TEXTE
81/2022

Abschlussbericht

OptiMet

Ressourceneffizienzsteigerung in der Metallindustrie - Substitution von Primärrohstoffen durch optimiertes legierungsspezifisches Recycling

von:

PD Dr. Raatz, Dr. Seidel
Helmholtz-Zentrum Dresden-Rossendorf e.V. (HZDR) - Helmholtz-Institut Freiberg für Ressourcentechnologie, Freiberg

Prof. Tuma, Dr. Thorenz, Dr. Helbig, Prof. Reller
Universität Augsburg - Resource Lab, Augsburg

Prof. Faulstich, Ch. Joachimsthaler
Technische Universität Dortmund - Fakultät Raumplanung - Lehrstuhl Ressourcen- und Energiesysteme, Dortmund

S. Steger, W. Hagedorn, Dr. Bickel, Prof. Liedtke

Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH (WI) - Abteilung Kreislaufwirtschaft und Abteilung Nachhaltiges Produzieren und Konsumieren, Wuppertal

Herausgeber:
Umweltbundesamt

Für Mensch & Umwelt

Umwelt Bundesamt

TEXTE 81/2022

Ressortforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz

Forschungskennzahl 3717 31 349 0

FB000810

Abschlussbericht

OptiMet

Ressourceneffizienzsteigerung in der Metallindustrie - Substitution von Primärrohstoffen durch Verminderung des Downcyclings

von

PD Dr. Raatz, Dr. Seidel
Helmholtz-Zentrum Dresden-Rossendorf e.V. (HZDR) - Helmholtz-Institut Freiberg für Ressourcentechnologie, Freiberg

Prof. Tuma, Dr. Thorenz, Dr. Helbig, Prof. Reller
Universität Augsburg - Resource Lab, Augsburg

Prof. Faulstich, Ch. Joachimsthaler
Technische Universität Dortmund - Fakultät Raumplanung - Lehrstuhl Ressourcen- und Energiesysteme, Dortmund

S. Steger, W. Hagedorn, Dr. Bickel, Prof. Liedtke
Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH (WI) - Abteilung Kreislaufwirtschaft und Abteilung Nachhaltiges Produzieren und Konsumieren, Wuppertal

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber
Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
buergerservice@uba.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

/umweltbundesamt.de
/umweltbundesamt

Durchführung der Studie:
Helmholtz-Zentrum Dresden-Rossendorf e.V. (HZDR); Helmholtz-Institut Freiberg für Ressourcentechnologie (HIF) mit seinem Konsortium
Chemnitzer Straße 40
09599 Freiberg

Abschlussdatum:
April 2021

Redaktion:
Fachgebiet FG III 2.2 - Ressourcenschonung, Stoffkreisläufe, Mineral- und Metallindustrie
Christian Lehmann

Publikationen als pdf:
http://www.umweltbundesamt.de/publikationen

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, August 2022

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung: OptiMet

Das durch das Umweltbundesamt geförderte Projekt befasst sich mit der Ressourceneffizienzsteigerung in der Metallindustrie in Hinblick auf die Substitution von Primärrohstoffen, die im Recyclingprozess zur Verdünnung unerwünschter Begleitelemente beim Recycling eine wesentliche Rolle spielen. Das damit einhergehend Downcycling soll mittels innovativer Sortiertechniken (Kamera-/Sensorsysteme) vermindert und der Recyclingprozess von metallischen Legierungen durch eine höhere Trennschärfe deutlich verbessert werden.

Der Fokus der Untersuchungen liegt in diesem Projekt auf der Untersuchung eines legierungsspezifischen Recyclings von Stahl-, Aluminium-, Kupfer- und Zinkschrotten. Hier soll der Vergleich verschiedener Schrottfraktionen vor bzw. nach innovativen Analyse- bzw. Sortier- und Separier-Prozessen neue Erkenntnisse liefern. Darüber hinaus werden definitorische Grundlagen sowie Steuerungsgrößen für Up- und Downcycling und Regeln für sortenarmes Design erarbeitet.

Auf Grundlage der Analyseergebnisse werden politische Empfehlungen zur besseren Erschließung bisher nicht genutzter, hochwertiger Metallpotenziale erarbeitet. Zu den Bewertungsmaßstäben gehören die Einsparpotenziale von primären Rohstoffen und damit Treibhausgasemissionen sowie die Kostenstruktur für die Herstellung von möglichst hochwertigen Legierungen aus Rezyklaten.

Eine erfolgreiche, das heißt mit minimalen Downcycling-Prozessen „belastete“ Bereitstellung von sekundären Rohstoffen erfordert eine umfassende Wissensbasis über die wissenschaftlichen Hintergründe von Downcycling, bestehende Recyclingstrukturen und verwendete Sortiertechniken, technologische Potenziale, metallurgische Prozesssimulationen und Bewertungsansätzen von Recyclingprozessen, die im Rahmen dieses Projektes entwickelt und genutzt werden.

Abstract: OptiMet

The project, which is funded by the Federal Environment Agency, is concerned with increasing resource efficiency in the metal industry with regard to the substitution of primary raw materials, which play an essential role in the recycling process for the dilution of unwanted by-elements during recycling. The associated downcycling should thus be reduced and the recycling process of metallic alloys significantly improved.

The focus of the investigations in this project is on examining the possibilities of alloy-specific recycling of steel, aluminium, copper and zinc scrap. Here, the investigation of different scrap fractions before or after innovative analysis or sorting and separation processes is to provide new insights. Furthermore, definitional basics as well as control variables for up- and downcycling and rules for low-sort design will be developed.

Based on the results of the analysis, policy recommendations will be developed to better exploit previously untapped high-value metal potentials. The evaluation criteria include the potential savings in raw materials and greenhouse gas emissions as well as the cost structure for the production of alloys from recycled materials.

Successful provision of secondary raw materials, i.e. "burdened" with minimal downcycling processes, requires a comprehensive knowledge base on existing recycling structures, technological potentials, metallurgical process simulations and evaluation approaches, which are developed and used within the framework of this project.

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis 6
Abbildungsverzeichnis 14
Tabellenverzeichnis 16
Abkürzungsverzeichnis 24
Zusammenfassung 25
1 AP 1 Downcycling – ein Überblick (Universität Augsburg) 28
1.1 Definition des Begriffs „Downcycling“ 28
1.1.1 Verwendung des Begriffs „Downcycling“ in der wissenschaftlichen Literatur 29
1.1.2 Arbeitsdefinition im Projekt OptiMet 30
1.1.3 Gründe für Downcycling bei Metallen und Legierungen 31
1.1.4 Anmerkungen zur Definition 33
1.2 Überblick Legierungsarten 33
1.2.1 Stahl 34
1.2.2 Aluminiumlegierungen 35
1.2.3 Kupferlegierungen 37
1.2.4 Zinklegierungen 38
1.3 Entwicklung einer Recycling-Matrix 39
1.3.1 Verwertung von Stahlschrott 39
1.3.2 Verwertung von Aluminiumschrott 40
1.3.3 Verwertung von Kupfer 41
1.3.4 Verwertung von Zinkschrott 41
1.3.5 Aufstellen einer Recycling-Kompatibilitätsmatrix 41
1.4 Bestimmung von Downcyclinggraden 43
1.4.1 Thermodynamischer Downcyclinggrad 43
1.4.2 Funktionaler Downcyclinggrad 43
1.4.3 Ökonomischer Downcyclinggrad 44
1.4.4 Anwendungshinweise zu Downcyclinggraden 44
1.4.5 Beispiel Downcyclinggrade 44
1.4.6 Verminderung des Downcyclings durch Substitution von Primärrohstoffen 47
2 AP 2 Status Quo und Prognose (TU Clausthal, Wuppertal Institut) 48
2.1 Aufgabenstellung 48
2.2 AP 2.1 – Angebot und Nachfrage 49
2.2.1 Status Quo – 2016 50

2.2.1.1 Methodische Vorgehensweise 50
2.2.1.2 Aluminium 52
2.2.1.3 Stahl 61
2.2.1.4 Kupfer 66
2.2.1.5 Zink 76
2.2.2 Prognose – 2030 86
2.2.2.1 Vorgehensweise und Quellen 86
2.2.2.2 Aluminium 93
2.2.2.3 Stahl 98
2.2.2.4 Kupfer 104
2.2.2.5 Zink 109
2.3 AP 2.2 – Quantifizierung der Downcycling-Effekte 114
2.3.1 Korrektur des Mengenmodells aus AP2.1 114
2.3.1.1 Aluminium 117
2.3.1.2 Stahl 129
2.3.1.3 Kupfer 142
2.3.1.4 Zink 146
3 AP 3 - Analyse innovativer Aufbereitungs- und Sortiertechniken, Durchführung von Sortierversuchen (Helmholtz-Institut Freiberg für Ressourcentechnologie) 150
3.1 Ziele 150
3.2 Methodische Herangehensweise 151
3.3 Evaluierung Analysemethoden 153
3.3.1 Verwendete Analysengeräte 153
3.3.2 Zertifizierte Referenzmaterialien 156
3.3.3 Testlegierungen 159
3.3.4 Mischschrotte 174
3.4 Evaluierung Sortiertechniken zur Vorsortierung 188
3.4.1 Magnetscheidung 189
3.4.2 Wirbelstromscheidung 191
3.4.3 Mehrstufige Versuche 192
3.4.4 Berechnung der Sortiereffizienzen 195
3.5 Zusammenfassung und Empfehlungen 198
3.5.1 Vergleich Analysemethoden 198
3.5.2 Vergleich Methoden zur Vorsortierung 204

3.5.3 Handlungsempfehlungen aus AP 3 207
4 AP 4 Auswertung (Helmholtz-Institut Freiberg für Ressourcentechnologie, Wuppertal Institut) 209
4.1 AP 4.1 – Quantifizierung der Einspareffekte durch optimierte Sortierung 209
4.2 Aluminium 211
4.3 Stahl 225
4.4 Kupfer und Zink 241
5 AP 5 Handlungsempfehlungen (TU Dortmund) 248
5.1 Technische Herausforderungen und Handlungsfelder 248
5.1.1 Handlungsfeld: Datengrundlage 248
5.1.2 Handlungsfeld: Klare Definition von Recycling und Downcycling 249
5.1.3 Handlungsfeld: Spezifikation der Produkteigenschaften 249
5.1.4 Handlungsfeld: Technische Optimierung des End-of-Life 249
5.2 Politische Handlungsempfehlungen 249
5.2.1 Transparenz- und Berichtspflicht 250
5.2.1.1 Transparenz- und Berichtspflicht legierungsspezifischer Stoffströme 251
5.2.1.2 Nachweis der Zusammensetzung und Recyclingeigenschaft 252
5.2.1.3 Risiken und Lösungsansätze 252
5.2.2 Normung und Standards für Recyclingregeln und –verfahren 253
5.2.2.1 Stärkung der EU-weiten Zusammenarbeit 253
5.2.2.2 Integration einer einheitlichen Definition von Recycling & Downcycling 254
5.2.2.3 Vereinheitlichung von Recyclingregeln und -verfahren 257
5.2.2.4 Harmonisierung von Legierungsbezeichnungen und -nummern 258
5.2.2.5 Risiken und Lösungsansätze 259
5.2.3 Regelung legierungsspezifischer Eigenschaften 259
5.2.3.1 Einführung einer Mindestvorgabe der Substitutionsquote 260
5.2.3.2 Einführung von Grenzwerten für Legierungselemente 261
5.2.3.3 Einführung eines Produktpasses 262
5.2.3.4 Risiken und Lösungsansätze 263
5.2.4 Förderung multisensorische Analyse und mehrkanalige Sortierung 263
5.2.4.1 Subvention, Prämien, Investitionsprogramme, Technikfolgenabschätzung 263
5.2.4.2 Finanzielle Unterstützung von strategischen Leuchtturmprojekten 265
5.2.4.3 Normung und Standardisierung von Recyclingregeln und –verfahren 265
5.2.4.4 Risiken und Lösungsansätze 266

5.3 Gesamteinschätzung 267
5.4 Ausblick 269
A Anhang 270
A.1 Literaturquellen für das Berechnen der Mengenmodelle – Status Quo 270
A.1.1 Quellen für das Mengengerüst Aluminium 270
A.1.2 Quellen für das Mengengerüst Stahl 271
A.1.3 Quellen für das Mengengerüst Kupfer 271
A.1.4 Quellen für das Mengengerüst Zink 272
A.2 Metallgehalte je Abfallstrom 273
A.2.1 Aluminium: Metallgehalte je Abfallstrom und Quellenangaben 273
A.2.2 Stahl: Metallgehalte je Abfallstrom und Quellenangaben 274
A.2.3 Kupfer: Metallgehalte je Abfallstrom und Quellenangaben 274
A.2.4 Zink: Metallgehalte je Abfallstrom und Quellenangaben 275
A.3 Metallspezifische Legierungsmatrizen 275
A.3.1 Aluminium – Knetlegierungen 275
A.3.2 Kupfer – Legierungsmatrix 276
A.3.3 Zink – Legierungsmatrix 277
A.4 Wachstumsfaktoren für die Prognose metallspezifischer Nachfrage 278
A.5 Prognose der metallspezifischen Entwicklung der sektoralen Nachfrage 279
A.5.1 Gegenüberstellung branchenspezifische Aluminiumnachfrage 2016 – 2030 279
A.5.2 Gegenüberstellung branchenspezifische Stahlnachfrage 2016 – 2030 280
A.5.3 Gegenüberstellung branchenspezifische Kupfernachfrage 2016 – 2030 280
A.5.4 Gegenüberstellung branchenspezifische Zinknachfrage 2016 – 2030 280
A.6 Wachstumsfaktoren für die metallspezifische Entwicklung des Schrottaufkommens 281
A.7 Ergänzende Tabellen zu Kapitel 2.2 und Kapitel 4.2 281
A.7.1 Mengenmodell der Legierungselemente in verschiedenen Aluminiumschrotte in t, EU, Annahme: 30% Vermischung 281
A.7.2 Mengenmodell der Legierungselemente in verschiedenen Aluminiumschrotte in t, EU, Annahme: 40% Vermischung 282
A.7.3 Mengenmodell der Legierungselemente in verschiedenen Aluminiumschrotte in t, Global, Annahme: 30% Vermischung 283
A.7.4 Mengenmodell der Legierungselemente in verschiedenen Aluminiumschrotte in t, Global, Annahme: 40% Vermischung 284
A.7.5 Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, EU 2016 285

A.7.6 Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, Global 2016 286
A.7.7 Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, EU 2030, 30% Vermischung 286
A.7.8 Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, EU 2030, 40% Vermischung 287
A.7.9 Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, Global 2030, 30% Vermischung 288
A.7.10 Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, Global 2030, 40% Vermischung 289
A.7.11 Ergebnisse der Simulationsrechnung für den Nachverdünnungseffekt im Bereich Stahl in t, EU 2016 290
A.7.12 Ergebnisse der Simulationsrechnung für die Verluste in Schlacken im Bereich Stahl in t, EU 2016 290
A.7.13 Ergebnisse der Abschätzung sonstiger Verluste (gebunden im Stahl bzw. Staub) im Bereich Stahl in t, EU 2016 291
A.7.14 Ergebnisse der Simulationsrechnung für den Nachverdünnungseffekt im Bereich Stahl in t, Global 2016 291
A.7.15 Ergebnisse der Simulationsrechnung für die Verluste in Schlacken im Bereich Stahl in t, Global 2016 292
A.7.16 Ergebnisse der Abschätzung sonstiger Verluste (gebunden im Stahl bzw. Staub) im Bereich Stahl in t, Global 2016 292
A.7.17 Zusammenfassende Umweltwirkung aller drei Effekte im Bereich Stahlrecycling für EU 2016 293
A.7.18 Zusammenfassende Umweltwirkung aller drei Effekte im Bereich Stahlrecycling für Global 2016 294
A.7.19 Zusammenfassende Umweltwirkung aller drei Effekte im Bereich Stahlrecycling für EU 2030 295
A.7.20 Zusammenfassende Umweltwirkung aller drei Effekte im Bereich Stahlrecycling für Global 2030 296
A.7.21 Zusammensetzung Kupferschrotte in EU 2016, in Tonnen 296
A.7.22 Zusammensetzung Kupferschrotte in Global 2016, in Tonnen 297
A.7.23 Zusammensetzung Kupferschrotte in EU 2030, in Tonnen 297
A.7.24 Zusammensetzung Kupferschrotte in Global 2030, in Tonnen 298
A.7.25 Umweltbewertung des Kupferschrott-Recyclings über den Weg der Raffination von Sekundärmaterial 298
A.7.26 Umweltbewertung des Kupferschrott-Recyclings über den Weg der Raffination von Sekundärmaterial 298

A.7.27 Anteil der untersuchten Schrottfraktionen an Gesamtmenge Zinkschrotte in EU..... 299
A.7.28 Anteil der untersuchten Schrottfraktionen an Gesamtmenge Zinkschrotte in Global... 299
A.7.29 Umweltbewertung für den Zinkanteil im Messing-Recyclings durch Raffination 299
A.7.30 Umweltbewertung für Aufbereitung von EAF-Stäuben zu Wälzoxid 299
A.7.31 Umweltbewertung für den Zinkanteil im Messing-Recyclings durch Raffination 299
A.7.32 Umweltbewertung für Aufbereitung von EAF-Stäuben zu Wälzoxid 300
A.8 Tabellen zu Kapitel 4.2 300
A.8.1 Verdünnungseffekte von Aluminium, EU 2030 min 300
A.8.2 Verdünnungseffekte von Aluminium, EU 2030 max..... 301
A.8.3 Verdünnungseffekte von Aluminium, Global 2030 min 301
A.8.4 Verdünnungseffekte von Aluminium, Global 2030 max..... 302
A.8.5 Verluste im Sekundär-Aluminium-Prozess, EU 2030 min. 303
A.8.6 Verluste im Sekundär-Aluminium-Prozess, EU 2030 max. 304
A.8.7 Verluste im Sekundär-Aluminium-Prozess, Global 2030 min. 304
A.8.8 Verluste im Sekundär-Aluminium-Prozess, Global 2030 max. 305
A.8.9 Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, Deutschland 2030 max, 30% Vermischung 305
A.8.10 Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, Deutschland 2030 max, 40% Vermischung 306
A.8.11 Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, EU 2030 min, 30% Vermischung 307
A.8.12 Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, EU 2030 min, 40% Vermischung 308
A.8.13 Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, EU 2030 max, 30% Vermischung..... 308
A.8.14 Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, EU 2030 max, 40% Vermischung..... 309
A.8.15 Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, Global 2030 min, 30% Vermischung 310
A.8.16 Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, Global 2030 min, 40% Vermischung 311
A.8.17 Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, Global 2030 max, 30% Vermischung..... 311
A.8.18 Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, Global 2030 max, 40% Vermischung..... 312
A.8.19 Veränderung der Umwelteffekte Aluminium, EU 2030 min, 30% Vermischung..... 313
A.8.20 Veränderung der Umwelteffekte Aluminium, EU 2030 min, 40% Vermischung..... 314

A.8.21 Veränderung der Umwelteffekte Aluminium, EU 2030 max, 30% Vermischung 314

A.8.22 Veränderung der Umwelteffekte Aluminium, EU 2030 max, 40% Vermischung 315

A.8.23 Veränderung der Umwelteffekte Aluminium, Global 2030 min, 30% Vermischung..... 316

A.8.24 Veränderung der Umwelteffekte Aluminium, Global 2030 min, 40% Vermischung..... 317

A.8.25 Tabelle 4-54: Veränderung der Umwelteffekte Aluminium, Global 2030 max, 30% Vermischung 318

A.8.26 Veränderung der Umwelteffekte Aluminium, Global 2030 max, 40% Vermischung 318

A.8.27 Zusammenfassende Umweltwirkung aller drei Effekte im Bereich Stahlrecycling für EU 2030, ohne Sortierverbesserung 319

A.8.28 Zusammenfassende Umweltwirkung aller drei Effekte im Bereich Stahlrecycling für EU 2030, mit Sortierverbesserung pXRF 320

A.8.29 Prozentuale Veränderung der Umweltwirkung aller drei Effekte im Bereich Stahlrecycling für EU 2030 für pXRF im Vergleich zum Status Quo (siehe Kapitel 2.2) .. 321

A.8.30 Zusammenfassende Umweltwirkung aller drei Effekte im Bereich Stahlrecycling für Global 2030, ohne Sortierverbesserung 322

A.8.31 Zusammenfassende Umweltwirkung aller drei Effekte im Bereich Stahlrecycling für Global 2030, mit Sortierverbesserung pXRF 323

A.8.32 Prozentuale Veränderung der Umweltwirkung aller drei Effekte im Bereich Stahlrecycling für Global 2030 für pXRF im Vergleich zum Status Quo (siehe Kapitel 2.2) 324

A.8.33 Überblick über die Veränderung Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für EU 2030 min AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS bzw. pXRF + NAA 324

A.8.34 Überblick über die Veränderung Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für EU 2030 max AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS bzw. pXRF + NAA..... 325

A.8.35 Überblick über die Veränderung Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Global 2030 min AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS bzw. pXRF + NAA 326

A.8.36 Überblick über die Veränderung Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Global 2030 max AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS bzw. pXRF + NAA..... 327

A.8.37 Überblick über die Veränderung des KRA aus Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Deutschland 2030 max AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS bzw. pXRF + NAA 328

A.8.38 Überblick über die Veränderung des KEA aus Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im

Stahlrecycling für Deutschland 2030 max AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS bzw. pXRF + NAA 329

A.8.39 Überblick über die Veränderung des Carbon Footprint aus Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Deutschland 2030 max AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS bzw. pXRF + NAA..... 330

A.8.40 Überblick über die Veränderung des KRA aus Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Europa 2030 min AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS bzw. pXRF + NAA ... 331

A.8.41 Überblick über die Veränderung des KEA aus Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Europa 2030 min AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS bzw. pXRF + NAA ... 332

A.8.42 Überblick über die Veränderung des Carbon Footprint aus Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Europa 2030 min AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS und pXRF + NAA 332

A.8.43 Überblick über die Veränderung des KRA aus Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Europa 2030 max AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS und pXRF + NAA.... 333

A.8.44 Überblick über die Veränderung des KEA aus Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Europa 2030 max AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS bzw. pXRF + NAA... 334

A.8.45 Überblick über die Veränderung des Carbon Footprint aus Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Europa 2030 max AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS bzw. pXRF + NAA 335

A.8.46 Überblick über die Veränderung des KRA aus Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Global 2030 min AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS bzw. pXRF + NAA 336

A.8.47 Überblick über die Veränderung des KEA aus Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Global 2030 min AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS bzw. pXRF + NAA 337

A.8.48 Überblick über die Veränderung des Carbon Footprint aus Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Global 2030 min AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS bzw. pXRF + NAA 338

A.8.49 Überblick über die Veränderung des KRA aus Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Global 2030 max AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS bzw. pXRF + NAA.... 339

A.8.50 Überblick über die Veränderung des KEA aus Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Global 2030 max AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS bzw. pXRF + NAA.... 339

A.8.51 Überblick über die Veränderung des Carbon Footprint aus Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Global 2030 max AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS bzw. pXRF + NAA 340

6 Quellenverzeichnis 342

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1-1: Materialflüsse in der Kreislaufwirtschaft.....30
Abbildung 1-2: Handlungsmöglichkeiten beim Downcycling durch Verdünnung...31
Abbildung 1-3: Handlungsmöglichkeiten beim Downcycling durch Kontamination 32
Abbildung 1-4: Handlungsmöglichkeiten beim Downcycling durch Überangebot. 32
Abbildung 1-5: Unterschiedlicher Verbleib von Metallen bei der Abfallaufbereitung.....39
Abbildung 1-6: Einteilung von Abfallströmen 42
Abbildung 2-1: Eine Definition für legierungsspezifische Stoffströme in einem System 49
Abbildung 2-2: Ein globales Stoffstrommodell für Aluminium (2007) 53
Abbildung 2-3: Aluminiumnachfrage nach Branchen im Jahr 2016.....55
Abbildung 2-4: Deutsche Nachfrage nach Aluminium Knetlegierungen in 2016 [kt] 58
Abbildung 2-5: Europäische Nachfrage nach Aluminium Knetlegierungen in 2016 [kt] 59
Abbildung 2-6: Globale Nachfrage nach Aluminium Knetlegierungen in 2016 [kt] 60
Abbildung 2-7: Ein globales Stoffstrommodell für Stahl im Jahr 2008 63
Abbildung 2-8: Stahlnachfrage nach Branchen im Jahr 2016 64
Abbildung 2-9: Ein globales Stoffstrommodell für Kupfer im Jahr 2011.....67
Abbildung 2-10: Kupfernachfrage nach Branchen im Jahr 2016.....69
Abbildung 2-11: Deutsche Nachfrage nach Kupferlegierungen in 2016 [kt] 72
Abbildung 2-12: Europäische Nachfrage nach Kupferlegierungen in 2016 [kt].....73
Abbildung 2-13: Globale Nachfrage nach Kupferlegierungen in 2016 [kt] 74
Abbildung 2-14: Ein globales Stoffstrommodell für Zink in kt (2010) 76
Abbildung 2-15: Zinknachfrage nach Branchen im Jahr 2016.....79
Abbildung 2-16: Deutsche Nachfrage nach Zinklegierungen in 2016 [kt].....81
Abbildung 2-17: Europäische Nachfrage nach Zinklegierungen in 2016 [kt].....82
Abbildung 2-18: Globale Nachfrage nach Zinklegierungen in 2016 [kt] 84
Abbildung 2-19: Aluminiumnachfrage 2016-2030 – Deutschland, Europa, Global 95

Abbildung 2-20: Schrottaufkommen für Aluminium im Jahr 2030 97
Abbildung 2-21: Stahlnachfrage 2016-2030 – Deutschland, Europa, Global 100
Abbildung 2-22: Schrottaufkommen für Stahl im Jahr 2030.....103
Abbildung 2-23: Kupfernachfrage 2016-2030 – Deutschland, Europa, Global 105
Abbildung 2-24: Schrottaufkommen für Kupfer im Jahr 2030 108
Abbildung 2-25: Zinknachfrage 2016-2030 – Deutschland, Europa, Global 111
Abbildung 2-26: Schrottaufkommen für Zink im Jahr 2030 112
Abbildung 2-27: Ausschnitt aus der graphischen Darstellung der Simulation der Herstellung einer Legierung 8011 aus gemischtem 8xxx Aluminiumschrott.....122
Abbildung 3-1: Verwendete Analysegeräte 154
Abbildung 3-2: Schematische Zeichnung des verwendeten MopaLIBS-Geräts 155
Abbildung 3-3: Fotos von drei verschiedenen Klassen an Testlegierungen.....161
Abbildung 3-4: Schematische Darstellung des statistischen Versuchsplans mittels pXRF.....162
Abbildung 3-5: Mit pXRF ermittelte statistische Verteilung der Massenprozente von verschiedenen Elementen in der Aluminiumlegierung AlMg4,5Mn0,7. 163
Abbildung 3-6: Mit pXRF ermittelte statistische Verteilung der Massenprozente von verschiedenen Elementen in der Kupferlegierung CuNi10Fe1Mn 164
Abbildung 3-7: Mit pXRF ermittelte statistische Verteilung der Massenprozente von verschiedenen Elementen in dem Stahl 42CrMo4. 165
Abbildung 3-8: Mit pXRF ermittelte statistische Verteilung der Massenprozente von verschiedenen Elementen in der Zinklegierung ZnAl4Cu3 165
Abbildung 3-9: Mit pXRF ermittelte statistische Verteilung der Massenprozente von Aluminium in den Testlegierungen. In nicht dargestellten Legierungen konnte das Element nicht detektiert werden....166
Abbildung 3-10: Mit pXRF ermittelte statistische Verteilung der Massenprozente von Kupfer in den Testlegierungen. In nicht dargestellten Legierungen konnte das Element nicht detektiert werden....167
Abbildung 3-11: Mit pXRF ermittelte statistische Verteilung der Massenprozente von Silicium in den Testlegierungen. In nicht dargestellten Legierungen konnte das Element nicht detektiert werden....168
Abbildung 3-12: Mit pXRF ermittelte statistische Verteilung der Massenprozente von Zink in den Testlegierungen. In nicht dargestellten Legierungen konnte das Element nicht detektiert werden....168
Abbildung 3-13: Vergleich der durch pXRF/EDXRF, WDXRF, LIBS und spark-OES erhaltenen chemischen Zusammensetzungen (in wt%) für die neun Testlegierungen.....172
Abbildung 3-14: Reflektanzspektren von Referenzlegierungen im sichtbaren & nahen Infrarotbereich (VIS-SWIR) 173

Abbildung 3-15: Reflektanzspektren von Referenzlegierungen im mittleren und fernen Infrarotbereich (MWIR-LWIR).....174
Abbildung 3-16: Bilder zweier Proben, die aus dem Recyclingprozess nach einem Großschredder und erster Vorsortierung entnommen wurden, aus dem Stahlrecycling (oben) bzw. aus dem Aluminiumrecycling (unten).....175
Abbildung 3-17: Prozessierungsschema eines Al-Schredderschrotts.....176
Abbildung 3-18: Rekonstruiertes 3D-Bild einer speziell präparierten Al-Mischschrottprobe (Probenbild links), die auf XRT-Messungen im Computertomographiemodus (XCT, rechts) basiert. 178
Abbildung 3-19: Mit pXRF ermittelte statistische Verteilung von einzelnen Schrottstücken innerhalb einer Charge aus dem Aluminiumrecycling.....182
Abbildung 3-20: Mit pXRF ermittelte statistische Verteilung von einzelnen Schrottstücken innerhalb einer Charge aus dem Stahlrecycling 183
Abbildung 3-21: Foto des ZEBRA-Messaufbaus bei der AiNT GmbH 184
Abbildung 3-22: Vergleich der Massenanteile für ausgesuchte Elemente beider Proben 187
Abbildung 3-23: Anlage für Magnet und Wirbelstromscheidung 189
Abbildung 3-24: Beispiel einer idealtypischen Prozesskette für einen Al-Mischschrott. 206
Abbildung 5-1: Schematische Prozesskette und politische Handlungsfelder 250
Abbildung 5-2: Zeitliche Einordnung der Handlungsempfehlungen 268
Abbildung 5-3: Gesamteinschätzung der politischen Handlungsempfehlungen ..268

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1-1: Aufbau des Arbeitspakets.....28
Tabelle 1-2: Mittlere Gewichtsanteile der Legierungselemente für ausgewählte Stähle in Prozent-werten. Eisen macht den auf 100% fehlenden Massenanteil aus. 34
Tabelle 1-3: Serien nach Hauptlegierungsmetall der Aluminium-Knetlegierungen gemäß EN 573.....35
Tabelle 1-4: Mittlere Gewichtungsanteile der Legierungselemente für ausgewählte Aluminiumlegierungen in Prozentwerten (The Aluminium Association 2015). Aluminium macht den auf 100% fehlenden Massenanteil aus. 36
Tabelle 1-5: Legierungsgruppen der Kupferlegierungen gemäß EN 1412. 37
Tabelle 1-6: Mittlere Gewichtsanteile der Legierungselemente ausgewählter Kupferlegierungen in Prozentwerten. Als Rest wird jeweils der auf 100% fehlende Gewichtsanteil bezeichnet. 38

Tabelle 1-7: Mittlere Gewichtsanteile der Legierungselemente genormter Zinklegierungen in Prozentwerten nach EN 1774. Zink macht den auf 100% fehlenden Massenanteil aus. 38
Tabelle 1-8: Kompatibilität der Legierungselemente mit Werkstoffen der Legierungskategorien 42
Tabelle 1-9: Zusammensetzungen der 6063 Aluminium-Knetlegierung und Schrott aus 6xxx-er Serie Aluminium nach Massenanteilen in Prozentwerten. Die im Beispiel näher betrachteten Elemente Al, Si, Mg und Zn sind hervorgehoben 45
Tabelle 2-1: Aufbau des Arbeitspakets 2.....48
Tabelle 2-2: Definition von Angebot und Nachfrage.....50
Tabelle 2-3: Allgemeine Legierungsmatrix.....52
Tabelle 2-4: Angebot und Nachfrage für Aluminium im Jahr 2016.....54
Tabelle 2-5: Schrottaufkommen für Aluminium im Jahr 2016.....56
Tabelle 2-6: Legierungsspezifisches Schrottaufkommen für Aluminium Knetlegierungen in 2016 61
Tabelle 2-7: Angebot und Nachfrage für Stahl im Jahr 2016 63
Tabelle 2-8: Schrottaufkommen für Stahl im Jahr 2016 65
Tabelle 2-9: Angebot und Nachfrage für Kupfer im Jahr 2016.....68
Tabelle 2-10: Schrottaufkommen für Kupfer im Jahr 2016.....70
Tabelle 2-11: Legierungsspezifisches Schrottaufkommen für Kupfer in 2016.....75
Tabelle 2-12: Angebot und Nachfrage für Zink im Jahr 2016.....77
Tabelle 2-13: Schrottaufkommen für Zink im Jahr 2016.....80
Tabelle 2-14: Legierungsspezifisches Schrottaufkommen für Zinklegierungen in 2016.....85
Tabelle 2-15: Literatur für die Prognose der Nachfrage 87
Tabelle 2-16: Raten der Bevölkerungs- und Wirtschaftsentwicklung.....88
Tabelle 2-17: Branchenspezifisches Nachfrageentwicklung nach Eisen und nicht-Eisen Metallen bis 2060.....89
Tabelle 2-18: Globale metallspezifische Entwicklungsfaktoren für den Zeitraum 2010-2050.....91
Tabelle 2-19: Literatur für die Prognose des Schrottaufkommens.....91
Tabelle 2-20: Anpassung des Mengenmodells für Aluminiumschrotte.....115
Tabelle 2-21: Aufteilung Aluminiumknetlegierungen nach Legierungsgruppen, Teal Sheet.....118
Tabelle 2-22: Konzentration der Legierungselemente als gewichteter Mittelwert pro Legierungsgruppe in %.....119
Tabelle 2-23: Mengenmodell der Legierungselemente in verschiedenen Aluminiumschrotte in t, Deutschland, Annahme: 30% Vermischung.....120
Tabelle 2-24: Mengenmodell der Legierungselemente in verschiedenen Aluminiumschrotte in t, Deutschland, Annahme: 40% Vermischung.....121

Tabelle 2-25: Eingesetzte Schrottmengen (30% Vermischung) und daraus hergestellt Ziellegierungen für Aluminium in kt.....123
Tabelle 2-26: Eingesetzte Schrottmengen (40% Vermischung) und daraus hergestellt Ziellegierungen für Aluminium in kt.....123
Tabelle 2-27: Prozessnamen und Koeffizienten für die Umweltbewertung bei Aluminiumknetlegierungen.....126
Tabelle 2-28: Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, Deutschland 2016 127
Tabelle 2-29: Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, Deutschland 2030, 30% Vermischung 128
Tabelle 2-30: Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, Deutschland 2030, 40% Vermischung 129
Tabelle 2-31: Auswahl an Stahllegierungen je Sektor-/Anwendungsgebiet.....130
Tabelle 2-32: Chemischen Zusammensetzung der verwendeten Schrottsample in % 134
Tabelle 2-33: Ergebnisse der Simulationsrechnung für den Nachverdünnungseffekt in t, Deutschland 2016.....136
Tabelle 2-34: Ergebnisse der Simulationsrechnung für die Verluste in Schlacken in t, Deutschland 2016.....136
Tabelle 2-35: Ergebnisse der Abschätzung sonstiger Verluste (gebunden im Stahl bzw. Staub) in t, Deutschland 2016.....137
Tabelle 2-36: Prozessnamen und Koeffizienten für die Umweltbewertung bei Stahllegierungen.....139
Tabelle 2-37: Zusammenfassende Umweltwirkung aller drei Effekte im Bereich Stahlrecycling für Deutschland 2016.....140
Tabelle 2-38: Zusammenfassende Umweltwirkung aller drei Effekte im Bereich Stahlrecycling für Deutschland 2030.....141
Tabelle 2-39: Zusammensetzung Kupferschrotte in Deutschland 2016, in Tonnen 144
Tabelle 2-40: Zusammensetzung Kupferschrotte in Deutschland 2030, in Tonnen 145
Tabelle 2-41: Koeffizienten für die Berechnung der Umweltwirkung der Raffination von reinem Kupfer und Messing im Vergleich zur Direkteinschmelzung 146
Tabelle 2-42: Umweltbewertung des Kupferschrott-Recyclings über den Weg der Raffination von Sekundärmaterial.....146
Tabelle 2-43: Anteil der untersuchten Schrottfraktionen an Gesamtmenge Zinkschrotte in Deutschland.....148
Tabelle 2-44: Koeffizienten für die Berechnung der Umweltwirkung der Raffination von Messingschrott im Vergleich zur Direkteinschmelzung sowie des Wälzoxid-Prozesses 148

Tabelle 2-45: Umweltbewertung für den Zinkanteil im Messing-Recyclings durch Raffination 148
Tabelle 2-46: Umweltbewertung für Aufbereitung von EAF-Stäuben zu Wälzoxid 149
Tabelle 3-1: Chemische Zusammensetzung (in wt%) der Referenzmaterialien, verglichen mit den durch die BAM angegebenen Zertifikaten 156
Tabelle 3-2: Vergleich der EDXRF-, WDXRF- und spark-OES-Resultate für drei zertifizierte Referenzstähle 158
Tabelle 3-3: Verwendete Testlegierungen mit ihren häufig verwendeten Abkürzungen.....159
Tabelle 3-4: Durch Industrienormen gegebene Zusammensetzungen (in wt%) der verwendeten Testlegierungen 160
Tabelle 3-5: Ermittelte Mittelwerte in Massenprozent für die Zusammensetzung der Testlegierungen mittels spark-OES. 161
Tabelle 3-6: Vergleich der Ergebnisse von pXRF, EDXRF, LIBS und spark-OES zur chemischen Zusammensetzung von den drei Al-Legierungen, drei Cu-Legierungen und den drei Stählen.....169
Tabelle 3-7: Verwendete Testlegierungen 175
Tabelle 3-8: Chemische Zusammensetzung (in wt%) von drei Einzelstücken von Mischschrottfraktionen, erhalten aus XRF- und LIBS-Messungen 178
Tabelle 3-9: Resultate der Anschleiftests für zwei verschiedene verunreinigte Schrottstücke, eines aus einer Fraktion des Stahlrecyclings (Kondi) und ein anderes aus dem Aluminiumrecycling (SSR).179
Tabelle 3-10: Mittels pXRF ermittelte chemische Zusammensetzung (in wt%) von untersuchten Post-Consumer-Mischschrottfraktionen aus dem Al-, Stahl- und Cu-Recycling.....180
Tabelle 3-11: Ergebnis der Auswertung des Gamma-Spektrums der Probe Al-2 .185
Tabelle 3-12: Ergebnis der Auswertung des Gamma-Spektrums der Probe Stahl-2 186
Tabelle 3-13: Mittels pXRF ermittelte Elementzusammensetzungen (in wt%) der buntmetallreichen Al-Mischschrottprobe vor der Magnetscheidung und ihrer sieben Fraktionen nach der Magnetscheidung 190
Tabelle 3-14: Mittels pXRF ermittelte Elementzusammensetzungen (in wt%) der buntmetallreichen Al-Mischschrottprobe vor der Vorsortierung und derer sieben Fraktionen nach der Wirbelstromsortierung 191
Tabelle 3-15: Mittels pXRF ermittelte Ausbringungen (in wt%) der buntmetallreichen Al-Mischschrottprobe nach Formvorsortierung und Wirbelstromscheidung für die Hauptelemente Al (a), Fe (b) und Cu (c).....193

Tabelle 3-16: Mittels pXRF ermittelte Ausbringungen (in wt%) der Mischschrottcharge „Metallmix“ von einem Recyclinghof nach Magnetscheidung und Wirbelstromscheidung für die Hauptelemente Fe (a) und Cu (b) 194
Tabelle 3-17: Berechnete und gemittelte Sortiereffizienzen in % für in Sortierversuchen untersuchten Schrottchargen, unterteilt in die Matrixmetalle Al (a) und Stahl/Fe (b) 197
Tabelle 3-18: Bewertung der einzelnen Analysemethoden hinsichtlich mehrerer qualitativer und quantitativer Kriterien 199
Tabelle 3-19: Faktoren (Maß für die Sortiereffizienz) für die Erkennung eines Elements in einer Legierungsart (Stahl, Aluminium, Kupfer) . 201
Tabelle 3-20: Exemplarische Berechnungen bzw. Sortiereffizienzen zu den Masse- und Konzentrationsänderungen ausgewählter Elementen in Al- und Stahllegierungen in Abhängigkeit der verwendeten Methode und vorgegebenen Grenzwertes 202
Tabelle 4-1: Verdünnungseffekte von Aluminium, Deutschland 2030 min 212
Tabelle 4-2: Verdünnungseffekte von Aluminium, Deutschland 2030 max 213
Tabelle 4-3: Verluste im Sekundär-Aluminium-Prozess, Deutschland 2030 min .. 214
Tabelle 4-4: Verluste im Sekundär-Aluminium-Prozess, Deutschland 2030 max . 215
Tabelle 4-5: Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, Deutschland 2030 min, 30% Vermischung 215
Tabelle 4-6: Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, Deutschland 2030 min, 40% Vermischung 216
Tabelle 4-7: Umweltwirkung der Verdünnungseffekte und Verluste beim Aluminiumrecycling für das europäische und globale Mengenmodel in 2030, ohne Sortiereffizienz 217
Tabelle 4-8: Umweltwirkung der Verdünnungseffekte und Verluste beim Aluminiumrecycling für das europäische und globale Mengenmodell in 2030, mit Sortiereffizienz 217
Tabelle 4-9: Prozentuale Veränderung für das europäische und globale Mengenmodell in 2030, zwischen Ergebnissen Tabelle 4-6 und Tabelle 4-7 218
Tabelle 4-10: Verdünnungseffekte von Aluminium mit pXRF + LIBS, Deutschland 2030 min 219
Tabelle 4-11: Verdünnungseffekte von Aluminium mit LIBS, Deutschland 2030 max 220
Tabelle 4-12: Veränderung der Umwelteffekte Aluminium, Deutschland 2030 min, 30% Vermischung 221
Tabelle 4-13: Veränderung der Umwelteffekte Aluminium, Deutschland 2030 min, 40% Vermischung 222

Tabelle 4-14: Veränderung der Umwelteffekte Aluminium, Deutschland 2030 max, 30% Vermischung 223
Tabelle 4-15: Veränderung der Umwelteffekte Aluminium, Deutschland 2030 max, 40% Vermischung 224
Tabelle 4-16: Überblick Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung Stahlrecycling für 2030 ohne Sortierverbesserung 226
Tabelle 4-17: Überblick Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung im Bereich Stahlrecycling für 2030 mit Sortierverbesserung pXRF 226
Tabelle 4-18: Prozentuale Veränderung der Mengenmodelle im Bereich Stahlrecycling für 2030 mit Sortierverbesserung durch pXRF im Vergleich zum Status Quo (Kapitel 2.2), Vergleich Tabelle 4- 16 und 4 - 17.....227
Tabelle 4-19: Überblick über Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für 2030 ohne Sortierverbesserung 227
Tabelle 4-20: Überblick Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung im Bereich Stahlrecycling für 2030 mit Sortierverbesserung pXRF 228
Tabelle 4-21: Prozentuale Veränderung der Mengenmodelle im Bereich Stahlrecycling für 2030 mit Sortierverbesserung durch pXRF im Vergleich zum Status Quo (Kapitel 2.2), Vergleich Tabelle 4-19 und 4 -20.....230
Tabelle 4-22: Zusammenfassende Umweltwirkung aller drei Effekte im Bereich Stahlrecycling für Deutschland 2030, ohne Sortierverbesserung 231
Tabelle 4-23: Zusammenfassende Umweltwirkung aller drei Effekte im Bereich Stahlrecycling für Deutschland 2030, mit Sortierverbesserung 232
Tabelle 4-24: Prozentuale Veränderung der Umweltwirkung aller drei Effekte im Bereich Stahlrecycling für Deutschland 2030 für pXRF im Vergleich zum Status Quo (siehe Kapitel 2.2) 233
Tabelle 4-25: Überblick über die Veränderung Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Deutschland 2030 min Status Quo (AP2.2) gegenüber pXRF + LIBS bzw. NAA 235
Tabelle 4-26: Überblick über die Veränderung Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Deutschland 2030 max Status Quo (AP2.2) gegenüber pXRF + LIBS bzw. NAA 236
Tabelle 4-27: Überblick über die Veränderung des KRA aus Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Deutschland 2030 min Status Quo AP2.2 gegenüber pXRF+LIBS bzw NAA 237

Tabelle 4-28: Überblick über die Veränderung des KEA aus Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Deutschland 2030 min Status Quo AP2.2 gegenüber pXRF+LIBS bzw. NAA 239
Tabelle 4-29: Überblick über die Veränderung des Carbon Footprint aus Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Deutschland 2030 min Status Quo AP2.2 gegenüber pXRF+LIBS bzw. NAA 240
Tabelle 4-30: Zusammensetzung Kupferschrotte in Deutschland in 2030, in Tonnen mit und ohne Sortierverbesserung 242
Tabelle 4-31: Zusammensetzung Kupferschrotte in Europa in 2030, in Tonnen mit und ohne Sortierverbesserung 243
Tabelle 4-32: Zusammensetzung Kupferschrotte weltweit in 2030, in Tonnen mit und ohne Sortierverbesserung 243
Tabelle 4-33: Gegenüberstellung der Einspareffekt bei höheren Anteilen an Direkteinschmelzung von niedriglegiertem Kupfer und Messingschrott (Kupferanteil) aufgrund verbesserter Sortiertechnik, Deutschland 2030 244
Tabelle 4-34: Gegenüberstellung der Einspareffekt bei höheren Anteilen an Direkteinschmelzung von niedriglegiertem Kupfer und Messingschrott (Kupferanteil) aufgrund verbesserter Sortiertechnik, Europa 2030 244
Tabelle 4-35: Gegenüberstellung der Einspareffekt bei höheren Anteilen an Direkteinschmelzung von niedriglegiertem Kupfer und Messingschrott (Kupferanteil) aufgrund verbesserter Sortiertechnik, Global 2030 245
Tabelle 4-36: Mengenmodell Messingrecycling über Raffination insgesamt und Zinkanteil, ohne Sortierverbesserung 245
Tabelle 4-37: Mengenmodell Messingrecycling über Raffination insgesamt und Zinkanteil, mit Sortierverbesserung 245
Tabelle 4-38: Prozentuale Veränderung des Mengenmodell Messingrecycling über Raffination insgesamt und Zinkanteil, mit und ohne Sortierverbesserung 246
Tabelle 4-39: Gegenüberstellung der Einspareffekt bei höheren Anteilen an Direkteinschmelzung von niedriglegiertem Messingschrott (Zinkanteil) aufgrund verbesserter Sortiertechnik, Deutschland 2030 246
Tabelle 4-40: Gegenüberstellung der Einspareffekt bei höheren Anteilen an Direkteinschmelzung von Messingschrott (Zinkanteil) aufgrund verbesserter Sortiertechnik, Europa 2030 246

Tabelle 4-41: Gegenüberstellung der Einspareffekt bei höheren Anteilen an Direkteinschmelzung von Messingschrott (Zinkanteil) aufgrund verbesserter Sortiertechnik, Global 2030 247
Tabelle 5-1: Aufbau des Arbeitspakets 5.....248
Tabelle 5-2: Übersicht diverser Normen für Al-Legierungsbezeichnungen und -nummern 258

Abkürzungsverzeichnis

AP	Arbeitspakete
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BMUB	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit
Destatis	Statistisches Bundesamt
Eurofer	Online-Shop: Portal für das Handwerk
Eurostat	Datenbank Europäische Kommission
HIF HZDR	Helmholtz-Institut für Ressourcentechnologie, Helmholtz-Zentrum Dresden-Rossendorf
LIBS	Laserinduzierte Plasma-Spektroskopie
LIF	laserinduzierte Fluoreszenz
MVT	Institut für Mechanische Verfahrenstechnik
NAA	Neutronenaktivierungsanalyse
TU BAF	TU Bergakademie Freiberg
TUC	TU Clausthal
UBA	Umweltbundesamt
WI	Wuppertal Institut
XRF	Röntgenfluoreszenz
XRT	Röntgentransmission

Zusammenfassung

Ziel des vorliegenden Projektes „OptiMet“ ist die Ermittlung des Optimierungspotentials im Bereich des Metallrecyclings unterschiedlicher Legierungsarten, insbesondere durch die Nutzung neuartiger Sensor- bzw. Analyseeinheiten zur Sortierung. In diesem Zusammenhang wird das Phänomen des Downcyclings näher untersucht, welches durch eine engere Sortierung bzw. höhere Trennschärfe vermindert werden kann. Der Begriff Downcycling ist bisher nicht eindeutig definiert. Allgemein versteht man darunter die Verringerung der Qualität von Sekundärrohstoffen gegenüber Primärmaterialien durch wiederholtes Recycling. Während Sekundärrohstoffe als Altschrotte nach der Nutzungsphase oder Neuschrotte als Abfall bei Fertigungsprozessen entstehen, werden Primärrohstoffe aus Erzen wie Bauxit gewonnen, die beispielsweise Aluminium in hoher Konzentration enthalten und in ihrer Reinstform zum ersten Mal für die Herstellung von Materialien verwendet werden. Beim Recycling von Sekundärrohstoffen hat man es jedoch mit einem Materialgemisch bzw. einer Legierungsvielfalt zu tun, in dem sich zur Erreichung bestimmte Funktionalitäten weitere Elemente befinden, wie Kupfer als Korrosionshemmer oder Wolfram als Stahlhärter. Bei der Herstellung neuer Legierungen aus Sekundärroh-stoffen stören diese „Fremdelemente“ und werden in Abhängigkeit der zu erreichenden Grenzwerte in der Zielegierung mit Hilfe meist hoher Anteile an Primärmaterial verdünnt bzw. erniedrigt. In den meisten Fällen kann die ursprüngliche Qualität trotz allem nicht wieder erreicht werden. Diese Qualitätsminderung wird als Downcycling bezeichnet, wobei zwischen thermodynamischem, funktionellem und ökonomischem Downcycling unterschieden werden kann. Entsprechende Definitionen und Vorschläge für die Quantifizierung finden sich im Bericht. Im vorliegenden Projekt kristallisiert sich die thermodynamische bzw. exergetische Bewertung als am geeignetsten für die Quantifizierung des Downcyclingeffektes heraus.

Downcycling ist insbesondere dann problematisch, wenn die Verringerung der Qualität der Sekundärmaterialien dazu führt, dass erhöhte Umweltauswirkungen zu erwarten sind. Dies ist der Fall, wenn a) eine hohe Menge an Primärrohstoffen benötigt wird, um die erforderlichen Material-Qualitäten unter Verwendung von Sekundärrohstoffen wenigstens einigermaßen sicherzustellen, b) ein hoher Bedarf an Energie bzw. Exergie zur Verarbeitung der Sekundärrohstoffen erforderlich ist oder c) Funktionsmetalle (Legierungsbestandteile) wie Kupfer, Zinn oder Kobalt als Störstoffe aufwändig, eben durch Verdünnung und nicht durch Rückgewinnung, „entfernt“ werden müssen. Dies bedingt den unwiederbringlichen Verlust von Legierungselementen zum Beispiel über die Schlacke oder den Flugstaub. Dieses problematische Phänomen bezeichnet man auch als Dissipation.

Für eine Quantifizierung von Downcycling ist zunächst festzustellen, dass es kein allgemeingültiges Maß für die „Qualität“ eines Materials gibt, auf das sich eine Definition beziehen kann. Qualitätsangaben sind stattdessen immer abhängig von der Funktion und dem Anwendungsbereich. Unabhängig davon haben wir uns beim vorliegenden Projekt bei den Berechnungen auf eine Basislinie (sogenannte Nulllinie) verständigt. Diese beschreibt den Primärrohstoffbedarf im pyrometallurgischen Prozess, wenn man aus einer Eingangslegierung xyz genau die gleiche Qualität bzw. Ursprungslegierung xyz wiederherstellen möchte (reines Umschmelzen). Dementsprechend sollte der Vergleich immer an der Prozessstufe im Materialkreislauf stattfinden, an dem Primärrohstoffe direkt mit dem Einsatz von Sekundärrohstoffen in Konkurrenz stehen.

Da Daten zum Schrottaufkommen in sehr unterschiedlichen Qualitäten und häufig gar nicht vorliegen, ist ein Ziel des Projektes, für einige ausgewählte Legierungsarten eine vergleichbare Datenbasis zu schaffen. Dazu ist das Vorgehen über die drei geographischen Ebenen (regional, EU, global) einheitlich. Ausgangspunkt sind die Schrottmengen an Abfallströmen, die als Input in die

Verwertungsanlagen gehen, wie Altfahrzeuge oder Bau- und Abbruchmaterialien. Recherchierte Metallanteile, wie sie bspw. im ReSek-Bericht enthalten sind, lassen dann auf die Metallanteile von Stahl, Aluminium, Kupfer und Zink schließen. Klarzustellen ist an dieser Stelle, dass Produktionsabfälle meist gut definierte und damit recht einfach zu recycelnde Abfallströme sind, während Elektronikschrott sehr komplex zusammengesetzt ist, mit mittlerweile nahezu allen Elementen des Periodensystems als Legierungsbestandteile. Dies gestaltet das Recycling und die Rückgewinnung wertvoller Metalle sehr schwierig. So wird Germanium beispielsweise aus solchen Stoffströmen zu weniger als 1 Prozent wiedergewonnen. Mengenmäßig besteht dieser Stoffstrom (E-Waste) aus etwa 30-40 Prozent. Der verbleibende Anteil stellt Produktionsabfälle dar.

Für die Quantifizierung der Hauptmetalle wird ein 5-stufiger Ansatz genutzt:

1. Bestimmen des Angebots, der Nachfrage und des Schrottaufkommens der Hauptmetalle des Status Quo
2. Definieren der relativen Anteile (Umrechnungsfaktoren) der Hauptlegierungen am Gesamtmetallverbrauch
3. Berechnung der quantitativen Mengen an Hauptlegierungen
4. Ableitung der Prognose für das Jahr 2030 anhand bestehender Szenarien
5. Verifizierung der Ergebnisse über Experteninterviews und entsprechende Anpassungen

Eine Schlussfolgerung aus dem Kontakt mit Experten ist, dass legierungsspezifische Statistiken (Materialebene) kaum strukturiert vorliegen bzw. geführt werden. Grund hierfür ist vor allem die Vielfalt der bspw. über 2500 verschiedenen Stahlsorten, welche eine Hürde für eine strukturierte Dokumentation darstellt.

Auch die einzelnen Quellenhinweise seitens der Experten führten bisher noch nicht zu einem verbesserten Gesamtbild.

Eine wichtige Konsequenz ist, dass man zukünftig gut strukturierte Material- und Produktdatenbanken erstellen und nachvollziehbar aktuell halten muss. Unterstützung könnte hier ein Produktpass leisten, in dem neben Demontageplänen zur Reparierbarkeit oder Wiedernutzung einzelner Bauteile sämtliche verwendete Materialien und ihre Mengenanteile aufgeführt sind.

Die Gewinnung von möglichst sortenreinem Schrott bei gleichzeitiger Minimierung seiner Kontamination ist eine aktuell bestehende Herausforderung, die neben sinnvollen Sammelsystemen ein tiefes Verständnis der Sortier- und Analysetechnik erfordert. Von Interesse ist dabei im Projekt, über den Vergleich verschiedener heute am Markt befindlicher analytischer Messmethoden (Kamera-/Sensorsysteme etc.) und deren Kombinationen zu ermitteln, welche Analyse- und vorsowie nachgelagerte Sortier- bzw. Trennverfahren bei gemischten Schrottfraktionen Sinn machen, um hohe Qualitäten zu sichern und Downcycling Stück für Stück zu reduzieren. Die analytischen und technologischen Grenzen im Fall der Legierungs- und Veredelungsmetallurgie werden dabei herausgearbeitet.

Es zeigt sich, dass heute angewendete sensorbasierte Sortierprozesse nur bei Stückgrößen von >10 mm wirtschaftlich angewendet werden können. Im Recyclingbereich haben wir es allerdings oft mit komplexen Partikeln zu tun, die in dieser Größenordnung noch nicht liberiert, also in die verschiedenen Materialien getrennt sind (z.B. Metall-/Kunststoffverbünde). Die Kernfrage ist, zu verstehen und zu quantifizieren, wie sich die derzeit meist relativ ungenaue Vorsortierung der unterschiedlichen Legierungsarten und die teilweise nicht genau bekannte chemische Zusammensetzungen auf die spätere Qualität der Sekundärrohstoffe auswirken und wie sich diese

Materialien möglichst bereits im Vorfeld der metallurgischen Weiterverarbeitung besser analysieren, trennen bzw. sortieren sowie durch die nachfolgenden Aufbereitungsprozesse mechanisch, physikalisch und chemisch qualitativ hochwertig und möglichst vollständig zurückgewinnen lassen.

Zur Beurteilung der Eignung unterschiedlicher Trennverfahren für handelsübliche, gemischte Schrotte werden in diesem Projekt bekannte Sortiertechniken wie Magnet- oder Wirbelschichtscheidung (zur Vorsortierung) mit innovative Analyseverfahren wie XRF, XRT, LIBS, NAA und LIF kombiniert und die Ergebnisse hinsichtlich der Erkennung des Hauptmetalls und der Legierungselemente, die für das Downcycling verantwortlich sind, verglichen. Auf Basis der Versuche werden die Chancen und Grenzen innovativer sensorbasierter Sortiertechnologien dargestellt und anwendungsorientierte Lösungen auch mit Hilfe von metallurgischen Simulationstools erarbeitet.

Generell gilt für die durch das UBA vorgegebenen und zu evaluierenden Methoden für die Metall-analytik, dass teure, stationäre Geräte, die entweder offline (WDXRF) oder inline (LIBS, XRT) arbeiten, eine höhere Genauigkeit und geringere Detektionslimits aufweisen. Das heißt, diese können zuverlässig mehr Elemente in kleineren Spuren nachweisen und erlauben dadurch eine sehr viel engere und bessere Sortierung bestimmter Legierungsarten. Vergleiche in der Quantifizierung von Stoffströmen auf sich bewegenden Förderbändern (z.B. 2 m/s) mit LIBS zeigen beispielsweise deutliche Schwächen bei der Analyse inhomogener Mischschrottstrom. Es wird hier eine ausführliche Matrixkorrektur benötigt, die bei Mischschrotten mit bis zu 20 verschiedenen chemischen Elementen sehr zeit- und kostenintensiv ist. Schnellere Methoden wie z. B. HSI, deren Analyseergebnisse weniger anfällig für Schwankungen der Matrix sind, haben dem gegenüber niedrigere Genauigkeiten und sollten eher zur Phasenunterscheidung als zur Elementquantifizierung eingesetzt werden. Ein weiterer Punkt in der Betrachtung ist die Eindringtiefe: Während die XRF- Methoden, HSI und LIBS nur die Oberfläche einer Probe punktuell analysieren und somit auch nicht-repräsentative Stichprobe erfassen, sind NAA und XRT durchstrahlende Methoden. Diese können die Zusammensetzung des Volumenstroms in bis zu zwei Dimensionen detektieren und dadurch die Fehlerquote herabsetzen.

Die erzielten Ergebnisse zeigen, dass es nicht DIE eine Analysemethode und nicht DIE für alle Legierungsarten gültige Sortiereffizienz gibt. Für optimale Ergebnisse muss klar sein, welche Legierungsarten vorhanden sind und welches Zielsystem daraus hergestellt werden soll. Das wiederrum definiert die gewünschte Sortiertiefe bei komplexen Stoffströmen. Für eine effektive und möglichst legierungsreine Trennung sind neben einer effektiven Vorsortierung Kombinationen verschiedener Kamera-/Sensorsystemen erforderlich.

Auf Basis der Projektergebnisse werden politische Handlungsempfehlungen abgeleitet. Besonders hervorzuheben sind neben der Notwendigkeit eines Produktpasses, der über die Zusammensetzung und Recyclingfähigkeit Auskunft gibt, die Transparenz- und Berichtspflicht legierungsspezifischer Stoffströme, um politische Entscheidungen auf Basis von realen und vollständigen Datensätzen zu begründen. Darüber hinaus ist ein Bewusstsein für Downcycling und die dazugehörigen Stellhebel zu schaffen, das durch klare, wenig Spielraum lassende, Begriffsdefinitionen gestützt wird. Durch vorgegebene Grenzwerte für Legierungselemente bzw. Beschränkung der Materialvielfalt ist beispielsweise bereits in der Produktentwicklungsphase, also von Anfang an, auf eine gesteigerte Kreislauffähigkeit zu achten. Für die Verminderung des Downcyclings und Erhöhung der Sekundärrohstoffqualität ist die technologische Realisierbarkeit durch den zielgerichteten Einsatz geeigneter Analyse- und Sortiertechnik zu gewährleisten.

1 AP 1 Downcycling – ein Überblick (Universität Augsburg)

Im ersten Arbeitspaket (AP1) werden die definitorischen Grundlagen zum Thema Downcycling von Legierungen geschaffen. Das Arbeitspaket liefert einen Überblick über die Legierungsarten von Stahl, Aluminium, Kupfer und Zink sowie deren üblicher Verwertungspfade. Vorbereitend für die folgenden APs wird eine Methodik zur Quantifizierung des Downcyclinggrades für verschiedene Legierungstypen entwickelt, die dabei helfen soll, ein möglichst hochwertiges Recycling der Metalle zu ermöglichen und durch Verminderung des Downcyclings den Primärmaterialbedarf zu verringern.

Tabelle 1-1: Aufbau des Arbeitspakets

Arbeitspaket	Aufgaben
1.1	***Definition des Begriffs „Downcycling“*** Entwicklung einer Arbeitsdefinition des Begriffs Downcycling auf Basis der wissenschaftlichen Literatur
1.2	***Überblick über die Legierungsarten*** Einteilung der Legierungsarten für Stahl, Aluminium, Kupfer und Zink
1.3	***Überblick über die Verwertungspfade der Legierungen*** Übliche Verwertungspfade der Stahl-, Aluminium-, Kupfer- und Zinklegierungen
1.4	***Methodik zur Bestimmung des Downcyclinggrades*** Entwicklung einer für das Projekt praktikablen Methodik

1.1 Definition des Begriffs „Downcycling“

Der Begriff „Downcycling“ ist eine Kombination aus den Worten „down“ (englisch für „hinab“) und „cycling“ (englisch für „im Kreislauf führen“). Der Begriff beschreibt also eine nach unten gerichtete Kreislaufführung, ohne jedoch festzulegen was genau mit der Abwärtsrichtung gemeint ist. Im Kontext der Kreislaufwirtschaft ist der Begriff Downcycling eine Abwandlung des Begriffs „Recycling“, welcher beispielsweise im Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG) definiert ist. So heißt es in KrWG §3 Abs. 25: „Recycling […] ist jedes Verwertungsverfahren, durch das Abfälle zu Erzeugnissen, Materialien oder Stoffen entweder für den ursprünglichen Zweck oder für andere Zwecke aufbereitet werden; […].“ Die Formulierung des Begriffs Recycling ist in der Abfallrahmenrichtlinie 2008/98/EG gleich definiert.

Die begriffliche Modifikation „Downcycling“ soll ausdrücken, dass zwar eine Kreislaufführung stattfindet, der Kreislauf jedoch nicht vollständig geschlossen und insbesondere durch den Kreislauf keine Gleichwertigkeit hergestellt wird. Entsprechend definiert auch der Duden den Begriff Downcycling als „Nutzung von Abfallstoffen oder gebrauchten Gegenständen als geringer wertige Rohstoffe“ (https://www.duden.de/rechtschreibung/Downcycling). Im Kreislaufwirtschaftsgesetz wird Downcycling jedoch nicht definiert und es ist auch nicht offensichtlich klar, worin sich eine etwaige Geringwertigkeit von Rohstoffen oder Werkstoffen ausdrücken soll, sofern eine solche Definition überhaupt konsensfähig wäre. Daher erfolgt im ersten Arbeitsschritt zunächst die Erarbeitung einer Arbeitsdefinition für den Begriff „Downcycling“ im Rahmen des Projektes OptiMet. Die Arbeitsdefinition ist durch den Projektfokus auf Metalle und Metalllegierungen geprägt, weshalb eine Überprüfung der Anwendbarkeit auf die gesamte Kreislaufwirtschaft in Folge des Projektes empfohlen wird.

In Anknüpfung an die Recycling-Definition des KrWG lässt sich allgemein festhalten, dass die Durchführung von Recyclingverfahren zum Phänomen des Downcyclings führen kann. Dabei ist

unter Downcycling die Verringerung der Qualität von aus Abfällen aufbereiteten Erzeugnissen, Materialien oder Stoffen gegenüber der ursprünglichen Qualität zu verstehen. Es gibt also kein Downcycling ohne Recycling. Die im Folgenden näher beschriebene wissenschaftliche Literatur versucht zumeist über vergleichsweise vage formulierte Begrifflichkeiten diese „Qualitätsverringerung" zu beschreiben. Wo die Grenze zwischen qualitativ hochwertigem Recycling in geschlossenen Kreisläufen und Downcycling liegt, und ob sich eine solche Grenze überhaupt trennscharf formulieren lässt, bleibt jedoch oftmals unklar. Wann immer eine Qualitätsverminderung nicht vollständig vermeidbar ist, kann Downcycling nämlich auch vermindert werden, indem im Sinne einer Kaskadennutzung (dieser Begriff stammt eigentlich aus der Bioökonomie und Ökologie) die Qualitätsverringerung jeder einzelnen Verwertungsstufe möglichst geringgehalten wird (Fehrenbach et al. 2017). Im Sinne der Abfallhierarche kann es auch nicht Ziel sein, Downcycling zu Lasten des Recyclings durch sonstige Verwertung, insbesondere energetische Verwertung und Verfüllung, oder Beseitigung, zu vermindern. Dies würde der Abfallhierarchie widersprechen, den Primärmaterialbedarf erhöhen und ist daher nicht vorgesehen.

1.1.1 Verwendung des Begriffs „Downcycling" in der wissenschaftlichen Literatur

Einig ist sich die wissenschaftliche Literatur dahingehend, dass beim Downcycling durch materielle Prozesse die Materialqualität herabgesenkt wird (Friege 2015). So bezeichnen beispielsweise Gandenberger et al. (2012, S. 165) Downcycling als „Verwendung [der Sekundärrohstoffe] in einem anderen Produktzyklus mit deutlich niedrigeren qualitativen Anforderungen." Wann immer Abfälle hochwertiger Produkte zu Produkten mit geringerem Wert oder Qualität verarbeitet werden, liegt Downcycling vor (Benton and Hazell 2013; Friege 2015; Haas et al. 2015). Downcycling wird aber auch als Qualitätsunterschied zwischen Sekundär- und Primärmaterial beschrieben (European Commission 2013). Damit gibt es in der Literatur bereits Unterschiede bei der Prozessstufe innerhalb der Kreislaufwirtschaft, an der das Downcycling gemessen wird.

Weiterhin muss definiert werden, was unter „Qualität" verstanden werden soll. Lässt sich diese für spezifische Anwendungsfälle noch über die Werkstoffeigenschaften bestimmen, ist eine allgemeine, funktionsunabhängige Definition hingegen nicht möglich. Qualität wird entweder über Reinheitsgrad und Anwendbarkeit beschrieben (Gößling 2001; Chen and Graedel 2012) oder über Funktionalität und Materialwert (Kristof and Hennicke 2010). Gelegentlich wird sogar ganz allgemein definiert, dass Downcycling schon dann vorliegt, wenn durch Kreislaufführung die Materialeigenschaften verändert, nicht explizit verschlechtert, werden (Koffler and Florin 2013; Geyer et al. 2016).

Einige Autoren heben hervor, dass durch Downcycling der Anwendungsbereich von Sekundärmaterialien eingeschränkt wird, eben aufgrund der geringeren Qualität. Insbesondere kann nach dem Downcycling das Material nicht wieder für die gleiche Anwendung verwendet werden (bifa 2014; Deckert 2016; Worrell et al. 2016; Ziemann et al. 2018).

Andere Autoren betonen, dass durch Downcycling Materialeigenschaften nicht genutzt werden (Erdmann et al. 2011; Eckelman et al. 2012). Downcycling kann demnach auch über nicht-funktionales Recycling beschrieben werden (Binnemans et al. 2013). Der Verlust an Funktionalität, die Dissipation von Metallen und notwendige Verdünnung sind für Nakamura et al. (2014) Gründe, warum Open-Loop-Recycling schlechter zu bewerten ist als Closed-Loop-Recycling.

Entsprechend der Wortschöpfung „Downcycling" beschreiben Despeiise et al. (2012) auch ein „Upcycling", bei dem aus einem Abfallstrom wiederum ein höherwertiges Produkt gefertigt wird.

Ein weiterer Aspekt sind die thermodynamischen Auswirkungen des Downcyclings. Hier seien insbesondere die Arbeiten von Reuter et al. zum sogenannten „Metal Wheel" genannt, welches

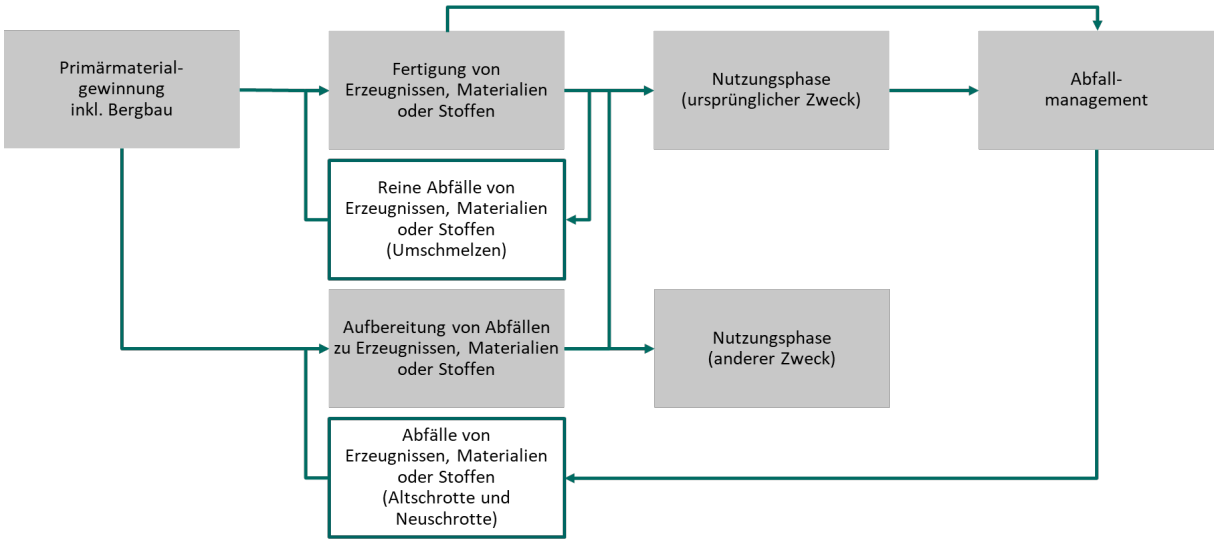
die metallurgischen Abhängigkeiten der Prozesschemie darstellt (Castro et al. 2004; Verhoef et al. 2004; Van Schaik and Reuter 2016; Reuter et al. 2018).

1.1.2 Arbeitsdefinition im Projekt OptiMet

Als Synthese aus den Verwendungen des Begriffes „Downcycling“ in der Literatur ergibt sich im Projekt OptiMet eine Arbeitsdefinition. Es zeigt sich, dass es verschiedene Sichtweisen auf das Phänomen Downcycling gibt, die weder kongruent noch zueinander dominant sind. Daher werden in der Arbeitsdefinition die verschiedenen Perspektiven aufgegriffen und nebeneinandergestellt.

Unter Downcycling ist „die Verringerung der Qualität von aus Abfällen aufbereiteten Erzeugnissen, Materialien oder Stoffen gegenüber der ursprünglichen Qualität“ zu verstehen. Für die Herstellung von Erzeugnissen, Materialien oder Stoffen, kurz „Erzeugnisse“, werden sowohl Primär- als auch Sekundärmaterialien, kurz „Abfälle“, verwendet. Primärmaterialien gelangen nach ihrer Förderung durch Berg- oder Tagebau zum ersten Mal in den Wirtschaftskreislauf. Sekundärmaterialien entstehen hingegen als Altschrotte nach der Nutzungsphase oder Neuschrotte bei Fertigungsprozessen und können daraufhin nach einer Sammlung und Sortierung bzw. Trennung erneut für die Herstellung von Erzeugnissen verwendet werden. Als Referenzsystem wird die, hypothetische, Aufbereitung von reinen Abfällen von Erzeugnissen, Material oder Stoffen durch bloßes Umschmelzen herangezogen. Hierdurch kann später eine Unterscheidung zwischen vermeidbaren Downcycling-Effekten und thermodynamisch nicht vermeidbaren Aufbereitungsverlusten erfolgen. Abbildung 1-1 liefert einen Überblick über die Materialflüsse zwischen Prozessen im Wertschöpfungssystem und den Ansatzpunkt für die drei Downcycling-Perspektiven.

Abbildung 1-1: Materialflüsse in der Kreislaufwirtschaft



Schematische Darstellung der Materialflüsse in der Kreislaufwirtschaft mit Primärmaterialien, Sekundärmaterialien aus Alt- und Neuschrotten und potentiellem reinen Umschmelzen von reinen Abfällen (Materialverluste treten in allen Prozessen auf und sind hier nicht dargestellt), Quelle: eigene Darstellung, Universität Augsburg

Es kann bei der Verringerung der Erzeugnisqualität zwischen thermodynamischem, funktionalem und ökonomischem Downcycling unterschieden werden:

- **Thermodynamisches Downcycling** liegt vor, wenn für die Aufbereitung eines Erzeugnisses, Materials oder Stoffes aus Abfällen aus Sekundärmaterialien mehr thermodynamischer

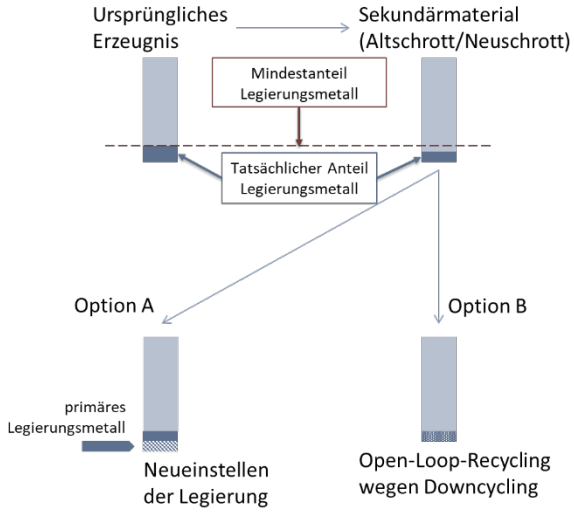
Aufwand in Form von Energie, Wärme, Arbeit oder Zuschlagsstoffen benötigt wird als für die Herstellung des gleichen Erzeugnisses, Materials oder Stoffes durch reines Umschmelzen.

- **Funktionales Downcycling** liegt vor, wenn das mögliche Einsatzspektrum eines aus Abfällen aufbereiteten Erzeugnisses, Materials oder Stoffes weniger Zwecke abdeckt als das Einsatzspektrum des gleichen, durch reines Umschmelzen hergestellten Erzeugnisses, Materials oder Stoffes.
- **Ökonomisches Downcycling** liegt vor, wenn der spezifische Gebrauchswert (üblicherweise Handelspreis) eines aus Abfällen aufbereiteten Erzeugnisses, Materials oder Stoffes niedriger liegt als der Wert des gleichen, durch reines Umschmelzen hergestellten Erzeugnisses, Materials oder Stoffes.

1.1.3 Gründe für Downcycling bei Metallen und Legierungen

Auch die Gründe für Downcycling sind verschieden. Downcycling kann durch Verdünnung, Kontamination, Überangebot von Sekundärmaterial oder durch Produktdesign bedingt sein.

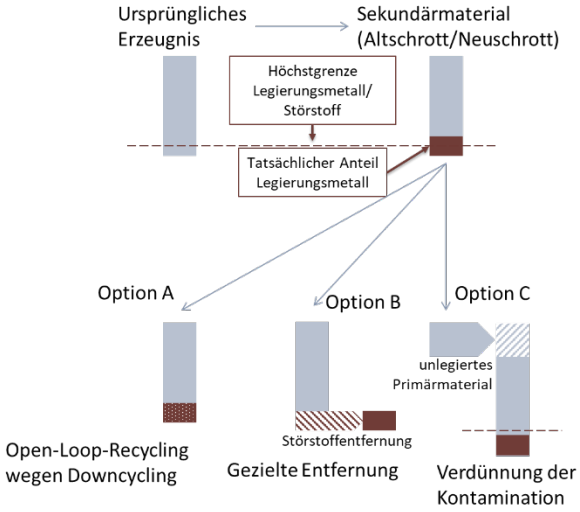
Abbildung 1-2: Handlungsmöglichkeiten beim Downcycling durch Verdünnung



Schematische Darstellung, Quelle: eigene Darstellung, Universität Augsburg

- **Downcycling durch Verdünnung** entsteht, wenn Abfälle mit hohem Legierungsmetallanteil mit anderen Abfällen vermischt werden und dadurch das Sekundärmaterial den vorgegebenen Mindestanteil an einem Element unterschreitet. In diesem Fall kann entweder eine andere Legierung mit einem geringeren Mindestanteil hergestellt oder die Legierungsrezeptur neu eingestellt werden (siehe Abbildung 1-2).
- **Downcycling durch Kontamination** entsteht, wenn Abfälle einer Legierung mit unerwünschten Abfällen kontaminiert werden und dadurch das Sekundärmaterial den vorgegebenen Maximalanteil an einem Element überschreitet. In diesem Fall kann eine andere Legierung mit höherem Maximalanteil hergestellt, der Störstoff gezielt entfernt oder die Legierungsrezeptur neu eingestellt werden (siehe Abbildung 1-3).

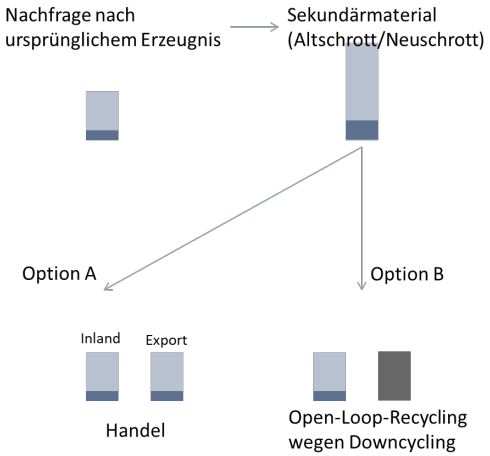
Abbildung 1-3: Handlungsmöglichkeiten beim Downcycling durch Kontamination



Schematische Darstellung, Quelle: eigene Abbildung, Universität Augsburg

- **Downcycling durch Überangebot** entsteht, wenn Abfälle anfallen, die technisch gesehen zwar genutzt werden können, für die jedoch das Sekundärangebot die Nachfrage übersteigt und deswegen keine vollständige Nutzung möglich ist. In diesem Fall kann entweder die überschüssige Menge des Sekundärmaterials exportiert oder die Schrotte in niederwertige Funktionen überführt werden (siehe Abbildung 1-4).

Abbildung 1-4: Handlungsmöglichkeiten beim Downcycling durch Überangebot.



Schematische Darstellung, Quelle: eigene Darstellung, Universität Augsburg

- Downcycling durch Produktdesign entsteht, wenn die Erzeugung von Abfällen mit Downcycling-Effekten durch das Produktdesign vorbestimmt ist. Dies kann geschehen, weil verschiedene Werkstoffe nicht mehr voneinander getrennt werden können, oder weil Werkstoffe verwendet werden, die sehr spezifische Anwendungen haben, deren Altschrotte jedoch nicht getrennt gesammelt werden können. Dies kann dann wiederum zu Downcycling durch Kontamination oder Verdünnung führen, ist jedoch bereits im Produktdesign angelegt. In diesem Fall muss das Produktdesign angepasst werden.

1.1.4 Anmerkungen zur Definition

Downcycling ist insbesondere dann problematisch, wenn die Verringerung der Qualität der Sekundärmaterialien dazu führt, dass erhöhte Umweltauswirkungen zu erwarten sind. Dies ist der Fall, wenn a) eine erhöhte Menge an Primärmaterial benötigt wird, b) eine größere Energiemenge zur Verarbeitung der Sekundärmaterialien erforderlich ist oder c) Störstoffe aufwändig entfernt werden müssen.

Thermodynamisches, funktionales und ökonomisches Downcycling müssen nicht immer gleichzeitig auftreten. Ein Materialkreislauf kann also aus einer Perspektive unter den Begriff Downcycling fallen, aus anderer Perspektive aber auch kein Downcycling darstellen. So liegt bei der erneuten Herstellung von Knetlegierungen aus den Abfällen von Aluminium-Knetlegierungen unter Verwendung von Primäraluminium zur Verdünnung zwar ein thermodynamisches Downcycling vor, aber kein funktionales oder ökonomisches. Wird ein Sekundärmaterial ohne Verdünnung für die Herstellung eines anderen Zweckes als des ursprünglichen Zweckes verwendet, zum Beispiel eine Knetlegierung für die Aufbereitung als Gusslegierung, so liegt zwar kein thermodynamisches Downcycling vor, aber sehr wohl ein funktionales und ökonomisches. Es ist sogar ein Sonderfall denkbar, in dem aufgrund zu erfüllender Quoten für die Verwendung bestimmter Sekundärmaterialien für Abfälle höhere Preise als hypothetische Umschmelzmaterialien gezahlt werden und damit sogar das Kriterium des ökonomischen Upcyclings erfüllt ist, obwohl thermodynamisch und funktional ein Downcycling vorliegen kann.

Im Bereich des funktionalen Downcyclings bestehen zwei Perspektiven zur Funktionalität eines Materials: Die eine sieht ein Material als hochfunktional an, wenn es vielseitig einsetzbar ist, sei es in vielfältigen Anwendungen oder sei es durch vielfältige Weiterverarbeitungsmöglichkeiten. Die andere sieht ein Material als hochfunktional an, wenn es als spezialisierter Werkstoff die besten Materialeigenschaften in einer spezifischen Anwendung aufweist. Während in der ersten Perspektive die Funktionalität durch Einschränkung der Anwendbarkeit verringert wird, wird in der zweiten Perspektive der Verlust der Funktionalität durch einen Verlust der spezifischen Materialeigenschaften beschrieben. Die vorliegende Arbeitsdefinition bezeichnet diese Downcyclingperspektive daher als funktionales Downcycling, da hierdurch besser als bei der „Funktionalität“ zum Ausdruck kommt, dass das Einsatzspektrum eines Materials gemeint ist, nicht seine Materialqualität.

Closed-Loop-Recycling ist nicht notwendigerweise besser als Open-Loop Recycling, da Closed-Loop Recycling nicht in allen Fällen zu einer geringeren Primärproduktion führt oder zu resultierenden reduzierten Umweltauswirkungen (Geyer et al. 2016), und auch nicht in allen Fällen zu einer längeren Verweildauer der Materialien in der Anthroposphäre (Pauliuk et al. 2017). Vielmehr muss beim Vergleich von Open- und Closed-Loop-Recycling darauf geachtet werden, welche Umweltauswirkungen und Einflüsse auf den Primärmaterialbedarf im Laufe der Zeit durch verschiedene Materialverwendungen verursacht werden.

Downcycling hängt außerdem mit dem ebenfalls problematischen Phänomen der Dissipation zusammen, wobei die Begriffe nicht bedeutungsgleich sind. Während die Legierungen des Hauptmetalls durch Downcycling an Qualität verlieren, beschreibt Dissipation den Verlust von Legierungselementen, zum Beispiel als Folge des Recyclingprozesses.

1.2 Überblick Legierungsarten

Die Materialkreisläufe der Hauptelemente der vier betrachteten Legierungsarten (Eisen, Aluminium, Kupfer und Zink) sind miteinander verknüpft. Während Aluminium, Kupfer und Zink gegenseitig als Legierungselemente verwendet werden, ist Kupfer ein Störstoff im Stahlrecycling.

Haupteinsatzgebiet von Zink ist die Galvanisierung von Stählen. Im Folgenden wird gesondert auf Stahl, Aluminium-, Kupfer- und Zinklegierungen eingegangen.

1.2.1 Stahl

Als Stahl werden Legierungen aus Eisen mit Kohlenstoff bezeichnet, wobei noch weitere Legierungsmetalle hinzugefügt werden. Stahl wird als Baustahl in Gebäuden und Infrastruktur, im Fahrzeugbau, im Maschinenbau und für Eisenwaren eingesetzt. Stähle können hinsichtlich Kohlenstoffgehalt, Legierungselementen, Korrosionseigenschaften, Erzeugungsmethoden (Hochofen, Elektrobogenofen), Veredelungsverfahren (Kaltwalzen, Warmwalzen, etc.), Form (Stangen, Rohre, Platten, etc.) und chemischer Mikrostruktur (Ferritisch, Austenitisch, Martensitisch), der physikalischen Eigenschafen und der Wärmebehandlungsmethode klassifiziert werden. Diese Vielfalt macht eine übersichtliche Beschreibung der Stahlsorten schwierig. Die massenmäßig relevantesten Stahlsorten sind Bewehrungsstahl, Walzdraht, warmgewalzter Stahl, kaltgewalzter Stahl (nicht galvanisiert oder galvanisiert) sowie Stahlplatten und warmgewalzte Stangen (Cullen et al. 2012).

Am besten geeignet sind zur Unterscheidung der verschiedensten Stahlwerkstoffe die Werkstoffliste des Stahlinstituts VDEh oder verschiedene DIN-Normen. Die Werkstoffliste des VDEh bezeichnet Stähle mit Nummern im Muster 1.XXYY, wobei 1 für Stahl steht, XX die Werkstoffgruppe in Zahlen und YY die fortlaufende Werkstoffnummer angibt. Zum Einsatz kommen mindestens 1500 verschiedene Stahlsorten. Im englischen Sprachgebrauch werden zum Teil andere Unterteilungen dieser Werkstoffe in Gruppen verwendet als im Deutschen.

Tabelle 1-2: Mittlere Gewichtsanteile der Legierungselemente für ausgewählte Stähle in Prozentwerten. Eisen macht den auf 100% fehlenden Massenanteil aus.

Werkstoff	Bezeichnung	Kommentar	C	Si	Mn	Cr	Ni	Mo	V	Cu	C_eq*
1.0117	S235J2	Häufiger warmgewalzter Strukturstahl	0,16	-	1,4	-	-	-	-	0,55	0,35
1.0439	B500B	Standard-Betonstabstahl	0,11	-	-	-	-	-	-	0,6	0,5
1.2344	X40CrMoV5-1	Guss-, Umform- und Extrusionswerkzeuge	0,39	1,0	0,38	5,3	1,35	-	1,0	-	-
1.2767	45NiCrMo16	Massivprägewerkzeuge	0,45	0,25	0,35	1,35	4,05	0,25	-	-	-
1.4301	X5CrNi18-10	Vielseitige nichtrostende Standardsorte „18/8“	0,07	1,0	2,0	18,5	9,25	-	-	-	-
1.7225	42CrMo4	Häufiger kaltgewalzter Stangen-/Vergütungsstahl	0,40	0,2	0,8	1,05	-	0,28	-	-	-
1.4305	X5CrNiMo17-12-2	Noch korrionsbeständigere	0,03	1,0	2,0	18,5	9,25	-	-	-	-

Werk-stoff	Bezeichnung	Kommentar	C	Si	Mn	Cr	Ni	Mo	V	Cu	C_eq*
		Alternative „18/10“									
1.4401	X2CrNi18-9	Seltene angewandte Sorte nichtrostenden Stahls	0,07	1,0	2,0	17,5	9,25	2,25	-	-	-

*: C_eq ist eine Angabe zum „Kohlenstoffäquivalent und berechnet sich als C_eq = C + Mn/6 + (Cr+Mo+V)/5 + (Cu+Ni)/15

Kohlenstoff, Silizium und Mangan sind immer im Stahl enthalten. Die häufigsten weiteren Legierungsmetalle sind Chrom, Nickel, Molybdän, Vanadium, Niob, Cobalt und Wolfram. Beispielhafte Legierungszusammensetzungen (und Grenzwerte) sind in Tabelle 1-2 angegeben.

1.2.2 Aluminiumlegierungen

Aluminium ist ein Leichtmetall bei dem sich durch Reaktion mit Luftsauerstoff eine Passivierungsschicht bildet, die vor weiterer Korrosion schützt. Aluminium lässt sich gut formen, wobei die Festigkeit durch Legierungselemente gesteigert werden kann. Die hohe elektrische und thermische Leitfähigkeit von Aluminium führt zum Einsatz in elektrischen Leitungen und Wärmetauschern. Insgesamt wird Aluminium in den Sektoren Bauwesen, Transport (PKW, Luftfahrt, LKW/Bus/Zug/Schiff), Verpackungen (Dosen, Folien), Maschinenbau, Elektrik, Konsumgüter und Dissipative Anwendungen verwendet (IAI 2017).

Tabelle 1-3: Serien nach Hauptlegierungsmetall der Aluminium-Knetlegierungen gemäß EN 573.

Knetlegierungsserie	Hauptlegierungsmetall
1xxx	mind. 99% Al
2xxx	Cu
3xxx	Mn
4xxx	Si
5xxx	Mg (kein Si)
6xxx	Mg + Si
7xxx	Zn
8xxx	Andere

Grundsätzlich werden bei Aluminium Knet- und Walzlegierungen (meist verkürzt nur Knetlegierungen genannt) gegenüber Gusslegierungen unterschieden. Die Zusammensetzung von Knetlegierungen ist in der EN 573 genormt, die international Anwendung findet. Die Knetlegierungen orientieren sich nach dem Hauptlegierungselement, siehe Tabelle 1-3. Für Gusslegierungen existieren konkurrierende Normen (z.B. EN 1706).

Typische Knetlegierungen sind: 1100 für Lebensmittelverpackungen („Alu-Folie“), 1350 für elektrische Leiter, 3003 für Wärmetauscher, 3004 für Getränkedosen (wobei der Öffnungsclip meist aus 5182 besteht), 5052 für Gasbehälter, 6063 für Fahrzeugrahmen, 7050 und 7075 für Luftfahrtanwendungen (Hatayama et al. 2006). Die mittlere Zusammensetzung ausgewählter

Knetlegierungen ist in Tabelle 1-4 angegeben. Wichtigste Anwendung für Aluminiumgusslegierungen, die insgesamt höhere Gehalte an Legierungselementen enthalten, sind Motorblöcke im Fahrzeugbau (Nakajima et al. 2010).

Derzeit besteht die Nachfrage nach Aluminiumlegierungen weltweit zu etwa einem Drittel aus 6xxx Legierungen. Daneben sind die Legierungsgruppen 1xxx, 3xxx, 5xxx und 8xxx wichtig, etwa ein Viertel der Nachfrage sind Gusslegierungen. Die Legierungsgruppen 2xxx, 4xxx, 7xxx betreffen Nischenanwendungen, die Legierungsgruppe 8xxx ist für eine detaillierte Betrachtung zu divers, da hier unterschiedliche Hauptlegierungsmetalle zum Tragen kommen.

Die häufigsten Legierungselemente für Aluminium sind Magnesium, Silizium, Titan, Chrom, Mangan, Eisen, Kupfer und Zink. Weitere Legierungsmetalle können Nickel, Silber, Bor, Bismut, Gallium, Lithium, Blei, Zinn, Vanadium oder Zirkonium sein (The Aluminium Association 2015). Tabelle 2 zeigt die chemische Zusammensetzungen für ausgewählte Knetlegierungen gemäß Aluminium Association (2015), wobei zusätzlich gilt, dass üblicherweise je nicht aufgeführtem Element maximal 0,05% enthalten sein dürfen, und in der Summe solche Elemente nicht mehr als 0.15% Gewichtsanteil ausmachen dürfen. Explizite Störstoffe, die gar nicht in Aluminiumlegierungen enthalten sein dürfen, sind nicht bekannt.

Eine ähnliche Auflistung inklusive Gusslegierungen geben auch Nakajima et al. (2010) an. Dabei fällt auf, dass die hohen Anteile der Hauptlegierungsmetalle von Knetlegierungen (z.B. Kupfer in 2xxx, Silizium in 4xxx) eine Verwendung für andere Knetlegierungsgruppen ausschließen, allerdings in der gleichen Größenordnung wie die erwünschten Massenanteile in Gusslegierungen liegen, daher ist eine Sekundärproduktion von Gusslegierungen erheblich einfacher.

Downcycling könnte für Aluminium in Zukunft ein größeres Problem werden, wenn die Nachfrage nach Gusslegierungen für Motorblöcke von Verbrennungsmotoren sinkt, was derzeit eine große Senke für Legierungsmetalle darstellt.

Tabelle 1-4: Mittlere Gewichtungsanteile der Legierungselemente für ausgewählte Aluminiumlegierungen in Prozentwerten (The Aluminium Association 2015). Aluminium macht den auf 100% fehlenden Massenanteil aus.

Nr.	Kommentar	Si	Fe	Cu	Mn	Mg	Cr	Zn	Ti
1235	Haushalts-Alufolie	0,65 (Si+Fe)[1]		0,05	0,05	0,05	-	0,1	0,06
3003	Häufigste 3xxx-Legierung	0,6	0,7	0,13	1,25	-	-	0,1	-
5182	Verschluss von Aludosen	0,2	0,35	0,15	0,38	4,5	0,1	0,25	0,1
6063	Häufigste 6xxx-Legierung	0,6	0,35	0,1	0,1	0,68	0,1	0,25	0,1
1350	Leiteraluminium	0,1	0,4	0,05	0,01	-	0,01	0,05	-
3004	Behälter Aludosen	0,3	0,7	0,25	1,25	1,05		0,25	-
5083	Schiffbau (Platten)	0,4	0,4	0,1	0,7	4,45	0,15	0,25	0,15
6061	Zweithäufigste 6xxx-Legierung	0,6	0,7	0,28	0,15	1,0	0,21	0,25	0,15
8011	Alternative Alufolie	0,7	0,8	0,1	0,2	0,05	0,05	0,1	0,08

[1] Der Massenanteil von Silizium und Eisen beträgt zusammen 0,65%.

1.2.3 Kupferlegierungen

Kupfer ist ein guter thermischer und elektrischer Leiter, der duktil und korrosionsbeständig ist und sich gut legieren lässt. Glöser-Chahoud (2017) unterscheidet bei den Halbzeugen Gießwalzdrähte, Reinkupfer-Halbzeuge, Legierungshalbzeuge (jeweils Roste, Stangen, Barren und Bleche), Gießerei und Pulver. Die Endanwendungen fallen in die Sektoren Bauwesen, Infrastruktur, Industrie, Transport und Konsum. Als Schrottarten unterscheidet Glöser-Chahoud (2017) Bauschrotte, Elektronikschrotte, Altautos, Industrieschrotte (elektrisch/nicht elektrisch) und Hausmüll. Eine Besonderheit von Kupfer ist, dass das Metall vor allem auch unlegiert als elektrischer Leiter verwendet wird.

Das Bezeichnungssystem für Kupferlegierungen ist in der EN 1412 festgehalten. Werkstoffe werden demnach mit 6 Positionen angegeben, wobei Position 1 immer der Buchstabe C für Kupfer ist, Position 2 beschreibt die Form mit einem Buchstaben. Position 3 bis 5 geben die Legierung an, siehe Tabelle 1-5. Position 6 ist ein einzelner Buchstabe zwischen A und S, passend zur Werkstoffgruppe. Knetlegierungen und Gusslegierungen von Kupfer haben die gleiche chemische Zusammensetzung. Besonders übersichtlich sind die Materialzusammensetzungen von Kupfer und Kupferlegierungen in der Technischen Spezifikation CEN/TS 13388 zusammengestellt.

Tabelle 1-5: Legierungsgruppen der Kupferlegierungen gemäß EN 1412.

Legierungsgruppe	Nummern (Position 3-5)	Buchstabe (Position 6)
Kupfer	000 bis 099	A, B
Niedrig legierte Kupferlegierungen (<5%)	100 bis 199	C, D
Verschiedene Kupfer(sonder)legierungen (>5 %)	200 bis 299	E, F
Kupfer-Aluminium-Legierungen	300 bis 349	G
Kupfer-Nickel-Legierungen	350 bis 399	H
Kupfer-Nickel-Zink-Legierungen	400 bis 449	J
Kupfer-Zinn-Legierungen	450 bis 499	K
Kupfer-Zink-Legierungen, Zweistofflegierungen	500 bis 599	L, M
Kupfer-Zink-Blei-Legierungen	600 bis 699	N, P
Kupfer-Zink-Legierungen, Mehrstofflegierungen	700 bis 799	R, S

Ein beliebtes Zerspanungsmessing ist CuZn36Pb3 (CW603N). Weitere typische Kupfermaterialien sind: CW024A, CW111C, CW307G, CW352H, CW409J, CW452K, CW507L, CW614N, CW710R. Tabelle 1-5 gibt die mittlere Zusammensetzung ausgewählter Kupferlegierungen an.

Tabelle 1-6: Mittlere Gewichtsanteile der Legierungselemente ausgewählter Kupferlegierungen in Prozentwerten. Als Rest wird jeweils der auf 100% fehlende Gewichtsanteil bezeichnet.

Kurzname	EN-Nummer	Kommentar	Cu	Fe	Mn	Ni	P	Pb	Sn	Zn
CW352H	CuNi10Fe1Mn	Schiffbau, Ventiltechnik, Bremsleitungen	Rest	1,5	0,75	10	-	-	-	-
CW409J	CuNi18Zn20	Federwerkstoff	61,5	-	-	18	-	-	-	Rest
CW459K	CuSn8P	Gleitlagerbuchsen	Rest	-	-	-	0,3	-	8	-
CW617N	CuZn40Pb2	Heizungsregler, Wasserventile	58	-	-	-	-	2,4	-	Rest
CW354H	CuNi30Mn1Fe	Schiffbau, Ventiltechnik, Bremsleitungen	Rest	0,7	1	31	-	-	-	-
CW403J	CuNi12Zn24	Federn, Steckerverbinder, Bestecke	64,5	-	-	12	-	-	-	Rest
CW452K	CuSn6	Federdrähte	Rest	-	-	-	-	-	6,25	-
CW507L	CuZn36	Bleifreies Messing, schlecht zerspanbar	64,5	-	-	-	-	-	-	Rest
CW603N	CuZn36Pb3	Maschinenbau insbesondere in USA	61	-	-	-	-	3	-	Rest

1.2.4 Zinklegierungen

Zink wird am häufigsten in der Galvanisierung zum Korrosionsschutz von Stahl verwendet. Außerdem spielen zinkhaltige Legierungen (Bronze, Messing) eine wichtige Rolle, daneben Zinkoxid und Zinksulfat. Erst danach folgen die eigentlichen Zink-Gusslegierungen, deren chemische Zusammensetzungen in der EN 1774 genormt sind, siehe Tabelle 1-7. Die Vielfalt der Legierungen ist hier auf etwa ein Dutzend verschiedener Zinkgusslegierungen begrenzt. Üblicherweise sind dies Zamak-Gusslegierungen (Zamak ist ein Akronym für „Zink, Aluminium, Magnesium, Kupfer“) sowie neuentwickelte Varianten. So sind zum Beispiel ZA8, ZA12, ZA27 Alternativen zu Messing. Zinkgusslegierungen können kleinere und feinere Formen annehmen als Aluminiumgusslegierungen. Für Blei, Cadmium, Zinn, Eisen, Nickel und Silizium als Legierungsbestandteile werden Maximalwerte angegeben. Die wichtigsten und in Europa häufig verwendeten Zinkgusslegierungen sind ZnAl4Cu1 und ZnAl8Cu1.

Tabelle 1-7: Mittlere Gewichtsanteile der Legierungselemente genormter Zinklegierungen in Prozentwerten nach EN 1774. Zink macht den auf 100% fehlenden Massenanteil aus.

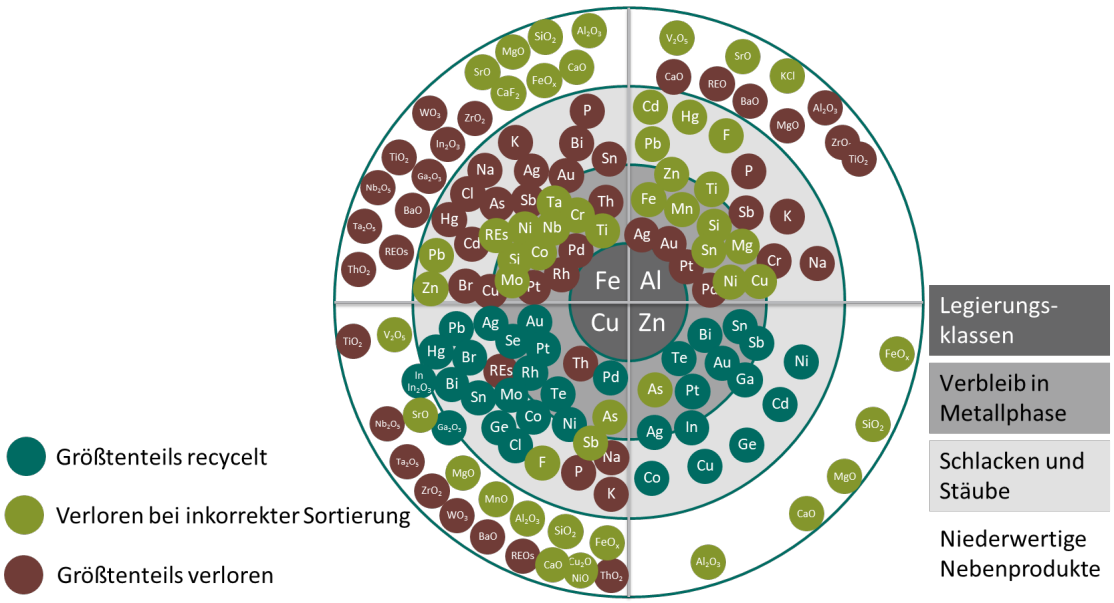
Kurzname	Trivialname	Kommentar	Al	Cu	Mg
ZnAl4Cu1	Zamak 5	In Europa am häufigsten	4	0,9	0,05
ZnAl8Cu1	ZA8		8,5	1,1	0,03
ZnAl4	Zamak 3	In Nordamerika am häufigsten	4	-	0,05
ZnAl27Cu2	ZA27		26,8	2,25	0,02

Kurzname	Trivial-name	Kommentar	Al	Cu	Mg
ZnAl4Cu3	Zamak 2		4	3	0,05
ZnAl6Cu1			5,8	1,4	-
ZnAl11Cu1	ZA12		11,2	0,9	0,03
ZnCu1CrTi		einzige genormte Nicht-Zamak-Legierung (0,15% Cr; 0,2% Ti)		1,25	-

1.3 Entwicklung einer Recycling-Matrix

Ob eine im Abfallstrom enthaltene Verunreinigung ein Störstoff oder ein gewünschtes Legierungsmetall ist, hängt vom Verhalten des Elements im Recyclingprozess und im hergestellten Werkstoff ab. Im Recyclingprozess ist vor allem entscheidend, ob das Element in der Metallphase verbleibt, oder aufgrund seiner Reaktivität in die feste Schlackephase oder die Gasphase abgeschieden und damit vom Hauptmetall separiert wird. Im Fall eines Verbleibs in der Metallphase ist eine Separierung im Recyclingprozess schwierig, was im Fall von verschlechterten Materialeigenschaften wiederum den Anwendungsbereich des Sekundärmaterials einschränkt. Abbildung 1-5 zeigt schematisch den Verbleib von Legierungselementen im Recyclingprozess von Stahl, Aluminium, Kupfer und Zink als Ausschnitt des „Metallrades“.

Abbildung 1-5: Unterschiedlicher Verbleib von Metallen bei der Abfallaufbereitung



Je nach Verwertungspfad des Hauptmetalls, Quelle: nach Reuter et al. 2018

1.3.1 Verwertung von Stahlschrott

Eisenschrott wird zu etwa einem Drittel in der **Hochofenroute** verwertet und zu zwei Dritteln in **Elektrobogenöfen** (Cullen et al. 2012). Damit machen Schrotte in der Hochofenroute 20% der Inputs aus, allerdings sind dies ausschließlich Neuschrotte (Daehn et al. 2017). In der Elektrobogenofen-Route wird ebenfalls Primäreisen eingesetzt. Aus Hochöfen werden überwiegend Brammen gegossen, aus Elektrobögen überwiegend Knüppel, beides im Stranggussverfahren.

Diese Stranggusshalbzeuge werden anschließend durch Formprozesse und weitere Verarbeitungsstufen zu diversen Stahlzwischenprodukten verarbeitet, die anschließend auf ihre Anwendungsbereiche aufgeteilt werden (Cullen et al. 2012).

Ein Störstoff für das Stahlrecycling ist Kupfer, außerdem sind zumeist Maximalanteile für Phosphor und Schwefel angegeben. Problematisch ist der Kupfer-Anteil im Stahl, für den die Toleranzen je nach Stahlsorte zwischen 0,06% und 0,4% liegen können, wobei die Toleranzgrenzen nicht für jeden Werkstoff einzeln angegeben werden (Daehn et al. 2017).

Problematisch in Altschrotten ist insbesondere die Kontamination mit Kupfer. Derzeit werden mit Kupfer kontaminierte Altschrotte aus dem Fahrzeugbau vornehmlich zu Bewehrungsstählen verarbeitet, da diese eine hohe Kupfertoleranz aufweisen (Daehn et al. 2017). Eine chemische Entfernung des Kupfers aus Altschrotten wäre über alternative Verarbeitungswege zwar möglich, dies wird aber aufgrund der hohen Kosten derzeit nicht durchgeführt (Daehn et al. 2017).

Nakajima et al. (2009) analysieren den Verbleib von Legierungselementen und Verunreinigungen in Metall, Gasphase und Schlacke thermodynamisch und zeigen, dass über die sauerstoffbasierten Verarbeitungswege der Hochöfen und Elektrobogenöfen Kupfer wie auch Sn, Ni, Co, Mo und W in der Metallphase verbleiben und daher nicht separiert werden. Die Maximalanteile in Stahl-Werkstoffen für Phosphor und Schwefel liegen üblicherweise zwischen 0,03% und 0,05%. Kritisch kann je nach Anwendungsfall auch eine Verunreinigung mit Zink bei der Verwendung galvanisierter Schrotte sein.“

1.3.2 Verwertung von Aluminiumschrott

Altschrotte von Aluminiumlegierungen werden überwiegend für die Herstellung von Gusslegierungen eingesetzt, dagegen Primäraluminium überwiegend für Knetlegierungen. Aluminiumschrotte werden typischerweise entweder im Remelting-Prozess oder im Refining-Prozess verarbeitet (Cullen and Allwood 2013). **Remelter** (<10% Legierungselemente) erzeugen dabei Walz- und Extrusionsprodukte. Es gelten strenge Anforderung an die verwendeten Sekundärmaterialien, weshalb hauptsächlich Neuschrotte verwendet werden und nur wenig Altschrott. **Refiner** (<20% Legierungselemente) haben geringere Qualitätsanforderungen und erhalten daher den überwiegenden Teil der Altschrotte.

Es sind keine expliziten Störstoffe bekannt, allerdings dürfen die in den genormten Legierungen jeweils nicht angegebenen Elemente typischerweise zu max. 0,05% Gewichtsanteil enthalten sein. Nakajima et al. (2010) analysieren den Verbleib von Legierungselementen und Verunreinigungen in Metall, Gasphase und Schlacke thermodynamisch: Die meisten Metalle verbleiben beim Remelting im Aluminium, lediglich Mg, Ca und Be gelangen in die Schlacke, Pb, Cd und teilweise Zn in die Gasphase. Die gezielte Entfernung von Magnesium durch Oxidation ist jedoch problematisch, da auch Aluminium sehr leicht zu Al_2O_3 oxidiert. Es ist daher besser, chloridsalzbasierte Verfahren anzuwenden, um Verunreinigungen aus Aluminium zu entfernen (Hiraki et al. 2014).

Løvik et al. (2014) untersuchen speziell für den Fahrzeugsektor, inwieweit hier über eine bessere Separation der Altschrotte höhere Recyclingraten möglich wären, da die Knetlegierungen überwiegend als Gusslegierungen recycelt werden. Hierbei werden die Legierungsgruppen 1xxx, 3xxx, 4xxx, 5xxx, 6xxx, 7xxx, Cast<1%Cu und Cast>1%Cu unterschieden. Im Modell von Løvik et al. (2014) werden jedoch auch Gusslegierungen für die Herstellung von 4xxx und 6xxx verwendet.

1.3.3 Verwertung von Kupfer

Hochwertige Kupferschrotte werden direkt wieder zur Halbzeugherstellung eingeschmolzen, niederwertige Kupferschrotte werden dem Kupfergewinnungsprozess zugefügt, in dem eben auch alle wichtigen Legierungsmetalle (bis auf Bismut) entfernt werden können. Eine direkte Verwendung zur Halbzeugherstellung hochwertiger Messingschrotte ist ebenfalls möglich.

Kupferschrott wird durch den **Converter-Prozess** verwertet. Hierbei werden Legierungsmetalle in der Regel nicht recycelt und müssen in Form von Primärmaterialien neu hinzugefügt werden. Nakajima et al. (2009, 2010) analysieren den Verbleib von Legierungselementen und Verunreinigungen in Metall, Gasphase und Schlacke thermodynamisch: Von den Legierungsmetallen für Kupfer können lediglich Magnesium und Zink entfernt werden. Mg, Ca und Be in der Schlacke, Hg, Cd und teilweise Zn können durch Evaporation entfernt werden, gelangen also in die Gasphase. Ag, Sn, Bi, Pb, Pd, Pt und Au verbleiben in der Metallphase. Für den Kupferanteil hingegen ist ein vollständiges Recycling möglich.

1.3.4 Verwertung von Zinkschrott

Zink in Schrotten von galvanisierten Stählen wird beim Recycling über die Elektrobogenofenroute in der Regel über den Waelz-Prozess zurückgewonnen (Meylan and Reck 2017). Zink-Gusslegierungen können als unkontaminierte Altschrotte ohne zusätzlichen Raffinade-Prozess für die Herstellung von Messing-Kupferlegierungen, Zinkverbindungen und –legierungen verwendet werden. Allerdings machen Gusslegierungen nur etwa ein Sechstel aller Zink-Sekundärmaterialien aus (Gordon et al. 2003).

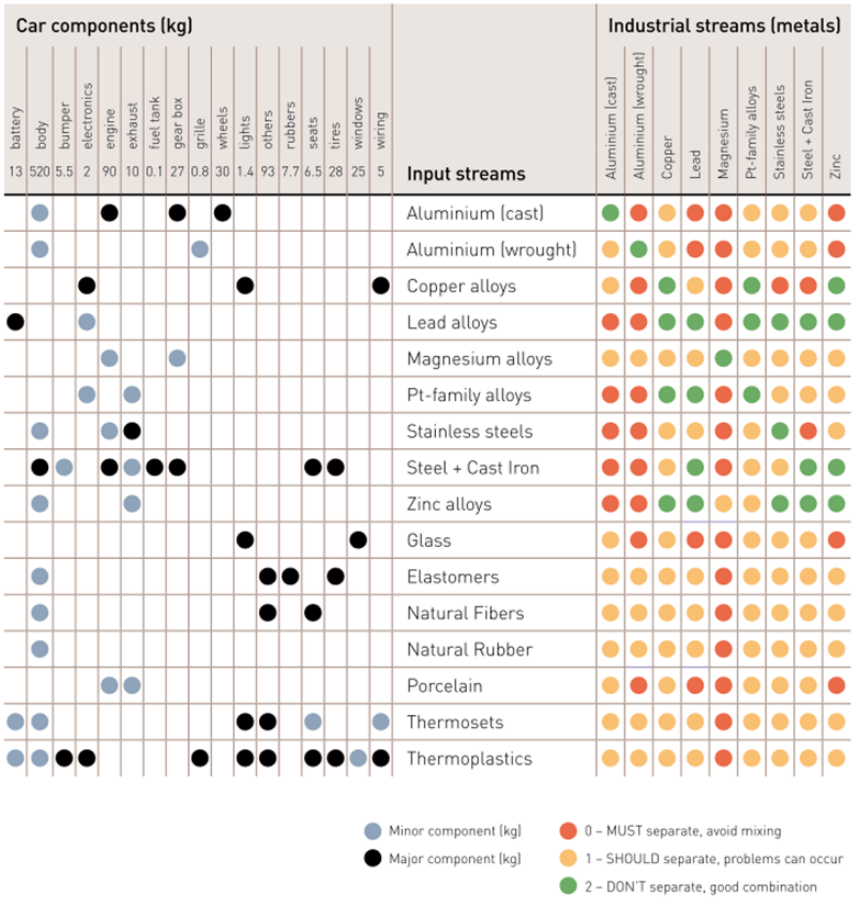
Nakajima et al. (2009) analysieren den Verbleib von Legierungselementen und Verunreinigungen in Metall, Gasphase und Schlacke thermodynamisch, geben dafür jedoch den sogenannten „Imperial Smelting Process“ als Verwertungsprozess an, welcher global durch elektrolytische Verfahren ersetzt wurde. Die Ergebnisse der Analyse sind daher nicht direkt verwendbar.

1.3.5 Aufstellen einer Recycling-Kompatibilitätsmatrix

Reuter et al. (2013) haben untersucht, inwieweit Abfallströme für verschiedene metallurgischen Aufbereitungsprozesse separiert werden sollten. Hierbei zeigt sich (siehe Abbildung 1-7), dass für das Aluminium-Recycling alle anderen Metalle separiert werden müssen, während beispielsweise Kupfer und Zink im Recycling Kupfer-, Blei-, und Zinklegierungen sehr gut aufnehmen können. Zinklegierungen können in der Kupfer-, der Stahl- und der Zinkroute verarbeitet werden.

Zusammenfassend können Kompatibilitäten für das Recycling mit Bezug auf Störstoffe angegeben werden (siehe Tabelle 1-8). Für Stahl ist insbesondere Kupfer als Störstoff zu nennen. Bei Aluminium sind lediglich Magnesium und zum Teil Zink als Schrotte im Recyclingprozess separierbar. Im Kupferrecycling wird besonders auf den Bleieintrag durch bleihaltige Messinglegierungen und die Vermeidung des Eintrags von Bismut in Leitungskupfer geachtet. Die üblichen Legierungselemente für Zink lassen sich gut im Recycling separieren.

Abbildung 1-6: Einteilung von Abfallströmen



Einteilung von Abfallströmen in die Kategorien „muss“, „sollte“ und „soll nicht“ separiert werden, je nach metallurgischen Aufbereitungsverfahren, Quelle: Reuter et al. 2013

Tabelle 1-8: Kompatibilität der Legierungselemente mit Werkstoffen der Legierungskategorien

Element	Stahl	Al-Leg.	Cu-Leg.	Zn-Leg.
Fe	Basis	×	-	-
Al	✓	Basis	✓	✓
Cu	×!	×	Basis	✓
Zn	✓	(✓)	✓	Basis
Mg	-	✓	-	✓
Si	-	×	-	-
Ti	-	×	-	-
Cr	✓	×	-	-
Mn	✓	×	-	-
Ni	×	-	✓	-
Mo	×	-	-	-
Nb	✓	-	-	-

Element	Stahl	Al-Leg.	Cu-Leg.	Zn-Leg.
V	✓	-	-	-
W	×	-	-	-
Co	×	-	-	-
Sn	-	-	✓	-
Pb	-	-	×!	-
Bi	-	-	×!	-

✓: Im üblichen Recyclingprozess abtrennbares Element. (✓): Nur teilweise abtrennbares Element. ×: Nicht abtrennbares Element. -: Kein Legierungselement dieser Legierungsklasse. !: Störstoff dieser Legierungsklasse. Basis: Basismetall der Legierungsklasse.

1.4 Bestimmung von Downcyclinggraden

Aufgrund der drei unterschiedlichen Perspektiven des Downcyclings können drei verschiedene Downcyclinggrade bestimmt werden (siehe Abschnitt 1.1 und Abbildung 1-1).

1.4.1 Thermodynamischer Downcyclinggrad

Zur Berechnung des thermodynamischen Downcyclinggrades δ_t wird der thermodynamische Aufwand A_S zur Aufbereitung eines Erzeugnisses, Materials oder Stoffes aus Sekundärmaterialien mit dem hypothetischen Aufwand A_U zur Herstellung des gleichen Erzeugnisses, Materials oder Stoffes durch reines Umschmelzen verglichen.

$$\delta_t = \frac{\mathrm{A}_S}{\mathrm{A}_U} = \frac{\text{thermodynamischer Aufwand Sekundärproduktion}}{\text{thermodynamischer Aufwand Umschmelzen}}$$

Als „Aufwand“ bezeichnet man dabei den für den Herstellungsprozess notwendigen Einsatz von Materialien und Energie, einschließlich Sekundärmaterialien, Primärmaterialien zur Verdünnung, Zuschlagsstoffen zur Entfernung von Verunreinigungen, Prozessarbeit und –wärme. Auf eine gemeinsame Einheit gebracht werden können diese unterschiedlichen Messwerte, wenn sie in **Exergieeinheiten** angegeben werden. Je stärker der Aufwand bei Verwendung von Sekundärmaterialien durch Umschmelzen übersteigt, desto höher ist der Downcyclinggrad.

1.4.2 Funktionaler Downcyclinggrad

Zur Berechnung des funktionalen Downcyclinggrades δ_s wird das mögliche Einsatzspektrum S_U des durch reines Umschmelzen hergestellten Erzeugnisses, Materials oder Stoffes dem möglichen Einsatzspektrum S_S des aus Sekundärmaterialien hergestellten Erzeugnisses, Materials oder Stoffes verglichen.

$$\delta_s = \frac{S_U}{S_S} = \frac{\text{Einsatzspektrum des Erzeugnisses aus umgeschmolzenen Materialien}}{\text{Einsatzspektrum des Erzeugnisses aus Sekundärmaterialien}}$$

Als Einsatzspektrum bezeichnet man dabei die Summe der Anwendungen der herstellbaren Werkstoffe, gewichtet nach massenmäßigen Anwendungsanteilen, angegeben in **Prozentwerten**. Können also aus Sekundärmaterialien nicht mehr alle Anwendungen der verschiedenen Legierungen hergestellt werden, so wird im Vergleich zu den ursprünglichen Anwendungen das Einsatzspektrum eingeschränkt und der Downcyclinggrad erhöht.

1.4.3 Ökonomischer Downcyclinggrad

Zur Berechnung des ökonomischen Downcyclinggrades wird der spezifische Gebrauchswert (der Handelspreis) P_U der Materialien für das Umschmelzen zur Herstellung eines Erzeugnisses, Materials oder Stoffes, mit dem Wert P_S der Materialien für die Herstellung des gleichen Erzeugnisses, Materials oder Stoffes aus Sekundärmaterialien verglichen.

$$\delta_e = \frac{P_U}{P_S} = \frac{\text{spezifischer Wert der umgeschmolzenen Materialien}}{\text{spezifischer Wert der Sekundärmaterialien}}$$

Als spezifischen „Wert“ bezeichnet man dabei die handelsüblichen **Marktpreise** der jeweiligen Erzeugnisse und Sekundärmaterialien pro äquivalenter Masseneinheit. Diese Marktpreise können gegebenenfalls über einen gegebenen Zeitraum gemittelt oder geschätzt werden. Je stärker der Marktwert der Sekundärmaterialien unter dem der umgeschmolzenen Materialien liegt, desto höher ist der Downcyclinggrad.

1.4.4 Anwendungshinweise zu Downcyclinggraden

Bei der Interpretation muss sorgfältig darauf geachtet werden, dass beim thermodynamischen Downcyclinggrad das Verhältnis aus Sekundärproduktion und Umschmelzen gebildet wird, beim funktionalen und ökonomischen Downcycling hingegen das Verhältnis aus Umschmelzen und Sekundärproduktion (also genau umgedreht). Diese Definition ermöglicht, dass stets Downcyclinggrade über dem Wert 1 als Downcycling interpretiert werden können. Höhere Downcyclinggrade geben ein stärkeres Downcycling an.

Die Definition der drei Downcyclinggrade ermöglicht auch die Angabe eines „Upcyclings“. Wann immer die Werte für die Downcyclinggrade unter 1 liegen würden, läge dementsprechend ein Upcycling durch den Kreislaufwirtschaftsprozess vor. Es würden dann Sekundärmaterialien erzeugt, die einen geringeren thermodynamischen Aufwand als durch Umschmelzen notwendig machen. Ein funktionales Upcycling läge dementsprechend vor, wenn das Einsatzspektrum der Erzeugnisse aus der Sekundärmaterialien größer wäre als das ursprüngliche Einsatzspektrum und ein ökonomisches Upcycling würde dazu führen, dass die Preise für Sekundärmaterialien über denen von reinen Abfällen lägen. Insgesamt stellen solche Upcycling-Phänomene aber seltene Sonderfälle dar und werden nur hypothetisch mitbetrachtet.

1.4.5 Beispiel Downcyclinggrade

Eine der am häufigsten verwendeten Aluminium-Legierungen ist die Aluminium-Silizium-Magnesium-Legierung 6063. Sie wird unter anderem für Karosserien von Fahrzeugen verwendet. Die Zusammensetzung der 6063er Legierung ist nach EN 573 genormt. Silizium und Magnesium müssen enthalten sein, für Eisen, Kupfer, Mangan, Chrom, Zink und Titan sind zulässige Maximalanteile angegeben (siehe Tabelle 8). Die 6063er Legierung kann aus Primärmaterialien, aus Sekundärmaterialien oder hypothetisch auch aus reinem Umschmelzen einer bestehenden 6063er Legierung hergestellt werden. Beispielhaft wird die Herstellung der 6063er Legierung aus reinen Abfällen der gleichen Legierung mit der Herstellung aus gesammeltem Abfall der 6xxx-er Serie verglichen.

Abfall aus der 6xxx-er Serie zählt als genormter Werkstoff nur dann als solcher, wenn er die Legierungselementgrenzen aus Tabelle 8 nach EN13920-5 einhält. Im Vergleich zur 6063er Legierung gibt es insbesondere unterschiedliche Anforderungen an den Magnesium- und Zink-Gehalt. Während eine 6063er Legierung 0,45-0,9% Massenanteil Magnesium enthalten darf, aber maximal 0,1% Zink, ist die Zusammensetzung des 6xxx-er Schrottes auf 0,5% Magnesium begrenzt und gleichzeitig bis zu 0,25% Zink erlaubt.

Tabelle 1-9: Zusammensetzungen der 6063 Aluminium-Knetlegierung und Schrott aus 6xxx-er Serie Aluminium nach Massenanteilen in Prozentwerten. Die im Beispiel näher betrachteten Elemente Al, Si, Mg und Zn sind hervorgehoben

Legierungselement (Gewichtsanteil in %)	Al	Si	Fe	Cu	Mn	Mg	Cr	Zn	Ti	Sonstige
6063-Legierung (EN 573)	**97.65-99.35**	**0,2-0,6**	<0,35	<0,1	<0,1	**0,45-0,9**	<0,1	**<0,1**	<0,1	je <0,05; Summe <0,15
Rechenbeispiel 6063-Legierung	**98.85**	**0.3**	0.0	0.0	0.0	**0.75**	0.0	**0.1**	0.0	0.00
6xxx-Schrott (EN 13920-5)	**>97.5**	**<0,6**	<0,5	<0,2	<0,15	**<0,5**	<0,2	**<0,25**	<0,1	je <0,05
Rechenbeispiel 6xxx-Schrott	**98.7**	**0.6**	0.0	0.0	0.0	**0.5**	0.0	**0.2**	0.0	0.00

Für die Beispielrechnung werden vereinfachend für die 6063er Legierung sowie den 6xxx-er Schrott lediglich die Legierungselemente Silizium, Magnesium und Zink betrachtet. Die angenommenen Massenanteile der Beispielrechnung sind ebenfalls in Tabelle 8 angegeben. Der Zink-Anteil des Schrottes liegt also bei 0,2% und damit doppelt so hoch wie der Anteil der Ziellegierung, welcher bereits den maximal erlaubten Zink-Anteil darstellt. Eine gezielte Entfernung von Legierungselementen ist beim Aluminium-Recycling metallurgisch nicht darstellbar. Daher muss das Sekundärmaterial der 6xxx-er Serie mit primärem Aluminium verdünnt werden, um den Maximalanteil von 0,1% an Zink im Zielwerkstoff 6063 einzuhalten. Zur Berechnung der Prozessverluste wird nach Cullen et al. (2013) für alle Prozesse eine 97%-ige Effizienz angenommen.

Ausgehend von diesem Rechenbeispiel werden für die Herstellung einer Tonne 6063er Legierung (im Rechenbeispiel bestehend aus 988,5 kg Aluminium, 3 kg Silizium, 7,5 kg Magnesium, 1 kg Zink) in der Werkstoffroute durch Umschmelzen 1031 kg reine 6063er Legierung benötigt. Für die Herstellung derselben Menge 6063er Legierung mit der gleichen Zusammensetzung mit möglichst hohem Schrottanteil werden 515 kg Abfall (mit entsprechenden Anteilen an Al, Si, Mg und Zn), 510 kg Primäraluminium, 1,6 kg Silizium und 4,1 kg Magnesium benötigt. Primäres Zink wird keines benötigt, da die Zinkmenge vollständig durch das Sekundärmaterial bereitgestellt wird.

Die **thermodynamische Betrachtung** von Recyclingprozessen wird ausführlich von Reuter et al. (2005) beschrieben. Es gibt drei thermodynamische Verluste beim Metallrecycling: (1) Verluste durch direkte Materialverluste im metallurgischen Prozess, (2) Verluste durch Mischungsentropie, und (3) Verluste durch Verdünnung- bzw. Zuschlagsstoffe. Alle Verluste sind jeweils in Exergieeinheiten (Joule) angegeben. Für den thermodynamischen Downcyclinggrad ist entscheidend, welchen Exergiegehalt die notwendigen Materialien für die Herstellung einer Legierung haben. Der thermodynamische Aufwand der Werkstoffroute und der Sekundärproduktionsroute bemisst sich an diesen drei Verlusten, wobei Primärmaterialien vollständig dem dritten Verlust zugerechnet werden.

Der spezifische Exergiegehalt der 6063er Legierung liegt bei 32.816 MJ/t, berechnet aus dem Exergiegehalt der Metalle und der Mischungsentropie (Szargut 1989; Reuter et al. 2005). Bei der Herstellung durch Umschmelzen von 6063er Legierung entfällt der Verlust durch Mischungsentropie. Die hypothetisch verwendeten Werkstoffe haben einen Exergiegehalt von ingesamt 33.831 MJ und der Materialverlust bei 3% Verlustrate entspricht 1015 MJ. Primärmaterialien zur Verdünnung oder Legierungskorrektur werden nicht verwendet. Damit entspricht der vollständige Exergieverlust der Umschmelzroute für die Herstellung einer Tonne 6063er-Legierung bei 1015 MJ.

Bei der Herstellung aus Sekundärmaterialien liegt der Verlust durch Mischungsentropie bei 11 MJ. Die Prozessverluste haben einen Exergiegehalt von 1015 MJ. Durch den Primärmaterialbedarf beläuft sich der Exergiegehalt der Verdünnungs- und Zuschlagsstoffe auf 16.427 MJ (zusammengesetzt aus 16.278 MJ Al, 46 MJ Si und 103 MJ Mg). In der Summe wird damit der Exergieaufwand der Sekundärroute auf 17.454 MJ quantifiziert. Es findet also im ersten Materialzyklus von Primärmaterial zu 6xxx-er Schrott ein thermodynamisches Downcycling statt, der thermodynamische Downcyclinggrad liegt etwa $\delta_t = \frac{17454\ \mathrm{MJ}}{1015\ \mathrm{MJ}} \approx 17$ (Reuter et al. 2005; Valero and Valero 2015).

In der **funktionalen Betrachtung** sind sowohl aus den Werkstoffabfällen der 6063er Legierung als auch aus dem Sekundärmaterial der 6xxx-er Serie eine Vielzahl von Werkstoffen herstellbar. In der Praxis kommt der vorgeschlagene Herstellungspfad einer 6063er Legierung aus Werkstoffabfällen oder Sekundärmaterialien selten zur Anwendung. In der Regel werden aus Knetlegierungsschrotten Gusslegierungen hergestellt, da dann die Grenzen der Legierungsanteile sicher eingehalten werden können, ohne große Mengen an Primäraluminium zu verwenden. Die unterschiedlichen Verwertungspfade für Aluminiumschrotte, auch als Zuschläge zur Einstellung von Aluminium-Legierungs-Rezepturen, beschreiben Cullen et al. (2013) ausführlich. Der umgekehrte Pfad, aus Gusslegierungsschrott wieder Knetlegierungs-Produkte herzustellen, wäre nur durch die Zugabe großer Mengen an Primäraluminium zur Verdünnung möglich und wird daher in aller Regel nicht durchgeführt. Gusslegierungen machen bei Cullen et al. (2013) weltweit nur 18.2 Mt aller Aluminiumprodukte aus. Verglichen mit den 35.8 Mt für Knetlegierungen, stellen Gusslegierungen daher nur etwa 34% der der Aluminium-Anwendungen aus. Da sowohl das Erzeugnis als auch Sekundärmaterial zu den Knetlegierungen zählen, ergibt sich ein funktionaler Downcyclinggrad von $\delta_s \approx 1$, also kein Downcycling (aber auch kein Upcycling).

Aus **ökonomischer Sicht** ist erneut entscheidend, wie hoch der monetäre Aufwand für die Herstellung der Legierung über die Umschmelzroute und den Sekundärpfad ist. Laut Preismonitor der Deutschen Rohstoffagentur (Deutsche Rohstoffagentur 2019) lag zwischen September 2018 und August 2019 der Durchschnittspreis für Aluminium bei 1,70 €/kg, für Silizium bei 1,61 €/kg, für Magnesium bei 2,28 €/kg und für Zink bei 2,39 €/kg. Für Legierungsschrott Aluminium wird der Handelswert von 1,34 €/kg angegeben, wobei der tatsächliche Einkaufswert von Schrotten auch stark von Materialqualität und Transportwegen abhängt. Der Werkstoff 6063 hat einen Marktpreis von etwa 2,25 €/kg. Mit diesen Werten würde der Materialwert der notwendigen Metalle der Umschmelzroute für eine Tonne 6063er Legierung bei etwa 2320 € liegen. Die gleiche Legierung hergestellt über 6xxx-er Schrott würde mit Materialinputs im Wert von etwa 1570 € auskommen. Der spezifische Materialwert des 6xxx-er Schrottes liegt um 0,75 €/kg niedriger als der spezifische Materialwert des Werkstoffes. Damit liegt der ökonomische Downcyclinggrad etwa bei $\delta_e \approx 1{,}48$, berechnet als Verhältnis aus 2320€/t und 1570€/t. Nicht berücksichtigt sind in dieser vereinfachten Rechnung monetäre Aufwände für Sammel- und Recyclingprozesse.

Insgesamt liegt bei dem gewählten, vereinfachten Beispiel der Herstellung einer 6063er Aluminium-Knetlegierung aus Schrott der 6xxx-er Serie also ein thermodynamisches und ökonomisches Downcycling, jedoch kein funktionales Downcycling vor.

1.4.6 Verminderung des Downcyclings durch Substitution von Primärrohstoffen

Für die in den weiteren Arbeitspaketen wichtige Quantifizierung des Primärrohstoffbedarfes aufgrund von Downcyclingeffekten spielt der thermodynamische Downcyclinggrad eine besonders große Rolle. Dieser bezieht sich explizit auf den thermodynamischen Aufwand der mit der Aufbereitung von Erzeugnissen, Materialien oder Stoffen aus Sekundärmaterialien verbunden ist, zu dem auch der Primärmaterialbedarf gehört, sei es zur Verdünnung oder als Legierungselement. Daher wird im weiteren Verlauf die Quantifizierung der notwendigen Primärmaterial-Zugabe im Recyclingprozess über thermodynamische Simulation (siehe AP2) durchgeführt.

2 AP 2 Status Quo und Prognose (TU Clausthal, Wuppertal Institut)

2.1 Aufgabenstellung

In dem zweiten Arbeitspaket geht es um das Bestimmen des Aufkommens und der Verwertungswege von Stahl-, Aluminium-, Kupfer- und Zinklegierungen als Status Quo und Prognose bis 2030. Die Daten werden auf nationaler, europäischer und globaler Ebene betrachtet. Zunächst wurden allgemeine Mengengerüste bestimmt, die dann die Kalkulation der erwarteten dissipativen Verluste durch Downcycling sowie mögliche ökologische und ökonomische Effekte durch dessen Vermeidung ermöglichen. Der Aufbau des Arbeitspakets ist in der nachstehenden Tabelle 9 aufgeführt.

Im Folgenden wird kapitelweise auf das methodische Vorgehen und die Ergebnisse der einzelnen Arbeitspakete eingegangen. Die untenstehende Tabelle 2-1 gibt einen Überblick über die Aufgabenstruktur und Themengebiete, die in diesem Kapitel abgedeckt sind.

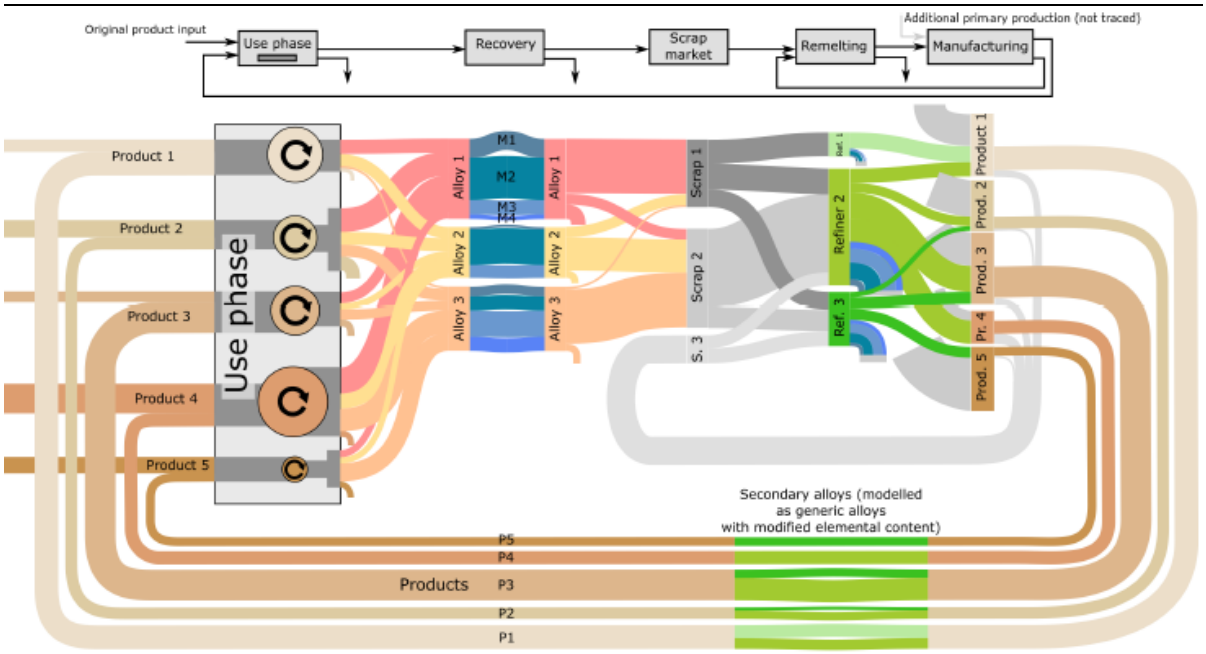
Tabelle 2-1: Aufbau des Arbeitspakets 2

Arbeitspaket	Aufgaben	Bearbeitung durch
2.1	***Angebot und Nachfrage*** • Quantifizierung des Angebots und der Nachfrage der Hauptlegierungsgruppen von Stahl, Aluminium, Kupfer und Zink • Quantifizierung des Schrottaufkommens (Alt-; Produktionsschrotte) nach Hauptlegierungen und Branchenherkunft • Prognose für 2030	TU Clausthal
2.2	***Quantifizierung der Downcycling-Effekte und dissipativen Verluste*** • Quantifizierung und Qualifizierung der Downcycling-Effekte • Quantifizierung der dissipativen Verluste und Störstoffe • Ableitung ökologischer und ökonomischer Einsparpotentiale der Primärrohstoffe und Ressourcenschonung	Wuppertal Institut
2.3	***Evaluierung des Modells durch Experteninterviews*** • Expertenbefragung aus den Bereichen Wissenschaft, Behörden, Schrottwirtschaft und Anlagenbau	Wuppertal Institut TU Clausthal

2.2 AP 2.1 – Angebot und Nachfrage

Ziel des Unterarbeitspakets ist es, das Angebot, die Nachfrage und das Schrottaufkommen von Stahl, Aluminium, Kupfer und Zink differenziert nach Hauptlegierungsgruppen zu bestimmen. Dabei hat insbesondere die Betrachtung der Metalle auf Legierungsebene einen wissenschaftlichen Mehrwert. Bereits bei den hier verwendeten Publikationen, die Stoffstrommodelle beinhalten, bleibt der Fokus auf einem Hauptmetall. Wie in den vorherigen Kapiteln geschildert, geben aber unterschiedliche Zusätze an Legierungselementen den Metallen spezifische Eigenschaften. Um die Produktions- und Recyclingsysteme in ihrer Gänze zu verstehen, ist die legierungsspezifische Betrachtung von Nutzen. Wie so ein Stoffstrommodell aussehen kann, zeigt die folgende Abbildung 2-1.

Abbildung 2-1: Eine Definition für legierungsspezifische Stoffströme in einem System



Quelle: Nakamura et al. 2017

Ähnlich wie hier abgebildet, wurden die Stoffströme für die Hauptmetalle Aluminium, Stahl, Kupfer und Zink bestimmt. Das erfolgte für den Status Quo und das Jahr 2030 auf deutscher, europäischer und globaler Ebene untergliedert nach Branchen.

Für die Quantifizierung wurde ein 5-stufiger Ansatz genutzt:

1. Bestimmen des Angebots, der Nachfrage und des Schrottaufkommens der Hauptmetalle des Status Quo
2. Definieren der relativen Anteile (Umrechnungsfaktoren) der Hauptlegierungen am Gesamtmetallverbrauch
3. Berechnung der quantitativen Mengen an Hauptlegierungen
4. Ableitung der Prognose für das Jahr 2030 anhand bestehender Szenarien
5. Verifizierung der Ergebnisse über Experteninterviews und mögliche Anpassungen

Im Rahmen des ersten Expertengesprächs im Juni 2019 bewerteten die Teilnehmer bereits die methodische Vorgehensweise als geeignet. Die Ergebnisse wurden im Rahmen weiterer Experteninterviews (Stufe 5) validiert und entsprechende Anpassungen vorgenommen. Die Durchführung und die Ergebnisse der Experteninterviews werden in Kap. 5 erläutert.

Im Nachfolgenden ist erst metallweise das legierungsspezifische Angebot, die Nachfrage und das Schrottaufkommen für den Status Quo dargestellt. Darauf folgt das Kap. 2.2.2, das die Prognose des Angebots, der Nachfrage und des Schrottaufkommens je Metall thematisiert.

2.2.1 Status Quo – 2016

2.2.1.1 Methodische Vorgehensweise

Quantifizieren der Hauptmetallströme

Wie im 5-stufigen Ansatz beschrieben, erfolgte zunächst das Erstellen eines Mengengerüsts, das heißt das Quantifizieren der Hauptmetallströme. Einleitend half jeweils eine Literaturrecherche, um wesentliche Quellen zu identifizieren, die die Prozessketten der Hauptmetallproduktion, -verarbeitung und -nutzung abbilden. Auf diese Weise wurden zum einen die wesentlichen Herstellungs- und Verarbeitungsschritte bei der Metallproduktion identifiziert und zum anderen gaben die Quellen einen Anhaltspunkt für die Größenordnung der zu bestimmenden Stoffströme. Die untersuchte Literatur diente auch der Definition von Angebot und Nachfrage, was in Tabelle 2-2 allgemein zusammengefasst ist.

Tabelle 2-2: Definition von Angebot und Nachfrage

	Produktion Rohmetall
+	Importe Rohmetall
=	**Angebot**
-	Exporte Rohmetall
-	Neuschrott (Formen)
+	Import Halbzeug
-	Export Halbzeug
=	**Nachfrage**

Das Angebot von den Hauptmetallen Stahl, Aluminium, Kupfer und Zink setzt sich aus der inländischen Produktion und den importierten Mengen an Rohmetall zusammen. Die Rohmetallmenge setzt sich dabei aus Legierungen und reinem Metall zusammen, was jedoch meist die geringere Menge ausmacht. Dabei handelt es sich sowohl um Primär- als auch um Sekundärmaterial. Die angebotene Menge an Metall steht nun dem betrachteten Markt zur Verfügung. Es folgt das Subtrahieren der Exporte des Rohmetalls. Die verbleibende Menge an Rohmetall wird nun weiteren Verarbeitungsschritten zugeführt. Bei der Verarbeitung zu Halbzeug entstehen weitere Neuschrotte, Krätzen und Verluste, die bei der Berechnung der Nachfrage subtrahiert werden. Unter Berücksichtigung des Außenhandels – Import und Export von Halbzeug, ergibt sich die Nachfrage des betrachteten Marktes. Die verschiedenen Branchen fragen die resultierende Menge an Halbzeug nach und es folgt das Verarbeiten zu finalen Produkten. Bei der Verarbeitung von Halbzeug entstehen erneut Neuschrotte, die in der Tabelle 2-2 nicht aufgeführt sind. Sie sind in der Nachfrage nicht zu berücksichtigen, da sie erst bei den Produktionsschritten der verarbeitenden Industrie anfallen. Dort verlässt der Neuschrott als Output den Stoffstrom. Die Gesamtnachfrage der Hauptmetalle bildet die Basis für die Bestimmung der sektoralen Nachfrage. Hier sind die wesentlichen Branchen sowie dessen Anteile an der Gesamtnachfrage zu de-

finieren. Die in Tabelle 2-2 dargestellte Berechnung von Angebot und Nachfrage gilt für die deutsche und europäische Ebene. Für die globale Ebene ist der aufgeführte Außenhandel – Import- und Exportströme, nicht zu berücksichtigen.

Quantifizieren des Schrottaufkommens

Neben dem Angebot und der Nachfrage wurde auch das Schrottaufkommen bestimmt. Das Vorgehen orientierte sich dabei meist an dem UBA-Projekt „ReSek“ (Steger et al. 2018). Abfallströme sowie dessen Metallgehalte lassen auf das Schrottaufkommen des jeweiligen Metalls schließen. Zu den Abfallströmen zählen zum Beispiel Altfahrzeuge, Elektronikschrott sowie Bau- und Abbruchmaterial. Die Schrottmengen sind als Input in die Verwertungsanlagen zu verstehen und bestehen aus verschiedensten Materialien. Daher benötigte es weiteren Angaben zu den relativen Metallanteilen, mit denen die Schrottmenge auf ein Metall heruntergerechnet wurde. Bei der Bestimmung des Schrottaufkommens sind auch die zuvor bestimmten Neuschrotte zu berücksichtigen.

Zum Ermitteln der jeweiligen Mengenangaben wurde auf Daten verschiedener Quellen zurückgegriffen. Für die Produktionsmengen, Außenhandelsströme, Nachfrage differenziert nach Branchen und Abfallströme dienten vor allem statistische Ämter wie Destatis und Eurostat sowie Metallverbände. Solche Institutionen veröffentlichen teilweise Jahresstatistiken. Die Recherchen zeigten, dass für das Jahr 2016 am meisten Daten verfügbar sind. Entsprechend wurde das Bezugsjahr gewählt. Die Statistiken umfassten jedoch keine Mengen an Neuschrotten. Für das Quantifizieren der Neuschrottmengen benötigte es entsprechende Produktionseffizienzen, die aus einer Literaturrecherche hervorgingen. Problematisch war u.a. das Bestimmen der Abfallströme auf globaler Ebene, da es hier keine Institution gibt, die solche Daten erhebt oder zusammenführt. Das Einschätzen der globalen Abfallströme basierte entsprechend auf einer Literaturrecherche. Diese diente auch dem Bestimmen der benötigten Metallgehalte, sofern diese nicht im Rahmen des Projekts „ReSek“ abgedeckt sind.

Die hier dargestellte Vorgehensweise ist allgemein gehalten. In Abhängigkeit von dem betrachteten Metall kann die Kalkulation von Angebot, Nachfrage und Schrottaufkommen leicht variieren. Das ist auch auf die Herausforderung dieses Vorgehens zurückzuführen, die Genauigkeit und Vergleichbarkeit der drei Betrachtungsebenen – Deutschland, Europa, Welt, zu vereinen. Die Genauigkeit der Daten und des möglichen Berechnens variierte je Betrachtungsebene und Metall. Genauso unterschiedlich waren die methodischen Vorgehensweisen hinsichtlich Annahmen und Bewertungsansätzen der genutzten Daten. Das wirkt sich zum Beispiel auf die geographische Definition von Europa, die Kategorien von Halbzeug sowie die Vollständigkeit der Daten aus. Entsprechend wurde darauf geachtet, dass die genutzten Quellen möglichst übergreifend Verwendung finden.

Bestimmen der Legierungsanteile

Nach dem Quantifizieren der Hauptmetallströme ist das Bestimmen von Umrechnungsfaktoren notwendig, um die Metallströme legierungsspezifisch darzustellen. Die zu definierenden Umrechnungsfaktoren müssen es ermöglichen von der Gesamtmenge auf die Legierungsmengen zu schließen. Die Umrechnungsfaktoren sind letztlich als relative Anteile zu verstehen. Die in Kapitel 1 bestimmten Hauptlegierungsgruppen bilden die Basis für die gesuchten Indikatoren, da sie Unterteilungen vorgeben. Als Beispiel bilden die 1XXX-8XXX Knetlegierungen für Aluminium die Hauptlegierungsgruppen.

Das Ermitteln der Faktoren baut auf einer intensiven Literaturrecherche auf. Auf diese Weise konnten zum Beispiel relative Verteilungen von Legierungsgruppen an der Gesamtproduktion eines Hauptmetalls herausgefunden werden. Auch ein erster Versuch, die legierungsspezifische Aluminiumnachfrage differenziert nach Sektoren zu betrachten, diente als Anhaltspunkt. Da die

legierungsspezifische Betrachtung des Metallmarktes jedoch nicht verbreitet ist, galt es meist auch semantisch Anwendungsbeispiele von Legierungen zu sammeln und zu ordnen. Eine erste qualitative Analyse ließ so auf die Legierungsmatrizen schließen. Die zu ermittelnden relativen Anteile bildeten dann, wie in Tabelle 2-3 dargestellt, sogenannte Legierungsmatrizen.

Tabelle 2-3: Allgemeine Legierungsmatrix

	Legierung A	**Legierung B**	**Legierung C**	**Sektorale Nachfrage**
Sektor A	a_{AA}	a_{AB}	a_{AC}	$\mathbf{S_A}$
Sektor B	a_{BA}	a_{BB}	a_{BC}	$\mathbf{S_B}$
Sektor C	a_{AC}	a_{AB}	a_{CC}	$\mathbf{S_C}$
Legierungssp. Nachfrage	$\mathbf{L_A}$	$\mathbf{L_B}$	$\mathbf{L_C}$	**100%**

Die Tabelle beinhaltet somit die legierungsspezifische Nachfrage einzelner Sektoren am jeweiligen Hauptmetall in Prozent. Gleichzeitig stellt die Matrix auch die nachgefragte Gesamtmenge des Hauptmetalls differenziert nach Branchen und Legierungen dar. Die Legierungsmatrizen wurden metallspezifisch jeweils auf deutscher, europäischer und globaler Ebene erstellt. Die relativen Legierungsmatrizen wurden dann mit den absoluten Mengenmodellen verknüpft, um so die absoluten Mengenangaben zu erhalten. Das war auch für die weitere Auswertung der Ergebnisse und die weiteren Berechnungen in den folgenden Arbeitsschritten notwendig.

Grundsätzlich wurden die Legierungsmatrizen ebenfalls im Rahmen der Experteninterviews validiert und ggf. angepasst.

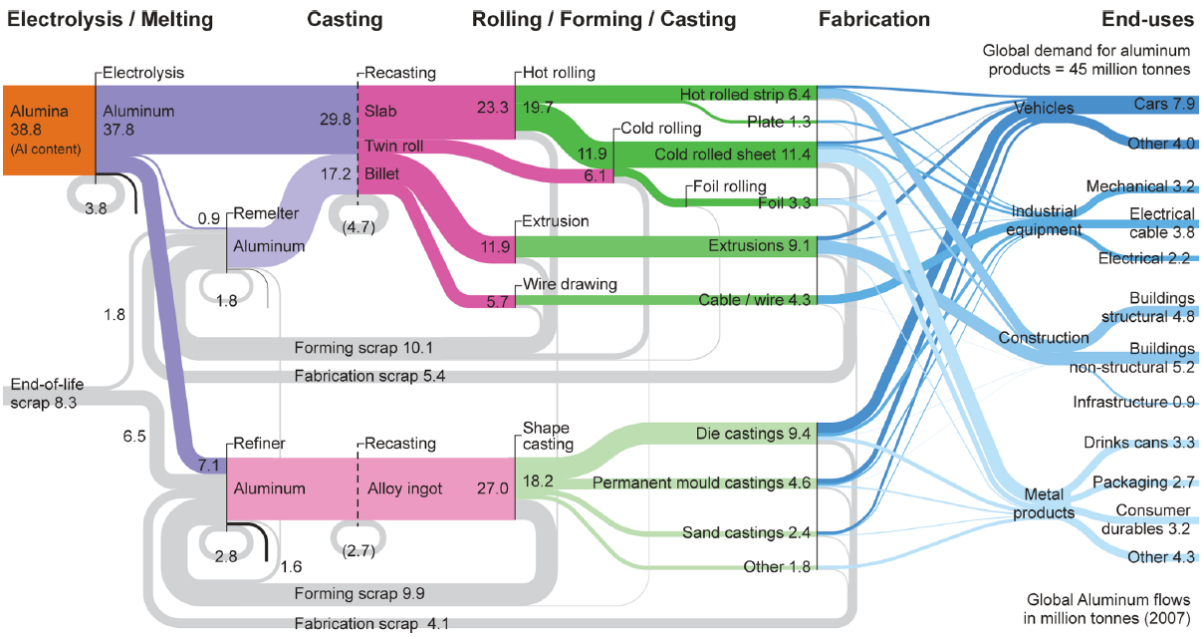
2.2.1.2 Aluminium

Initiale Literaturrecherche

Für die Analyse des Angebots, der Nachfrage und des Schrottaufkommens von Aluminium wurde zunächst eine Literaturrecherche durchgeführt. Die Quellen dienten dem Identifizieren von übergeordneten Prozessketten und einer Einschätzung von bspw. Produktionsmengen, der Verteilung der sektoralen Nachfrage und Metallanteilen an Produkten. Es wurden bspw. die Ergebnisse von Martens und Goldmann (2016) sowie Drossel et al. (2018) genutzt. Ebenfalls waren Publikationen zu bestehenden Materialflussanalysen Teil der Recherche. Es kann insbesondere auf die Analysen von Cullen und Allwood (2013) sowie Steger et al. (2018) verwiesen werden. Cullen und Allwood veröffentlichten ein globales Aluminium Stoffstrommodell für das Jahr 2007 (siehe Abbildung 2-2).

Aus dem Modell und dem zugehörigen Artikel lassen sich neben Produktionseffizienzen zur Halbzeugverarbeitung und finalen Produktherstellung die übergeordneten Prozessschritte erkennen – Elektrolyse/Schmelzen, Gießen, Wälzen/Formen/Gießen, Verarbeitung des Halbzeugs, Endanwendung. Die Materialflussanalyse ermöglichte darüber hinaus eine erste Einschätzung der Größenordnung der zu ermittelnden Aluminiumströme. Außerdem beinhaltet die Arbeit die Quantifizierung der Neuschrotte, die werksintern oder in Remeltern und Refinern recycelt werden sowie die anfallenden Verluste bei den einzelnen Verfahren. Altschrotte sind hier lediglich als Input-Strom abgebildet.

Abbildung 2-2: Ein globales Stoffstrommodell für Aluminium (2007)



Quelle: Cullen und Allwood 2013, S. 3061

Die globale Ebene ist in diesem Projekt jedoch nur eine der Betrachtungsebenen. Die deutsche und europäische Ebene unterscheidet sich insbesondere durch den zu berücksichtigenden Außenhandel von der globalen Ebene. Entsprechend Aufschluss gab der Bericht zum UBA-Projekt „ReSek“. Dieser beinhaltet ein Stoffstrommodell für Aluminium auf deutscher Ebene für das Jahr 2013 (Steger et al. 2018, S. 114). Der Projektbericht geht zudem wesentlich genauer auf das Berechnen des Schrottaufkommens ein. Das Vorgehen dieses Projekts orientierte sich an „ReSek“. Wie in Kapitel 2.1.2.1 beschrieben, dienten Abfallströme der deutschen Abfallstatistik in Kombination mit Metall- bzw. Aluminiumgehalten der Berechnung des Schrottaufkommens aus der Abfallwirtschaft. Die Kalkulationen dieses Projekts übernahmen vor allem die Aluminiumgehalte zum Bestimmen des Schrottaufkommens (Steger et al. 2018, 115 ff.). Nennenswert ist auch das öffentlich zugängliche interaktive Stoffstrommodell für den Zeitraum 1962 bis 2040 des International Aluminium Institute (IAI 2019b). Eine weitere Publikation als Excel-Datei, die die Kalkulationen und Annahmen wie Schlackenverluste und anfallenden Neuschrotte beinhaltet, ermöglichen das Nachvollziehen des Stoffstrommodells (IAI 2017). Da „Europa“ in den Modellen einen von dem Verständnis dieser Arbeit abweichenden geographischen Bezugsraum beschreibt, also nicht die EU28 entsprechend, musste eine Anpassung vorgenommen werden. Weitere Quellen für Berechnungen des Mengengerüsts von Aluminium und dessen Verwendung sind in einer Tabelle im Anhang A1 aufgeführt.

Ergebnisse Angebot und Nachfrage

Die dargestellten Quellen und die in Kapitel 2.1.2.1 beschriebenen Berechnungen bildeten die Grundlage für die Kalkulation der deutschen, europäischen und globalen Aluminiumströme. Die daraus resultierenden Ergebnisse sowie die Ergebnisse für die deutsche und globale Betrachtungsebene sind in der nachfolgenden Tabelle 2-4 dargestellt.

Tabelle 2-4: Angebot und Nachfrage für Aluminium im Jahr 2016

	Deutschland	Europa (EU28)	Welt
	In kt		
Produktion Rohmetall	1.270	7.055	88.726
Import Rohmetall	+ 2.684	+ 6.531	
Angebot	**3.954**	**13.586**	**88.726**
Export Rohmetall	- 459	- 780	
Direktes Einschmelzen von Neuschrotten	+ 215	+ 215	+ 3.396
Krätze (Halbzeugherstellung)	- 121	- 444	- 2.900
Neuschrotte (Halbzeugherstellung)	- 537	- 1.521	- 11.321
Import Halbzeug	+ 1.593	+ 876	
Export Halbzeug	- 1.857	- 780	
Lagerveränderung	+ 562		
Nachfrage	**3.350**	**11.544**	**77.901**

Quelle: Eigene Berechnungen unter Verwendung der Quellen in Anhang 1

Die Angaben in Tabelle 2-4 sind entsprechend der beschriebenen methodischen Vorgehensweise strukturiert. Rohmetall ist als raffiniertes Aluminium definiert, welches z.B. in Form von Blöcken und Barren gehandelt wird. Es umfasst damit sowohl Primär- als auch Sekundäraluminium. Das Angebot an Aluminium liegt in Deutschland für das Jahr 2016 bei 3.954 kt, in Europa bei 13.586 kt und weltweit bei 88.726 kt. Die Nachfrage ergibt sich unter Berücksichtigung der Exporte des Rohmetalls und des Außenhandels des Halbzeugs sowie der Neuschrotte der Halbzeugherstellung. Letztere umfassen die Neuschrotte, Krätze, Schlacken und Verluste durch bspw. Stäube. Dabei wurden nur Ströme betrachtet, die die Schmelzwerke verlassen. Zusätzlich gibt es Neuschrotte, die werksintern wieder eingeschmolzen werden, die hier nicht ausgewiesen sind. Hingegen ist der Anteil an Neuschrotten ausgewiesen, der aufgrund ihrer hohen Sortenreinheit direkt wieder eingeschmolzen werden kann. Solche Schrotte entstehen bei nachgelagerten Werken, die bspw. Halbzeug verarbeiten, und werden zum Teil wieder direkt an die vorgelagerten Schmelzwerke transportiert, wo sie verwendet werden. Als Ausnahme wurden für Deutschland Lagerveränderungen berücksichtigt wie in ReSek. Diese wurden vor allem genutzt, um eine Angleichung an die veröffentlichten Daten der WVMetalle zu schaffen. Insgesamt ergibt sich daraus die Nachfrage für Deutschland für das Jahr 2016 von 3.350 kt, für Europa von 11.544 kt und weltweit von 77. 901 kt.

Die Ergebnisse zeigen wie erwartet die Importabhängigkeit von Deutschland bei Aluminium. So wird in Deutschland etwa doppelt so viel Aluminium in Rohform importiert wie Inlands produziert wird. Die inländische Produktion stellt zu 57% Sekundärmaterial her (WVMetalle 2017). Zudem hat Deutschland einen ausgeprägten Außenhandel beim Halbzeug mit einem leichten Exportüberschuss. Auch auf europäischer Ebene ist eine Importabhängigkeit zu erkennen. Etwa die Hälfte des unverarbeiteten Aluminiums wird importiert. Der europäische Außenhandel von Halbzeug zeigt einen leichten Importüberschuss und ist im Vergleich zum deutschen Außenhandel geringer. Das ist darauf zurückzuführen, dass der deutsche Außenhandel sich zu einem

Großteil auf den europäischen Markt bezieht. Der europäische Außenhandel wiederum berücksichtigt lediglich den außereuropäischen Handel.

Branchenverteilung

Die berechnete deutsche, europäische und globale Nachfrage verteilt sich wiederum auf unterschiedliche Branchen. Diese sind in der folgenden Abbildung 2-3 dargestellt. Da die verwendeten Daten auf unterschiedlichen Quellen basieren, sind die Branchen unterschiedlich kategorisiert.

So ist in der Aufteilung für Deutschland der zusätzliche Sektor „Eisen- und Stahlindustrie“ inkludiert. In der Eisen- und Stahlindustrie kommt Aluminium als Desoxidationsmittel zum Einsatz und geht dabei unwiederbringlich verloren. Zudem kann es Unterschiede bei den Annahmen und Erhebungen geben. Dennoch sind die verwendeten Daten als valide zu bewerten, da unterschiedliche Quellen zu ähnlichen Ergebnissen kommen und auch die Kategorisierung häufig verwendet wird.

Die Abbildung zeigt, dass auf allen drei Betrachtungsebenen der Verkehrs-, Bau- und Verpackungssektor die größte Nachfrage bilden. Einen geringeren Anteil an der Gesamtnachfrage an Aluminium hat der Maschinenbau und die Elektrotechnik. Für Haushaltswaren wird in Deutschland, Europa und weltweit am wenigsten Aluminium nachgefragt. Der Verkehrssektor hat auf allen drei Ebenen den größten Anteil an der Nachfrage nach Aluminium. Auffällig ist jedoch der deutlich höhere Anteil in Deutschland. Das bedingt die ausgeprägte Automobilindustrie in Deutschland.

Abbildung 2-3: Aluminiumnachfrage nach Branchen im Jahr 2016



Quelle: IAI 2017

Schrottaufkommen

Das Schrottaufkommen wurde wie anfangs beschrieben über Abfallströme sowie dessen Aluminium-Gehalte bestimmt. Die verwendeten Quellen sind dem Anhang 1 zu entnehmen. Der Anhang 2 umfasst dazu eine Tabelle mit den recherchierten Aluminium-Gehalten die zusammen mit den Abfallströmen das Schrottaufkommen bilden. Es ist wichtig zu berücksichtigen, dass das Schrottaufkommen als Input in die Verwertungswege zu verstehen ist. Es handelt sich dabei also um produzierte Schrottmengen, die in Deutschland, Europa bzw. global erfasst wurden und auf dem Markt potenziell zur Verfügung stehen. Die Mengen stellen nicht dar, wie viel Schrottmengen im Jahr 2016 zu Rezyklat wurden oder gar wie viel als Sekundärmaterial in der Produktherstellung verwendet wurden. Die berechneten Schrottaufkommen auf deutscher, europäischer und globaler Ebene sind in der nachstehenden Tabelle 2-5 aufgeführt.

Die Ergebnisse zeigen, dass auf allen drei Ebenen eine nicht unerhebliche Menge Neuschrott und Abfälle bei den Herstellungs- und Verarbeitungsprozessen des Aluminiums anfallen. Auf deutscher und europäischer Ebene beinhalten die Abfälle aus thermischen Verwertungsanlagen wesentliche Mengen Aluminium. Allerdings bleibt offen, inwiefern diese Menge für das legierungsspezifische Recycling von Relevanz ist. Um diesen Abfallstrom auf globaler Ebene zu berechnen, fehlten die Daten. Des Weiteren bilden der Verpackungsabfall, die Bau- und Abbruchmaterialien, Altfahrzeuge, elektrische Geräte sowie Sperrmüll die wichtigen Abfallströme, die wesentliche Mengen an Aluminium enthalten.

Tabelle 2-5: Schrottaufkommen für Aluminium im Jahr 2016

	Deutschland	**Europa (EU28)**	**Welt**
	In kt		
Abfälle aus energetischer Verwertung von Abfällen	100	526	
Neuschrott aus Halbzeugherstellung	483	1.369	10.755
Krätze und Stäube aus Herstellungsprozessen	90	333	1.458
Neuschrott aus Halbzeugverarbeitung	319	1.217	
Verpackungsabfall	39	2.601	
Bau- und Abbruchmaterialien	3	547	1.836
Altfahrzeuge	53	795	6.152
elektrische Geräte	34	213	2.148
Sperrmüll	51	310	
Siedlungsabfall			8.230
Summe	**1.172**	**7.911**	**30.579**

Quelle: Eigene Berechnungen unter Verwendung der Quellen in Anhang 1 und 2

Generell ist anzumerken, dass die Datenlage hinsichtlich der Abfallströme auf globaler Ebene schlechter zu bewerten ist, als bspw. auf deutscher und europäischer Ebene. Deshalb sind einige Besonderheiten beim Schrottaufkommen auf globaler Ebene zu berücksichtigen. Die Neuschrotte aus der Halbzeugverarbeitung sind auf globaler Ebene nicht aufgeführt, da die Mengen dem globalen Materialflussmodell der IAI (2017) entnommen sind. Im Modell werden lediglich die Neuschrotte aus der Halbzeugherstellung ausgewiesen, die in Schmelzwerken intern rückge-

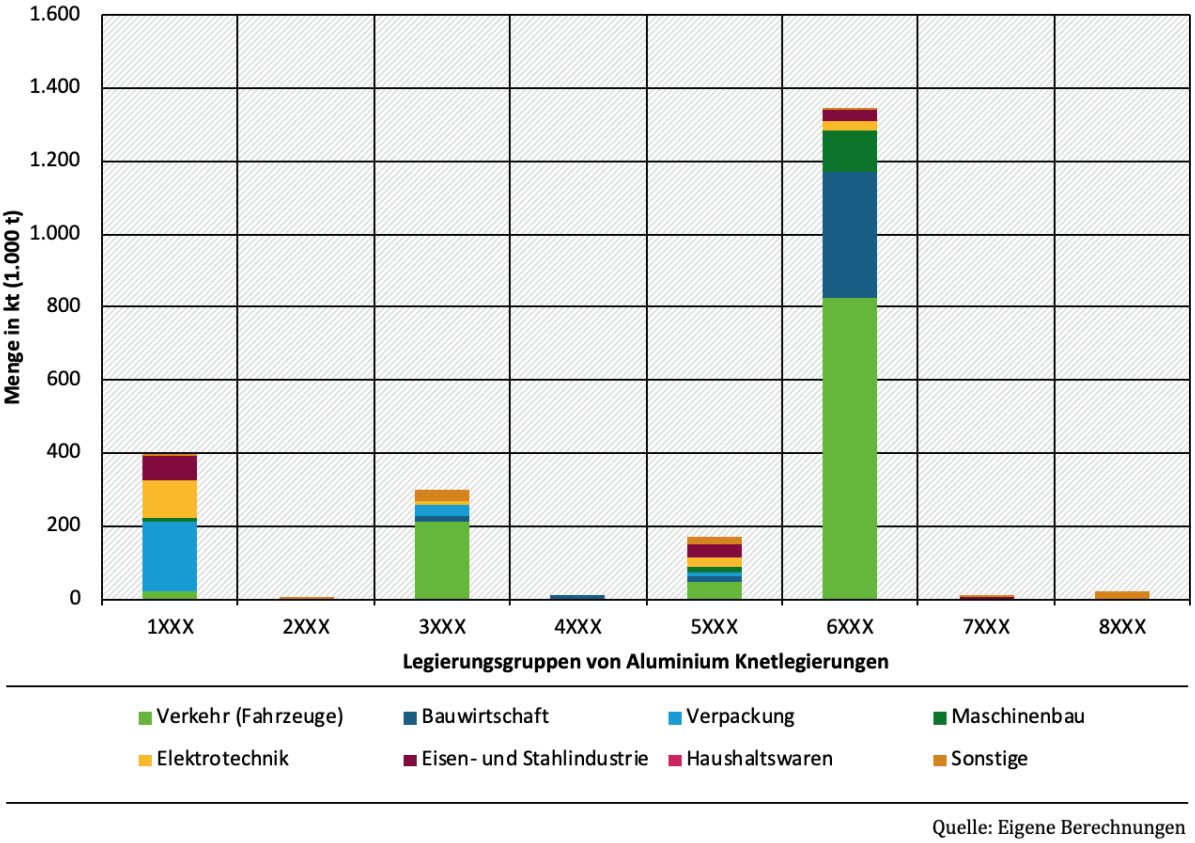
führt wurden. Ansonsten werden die Neuschrotte zusammen mit denen aus der Halbzeugverarbeitung gebündelt dargestellt. Eine weitere Unterteilung ist also nicht möglich. Es konnten lediglich publizierte Mengenangaben für die Abfallströme Bau- und Abbruchmaterialien, elektrische Geräte und Siedlungsabfälle genutzt werden. Dort waren meist Spannbreiten angegeben. Des Weiteren musste auch auf eine gesonderte Betrachtung der Verpackungsabfälle und des Sperrmülls verzichtet werden mangels adäquater Daten. Stattdessen wurde der Siedlungsabfall als Abfallstrom genutzt. Es folgte die Annahme, dass der globale Siedlungsabfall auch Verpackungsabfall und Sperrmüll miteinschließt. Entsprechend wurden die Anteile von Sperrmüll (6,3%) und Verpackungsabfall (34,9%) am deutschen bzw. europäischen Siedlungsabfall sowie die Aluminium-Gehalte auf den globalen Siedlungsabfall angewendet. Für die Abschätzung der Mengenangabe an Altfahrzeuge wurde für Autos eine durchschnittliche Lebensdauer von 16 Jahren angenommen. Entsprechend wurden die globalen Verkaufszahlen aus dem Jahr 2000 recherchiert und mit dem durchschnittlichen Gewicht von 1,079 t verrechnet. Das durchschnittliche Gewicht ergibt aus dem europäischen Abfallstrom für Altfahrzeuge, der dem Gewicht von 6 Millionen Fahrzeugen entspricht.

Legierungsspezifische Nachfrage

Die bisher dargestellten Ergebnisse beziehen sich auf das Hauptmetall Aluminium. Ziel der Arbeit ist jedoch die legierungsspezifische Darstellung von Nachfrage, Angebot und Schrottaufkommen. Eine wesentliche Publikation ist die von Hatayama et al. (2007). Die Autoren erstellten für das Bezugsjahr 2003 eine Matrix, die den japanischen Markt für Aluminium Knetlegierungen abbildet. Dabei wird in die 1XXX-8XXX Legierungen unterschieden und in 8 unterschiedliche Sektoren. Die Publikation diente als Anhaltspunkt und wurde durch einzelne produktzentrierte Betrachtungen ergänzt. Dazu zählt z.B. die Publikation von Arowosola und Gaustad (2019), die die legierungsspezifische Verwendung von Aluminium im Automobilsektor analysiert. Auch eigene Berechnungen und Recherchen führten zu Anpassungen. So wurden Marktabschätzungen zu einzelnen Produkten auf deutscher, europäischer und globaler Ebene durchgeführt, die stellvertretend für eine Legierung hinzugezogen wurden. Dazu gehören haushaltsübliche Alufolie (Legierung 1235) und Getränkedosen (Legierung 3004 und 5182), die insbesondere für Sektoren wie Haushaltswaren und Verpackung als Beispiele dienten. Im Anhang 3 sind die erarbeiteten Legierungsmatrizen für Aluminium Knetlegierungen auf deutscher, europäischer und globaler Ebene mit relativen Anteilen dargestellt. Nachstehend in Abbildung 2-4 sind die absoluten Ergebnisse als Diagramm veranschaulicht.

Die betrachteten Knetlegierungen bilden in Summe 2.344 kt, was etwa 70% der gesamten Aluminiumnachfrage in Deutschland ausmacht. Abbildung zeigt, dass bei der deutschen Nachfrage für Aluminium Knetlegierungen die 6XXX Legierungen den Markt dominieren mit einer Summe von 1.350 kt, was etwa die Hälfte der nachgefragten Knetlegierungen ausmacht. Der überwiegende Teil der 6XXX Legierungen geht in den Verkehrssektor sowie in die Bauwirtschaft und den Maschinenbau. Etwa 400 kt der deutschen Nachfrage bildeten 2016 die 1XXX Legierungen. Die Hauptanwendungsgebiete stellen dabei die Verpackungsindustrie sowie die Elektrotechnik und die Eisen- und Stahlindustrie dar. Die 3XXX Legierungen wurden 2016 mit 329 kt nachgefragt. Hier sind die Hauptanwendungsgebiete die Verkehrsbranche, Verpackungsindustrie, Haushaltswaren und Bauwirtschaft. Ebenfalls nennenswert ist die Nachfrage nach 5XXX Legierungen mit einer Menge von 194 kt. Die Nachfrage verteilt sich dabei über alle aufgeführten Anwendungsgebiete. Die größten Anteile haben die Verkehrsbranche, die Eisen- und Stahlindustrie und die Elektrotechnik. Die 2XXX, 4XXX, 7XXX und 8XXX Legierungen haben eine deutlich geringere Nachfrage. Das ist unter anderem damit erklärbar, dass die beiden Sektoren mit der größten Aluminium Nachfrage – Verkehrssektor, Bauwirtschaft, diese Legierungen kaum nachfragen.

Abbildung 2-4: Deutsche Nachfrage nach Aluminium Knetlegierungen in 2016 [kt]

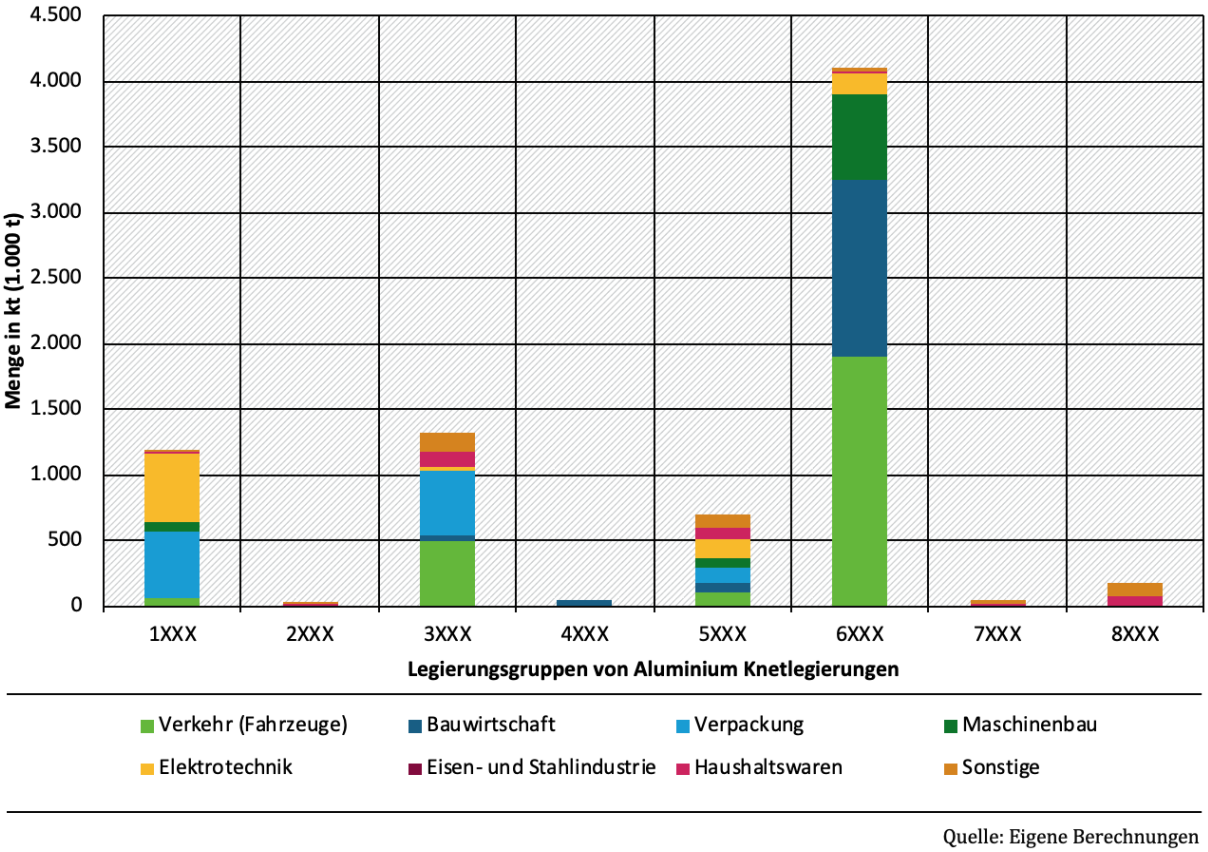


Quelle: eigene Darstellung, WI

Für die Europäische Nachfrage zeichnet sich ein ähnliches Bild ab, wie es die Abbildung 2-5 zeigt. Generell wurden 2016 7.433 kt an Knetlegierungen nachgefragt. Das sind etwa 64% der gesamten Aluminiumnachfrage. Auch in Europa war 2016 somit die Nachfrage nach Knetlegierungen deutlich höher als nach Gusslegierungen.

Wie die Abbildung zeigt dominiert die Nachfrage nach 6XXX Legierungen den Markt. Von den 4.092 kt an 6XXX Legierungen gingen am meisten in den Verkehrssektor (46%), die Bauwirtschaft (32%), den Maschinenbau (16%) und die Elektrotechnik (4%). Den zweitgrößten Marktanteil an Knetlegierungen haben die 3XXX Legierungen mit 1.315 kt. Auch hier sind die Hauptanwendungsgebiete der Verkehrssektor (37%) und der Verpackungssektor (37%). Zu deutlich kleineren Anteilen finden die 3XXX Legierungen auch in der Baubranche, der Elektrotechnik und als Haushaltswaren Anwendung. Im Vergleich zu Deutschland ist das Hauptanwendungsgebiet der Verpackungen deutlich ausgeprägter. Das ist auf die Getränkedosen aus Aluminium zurückzuführen. In Deutschland werden Getränkedosen weniger aus Aluminium hergestellt als in anderen europäischen Mitgliedsländern. Stattdessen werden in Deutschland Getränkedosen eher aus Weißblech gefertigt (Forum Getränkedose 2019). Für den Körper der Getränkedosen wird typischerweise die 3004 Legierung verwendet. Des Weiteren waren in 2016 die 1XXXer Legierungen von Bedeutung, die mit 1.172 kt nachgefragt wurden. Auch hier sind die Verpackungen (44%) und die Elektrotechnik (45%) Hauptanwendungsgebiete. Auch nennenswert sind die 5XXXer Legierungen mit 696 kt an Nachfrage. Die Nachfrage verteilt sich dabei über alle Anwendungsgebiete. Die weitere Legierungsgruppen – 2XXX, 4XXX, 7XXX, 8XXX, wurden wesentlich weniger nachgefragt.

Abbildung 2-5: Europäische Nachfrage nach Aluminium Knetlegierungen in 2016 [kt]



Quelle: Eigene Berechnungen

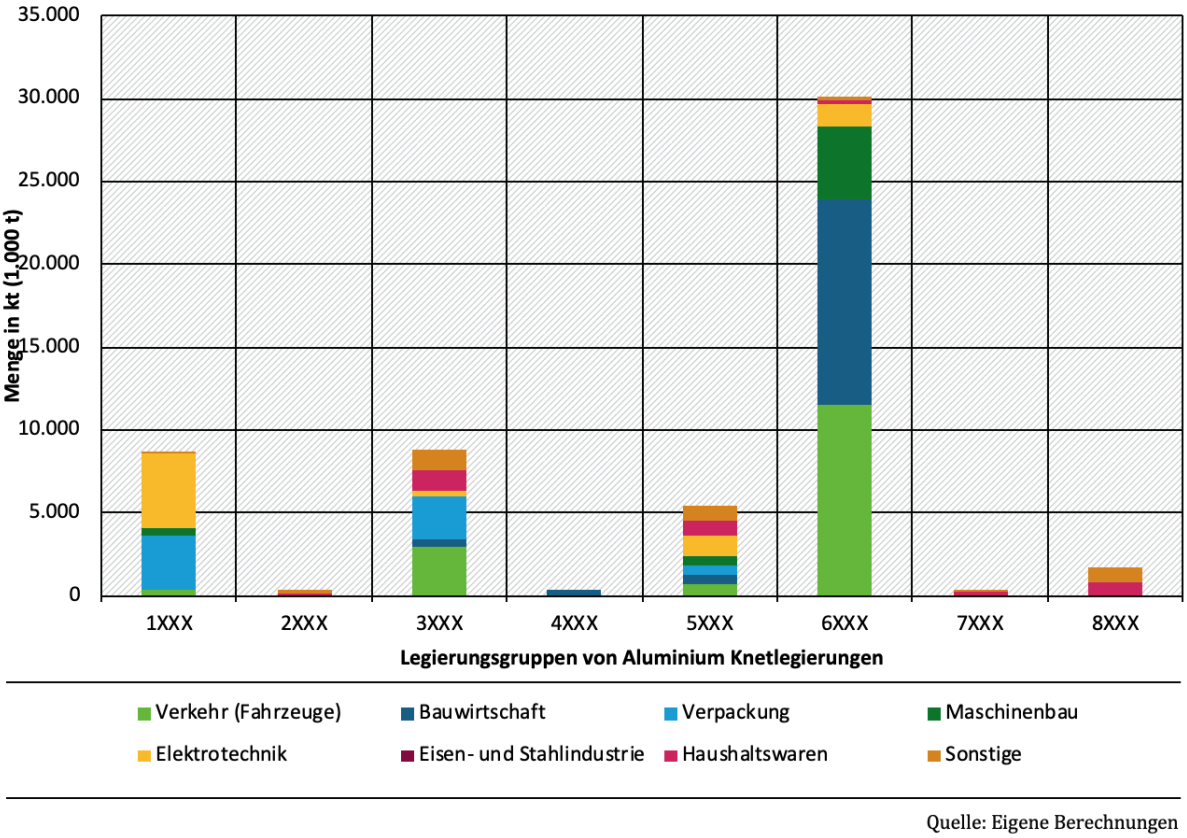
Quelle: eigene Darstellung, WI

Nachdem zuvor die deutsche und europäische Branchennachfrage differenziert nach Hauptlegierungsgruppen betrachtet wurden, folgt nur die globale Ebene. Auf globaler Ebene wurden 2016 insgesamt 54.451 kt an Aluminium Knetlegierungen nachgefragt, was 70% der gesamten Aluminiumnachfrage ausmachte. Die Nachfrage nach Knetlegierungen ist in Abbildung 2-6 differenziert nach Hauptlegierungsgruppen und Anwendungsgebieten für das Jahr 2016 dargestellt.

Wie auch schon auf deutscher und europäischer Ebene war die Nachfrage in 2016 nach 6XXXer Legierungen am Höchsten. Hier betrug sie 30.118 kt also etwa 55% der gesamten Nachfrage an Knetlegierungen. Die Hauptanwendungsgebiete waren auch hier der Verkehr (38%), die Bauwirtschaft (41%), Maschinenbau (14,5%) und Elektrotechnik (4%). Die 3XXXer Legierungen wurden insgesamt mit 8.761 kt nachgefragt. Die Hauptanwendungsgebiete sind Verkehr (34%), Verpackung (30%) und Haushaltswaren (14%) sowie Bauwirtschaft und Elektrotechnik. Auch auf globaler Ebene fragte die Verpackungsindustrie deutlich mehr an 3XXXer Legierungen nach als auf deutscher Ebene. Der Grund ist derselbe wie im Vergleich der deutschen und europäischen Nachfrage: Auf globaler Ebene wurden verhältnismäßig mehr Getränkedosen aus Aluminium verbraucht. Ebenfalls von Bedeutung waren 2016 die 1XXXer Legierungen mit einer Nachfrage von 8.678 kt. Die Nachfrage geht vor allem auf die Hauptanwendungsgebiete Verpackung (38%) und Elektrotechnik (51%) zurück. Auch Anwendungsgebiete wie Verkehr, Maschinenbau und Haushaltswaren fragten 1XXXer Legierungen nach, jedoch zu deutlich geringeren Anteilen. Wie auch schon auf deutscher und europäischer Ebene ist auch die Nachfrage an 5XXXer Legierungen nennenswert. In Summe wurden 5.398 kt nachgefragt. Diese verteilen sich über alle Anwendungsgebiete Verkehr (12%), Bauwirtschaft (11%), Verpackung (11%), Maschinenbau (10%), Elektrotechnik (23%), Haushaltswaren (16%) sowie Sonstige (17%). Die weiteren

Hauptlegierungsgruppen – 2XXX, 4XXX, 7XXX, 8XXX, waren bei der Aluminiumnachfrage im Jahr 2016 nicht ausschlaggebend. Zusammen machten die Legierungen 5% der gesamten Nachfrage nach Knetlegierungen aus.

Abbildung 2-6: Globale Nachfrage nach Aluminium Knetlegierungen in 2016 [kt]



Quelle: Eigene Berechnungen

Quelle: eigene Darstellung, WI

Legierungsspezifisches Schrottaufkommen

Neben der Nachfrage sollte auch das Schrottaufkommen differenziert nach Hauptlegierungsgruppen betrachtet werden. Das Schrottaufkommen, wie es in Tabelle 2-6 aufgeführt ist, bezieht sich auf das Hauptmetall Aluminium und besteht eigentlich aus diversen Legierungen. Entsprechend wurden auch auf das berechnete Schrottaufkommen die im Anhang 3 zusammengefassten Legierungsmatrizen angewendet. Gleichzeitig besteht das Schrottaufkommen sowohl aus Knet- wie Gusslegierungen. Eine Verteilung nach Knet-Legierungsgruppe ist nur für die Knetlegierungsschrotte sinnvoll. Es wird wie bei der Unterscheidung der Nachfrage von einem Verhältnis 70%/30% zwischen Schrotten aus Knetlegierungen und Gusslegierungen ausgegangen. Da die Datenlage hinsichtlich der legierungsspezifischen Aluminiumanwendungen ungenügend ist, wurde dieselbe Verteilung angenommen wie für die Nachfrage im Jahr 2016. Grundsätzlich unterliegt die Verwendung von Metall im Allgemeinen, bzw. hier Aluminium, für Produkte dynamischen Entwicklungen. Das heißt, neue Materialien werden entwickelt und die Materialzusammensetzung von Produkten verändert sich über die Zeit. Das war auch ein Ergebnis des Expertengesprächs mit Industrie- und Verbandsvertretern im Rahmen dieses Projekts. Beispielsweise hat in Tabelle 2-6 ein Auto, welches als Altfahrzeug im Schrottaufkommen 2016 inkludiert ist, und im Jahr 2000 produziert wurde, eine andere Materialzusammensetzung als ein Auto, das im

Jahr 2016 produziert wurde. Die hier kalkulierten Zusammensetzungen sind also als erste Schätzungen zu verstehen. Um hier präzisere Angaben zu der Materialzusammensetzung des Schrottaufkommens herausfinden zu können, bedarf es mehr Wissen und Daten über die Entwicklung der legierungsspezifischen Anwendung in einzelnen Produkten über den Zeitverlauf. Das hier berechnete legierungsspezifische Schrottaufkommen auf deutscher, europäischer und globaler Ebene ist in der nachstehenden aufgelistet.

Entsprechend der relativen Verteilung, wie sie in Anhang 3 dargestellt ist, ergibt sich das legierungsspezifische Schrottaufkommen. In Summe fielen 2016 auf deutscher Ebene 821 kt, auf europäischer Ebene 5.538 kt und global 21.405 kt an Aluminium Knetlegierungsschrotten an. Die Differenz zu den in Tabelle 2-6 dargestellten Schrottmengen ist auf die Gusslegierungen zurückzuführen. Die Herleitung der Auswahl an Hauptlegierungsgruppen ist im ersten Kapitel erläutert. Auf allen drei Ebenen waren vom Schrottaufkommen der Knetlegierungen über die Hälfte die 6XXXer Legierungen. Ebenfalls einen großen Anteil hatten die 1XXXer Legierungen und die 3XXXer Legierungen.

Tabelle 2-6: Legierungsspezifisches Schrottaufkommen für Aluminium Knetlegierungen in 2016

	Deutschland	Europa (EU28)	Welt
Hauptlegierungsgruppe	**In kt**		
1XXX	140	855	3.326
2XXX	3	27	125
3XXX	115	898	3.358
4XXX	4	27	146
5XXX	68	507	2.069
6XXX	473	2.984	11.545
7XXX	5	27	167
8XXX	13	152	668
Summe	**821**	**5.538**	**21.405**

Quelle: Eigene Berechnungen unter Verwendung der Tabelle 2-5 und Anhang 3

2.2.1.3 Stahl

Initiale Literaturrecherche

Wie bei Aluminium begann auch die Erarbeitung des Mengengerüsts des Hauptmetalls Stahl mit einer eingehenden Literaturrecherche. Zum Feststellen der übergeordneten Prozessschritte bei der Produktion und Verarbeitung von Stahl dienten vor allem die Werke von Martens und Goldmann (2016) sowie von Ruge und Wohlfahrt (2013). Die Publikationen beinhalten neben der Definition unterschiedlicher Verfahren auch Informationen zur Sekundärmetallurgie und zu Produktionsmengen. Ein weiteres Ergebnis der Literaturrecherche sind identifizierte Materialflussanalysen. Dazu gehört die Veröffentlichung eines globalen Stoffstrommodells von Stahl mit dem Bezugsjahr 2008 von Cullen und Allwood (2012) wie sie in Abbildung 2-7 dargestellt ist. Es handelt sich dabei um ein globales Modell, was jedoch den auf deutscher und europäischer Ebene zu berücksichtigenden Außenhandel außen vorlässt. Entsprechend war auch hier das UBA-Projekt „ReSek“ aufschlussreich. Der Projektbericht von Steger et al. (2018) umfasst ein deutsches Stoffstrommodell für Stahl mit dem Bezugsjahr 2013. Die Publikation ermöglichte so

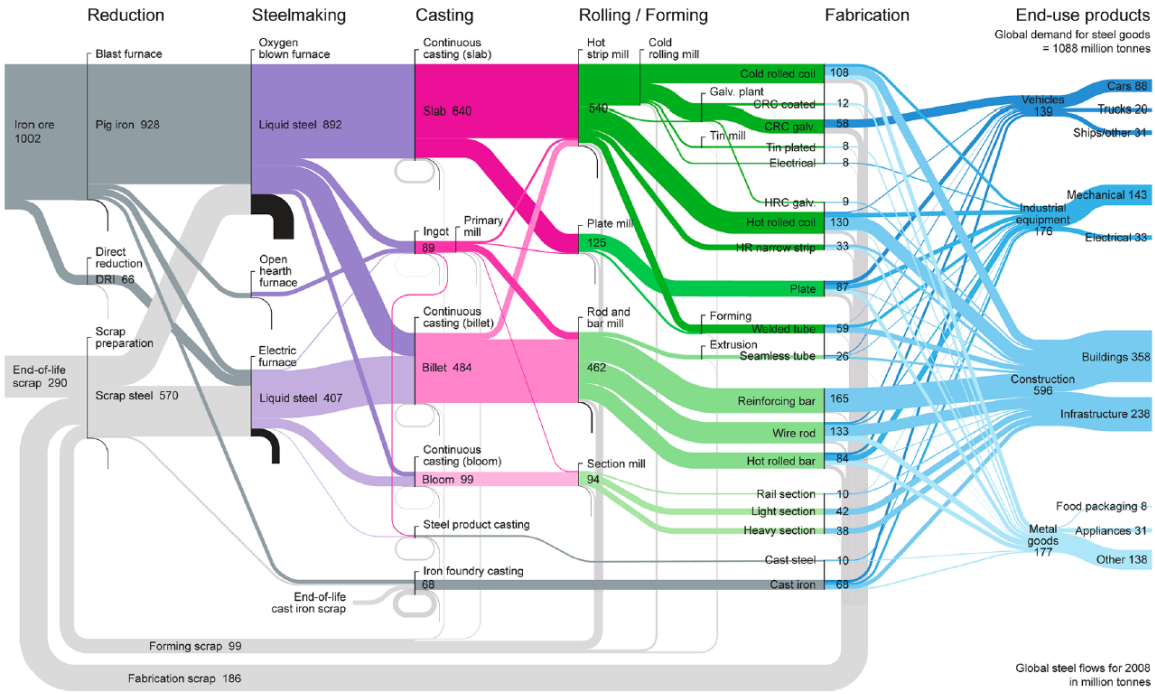
einen Überblick über die Prozessschritte und vermittelte eine Größenordnung der hier zu berechnenden Stahlmengen.

Die Abbildung 2-7 zeigt bereits die Vielzahl an Verfahrensschritten bei der Produktion von Stahl und somit dessen Komplexität. Gleichzeitig sind hier die übergeordneten Prozessschritte ableitbar – Reduktion, Stahlherstellung, Gießen, Wälzen/Formen, Verarbeiten des Halbzeugs, Endanwendung. Die Publikation lässt auch auf die Größenordnung Stoffströme schließen. Außerdem beinhaltet die Arbeit Informationen zu den anfallenden Neuschrotten und Verlusten. Hier ist im Modell zwischen verschiedenen Schrotten zu unterschieden: Neuschrotte, die direkt werksintern recycelt werden, und Neuschrotte, die zusammen mit Altschrotten der Reduktion zugeführt werden. Letztere können entweder aus den Prozessen des Gießens und Wälzens/Formens resultieren oder aus der Verarbeitung des Halbzeugs zu finalen Produkten. Darüber hinaus sind auch Verluste der Verfahrensschritte berechnet. Es sei explizit auf das Begleitdokument des Artikels hingewiesen, welches das Stoffstrommodell darstellt inklusive der Produktionseffizienzen je Prozessschritt. Diese Publikation beinhaltet auch die Altschrotte, die in die Stahlherstellung fließen. Allerdings ist die Menge lediglich als aggregierter Input-Strom dargestellt. Zur Berechnung des Schrottaufkommens waren hier mehr Informationen und Daten notwendig.

Der nicht vorhandene und somit nicht abgebildete Außenhandel des globalen Modells ist für die deutsche und europäische Betrachtungsebene von Bedeutung. Daher wurde das UBA-Projekt „ReSek“ herangezogen, da es ein deutsches Stoffstrommodell für das Jahr 2013 beinhaltet (Steger et al. 2018, S. 95). Darüber hinaus umfasst der Bericht auch für Stahl eine genaue Einschätzung des Schrottaufkommens. Das Vorgehen entspricht dabei nicht dem Vorgehen von diesem Projekt wie in Kapitel 2.2.1.1 beschrieben. Allerdings konnte Steger et al. (2018) für eine Plausibilitätsprüfung genutzt werden.

Für die Berechnung von Angebot, Nachfrage und Schrottaufkommen wurden zum einen Produktions- und Außenhandelsdaten sowie Produktionseffizienzen genutzt. Darüber hinaus wurden Daten zu Abfallströmen und dessen Metall- bzw. Stahlgehalte recherchiert. Die dafür genutzten Quellen sowie dessen Verwendungszweck sind im Anhang 1 tabellarisch aufgeführt. Anhand der aufgelisteten Quellen erfolgte die in Kapitel 2.2.1.1 beschriebene Berechnung des Angebots, der Nachfrage und des Schrottaufkommens. Von besonderer Bedeutung ist dabei das statistische Jahrbuch der worldsteel Association (2017) und WV Stahl (2016). Es beinhaltet umfassende Daten zur Stahlproduktion, zu Produktionsmengen verschiedener Halbzeug Arten, zum Außenhandel differenziert nach verschiedenem Halbzeug, zur Stahlnutzung sowie indirektem Außenhandel. Die Daten sind teilweise für den Zeitraum von 2007-2016 und ansonsten für das hier verwendete Bezugsjahr 2016 aufgeführt. Die statistischen Jahrbücher beinhalten zudem die benötigten Daten auf deutscher, europäischer und globaler Ebene. Europa ist hier als EU28 definiert. Ein Vorteil bei der Verwendung dieser Daten ist die Einheitlichkeit des Zusammenstellens. Das Jahrbuch führt Daten unterschiedlichster Stahlverbände zusammen. Die deutschen und europäischen Daten beruhen auf dem europäischen Stahlverband Eurofer und der deutschen Wirtschaftsvereinigung Stahl. Dennoch sind die Zahlenreihen zu den Produktionsmengen einiger Halbzeuge nicht vollständig. Die Publikationen des europäischen und deutschen Stahlverbands wurden für das Vervollständigen der Daten genutzt, da sie teilweise mehr Informationen beinhalten als von der world-steel Association publiziert.

Abbildung 2-7: Ein globales Stoffstrommodell für Stahl im Jahr 2008



Quelle: Cullen und Allwood 2012, S. 13051

Ergebnisse Angebot und Nachfrage

In Tabelle 2-7 sind die wesentlichen Ergebnisse der Kalkulationen aufgeführt. Der Aufbau der Tabelle entspricht der in Kapitel 2.2.1.1 beschriebenen Vorgehensweise. Das ausgewiesene Rohmetall ist als raffinierter Stahl definiert. Die world-steel Association definiert das sogenannte „crude steel“, also Rohstahl, wie folgt: „Crude steel is defined as steel in its first solid (or usable) form: ingots, semi-finished products (billets, blooms, slabs), and liquid steel for castings.” (worldsteel 2017, S. 123). Die Produktionsmengen des Rohstahls bilden somit die Grundlage der Berechnung. Dabei wird nicht unter Primär- und Sekundärmetall unterschieden.

Tabelle 2-7: Angebot und Nachfrage für Stahl im Jahr 2016

	Deutschland	**Europa (EU28)**	**Welt**
	In kt		
Produktion Rohmetall	42.080	162.036	1.623.174
Import Rohmetall	+ 1.877	+ 9.311	
Angebot	**43.957**	**171.347**	**1.623.174**
Export Rohmetall	- 1.844	- 1.022	
Verluste Halbzeugherstellung	- 584	- 2.338	- 22.315
Neuschrott Halbzeugherstellung	- 3.233	- 12.957	- 123.626
Import Halbzeug	+ 26.755	+ 30.895	
Export Halbzeug	- 23.875	- 28.618	
Nachfrage	**40.746**	**157.306**	**1.477.232**

Quelle: Eigene Berechnungen unter Verwendung der Quellen in Anhang 1

Es folgt die Addition der Rohstahl Importe, was das Angebot zum Ergebnis hat. Im Jahr 2016 beträgt das Angebot in Deutschland 43.957 kt, in Europa 171.347 kt und weltweit 1.623.174 kt. Es folgte das Subtrahieren der Rohstahlexporte, der Neuschrotte und Verluste sowie des Halbzeug Außenhandels, wobei die Importe addiert wurden. Auch hier ist wichtig zu beachten, dass die Neuschrotte nicht die Eigenschrotte inkludieren, da diese im selben Schmelzwerk direkt verwertet werden und somit gleichermaßen einen Input-Strom bilden. Daraus ergibt sich die Nachfrage für Stahl in Deutschland von 40.746 kt, für Europa von 157.306 kt und weltweit von 1.477.232 kt.

Branchenverteilung

Die berechnete Nachfrage verteilt sich wiederum auf unterschiedliche Branchen. Diese sind in der folgenden Abbildung 2-8 dargestellt. Die verwendeten Daten basieren auf drei unterschiedlichen Quellen. Das hat zur Folge, dass sich die Kategorisierung der Branchen auf globaler Ebene von der deutschen und europäischen unterscheidet. Auf globaler Ebene fehlt im Vergleich zu den anderen beiden Betrachtungsebene die Kategorie „Rohre“. Stattdessen wird die Kategorie „Elektronik“ separat berücksichtigt. Zudem kann es Unterschiede bei den Annahmen und Erhebungen geben. Dennoch sind die verwendeten Daten als valide zu bewerten, da unterschiedliche Quellen zu ähnlichen Ergebnissen kommen und auch die Kategorisierungen häufig verwendet werden.

Abbildung 2-8: Stahlnachfrage nach Branchen im Jahr 2016



Quelle: worldsteel 2019

Die Abbildung verdeutlicht, dass auf allen drei Betrachtungsebenen der Automobil- und Bausektor den größten Anteil an der Gesamtnachfrage nach Stahl ausmacht. Einen ebenfalls nennenswerten Anteil machen die Bereiche des Maschinenbaus und der Metallwaren aus. Auf europäischer und deutscher Ebene ist auch die Stahlnachfrage für die Produktion von Rohren bedeutsam. Hingegen fallen die Anteile für Haushaltswaren, Elektronik und Sonstiges eher gering aus. Bei der Betrachtung ist auch die hohe Stahlnachfrage der deutschen Automobilindustrie auffällig. Das ist durch die ausgeprägte Automobilindustrie in Deutschland zu erklären. Ebenso ist auf globaler Ebene der hohe Nachfrageanteil der Bauwirtschaft prägnant. Dieser macht etwa die Hälfte der Stahlnachfrage aus. Eine mögliche Erklärung ist, dass der Sektor „Rohre“, der auf deutscher und europäischer Ebene separat ausgewiesen ist, auf globaler Ebene in den Bereich der Bauwirtschaft fällt.

Schrottaufkommen

Das Schrottaufkommen ist das Ergebnis einer separaten Berechnung. Wie in Kapitel 2.2.1.1 beschrieben baut es auf Abfallströmen wie Bau- und Abbruchmaterial, Altfahrzeugen, elektrischen Geräten und Siedlungsabfall auf. Mithilfe von recherchierten Stahlgehalten wurde das Schrottaufkommen bestimmt. Die recherchierten Stahlgehalte inklusive der Quellen sind im Anhang 2 aufgelistet. Wie bereits im vorigen Kapitel zum Metall Aluminium erwähnt, ist es wichtig zu berücksichtigen, dass es sich bei dem Schrottaufkommen um Input in die Verwertungswege handelt. Die Ergebnisse sind als produzierte Schrottmengen in Deutschland, Europa und weltweit zu definieren, die erfasst wurden und dem Markt für Sekundärmaterial potenziell zur Verfügung stehen. Die angegebenen Mengen beschreiben nicht die Stahl Mengen, die im Jahr 2016 zu Rezyklat wurden oder gar als Sekundärmaterial Verwendung fanden. Die kalkulierten Schrottmengen, die Deutschland, Europa bzw. weltweit im Jahr 2016 zur Verfügung standen sind nachstehend in der Tabelle 2-8 aufgelistet.

In Summe fielen im Jahr 2016 Stahlschrotte in Deutschland in Höhe von 18.161 kt, in Europa in Höhe von 72.623 kt und weltweit in Höhe von 465.748 kt an. Auffällig sind dabei auf allen drei Ebenen vor allem die hohen Mengen an Neuschrotten bei den Herstellungs- und Verarbeitungsprozessen von Stahl. Ansonsten bilden die Bau- und Abbruchmaterialien auf allen drei Ebenen den größten Abfallstrom. Auf deutscher und europäischer Ebene beinhalten die Abfälle aus thermischen Verwertungsanlagen gewisse Mengen an Stahl. Allerdings bleibt offen, inwiefern diese Menge für das legierungsspezifische Recycling von Relevanz ist. Um diesen Abfallstrom auf globaler Ebene zu berechnen, fehlten die Daten.

Tabelle 2-8: Schrottaufkommen für Stahl im Jahr 2016

	Deutschland	Europa (EU28)	Welt
	In kt		
Abfälle aus energetischer Verwertung von Abfällen	1.432	7.522	
Neuschrott aus Halbzeugherstellung	3.662	12.309	117.444
Neuschrott aus Halbzeugverarbeitung	5.846	20.115	186.131
Verpackungsabfall	62	433	
Bau- und Abbruchmaterialien	6.495	26.444	88.740
Altfahrzeuge	258	3.874	30.010
elektrische Geräte	304	1.923	19.422

	Deutschland	Europa (EU28)	Welt
Sperrmüll	102		
Siedlungsabfall			24.000
Summe	**18.161**	**72.623**	**465.748**

Quelle: Eigene Berechnungen unter Verwendung der Quellen in Anhang 1 und 2

Wie bereits im vorigen Kapitel zum Hauptmetall Aluminium angemerkt wurde, ist die Datenlage hinsichtlich der Abfallströme auf globaler Ebene schlechter zu bewerten ist, als bspw. auf deutscher und europäischer Ebene. Deshalb gibt es zum einen keine Ergebnisse für die Stahlmengen in Abfällen aus thermischen Verwertungsanlagen. Zum anderen konnten die Abfallströme Verpackungsabfall und Sperrmüll nicht einzeln betrachtet werden. Stattdessen ist der Abfallstrom Siedlungsabfall aufgeführt. Es besteht die Annahme, dass dieser sowohl den Verpackungsabfall als auch den Sperrmüll zum größten Teil inkludiert. Zudem mussten für den Abfallstrom Altfahrzeuge eigene Hochrechnungen durchgeführt werden. Für die Abschätzung der Mengenangabe an Altfahrzeuge wurde für Autos eine durchschnittliche Lebensdauer von 16 Jahren angenommen. Entsprechend wurden die globalen Verkaufszahlen aus dem Jahr 2000 recherchiert und mit dem durchschnittlichen Gewicht von 1,079 t verrechnet. Das durchschnittliche Gewicht ergibt aus dem europäischen Abfallstrom für Altfahrzeuge, der dem Gewicht von 6 Millionen Fahrzeugen entspricht.

2.2.1.4 Kupfer

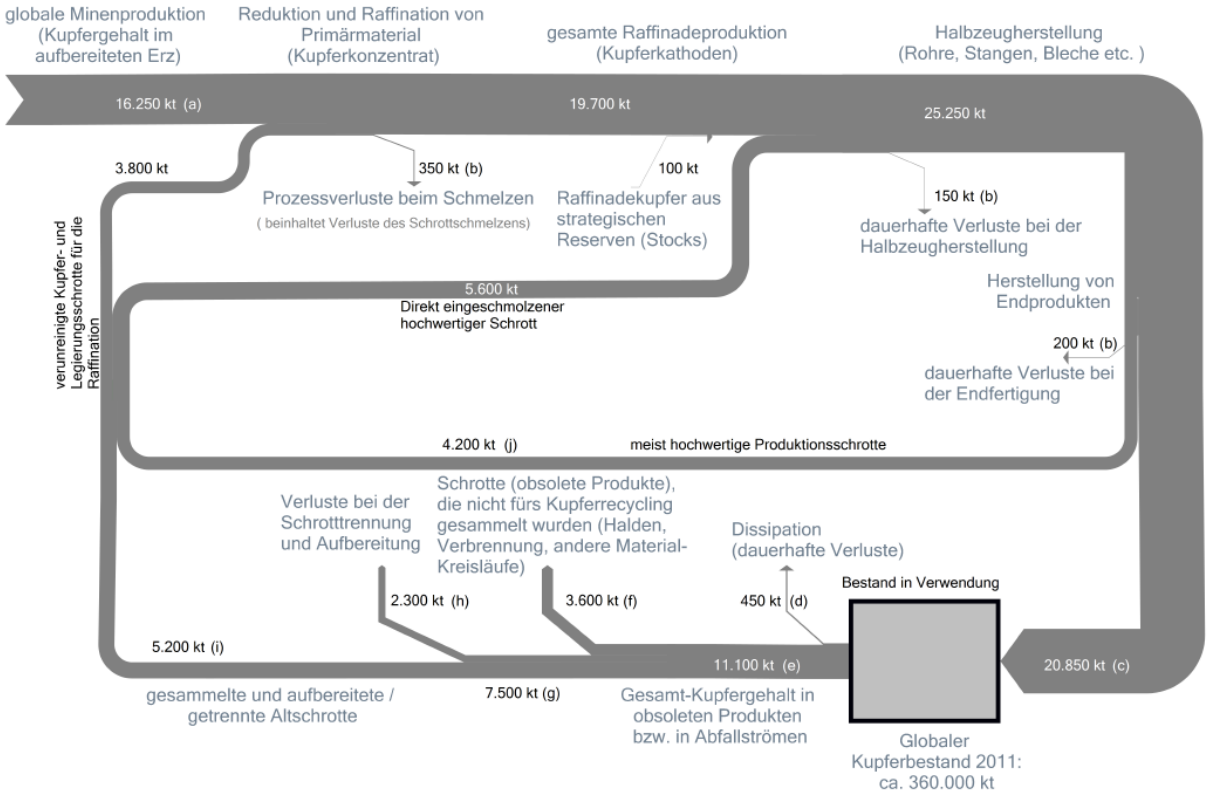
Initiale Literaturrecherche

Für das Identifizieren der Prozessschritte von der Produktion des Rohmetalls wurde ebenfalls eine Literaturrecherche durchgeführt. Die Publikation von Arnold (2017) gibt einen Überblick über die Gewinnung von Kupfer, dessen Verarbeitung, Typen von Kupferwerkstoffen, die Anwendungsgebiete und das Recycling. Außerdem wurde die Dissertation von Glöser-Chahoud (2017) als relevant eingeschätzt und für die Ableitung von Prozessschritten und Mengen genutzt. Der Autor veröffentlichte mit seiner Arbeit ein globales und europäisches Stoffstrommodell für Kupfer für das Jahr 2011 bzw. 2012. Das globale Stoffstrommodell ist nachstehend in der Abb. 2-9 aufgeführt.

Somit liegt bereits ein Stoffstrommodell mit und eins ohne Außenhandel vor. Des Weiteren bietet das UBA-Projekt „ReSek“ ein Stoffstrommodell auf deutscher Ebene für das Jahr 2013 an (Steger et al. 2018, S. 125). Somit liegen für die drei geforderten Betrachtungsebenen Stoffstrommodelle vor, wenn auch mit unterschiedlichen Bezugsjahren.

Das Stoffstrommodell von Glöser-Chahoud stellt übersichtlich die verschiedenen Verfahrensschritte darf. Der Kreislauf beginnt bei der Reduktion und Raffination von Primärmaterial gefolgt von dem Abschnitt „gesamte Raffinadeproduktion“ dessen Ergebnis die hochreinen Kupferkathoden sind. Im Anschluss folgen die Halbzeugherstellung, die Endfertigung und dann die Verwendung des Kupfers. Zudem weist das Stoffstrommodell die anfallenden Neuschrotte und dauerhaften Verluste der einzelnen Prozesse aus. Die Arbeit beinhaltet auch separat aufgeführte Produktionseffizienzen verschiedener Sektoren, die für diese Arbeit von Nutzen sind. Es wird zwischen verschiedenen Schrotten unterschieden. Zum einen gibt es die Neuschrotte, die aufgrund von Verunreinigungen den gesamten Raffinationsprozess durchlaufen. Zum anderen gibt es hochwertige Neuschrotte, die direkt wieder eingeschmolzen werden. Hinzu kommen noch die dauerhaften, sprich dissipativen Verluste. Neben den Angaben zu den Produktionseffizienzen und Verlustraten gibt die Publikation auch über die Größenordnung der Stoffströme Auskunft.

Abbildung 2-9: Ein globales Stoffstrommodell für Kupfer im Jahr 2011



Quelle: Glöser-Chahoud 2017, S. 114

Das Modell beinhaltet auch Informationen zu Altschrotten, die zum Teil dem Recycling zugeführt werden und zum Teil andere Wege des Abfallsystems gehen. Die Herangehensweise unterscheidet sich zu stark von der Vorgehensweise, wie sie in Kapitel 2.2.1 beschrieben ist, sodass die Verwendung der Daten nicht möglich ist. Die Publikation gibt dennoch weitere Anhaltspunkte für die Berechnungen in diesem Projekt. An dieser Stelle wurde erneut das UBA-Projekt „ReSek" herangezogen (Steger et al. 2018). Das Vorgehen zur Bestimmung des Schrottaufkommens für das Hauptmetall Kupfer ist identisch mit der Vorgehensweise in diesem Projekt. Entsprechend ist es für die Kupfergehalte unterschiedlicher Abfallströme und die finale Plausibilitätsprüfung aufschlussreich. Für die spätere Berechnung der Hauptlegierungsgruppen ist die Quelle ebenfalls aufschlussreich, denn das Stoffstrommodell weist einen separaten Stoffstrom für Messing aus.

Für das Berechnen des Angebots, der Nachfrage und des Schrottaufkommens von Kupfer auf deutscher, europäischer und globaler Ebene benötigte es Daten. Zum einen sind Produktions- und Außenhandelsdaten sowie Produktionseffizienzen notwendig. Darüber hinaus gab es einen Bedarf an Daten zu Abfallströmen und dessen Metall- bzw. Kupfergehalte. Die dafür recherchierten und genutzten Quellen sowie dessen Verwendungszweck sind in der nachstehenden Tabelle 2-9 aufgeführt.

Ergebnisse Angebot und Nachfrage

Anhand der aufgelisteten Quellen erfolgte die in Kapitel 2.2.1.1 beschriebene Berechnung des Angebots, der Nachfrage und des Schrottaufkommens. Eine Herausforderung waren die nur eingeschränkt öffentlich zugänglichen Daten. Entsprechend erfolgte das Berechnen mit unterschiedlichen Quellen je Betrachtungsebene, da es keine öffentlich zugängliche Datenbank gibt, die Daten für alle oder mehrere Betrachtungsebenen veröffentlicht. So dienten für die deutsche Betrachtungsebene vor allem die WV Metalle, für Europa das European Copper Institute und für

die globale Ebene die International Copper Study Group. Die letzte Quelle für die globalen Daten wird jährlich veröffentlicht und enthält ein globales Stoffstrommodell für das Jahr 2016 (ICSG 2018, S. 64). Entsprechend waren hier keine Berechnungen notwendig, stattdessen wurden die Angaben übernommen. Für das Ermitteln des europäischen Außenhandels wurde Eurostat hinzugezogen. Die Arbeit von Glöser-Chahoud (2017) beinhaltet eine Definition an HS-Kategorien[2], die den Außenhandel an Kupfer Halbzeug bilden. Die Vorgehensweise wurde für diese Kalkulation übernommen. Aufgrund der unterschiedlichen Quellen war kein Abgleich möglich. Von umso höherer Bedeutung waren die Quellen von Glöser-Chahoud (2017) und Steger et al. (2018) für eine Plausibilitätsprüfung und die in AP 2.3 erfolgenden Experteninterviews zur Verifizierung der Ergebnisse.

In der folgenden Tabelle 2-9 sind die wesentlichen Ergebnisse der Kalkulationen aufgeführt.

Tabelle 2-9: Angebot und Nachfrage für Kupfer im Jahr 2016

	Deutschland	Europa (EU28)	Welt
	In t		
Produktion Rohmetall	706.000	2.600.000	23.530.000
Import Rohmetall	+ 754.000	+ 1.112.930	
Angebot	**1.460.000**	**3.712.930**	**23.530.000**
Export Rohmetall	- 167.000	- 366.000	
Neuschrotte	+ 424.330	+ 1.098.370	+ 4.180.000
Verluste	- 8.010	- 20.724	- 340.000
Import Halbzeug	+ 250.000	+ 230.830	
Export Halbzeug	- 1.035.000	- 745.320	
Nachfrage	**924.320**	**3.910.080**	**27.370.000**

Quelle: Eigene Berechnungen unter Verwendung der Quellen in Anhang 1

Der Aufbau der Tabelle 2-9 entspricht überwiegend der in Kapitel 2.2.1.1 beschriebenen Vorgehensweise. Eine Ausnahme bildet das Addieren statt Subtrahieren der Neuschrotte. Bei der Betrachtung der Abbildung 2-9 fällt auf, dass ein Teil der Schrotte, die verunreinigten Schrotte, dem Prozessschritt „Reduktion und Raffination von Primärmaterial“ zugeführt werden und somit den gesamten Raffinadeprozess durchlaufen. Der restliche Teil der Schrotte kann aufgrund seiner hohen Reinheit direkt eingeschmolzen werden und am Ende des Raffinadeprozesses der Halbzeugherstellung zugeführt werden. Die dauerhaften Verluste werden weiterhin subtrahiert. Gemäß der Berechnung ergeben die Produktion des Rohmetalls Kupfer und dessen Importe für das Jahr 2016 auf deutscher Ebene ein Angebot von 1,5 Mio t., auf europäischer Ebene 3,7 Mio t. und global 23,5 Mio t. Es folgt das Subtrahieren der Exporte und der Verluste sowie das Addieren der Neuschrotte und Importe. Daraus ergibt sich für das Bezugsjahr 2016 die Nachfrage für Deutschland von etwa 1 Mio. t, für Europa von 3,9 Mio t. und weltweit von 27,4 Mio t.

Branchenverteilung

Auch für die Kupfernachfrage ist eine sektorale Verteilung gefragt. Diese ist in der folgenden Abbildung 2-10 dargestellt.

[2] Harmonisiertes System zur Bezeichnung und Codierung von Waren

Abbildung 2-10: Kupfernachfrage nach Branchen im Jahr 2016



Quelle: ICSG 2017

Die Branchenverteilung hinsichtlich der Kupfernachfrage basiert auf drei unterschiedlichen Quellen. Das hat zur Folge, dass sich die Kategorisierung der Branchen von allen drei Betrachtungsebenen unterscheidet. Die Unterschiede beziehen sich auf die Anzahl der Kategorien als auch auf die Kategorie als solche. Ein Vergleich ist damit nur stark eingeschränkt möglich, da es offensichtlich große Differenzen bei den Annahmen und Erhebungen gibt. Auffällig ist z. B. dass der Bereich „Kabel und Elektro“ auf deutscher Ebene über die Hälfte der Kupfernachfrage ausmacht. Die semantisch ähnlichen Kategorien der „Elektronik“ für Europa und „Other Equipment“ für die globale Ebene sind hier deutlich weniger ausgeprägt. Die Kategorie „Bauwirtschaft“, die auf allen drei Betrachtungsebenen gleichermaßen aufgeführt ist, hat in Deutschland im Vergleich zu Europa und der Welt eine deutlich kleinere Kupfernachfrage. Die Addition der Kupfernachfragen der Kategorien „Bauwirtschaft“ und „Kabel und Elektro“, „Elektronik“ bzw. „Other Equipment“ auf den unterschiedlichen Ebenen führt zu einem Anteil an der Kupfernachfrage von 72% (Deutschland), 61% (Europa) bzw. 60% (Welt). Die gemeinsame Betrachtung der Kategorien relativiert die starken Differenzen der Einzelkategorien. Entsprechend stellt sich hier die Frage der Definition der einzelnen Kategorien. Wie schon benannt, sind die Werte also nicht direkt miteinander vergleichbar, weil unterschiedliche Datenquellen herangezogen wurden. Diese Unklarheit wird Teil der Experteninterviews des AP 2.3 sein. Die gemeinsame Betrachtung der Kategorien zeigt auch, dass insbesondere die Branchen der Elektronik und Bauwirtschaft zusammen den Großteil der Kupfernachfrage auf deutscher, europäischer und globaler Ebene ausmachen. Auf deutscher Ebene folgen noch die Automobil- und Maschinenbaubranche sowie der

Handel mit deutlich geringeren Anteilen von unter 10%. Auf europäischer Ebene sorgt der Maschinenbau für eine deutlich höhere Kupfernachfrage von etwa 20%, der Transportsektor für 14% und die Konsumgüter für 6%. Auf globaler Ebene wird 16% der Kupfernachfrage für die Infrastruktur, 13% für den Transportsektor und 11% für die Industrie verwendet.

Schrottaufkommen

Auch hier war das Schrottaufkommen Ergebnis separater Berechnungen. Es baute wie in Kapitel 2.2.1.1 beschrieben auf Abfallströmen wie Bau- und Abbruchmaterial, Altfahrzeuge, elektrische Geräte und Siedlungsabfall auf. Es folgte eine Recherche an Kupfergehalten, die zum Berechnen des Schrottaufkommens dienten. Die recherchierten Kupfergehalte inklusive der Quellen sind ebenfalls im Anhang 2 aufgeführt. Das hier kalkulierte Schrottaufkommen ist als produzierte Schrottmengen in Deutschland, Europa und weltweit zu verstehen. Die ausgewiesenen Mengen stehen dem Markt für die Herstellung von Sekundärmaterial potenziell zur Verfügung. Sie beschreiben nicht die Mengen an Kupfer, die im Jahr 2016 als Rezyklat Verwendung fanden. Die kalkulierten Schrottmengen für das Jahr 2016 sind nachstehend in der Tabelle 2-10 aufgelistet.

Tabelle 2-10: Schrottaufkommen für Kupfer im Jahr 2016

	Deutschland	Europa (EU28)	Welt
	In kt		
Abfälle aus energetischer Verwertung von Abfällen	57	301	
Minderwertiger Neuschrott	205	838	3.204
Bau- und Abbruchmaterialien	58	237	796
Altfahrzeuge	9	129	1.000
Elektrische Geräte	35	226	2.285
Sperrmüll	41	248	
Siedlungsabfall			1.000
Summe	406	1.980	**8.285**

Quelle: Eigene Berechnungen unter Verwendung der Quellen in Anhang 1 und 2

Im Jahr 2016 fielen in Deutschland Kupferschrotte in Höhe von 406 kt an. In Europa beliefen sich die Schrottmengen an Kupfer auf 1.973 kt und weltweit auf 8.285 kt. Die größten Anteile sind dabei den Abfallströmen des minderwertigen Neuschrotts, der Bau- und Abbruchmaterialien, der elektrischen Geräte sowie des Sperrmülls zuzuordnen. Das gilt sowohl für die deutsche, europäische und weltweite Ebene. Auch für Kupfer fehlen Daten für den Strom „Abfälle aus energetischer Verwertung von Abfällen“, sodass hier keine Berechnung erfolgen konnte.

Wie bereits in den vorigen Kapiteln angemerkt wurde, ist die Datenlage hinsichtlich der Abfallströme auf globaler Ebene schlechter zu bewerten, als bspw. auf deutscher und europäischer Ebene. Deshalb gibt es zum einen keine Ergebnisse für die Kupfermengen in Abfällen aus thermischen Verwertungsanlagen. Zum anderen gibt es keine Daten zum Abfallstrom Sperrmüll. Hier wurde wieder auf den Abfallstrom Siedlungsabfall zurückgegriffen und dessen Kupfergehalt. Es besteht die Annahme, dass dieser den Sperrmüll zum größten Teil inkludiert. Zudem mussten für den Abfallstrom Altfahrzeuge eigene Hochrechnungen durchgeführt werden. Für die Abschätzung der Mengenangabe an Altfahrzeuge wurde für Autos eine durchschnittliche Lebensdauer von 16 Jahren angenommen. Entsprechend wurden die globalen Verkaufszahlen aus

dem Jahr 2000 recherchiert und mit dem durchschnittlichen Gewicht von 1,079 t verrechnet. Das durchschnittliche Gewicht ergibt aus dem europäischen Abfallstrom für Altfahrzeuge, der dem Gewicht von 6 Millionen Fahrzeugen entspricht.

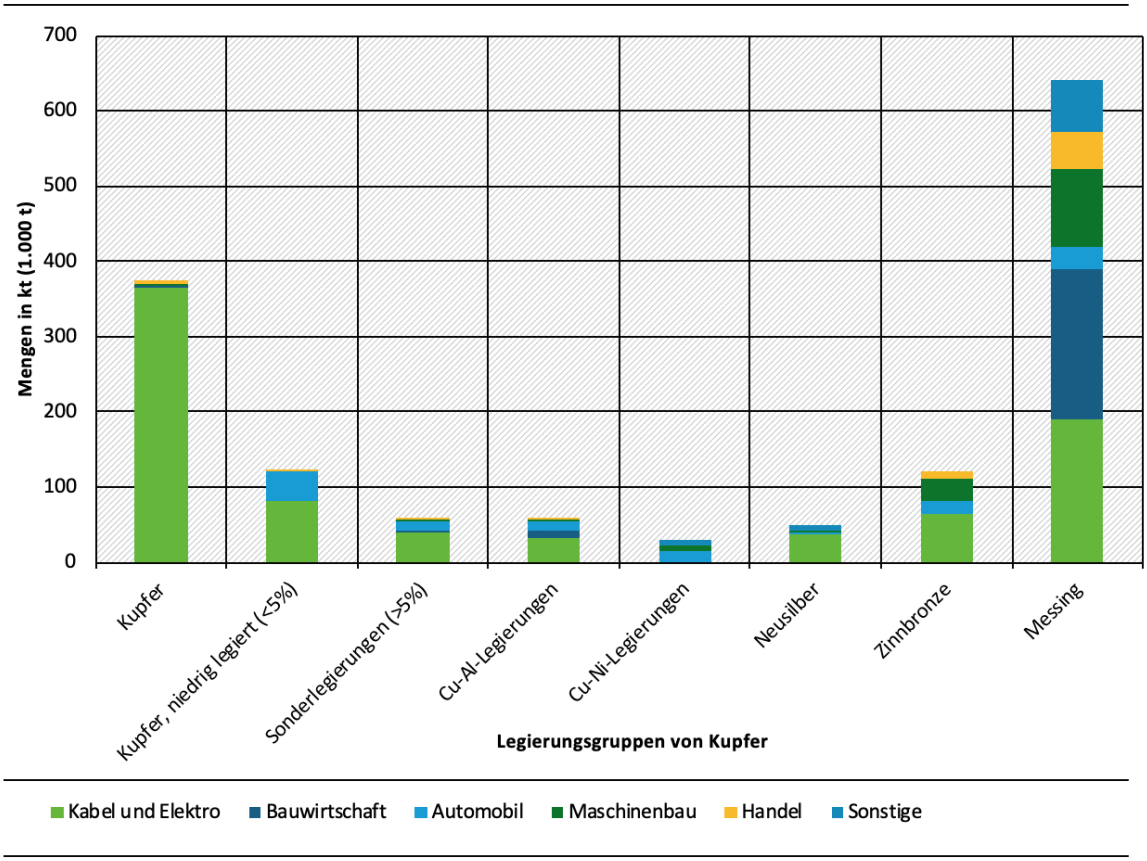
Legierungsspezifische Nachfrage

Die bisher dargestellten Ergebnisse beziehen sich allgemein auf das Hauptmetall Kupfer. Das übergeordnete Ziel des Forschungsprojekts ist allerdings das Bestimmen von Stoffströmen differenziert nach Legierungen. Die initiale Recherche zeigte, dass es hinsichtlich konkreter legierungs- und branchenspezifischer Stoffströmen keine Literatur gibt. Deshalb war eine wesentliche Aufgabe das Erarbeiten einer Legierungsmatrix, wie sie für Aluminium in Kapitel 2.2.1.2 beschrieben ist. Für das Erarbeiten einer solcher Matrix wurde Literatur zu unterschiedlichen Themen herangezogen und zusammengeführt. So war eine erste Annäherung an eine legierungs- und branchenspezifische Verteilung möglich. Zur Verifizierung der erarbeiteten Legierungsmatrix waren die Experteninterviews im Rahmen des Arbeitspakets 2.3 wesentlich.

Für das Erarbeiten einer Kupfer Legierungsmatrix erfolgte zunächst eine Literaturrecherche. Dabei wurden erste legierungsspezifische Verteilungen orientiert an der Gesamtnachfrage identifiziert. Dazu gehörte u.a. die Publikation von Arnold (2017), die die Marktanteile an Kupferwerkstoffgruppen in Deutschland beinhaltet mit Verweis auf das Kupfer Institut. So hat Messing einen Anteil von 70%, Bronze von 14%, Neusilber von 2%, Kupfer-Nickel von 3% und andere von 11%. Die aufgeführten Legierungen sind jeweils als Legierungsgruppe zu verstehen. Welche weiteren Legierungen diesen zuzuordnen sind veranschaulicht bspw. der Kupferstammbaum des Deutsches Kupferinstitut und Copper Alliance (2019). Außerdem bezieht sich die Verteilung ausschließlich auf Legierungen und umfasst nicht reines bzw. niedrig legiertes Kupfer. Das hat jedoch insbesondere als Leitermaterial eine große Bedeutung. Es wird daher angenommen das ein Drittel der Kupfernachfrage reines bzw. niedrig legiertes Kupfer ausmacht und zwei Drittel der Nachfrage sich entsprechend der Angaben von Arnold auf die Legierungsgruppen verteilen. Es ergibt sich somit eine Verteilung der Kupfernachfrage wie folgt: reines bzw. niedriglegiertes Kupfer (33%), Messing (47%), Bronze (9%), Neusilber (1%), Kupfer-Nickel (2%) und andere (7%). Die Verteilung diente als Anhaltspunkt für die legierungsspezifische Nachfrage im Allgemeinen. Neben der erläuterten Publikation veröffentlichte auch die USGS (2017) und die Copper Alliance (2019) relevante Angaben zu Verteilungen und Anteilen an Legierungselementen. Die Publikationen wurden ebenfalls für die Einschätzung der legierungsspezifischen Verteilung berücksichtigt. Die Quellen beziehen sich allerdings meist auf Amerika.

Neben der legierungsspezifischen Verteilung der Nachfrage und des Schrottaufkommens von Kupfer waren auch Informationen zu der Branchenverteilung notwendig, um eine Legierungsmatrix zu erstellen. Die Angaben waren durch die Vorarbeit zum Hauptmetall Kupfer (siehe Abbildung 2-11) bereits gegeben. Im nächsten Schritt mussten die Angaben zusammengeführt werden, um herausstellen zu können wie sich die nachgefragten Mengen an Legierungsgruppen auf die Branchen verteilen und umgekehrt. Dazu wurden zunächst Anwendungsgebiete zusammengestellt. Diese gingen aus Veröffentlichungen des Deutschen Kupferinstituts hervor (Deutsches Kupferinstitut 2002, 2010, 2012, 2007, 2004, 2019). Darin befinden sich Tabellen mit den Anwendungsgebieten von einer Vielzahl an Werkstoffen, die den jeweiligen Legierungsgruppen zuzuordnen zugeordnet wurden. Neben den Publikationen des Deutschen Kupferinstituts konnte ebenfalls auf die Publikation von Arnold (2017) zurückgegriffen werden. Die Quelle beinhaltet Aussagen zu den wichtigsten Einsatzgebieten von Legierungen, von denen auf eine Gewichtung geschlossen wurde.

Abbildung 2-11: Deutsche Nachfrage nach Kupferlegierungen in 2016 [kt]



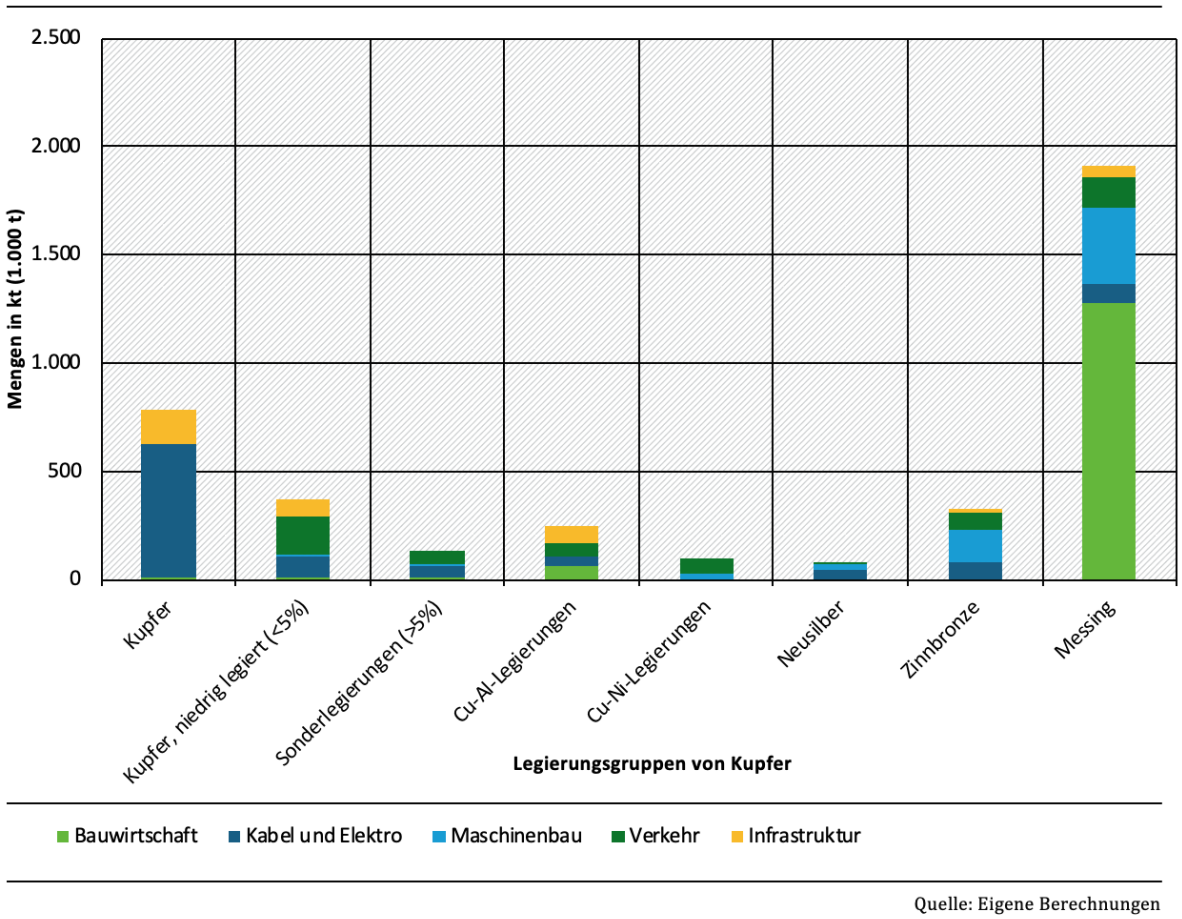
Quelle: Eigene Berechnungen

Quelle: eigene Darstellung, WI

Mithilfe der Auswertung der Vielzahl an genutzten Quellen, wurden Legierungsmatrizen erarbeitet für die deutsche, europäische und globale Ebene. Diese sind im Anhang 3 dargestellt. Die Tabelle beinhaltet die relative Verteilung. In Kombination mit dem dargestellten Mengenmodell, das die Nachfrage an Kupfer als Hauptmetall beinhaltet, konnte eine absolute Verteilung abgebildet werden. Diese ist für Deutschland nachstehend in Abbildung 2-12 dargestellt.

Im Jahr 2016 betrug die Nachfrage an Kupfer in etwa 1.424 kt. Die Abbildung 2-13 zeigt, dass die Nachfrage sich vor allem aus reinem Kupfer, inklusive niedrig legiertem Kupfer, und Messing konzentrierte. Messing hat mit 45% bzw. 640 kt den größten Marktanteil in Deutschland. Die Nachfrage geht dabei vor allem auf die Sektoren Kabel und Elektro, die Bauwirtschaft und den Maschinenbau zurück. Den zweitgrößten Marktanteil hat reines Kupfer. Nun ist reines Kupfer weniger als Legierung zu bezeichnen, allerdings hat es mit einem Marktanteil von 35% eine große Bedeutung und wird daher trotzdem aufgeführt. Insgesamt wurden 2016 in Deutschland knapp 500 kt reines Kupfer nachgefragt. Aufgrund seiner Eigenschaften wie die hohe Leitfähigkeit findet reines Kupfer insbesondere im Sektor Kabel und Elektro Anwendung. Insgesamt 90% der Nachfrage an reinem Kupfer ging 2016 darauf zurück. Der Sektor beschreibt dabei jedoch nicht die finale Anwendung. Beispielsweise werden Kabel und Elektronikkomponenten z.B. in Gebäuden, Fahrzeugen und in der Infrastruktur verbaut. Daher sind die Anteile an der Nachfrage für die Sektoren der finalen Anwendung auch so gering. Die restlichen 20% der Nachfrage an Kupfer verteilen sich auf Sonderlegierungen (4%), Cu-Al-Legierungen (4%), Cu-Ni-Legierungen (2,1%), Neusilber (3,6%) und Zinnbronze (8%).

Abbildung 2-12: Europäische Nachfrage nach Kupferlegierungen in 2016 [kt]



Quelle: Eigene Berechnungen

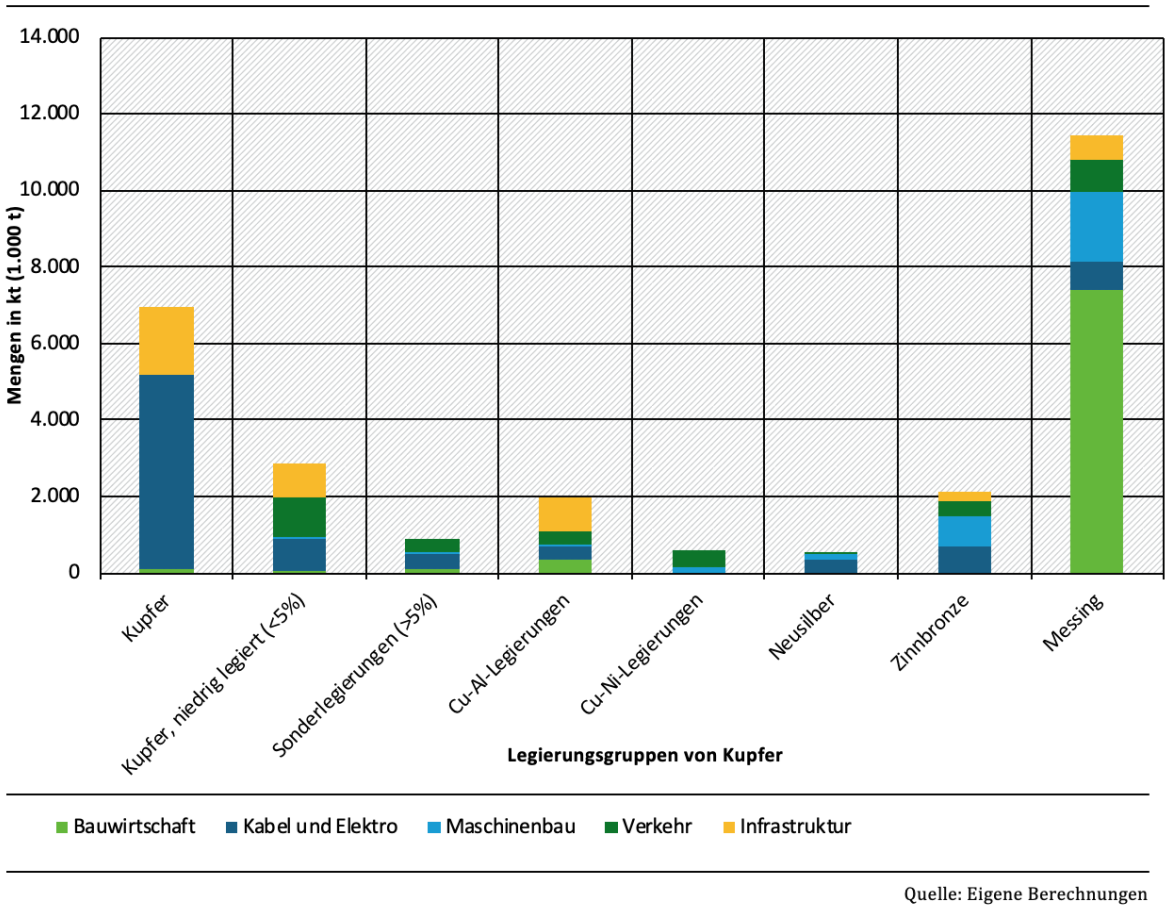
Quelle: eigene Darstellung, WI

Die legierungsspezifische Kupfernachfrage in Europa für das Jahr 2016 ist in Abbildung 2-12 dargestellt. Insgesamt wurden 2016 3.910 kt an Kupfer nachgefragt. Auch auf europäischer Ebene ist die Nachfrage an reinem Kupfer, inkludiert niedrig legiertes Kupfer, und Messing am höchsten.

Wie die Abbildung verdeutlicht, ist die Nachfrage nach Messing im Jahr 2016 mit 48% bzw. 1.912 kt am Höchsten. Ähnlich wie auf deutscher Ebene geht der größte Teil auf die Industriezweige der Bauwirtschaft und des Maschinenbaus zurück. Den zweitgrößten Marktanteil hat reines Kupfer. Wie bereits in der Beschreibung zur legierungsspezifischen Verteilung in Deutschland erwähnt, ist reines Kupfer, bzw. niedrig legiertes Kupfer, weniger den Legierungen zuzuordnen. Da ihm jedoch eine hohe Bedeutung zukommt, ist es mit aufgeführt. So hatte es 2016 einen Anteil von 29,8% an der Gesamtnachfrage an Kupfer. Das entspricht 1.154 kt an reinem Kupfer. Auch fließt der Großteil der Nachfrage an reinem Kupfer in den Bereich Kabel und Elektro, Verkehr und Infrastruktur. Dabei ist zu berücksichtigen, dass sich die Sektoren im Vergleich zu Deutschland anders Unterteilen, wie der separate Sektor Infrastruktur zeigt. So scheint der Anteil an Kabel und Elektro an der Nachfrage an reinem Kupfer deutlich kleiner als auf deutscher Ebene. Die Sektoren Kabel und Elektro sowie Infrastruktur, wie sie auf europäischer Ebene ausgewiesen sind, lassen eine Überschneidung vermuten, was die Differenz zwischen der deutschen und europäischen Ebene ausgleicht. Insgesamt bildet die Nachfrage nach Messing und reinem Kupfer mit knapp 80% den Großteil der Gesamtnachfrage. Hinzu kommt noch die Nachfrage nach Sonderlegierungen (3,3%), Cu-Al-Legierungen (6,3%), Cu-Ni-Legierungen (2,6%),

Neusilber (2,1%) und Zinnbronze (8,3%). Die Legierungsgruppen machen den deutlich geringen Anteil der Kupfernachfrage aus.

Abbildung 2-13: Globale Nachfrage nach Kupferlegierungen in 2016 [kt]



Quelle: eigene Darstellung, WI

Nach der Betrachtung der legierungsspezifischen Kupfernachfrage im Jahr 2016 auf deutscher und europäischer Ebene folgt nun abschließend die Betrachtung der globalen Ebene. Im Jahr 2016 wurden weltweit 27.370 kt an Kupfer nachgefragt. Wie die Abbildung 2-13 zeigt, zeichnet sich auch global ein ähnliches Bild wie in Deutschland und Europa ab: Messing und reines Kupfer bilden zusammen den Großteil der Kupfernachfrage.

Messing hatte global gesehen mit 42% den größten Anteil an der Kupfernachfrage im Jahr 2016 differenziert nach Legierungsgruppen. Die größten Anteile gingen dabei auf die Branchen Bauwirtschaft und Maschinenbau zurück, wie es auch auf deutscher und europäischer Ebene der Fall war. Auch die Anwendungsgebiete Kabel und Elektro, Verkehr und Infrastruktur fragten Messing nach, allerdings mit wesentlich geringeren Anteilen. Der zweitgrößte Anteil an der gesamten Kupfernachfrage ging auf reines bzw. niedrig legiertes Kupfer zurück, was, wie zuvor bereits beschrieben, streng genommen nicht als Legierung gilt. Im Jahr 2016 wurden weltweit 9.813 kt reines Kupfer nachgefragt, was 36% der Gesamtnachfrage ausmacht. Reinem Kupfer kommt somit eine erhebliche Bedeutung zu und wurde deshalb mit aufgeführt. Die Nachfrage floss primär in den Bereich Kabel und Elektro, Verkehr und Infrastruktur. Zusammen ergaben die Nachfrage nach Messing und reinem Kupfer knapp 80%. Die restliche Nachfrage verteilte sich auf die Sonderlegierungen (3,25%), Cu-Al-Legierungen (7,2%), Cu-Ni-Legierungen (2,2%),

Neusilber (2,1%) und Zinnbronze (7,7%). In Summe wurden diese Legierungsgruppen wesentlich weniger nachgefragt.

Legierungsspezifisches Schrottaufkommen

Nach der legierungsspezifischen Betrachtung der Kupfernachfrage auf allen drei geographischen Ebenen, folgt nun die legierungsspezifische Betrachtung des Kupfer Schrottaufkommens. Das in Tabelle 2-11 aufgeführte Schrottaufkommen bezieht sich auf Kupfer als Hauptmetall. Wie bereits die zuvor dargestellte Nachfrage zeigt, bestehen die Stoffströme nicht nur aus Kupfer, sondern viel mehr aus verschiedenen Legierungen. Um einen Eindruck von der legierungsspezifischen Zusammensetzung des Schrottaufkommens zu bekommen, wurde die Legierungsmatrix (Anhang 3) angewendet. Da die Datenlage hinsichtlich des Kupferschrottaufkommen differenziert nach Legierungsgruppen als ungenügend zu bewerten ist, wurde dieselbe Verteilung angenommen wie für die Nachfrage im Jahr 2016. Wie bereits im Kapitel zu Aluminium erwähnt, unterliegt die Verwendung von Materialien einer hohen Dynamik. Es gibt eine permanente Entwicklung bei der Materialzusammensetzung und -verwendung, was ein wesentliches Ergebnis des durchgeführten Expertengesprächs war. Die in Produkten vorzufinden Materialien ändern sich also über die Zeit. An dieser Stelle sei noch einmal als Beispiel auf die durchschnittliche Lebensdauer eines Autos verwiesen. Die Herstellung des durchschnittlichen Autos, was im Schrottaufkommen 2016 berücksichtigt wurde, fand 2000 statt. Also müssten die Materialien, die üblicherweise im Fahrzeugbau im Jahr 2000 Verwendung fanden, als Maßstab dienen. Hierzu fehlt es jedoch an Wissen und Daten bzgl. der legierungsspezifischen Anwendung von Kupfer in einzelnen Produkten über den Zeitverlauf. Die kalkulierte Zusammensetzung des Schrottaufkommens von Kupfer für das Jahr 2016 ist als erste Schätzung zu verstehen. Die Ergebnisse sind für die deutsche, europäische und globale Ebene nachstehend in Tabelle 2-11 aufgelistet.

Aus der beschriebenen Vorgehensweise ergibt sich das dargestellte legierungsspezifische Schrottaufkommen. Insgesamt fielen im Jahr 2016 auf deutscher Ebene 406 kt, auf europäischer Ebene 2.073 kt und global 8.284 kt Kupfer an. Den größten Anteil daran hatten auf allen drei Ebenen vor allem Messing (Deutschland 45%, Europa 49%, Welt 42%) und reines Kupfer, bzw. niedrig legiertes (Deutschland 35%, Europa 30%, Welt 36%). Die weiteren Legierungsgruppen wie Sonderlegierungen, Cu-Al-Legierungen, Cu-Ni-Legierungen, Neusilber und Zinnbronze nehmen wie bei den legierungsspezifischen Nachfragen den geringeren Anteil ein.

Tabelle 2-11: Legierungsspezifisches Schrottaufkommen für Kupfer in 2016

	Deutschland	Europa (EU28)	Welt
Hauptlegierungsgruppe	In kt		
Reines Kupfer	142	612	2.971
Sonderlegierungen	16	68	269
Cu-Al-Legierungen	16	130	593
Cu-Ni-Legierungen	8	54	177
Neusilber	14	43	170
Zinnbronze	34	172	641
Messing	183	1.014	3.464
Summe	406	2.073	8.284

Quelle: Eigene Berechnungen unter Verwendung der Tabelle 2-10 und Anhang 3.

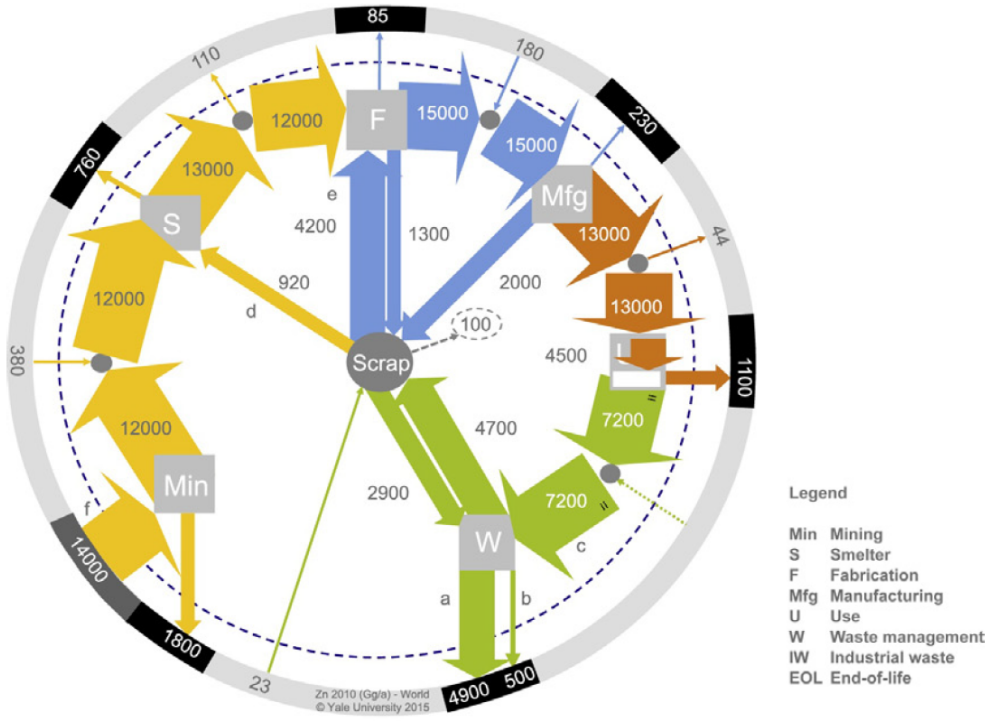
2.2.1.5 Zink

Initiale Literaturrecherche

Nachdem in den vorigen Kapiteln die Hauptmetalle Aluminium, Stahl und Kupfer thematisiert wurden, folgt in diesem Kapitel die Betrachtung des Metalls Zink. Für die Bestimmung und Analyse des Angebots, der Nachfrage und des Schrottaufkommens auf deutscher, europäischer und globaler Ebene erfolgte zunächst eine Literaturrecherche. Auf Basis der identifizierten relevanten Quellen wurden die wesentlichen Prozessketten und erste Einschätzungen von bspw. Produktionsmengen, Anteile der sektoralen Nachfrage und Metallanteilen an Produkten bestimmt. Zu den wesentlichen Publikationen gehören die von Martens und Goldmann (2016), Dorner (2014) und Grund (2014). Außerdem waren Publikationen von Nutzen, die Materialflussanalysen beinhalten. Dazu gehören die Veröffentlichungen von Steger et al. (2018) sowie Gordon et al. (2004) und Meylan und Reck (2017). Insbesondere die Veröffentlichung von Meylan und Reck (2017) war für die Berechnungen und Analysen im Rahmen dieses Forschungsvorhabens von Bedeutung. Die Publikation beinhaltet ein globales Stoffstrommodell, was auf der Zusammenführung von Einzelmodellen von 49 unterschiedlichen Nationen basiert. Auf diese Weise erstellten Meylan und Reck auch Stoffstrommodelle für Regionen wie Europa. Die Veröffentlichung beinhaltet somit ein Stoffstrommodell für die deutsche, europäische und globale Ebene für das Jahr 2010. Das globale Stoffstrommodell ist beispielhaft in Abbildung 2-14 aufgeführt.

Die Abbildung verdeutlicht die wesentlichen Stoffströme von Zink auf globaler Ebene. Die einzelnen Prozessabkürzungen sind in der Legende erklärt. Der äußere Kreis und die Pfeile zu bzw. vom Rahmen weg beschreiben dabei Stoffströme wie Außenhandel (graue Felder), Lithosphäre (dunkel grau) und Industrieabfälle, Umwelt bzw. Deponie (schwarz). Aus dem Modell, der zugehörigen Veröffentlichung sowie die Supporting Information wurden wesentliche Kennzahlen für die eigene Kalkulation gezogen.

Abbildung 2-14: Ein globales Stoffstrommodell für Zink in kt (2010)



Quelle: Meylan und Reck 2017, S. 7

Grundsätzlich lassen sich aus der Publikation sowie der allgemeinen Literatur, siehe Absatz zuvor, die wesentliche Prozessschritte wie die Förderung von Primärmaterial, die Aufbereitung, die Schmelzerei, die Fertigung von Halbzeug, die Verarbeitung zu finalen Produkten, die Nutzung und der Verbleib von Altmetall erkennen. Die veröffentlichte Materialflussanalyse ermöglichte so auch die Einschätzung der Größenordnung der gesuchten Stoffströme und ermöglichte den Abgleich als Plausibilitätsprüfung. Die Anlagen beinhalteten außerdem Angaben zu Verlustraten und relative Mengen an Schrott bei den Herstellungsprozessen differenziert nach Halbzeug, Produktlebensdauern, HS-Nummern[3] für die Bestimmung von Import- und Exportströme, zugehörige Zink-Gehalte sowie eine Matrix, die u.a. für Europa die sektorale Nachfrage nach 11 verschiedenen Halbzeugarten darstellt. Für die eigenen Berechnungen wurden die Daten für die globale und europäische Ebene direkt verwendet. Für die deutsche Ebene wurden teilweise die europäischen Angaben übernommen. Für das Schrottaufkommen wurden Zink-Gehalte von Meylan und Reck (2017) sowie von Steger et al. (2018). Die weiteren Quellen für die verwendeten Daten, bspw. Produktion-, Außenhandels- und Abfalldaten, sind im Anhang 1 aufgelistet.

Ergebnisse Angebot und Nachfrage

Die dargestellte Vorgehensweise in Kapitel 2.1.2.1, unter Berücksichtigung der in diesem Kapitel genannten Ergänzungen und verwendete Quellen, ermöglichte die Berechnung des Zink-Angebots und der Nachfrage auf deutscher, europäischer und globaler Ebene für das Jahr 2016. Die Ergebnisse der Kalkulationen sind in der nachstehenden Tabelle 2-12 zusammengefasst.

Tabelle 2-12: Angebot und Nachfrage für Zink im Jahr 2016

	Deutschland	**Europa (EU28)**	**Welt**
	In kt		
Produktion Rohmetall	227	2.375	14.519
Import Rohmetall	+ 442	+ 425	
Angebot	**669**	**2.800**	**14.519**
Export Rohmetall	- 79	- 217	
Direktes Einschmelzen zinkhaltiger Schrotte	+ 160	+ 510	+ 4.200
Verluste bei Herstellung	- 4	- 17	- 143
Neuschrotte (Herstellungsprozessen)	- 80	- 294	- 2.234
Import Halbzeug	+ 254	+ 307	
Export Halbzeug	- 275	- 298	
Nachfrage	**645**	**2.790**	**16.342**

Quelle: Eigene Berechnungen unter Verwendung der Quellen in Anhang 1

Die Ergebnisse in Tabelle 2-12 sind entsprechend der beschriebenen methodischen Vorgehensweise strukturiert. Somit belief sich das Angebot an Zink in Deutschland im Jahr 2016 auf 669 kt. Dabei stammte ein Großteil (442 kt) des Rohmetalls aus Importen. Unter Berücksichtigung des Exports an Rohmetall, des direkten Einschmelzens an zinkhaltigen Schrotten, von Verlusten und

[3] Harmonisiertes System zur Bezeichnung und Codierung von Waren

Neuschrotten bei Herstellungsprozessen sowie dem Außenhandel von Zink Halbzeug ergibt sich die deutsche Nachfrage an Zink für das Jahr 2016. Diese betrug 645 kt Zink. Das Zink Angebot auf europäischer Ebene lag 2016 bei 2.800 kt. Die berücksichtigten Importe an Rohmetall waren mit 425 kt niedriger als die auf deutscher Ebene. Es ist zu berücksichtigen, dass der europäische Außenhandel ausschließlich den Güterverkehr mit nicht-europäischen Ländern umfasst. Entsprechend lassen die Ergebnisse auf einen intensiven Güterverkehr innerhalb der EU schließen. Unter der Berücksichtigung der Rohmetall Exporte, der Zink-Menge für das direkte Einschmelzen, die Verluste, Neuschrotte aus den Herstellungsprozessen sowie Importen und Exporten an Halbzeug, ergibt sich für 2016 eine europäische Zink-Nachfrage von 2.790 kt. Im Vergleich wurden auf globaler Ebene rund 14.519 kt an Zink angeboten und 16.342 kt nachgefragt.

Branchenverteilung

Die in Tabelle 2-12 Mengen an angebotenem bzw. nachgefragtem Zink sind zu jeweils einer Angabe auf deutscher, europäischer und globaler Ebene zusammengefasst. Die Nachfrage verteilt sich jedoch über verschiedene Branchen. Anders als bei den Metallen Aluminium, Stahl und Kupfer lagen keine öffentlich zugänglichen Daten zu der Branchenverteilung vor. Eher waren Veröffentlichungen auffindbar, die die Nachfrage nach „First-Use“, also Erstanwendung, untergliedert. Andruleit et al. (2017) veröffentlichten z.B. die deutsche Nachfrage für das Jahr 2016 untergliedert nach Verzinktem Stahl, Messing, Zink-Halbzeug, Zink-Verbindungen und Sonstige. Entsprechend führten an dieser Stelle eigene Berechnungen zur gesuchten Branchenverteilung. Teil der Berechnungen basieren dabei auf der Veröffentlichung von Meylan und Reck (2017), die eine Matrix für sektorale Nachfrage an unterschiedlichen Halbzeug Kategorien auf europäischer, amerikanischer, chinesischer und indischer Ebene publizierten.

Für Deutschland und Europa wurde die europäische Verteilung verwendet und für die globale Verteilung eine Gewichtung der vier Verteilungen gemäß Meylan und Reck (2017): Europa (20%), USA (11%), China (56%), Indien (13%). Darüber hinaus wurden Veröffentlichungen zur Nachfrage differenziert nach Erstanwendung für die drei zu untersuchenden Ebenen herangezogen (Andruleit et al. 2017; Eurostat 2019b; IZA 2015). In Kombination wurden die sektoralen Verteilungen auf deutscher, europäischer und globaler Ebene berechnet. Die resultierende Branchenverteilung der Zink-Nachfrage ist für Deutschland, Europa und die Welt in Abbildung 2-15 aufgeführt.

Die Zink-Nachfrage wurde im Jahr 2016 auf allen drei Ebenen von der Bauwirtschaft dominiert. Das ist darauf zurückzuführen, dass ein Großteil an Zink für die Verzinkung von Stahl und somit als Korrosionsschutz Verwendung findet. Dieser fand in der Bauwirtschaft, aber auch im Transportbereich und der Industrie Anwendung. Entsprechend folgten auf die größte sektorale Nachfrage der Bauwirtschaft, der Transportsektor sowie die Industrie. Wobei die Industrie auf globaler Ebene wesentlich weniger Zink nachfragte als auf deutscher bzw. europäischer Ebene. Stattdessen war auf globaler Ebene ein wesentlich größerer Anteil der Nachfrage der Elektronik zuzuschreiben. Ein kleiner Teil der Nachfrage ging 2016 zudem auf die Landwirtschaft zurück.

Abbildung 2-15: Zinknachfrage nach Branchen im Jahr 2016



Quelle: Meylan and Reck 2017

Schrottaufkommen

In Kapitel 2.2.1.1 wurde bereits die allgemeine Vorgehensweise beschrieben, wie das Schrottaufkommen berechnet wurde. So führten Abfallströme und die jeweiligen Zink-Gehalte zu den Schrottmengen, die im Jahr 2016 auf den drei Betrachtungsebenen anfielen. Die verwendeten Quellen zur Bestimmung der Abfallströme sind im Anhang 1 aufgelistet. Die darüber hinaus recherchierten Zink-Gehalte der einzelnen Abfallströme sowie die Quellen sind in einer Tabelle im Anhang 2 aufgeführt. Es ist wichtig zu berücksichtigen, dass das Schrottaufkommen als Input in die Verwertungswege zu verstehen ist. Es handelt sich dabei also um produzierte Schrottmengen, die in Deutschland, Europa bzw. global erfasst wurden und auf dem Markt potenziell zur Verfügung stehen. Die Mengen stellen nicht dar, wie viel Schrottmengen im Jahr 2016 zu Rezyklat wurden oder gar wie viel als Sekundärmaterial in der Produktherstellung verwendet wurden. Die berechneten Schrottaufkommen für Zink auf deutscher, europäischer und globaler Ebene sind in der nachstehenden Tabelle 2-13 aufgeführt.

Gemäß den Berechnungen fielen im Jahr 2016 in Deutschland 265 kt an Zink Schrotten an, die potenziell über verschiedene Aufbereitungsschritte wieder den Herstellungsprozessen zu Rohmetall zugeführt wurden. Die Schrotte setzen sich aus Neuschrotten aus Herstellungsprozessen (28%), die aufgrund von Verschmutzung nicht direkt wieder eingeschmolzen werden, Schrotte aus der Halbzeugverarbeitung zu finalen Produkten (31%), Bau- und Abbruchmaterialien (34%), Altfahrzeugen (1%) und Elektroschrott (5%). Eine sehr ähnliche Verteilung ergibt sich auf europäischer Ebene, nur dass das Schrottaufkommen von Zink insgesamt 1.141 kt betrug. Auf globaler Ebene betrug im Jahr 2016 das Schrottaufkommen von Zink 6.705 kt. Das setzte

sich zu 31% aus Neuschrotten der Herstellungsprozesse, zu 30% Schrotte aus der Halbzeugverarbeitung, zu 18% aus Bau- und Abbruchmaterialien, zu 6% aus Altfahrzeugen und zu 14% aus Elektroschrott zusammen.

Tabelle 2-13: Schrottaufkommen für Zink im Jahr 2016

	Deutschland	Europa (EU28)	Welt
	In kt		
Neuschrotte aus Herstellungsprozessen	76	279	2.123
Schrott aus Halbzeugverarbeitung	83	358	2.069
Bau- und Abbruchmaterialien	90	365	1.224
Altfahrzeuge	3	48	375
Elektrische Geräte	14	91	914
Summe	**265**	**1.141**	**6.705**

Quelle: Eigene Berechnungen unter Verwendung der Quellen in Anhang 1 und 2.

In der sektoralen Betrachtung der Zinknachfrage, Abbildung 2-15, waren Branchen u.a. die Landwirtschaft und Sonstige aufgeführt, die im Schrottaufkommen der Tabelle 2-13 nicht als Abfallstrom aufgeführt sind. Das liegt an der dissipativen Verwendung von Zink insbesondere in der Landwirtschaft. Dort finden Zinkverbindungen als Nährstoff für Pflanzen Anwendung und werden in die Umwelt abgegeben. Unter Sonstige sind z.B. Anwendungen von Zinkverbindungen in der Pharmazie zu erwarten, die ebenfalls dissipativ sind. Gleiches gilt für Zinkoxid als Katalysator im Vulkanisationsverfahren in der Gummiherstellung. Aufgrund der dissipativen Natur mehrerer Anwendungen, bei denen das Rückgewinnen von Zink also nicht möglich ist, wurden auch keine entsprechenden Abfallströme berücksichtigt.

Eine weitere Anmerkung gilt für die zinkhaltigen Stäube aus der Elektrostahlroute. Diesen kommt eine große Bedeutung bei der Betrachtung von Sekundärzink zu, wie auch die Publikation von Steger et al. (2018) zeigt. Letztere wurde für das Aufstellen der Mengenmodelle der Hauptmetalle in dieser Arbeit herangezogen und häufig verwendet. Die zinkhaltigen Stäube entstehen beim Einschmelzen von verzinkten Stahlschrotten. Sie sind demnach das Resultat der Recyclingprozesse von Stahl. In der Vorgehensweise dieser Arbeit wird jedoch nicht der Recyclingprozess, sondern der sektorale Ursprung der Zinkschrotte als Anhaltspunkt genutzt. Entsprechend liegen Anteile der in Tabelle 2-13 aufgeführten Zinkschrotte aus Bau- und Abbruchmaterialien, Altfahrzeugen und Elektroschrott als verzinkter Stahlschrott vor. Im Rahmen vom Wiedereinschmelzen der Stahlschrotte im Elektrolichtbogenofen lösen sich die zinkhaltigen Oberflächenschichten, fallen in Form von zinkhaltigen Stäuben an und können dann weiteren metallurgischen und chemischen Aufbereitungsprozessen zur sekundären Zinkgewinnung zugeführt werden. Um eine Doppelzählung zu vermeiden, wurden die zinkhaltigen Stäube der Elektrostahlroute nicht mit aufgeführt. Unter Verwendung der in Anhang 1 und 2 aufgeführten Quellen und Zink-Gehalte wurden die Mengen dennoch berechnet. So fielen im Jahr 2016 in Deutschland etwa 60 kt Zink in Form von zinkhaltigen Stäuben aus der Stahlproduktion an. In Europa waren es 307 kt und weltweit 2.005 kt.

Auch an dieser Stelle ist auf die sehr unterschiedliche Datenlage hinsichtlich der Abfallströme hinzuweisen. Die Datenqualität und -verfügbarkeit ist auf deutscher und europäischer Ebene durch die Publikationen des deutschen und europäischen Statistischen Amts wesentlich besser zu bewerten als auf globaler Ebene. Wie bereits in den vorangegangenen Kapiteln beschrieben,

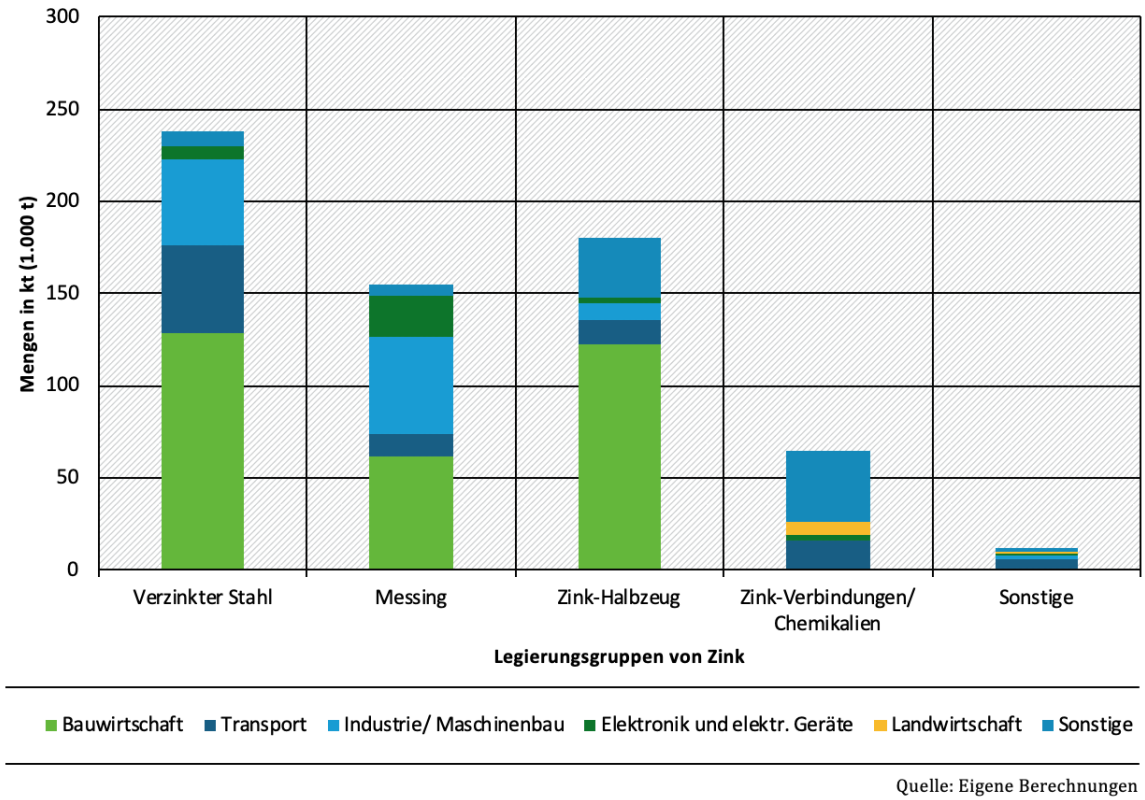
konnten lediglich publizierte Mengenangaben für die Abfallströme Bau- und Abbruchmaterialien, elektrische Geräte und Siedlungsabfälle genutzt werden. Dort waren meist Spannbreiten angegeben. Für die Abschätzung der Mengenangabe an Altfahrzeuge wurde für Autos eine durchschnittliche Lebensdauer von 16 Jahren angenommen. Entsprechend wurden die globalen Verkaufszahlen aus dem Jahr 2000 recherchiert und mit dem durchschnittlichen Gewicht von 1,079 t verrechnet. Das durchschnittliche Gewicht ergibt aus dem europäischen Abfallstrom für Altfahrzeuge, der dem Gewicht von 6 Millionen Fahrzeugen entspricht.

Legierungsspezifische Nachfrage

In diesem Kapitel zu Zink wurden bisher das Angebot, die Nachfrage und das Schrottaufkommen als Hauptmetall abgebildet. Der übergeordnete Fokus dieses Forschungsvorhabens liegt auf der legierungsspezifischen Betrachtung der Metallströme. Aus diesem Grund folgt nun das Beleuchten der Nachfrage und des Schrottaufkommens differenziert nach Zinklegierungen. Wie schon in Kapitel 2.1 dargestellt, gibt es im Vergleich zu den anderen Hauptmetallen wenige Zink-Legierungen. So gibt es Zink zur Galvanisierung. Hinzukommen Bronze und Messing, Zink-Verbindungen wie Zinkoxid und Zinksulfat sowie Zink-Gusslegierungen, also üblicherweise die sogenannten ZAMAK-Legierungen. Da die Literaturrecherche mehrere Publikationen mit einer ähnlichen Unterteilung der Zinknachfrage zum Ergebnis hatte, wurde die Unterteilung wie folgt gewählt: Verzinkter Stahl (Zink-Anteil), Messing, Zink-Halbzeug, Zink-Verbindungen, Sonstige. Welche Annahmen hinsichtlich der jeweiligen Elementanteilen gelten, ist in den folgenden Kapiteln erläutert.

Für die folgenden Abbildungen 2-16, 2-17 und 2-18 die die legierungsspezifische Nachfrage differenziert nach Branchen für die deutsche, europäische und globale Ebene darstellen, wurden eigene Berechnungen durchgeführt.

Abbildung 2-16: Deutsche Nachfrage nach Zinklegierungen in 2016 [kt]

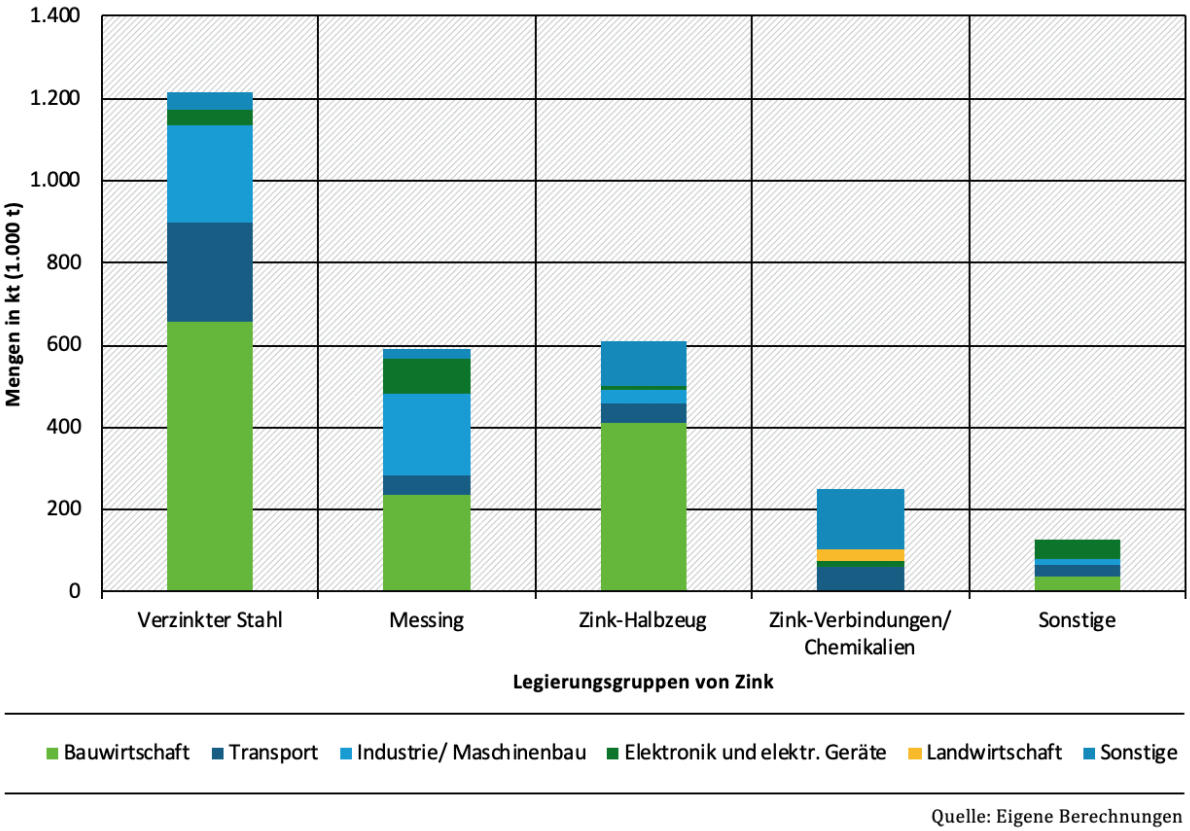


Quelle: Eigene Berechnungen

Quelle: eigene Darstellung, WI

Dafür wurde einerseits auf die Verteilungen nach Meylan und Reck (2017) zurückgegriffen. Die beinhalten eine Verteilung der Nachfrage nach Erstanwendungen und Branchen. Die Erstanwendungen beinhalten u.a. Galvanisieren, Druckguss, Messing, Chemikalien und Zinkoxid. Insgesamt beinhaltet die Veröffentlichung vier Verteilungen für Europa, Amerika, China und Indien. Für Deutschland und Europa wurde die europäische Verteilung verwendet. Für die globale Ebene wurde eine Gewichtung aller vier Matrizen vorgenommen gemäß folgenden Anteilen: Europa (20%), USA (11%), China (56%), Indien (13%). Die Gewichtung entspricht den Annahmen der Autoren. In Kombination mit Veröffentlichungen zu den nachgefragten Erstanwendungen, wurden Legierungsmatrizen mit relativen Anteilen kalkuliert (Andruleit et al. 2017; Eurostat 2019b; IZA 2015). Die Legierungsmatrizen für die deutsche, europäische und globale Ebene sind dem Anhang 3 zu entnehmen. Die Ergebnisse für die deutsche legierungsspezifische Zink-Nachfrage im Jahr 2016 ist nachstehend in Abbildung 2-17 dargestellt.

Abbildung 2-17: Europäische Nachfrage nach Zinklegierungen in 2016 [kt]



Quelle: Eigene Darstellung, WI

Von der gesamten deutschen Zink-Nachfrage im Jahr 2016 von 645 kt. wurde der überwiegende Teil in Form von verzinktem Stahl (37%), Messing (24%) und Zink Halbzeug (28%) nachgefragt. Des Weiteren wurden 10% als Zink-Verbindungen nachgefragt. Der verzinkte Stahl ging vor allem in die Bauwirtschaft (54%), in den Transportsektor (20%) und in die Industrie bzw. den Maschinenbau (19,5%). Die Zinknachfrage in Form von Messing war vor allem auf die Bauwirtschaft (40%), die Industrie/ den Maschinenbau (34%), die Elektronikbranche (14%) und zu kleinen Teilen auf den Transportsektor (8%) zurückzuführen. Im Vergleich wurde die Nachfrage nach Zink-Halbzeug von der Bauwirtschaft (68%) dominiert. Die Zink-Verbindungen wie Zinkoxid und Zinksulfat wurden vom Transportsektor (25%) und der Landwirtschaft (11%) bezo-

gen. Ein Großteil, knapp 60%, ist unter „Sonstiges“ zusammengefasst und somit keiner der aufgeführten Branchen direkt zuzuordnen. So finden Zink-Verbindungen wie Zinkoxid u.a. Anwendung in der Keramik- und Glasherstellung, in der Herstellung von Chemikalien, als Korrosionsschutzfarben, als Katalysatoren und in der Pharmazie- und Kosmetikindustrie (Krüger und Gerke 2001). Grundsätzlich zeigt die Abbildung, dass die Nachfrage an Zinklegierungen sich auf verzinkten Stahl, Messing und Zink Halbzeug konzentriert und vor allem die Bauwirtschaft, der Transportsektor und die Industrie bzw. der Maschinenbau den Großteil der Nachfrage ausmachen.

Nachdem zuvor die deutsche sektorale Nachfrage nach Zinklegierungen erläutert wurde, folgt nun die differenzierte Betrachtung der Zinknachfrage in Europa. In 2016 wurden in der EU 2.790 kt an Zink als Hauptmetall nachgefragt. Wie diese Frage sich auf die Branchen und die einzelnen Legierungen verteilt, zeigt die Abbildung 2-17.

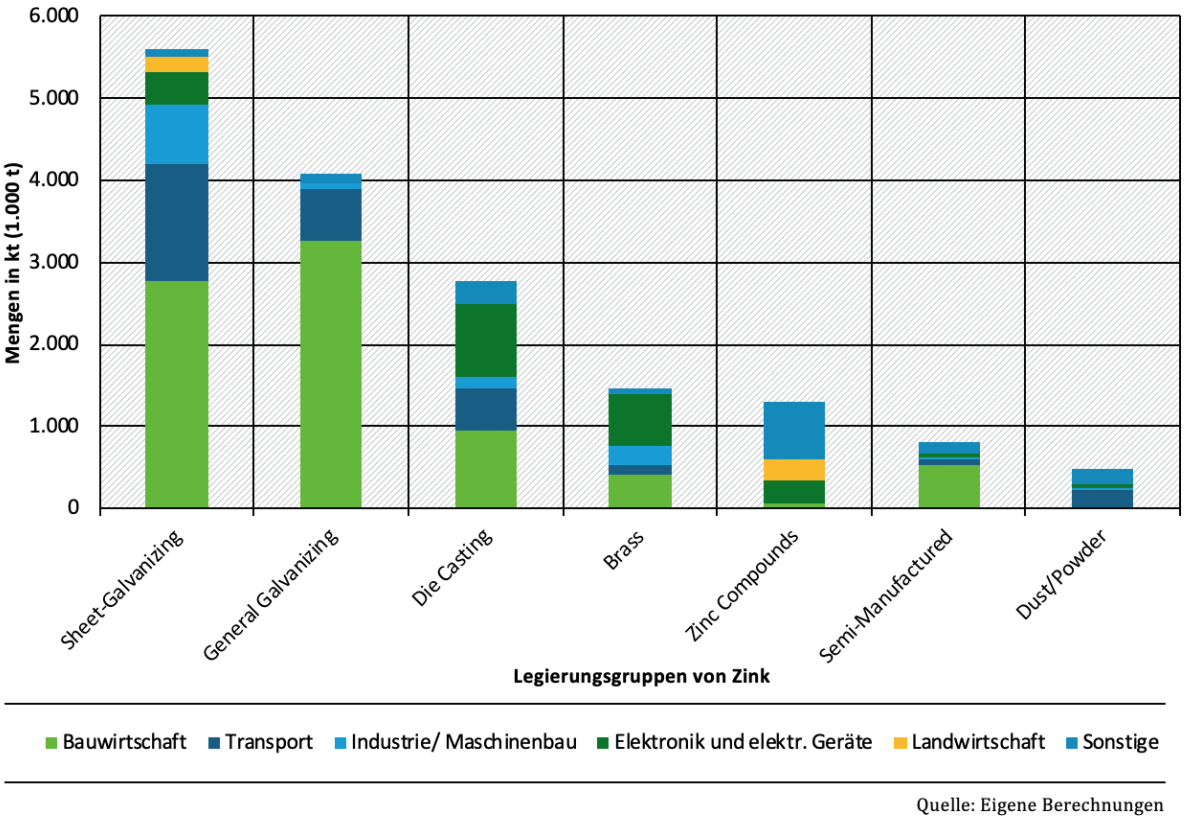
Die legierungsspezifische und sektorale Zinknachfrage für das Jahr 2016 in Europa zeigt ein ähnliches Bild wie die deutsche Verteilung. Die Nachfrage nach Zink als Hauptmetall von insgesamt 2.790 kt verteilte sich 2016 auf verzinkten Stahl (43,5%), Messing (21,1%), Zink-Halbzeug (21,9%) und Zink-Verbindungen (9%). Zink in Form von verzinktem Stahl wurde vor allem von der Bauwirtschaft (54%), dem Transportsektor (20%) und der Industrie bzw. dem Maschinenbau (19,5%) nachgefragt. Messing wurde insbesondere von der Bauwirtschaft (40%) und der Industrie/ dem Maschinenbau (34%) nachgefragt und zu kleineren Teil auch vom Sektor Transport (8%) und Elektronik (14%). Messing wurde im Rahmen von der legierungsspezifischen Analyse der Kupfernachfrage bereits betrachtet. Auch wenn die Branchen der beiden Berechnungen nicht identisch sind, zeigt der Vergleich der Abbildungen 2-12 und 2-17 doch Parallelen: Beide Abbildungen verdeutlichen, dass die Nachfrage nach Messing insbesondere von der Bauwirtschaft und dem Maschinenbau dominiert wurde. Die Nachfrage nach Zink Halbzeug wurde 2016 ebenfalls maßgeblich von der Bauwirtschaft (68%) bestimmt. Bei den Zink-Verbindungen zeichnet sich ein anderes Bild ab: Hier fragten einen großen Anteil der Transportsektor (25%) und die Landwirtschaft (11%) nach. Der Großteil der Nachfrage nach Zinkverbindungen ist wie auf deutscher Ebene auch hier der Kategorie „Sonstige“ (60%) zuzuordnen. Allgemein zeigt die Abbildung, dass die Zinknachfrage sich vor allem auf verzinkten Stahl, Messing und Zink Halbzeug unterteilt und auf die Sektoren der Bauwirtschaft, dem Transport und der Industrie/ dem Maschinenbau zurückgeht.

Nachdem die legierungs- und sektorspezifische Zinknachfrage für das Jahr 2016 auf deutscher und europäischer Ebene betrachtet wurde, erfolgt nun abschließend selbige Analyse auf globaler Ebene. Im Jahr 2016 wurden weltweit 16.341 kt an Zink als Hauptmetall nachgefragt. Die nachfolgende Abbildung 2-18 veranschaulicht die Verteilung des Hauptmetalls auf die verschiedenen Legierungen und Sektoren.

Anders als bei den Daten auf deutscher und europäischer Ebene, sind die Erstanwendungen des Zinks als Hauptmetall in der Publikation der IZA (2015) in sieben Kategorien unterteilt. Die globale Nachfrage nach Zink unterteilte sich demnach 2016 in verzinkten Stahl (Blech: 34%, allgemein: 25%, insgesamt: 59%), Druckguss (17%), Messing (9%), Zink-Verbindungen (8%), Zink-Halbzeug (5%) und Pulver (3%). Die Nachfrage nach verzinktem Stahl ging vor allem auf die Sektoren der Bauwirtschaft (Blech: 49,5%, allgemein: 80%), Transport (Blech: 25%, allgemein: 15%), Industrie/ Maschinenbau (Blech: 13%, allgemein: 1,6%) und Elektronik (Blech: 6,7%) zurück. Die Nachfrage nach Zink Druckguss verteilte sich vor allem auf die Bauwirtschaft (34%), den Transportsektor (19%) und die Elektrowirtschaft (32%). Eine weitere Legierungsgruppe stellt Messing dar.

Die globale Nachfrage nach Messing verteilte sich 2016 auf die Sektoren des Baus (27,5%), des Transports (9%), der Industrie bzw. des Maschinenbaus (15%) und der Elektronik (43%). Die globale Nachfrage nach Messing differenziert nach Branchen wurde ebenfalls im Rahmen der legierungsspezifischen Betrachtung von Kupfer dargestellt, siehe Abbildung 19. Auch hier gilt die Anmerkung, dass die Unterteilung der Branchen wesentliche Unterschiede vorweisen. Beim Vergleich zeigen die Sektoren Transport bzw. Verkehr und der Maschinenbau ähnliche Anteile. Der Bausektor fällt in der Abbildung 24 wesentlich geringer und der Elektroniksektor deutlich höher aus. Eine Begründung ist kaum möglich, da es an tiefgehenden Erläuterung zu den einzelnen Datenerhebungen wie der der IZA (2015) fehlt. Die globale Nachfrage an Zink-Verbindungen verteilte sich vor allem auf die Branchen Elektronik (22%) und Landwirtschaft (19%). Ein nicht unerheblicher Anteil von 54% wurde der Kategorie „Sonstige“ zugeordnet. Die Nachfrage nach Zink-Halbzeug unterteilt sich primär auf die Bauwirtschaft (65%) und außerdem auf den Transport (9%), den Maschinenbau (2,5%) und den Elektroniksektor (6,5%). Die globale Nachfrage an der Zinkkategorie „Pulver“ verteilt sich vor allem auf den Transportsektor (45%) und den Elektronikbereich (10%). Ähnlich wie auf deutscher und europäischer Eben lässt sich abschließend festhalten, dass vor allem die Erstanwendungen des Verzinkens von Stahl, der Druckguss und Messing die weltweite Zinknachfrage bestimmt. Die größte Nachfrage kommt aus der Bauwirtschaft, dem Transportsektor und dem Maschinenbau.

Abbildung 2-18: Globale Nachfrage nach Zinklegierungen in 2016 [kt]



Quelle: Eigene Darstellung, WI

Legierungsspezifisches Schrottaufkommen

Neben der Nachfrage sollte auch das Schrottaufkommen differenziert nach Hauptlegierungsgruppen betrachtet werden. Bisher wurde das Schrottaufkommen von Zink, wie es in der Tabelle 2-14 aufgeführt ist, nur auf der Ebene des Hauptmetalls betrachtet. Wie die Betrachtung

der Zinknachfrage bereits zeigte, bestehen die Schrotte ebenfalls aus verschiedenen Legierungen. Für die Berechnung des Schrottaufkommens differenziert nach Zink-Legierungsgruppen findet die Legierungsmatrix, wie sie im Anhang 3 aufgeführt ist, Anwendung. Trotz einer intensiven Literaturrecherche wurden keine zusätzlichen Informationen bzw. Daten zur Betrachtung von Zink differenziert nach Legierungsgruppen bezogen auf das Schrottaufkommen gefunden. Entsprechend wurden keine weiteren Anpassungen an der angefügten Legierungsmatrix vorgenommen und sie wurde für die Berechnungen übernommen. Wie bereits an vorigen Stellen angemerkt unterliegt die Verwendung von Materialien wie Zink einer dynamischen Entwicklung. Das heißt, neue Materialien werden entwickelt und die Materialzusammensetzung von Produkten verändert sich über die Zeit. Das war auch ein Ergebnis des Expertengesprächs mit Industrie- und Verbandsvertretern im Rahmen von diesem Projekt. Beispielsweise hat das Auto, was als Altfahrzeug im Schrottaufkommen 2016 inkludiert ist, eigentlich aber etwa im Jahr 2000 produziert wurde, eine andere Materialzusammensetzung als ein Auto aus dem Jahr 2016. Die hier kalkulierten Zusammensetzungen sind erste Schätzungen zu verstehen. Ein weiterer Aspekt für das Hauptmetall Zink ist die teils dissipative Anwendung. Wie bereits zuvor bei der branchenspezifischen Nachfrage erläutert, haben sind viele Verwendungen von Zink dissipativer Natur (Gordon et al. 2004). Das kann bspw. die Verwendung von Zink als Nährstoff für Pflanzen oder auch Lebewesen sein, aber auch Zink verwendet als Korrosionsschutz, wie bei verzinktem Stahl. Insbesondere Zink geht in vielen Anwendungen zu unterschiedlichen Anteilen in die Umwelt über. Hier fehlt es jedoch an Daten, welche Legierungsgruppen zu welchem Ausmaß dissipativ zur Anwendung kommen. Entsprechende Anpassungen der Legierungsmatrix wären daher notwendig, mangels Daten aber nicht möglich. Grundsätzlich gilt also auch für das Hauptmetall Zink, dass es mehr Wissen und Daten über die Entwicklung der legierungsspezifischen Anwendung in einzelnen Produkten über den Zeitverlauf und über das legierungsspezifische Dissipationspotenzial bedarf.

Das hier berechnete legierungsspezifische Schrottaufkommen auf deutscher, europäischer und globaler Ebene ist in der nachstehenden Tabelle 2-14 aufgelistet.

Tabelle 2-14: Legierungsspezifisches Schrottaufkommen für Zinklegierungen in 2016

	Deutschland	**Europa (EU28)**	**Welt**
Hauptlegierungsgruppe	**In kt**		
Verzinkter Stahl	120	630	5.097
Messing	78	306	775
Zink-Halbzeug	91	317	430
Zink-Verbindungen	32	130	688
Druckguss			1.463
Pulver			258
Sonstige	6	65	
Summe	**326**	**1.448**	**8.710**

Quelle: Eigene Berechnungen unter Verwendung der Tabelle 2-13 und Anhang 3

Entsprechend der relativen Verteilung, wie sie in Anhang 3 dargestellt ist, ergibt sich das legierungsspezifische Schrottaufkommen. In Summe fielen 2016 auf deutscher Ebene 326 kt, auf eu-

ropäischer Ebene 5.076 kt und global 8.710 kt an Zinkschrotten an. Ähnlich wie bei der legierungsspezifischen Verteilung der Nachfrage, liegen die meisten Zinkschrotte in Form von verzinktem Stahl, Messing und Zink-Halbzeug vor. Auf globaler Ebene muss berücksichtigt werden, dass zu der Kategorie Zink-Halbzeug, wie sie auf deutscher und europäischer Ebene betitelt ist, auch der Druckguss zählt.

2.2.2 Prognose – 2030

Nachdem im Kapitel 2.2.1 die Nachfrage, das Angebot und das Schrottaufkommen für die Metalle Aluminium, Stahl, Kupfer und Zink differenziert nach Legierungen für das Jahr 2016 thematisiert wurden, folgt nun die Prognose der Metallströme. Nachstehend ist erst die übergeordnete Vorgehensweise beschrieben. In den Unterkapiteln 2.2.2.1.2 bis 2.2.2.1.5 sind die Berechnungen und Ergebnisse je Hauptmetall dargestellt.

2.2.2.1 Vorgehensweise und Quellen

Grundlage für die zu berechnenden Prognosen für die Nachfrage und das Schrottaufkommen für das Jahr 2030 bilden einerseits die bereits kalkulierten Mengenmodelle für das Jahr 2016 und darüber hinaus bestehende Szenarien der Literatur.

Prognose der Nachfrageentwicklung

Für die hier zu kalkulierende legierungsspezifische Nachfrage von Aluminium, Stahl, Kupfer und Zink für das Jahr 2030 wurde zunächst eine intensive Literaturrecherche durchgeführt. So wurden wesentliche Publikationen für die zukünftige Entwicklung der Nachfrage identifiziert. Teilweise zielen die Veröffentlichungen auf einzelne Hauptmetalle ab, teils geht es allgemeiner um den zukünftigen Ressourcenverbrauch. Nach der Identifikation der Quellen wurden diese auf deren Vorgehensweise und Ergebnisse durchleuchtet. Auf diese Weise wurden die unterschiedlichen Annahmen der bestehenden Prognosen wie die gesuchten Wachstumsraten herausgestellt. Das geschah für die Betrachtungsebenen Deutschland, Europa und global. Neben den übergeordneten Parametern, die die quantitative Entwicklung des zukünftigen Metallbedarfs beschreiben, wurden auch generelle Trends identifiziert. Dazu gehören z.B. der wachsende Marktanteil der Elektromobilität und deren Auswirkungen auf die enthaltenden Metallanteile von PKWs. Die Trends implizieren auch Veränderungen in der legierungsspezifischen Nachfrage, was Anpassungen der aufgestellten Legierungsmatrizen mit sich zieht. Die Berücksichtigung der Trends war zwingend notwendig, da keine legierungsspezifischen Prognosen der Nachfrage vorhanden sind. Die relevanten Trends und deren Auswirkungen auf die Legierungsmatrix sind in den jeweiligen metallspezifischen Unterkapiteln aufgeführt.

In Tabelle 2-15 sind die wesentlichen Publikationen aufgelistet. Es handelt sich dabei ausschließlich um verwendete Literatur mit quantitativen Prognosen. Zudem ist dargestellt für welche Metalle und welche Betrachtungsebenen die Veröffentlichungen relevant sind.

Die aufgeführten und betrachteten Veröffentlichungen zeigen die Vielzahl an bestehenden Publikationen zur Prognose der Ressourcen- bzw. Metallnachfrage. Insgesamt sind vier der recherchierten Publikation metallübergreifend. Zwei davon beinhalten die Nachfrageentwicklung aller vier Hauptmetalle auf globaler bzw. auch europäischer Ebene und werden im Rahmen dieses Kapitels genauer dargestellt. Die anderen zwei Veröffentlichungen stellen die Hauptmetalle Stahl und Aluminium in den Vordergrund. Darüber hinaus dienten zehn Studien über die zukünftige Stahlnachfrage diesem Projekt, fünf Studien für die Prognose von Aluminium, sieben für die Kupfer- und zwei für die Zinknachfrage. Auffällig ist die Konzentration der Publikationen auf die globale und teils europäische Ebene. Weniger spezifische Publikationen wurden für die deutsche

Ebene identifiziert. Die jeweiligen Ableitungen für die europäische bzw. deutsche Ebene sind in den Unterkapiteln der Anwendungsfälle beschrieben.

Tabelle 2-15: Literatur für die Prognose der Nachfrage

Quelle	Betrachtungsebene	Metall
(OECD 2019)	Global Europa	Stahl Aluminium Kupfer Andere Metalle
(Elshkaki et al. 2018)	Global	Stahl Aluminium Kupfer Zink
(Material Economics 2018)	Global Europa	Stahl Aluminium
(Allwood et al. 2010)	Global	Stahl Aluminium
(Hatayama et al. 2010)	Global	Stahl
(Cullen et al. 2012)	Global	Stahl
(Accenture 2017)	Global	Stahl
(Pauliuk et al 2013a)	Global Europa	Stahl
(Steven Vercammen et al. 2017)	Global China	Stahl
(Xuan und Yue 2016)	China	Stahl
(Xylia et al. 2018)	Global Regional	Stahl
(Daehn et al. 2017)	Global	Stahl
(Wörtler et al. 2013)	Europa	Stahl
(Küster-Simic et al. 2017)	Europa Deutschland	Stahl
(European Aluminium 2019b)	Global Europa	Aluminium
(IAI 2019a)	China	Aluminium
(IAI 2019b)	Global Europa	Aluminium
(Cullen und Allwood 2013)	Global	Aluminium
(Liu et al. 2013)	Global	Aluminium
(Meyer Holley und Bergemann 2019)	Global (Smart Homes)	Kupfer
(Angerer 2009)	Global	Kupfer

Quelle	Betrachtungsebene	Metall
(Marscheider-Weidemann et al. 2016)	Global	Kupfer
(Elshkaki et al. 2016)	Global	Kupfer
(Deetman et al. 2018)	Global	Kupfer
(Schipper et al. 2018)	Global	Kupfer
(ICA 2017)	Global	Kupfer
(Dorner 2014)	Global	Zink
(Daigo et al. 2014)	Global	Zink

Die Quellen unterscheiden sich hinsichtlich der betrachteten Metalle bzw. Ressourcen, der geographischen Ebene, der Vorgehensweise sowie der berücksichtigten Einflussfaktoren wie etwa Wirtschafts- und Bevölkerungswachstum und technologische Entwicklung. Bei den Vorgehensweisen kamen Methoden der statischen und dynamischen Stoffstrommodellierung, Input-Output-Analysen und auch Regressionsanalysen zum Einsatz. Teils fanden neue bzw. eigene Modelle Anwendung. Da es im Rahmen dieses Forschungsprojekts eher um das Extrapolieren des Status Quo mit einem Zeithorizont von 14 Jahren geht, wurden metallspezifische Wachstumsfaktoren der dargestellten Literatur entnommen. Gleichzeitig wurden die gesuchten Faktoren der Metallnachfrage über wesentliche Einflussfaktoren wie oben benannt abgeleitet, konkret von der prognostizierten wirtschaftlichen Entwicklung und der Bevölkerungsentwicklung.

Da diese Faktoren für die Betrachtung aller vier Hauptmetalle gültig und relevant sind, werden diese vorweggenommen und im Folgenden dargestellt. Die Tabelle 2-16 beinhaltet recherchierte Faktoren, die die Entwicklung der Bevölkerung und der Wirtschaft auf den drei Betrachtungsebenen Deutschland, Europa und Welt beschreiben. Die betrachtete Studie unterteilt die Prognose in zwei Zeiträume 1980-2020 und 2020-2060.

Tabelle 2-16: Raten der Bevölkerungs- und Wirtschaftsentwicklung

Quelle	Zeitraum	Deutschland	Europa	Global
Bevölkerungsentwicklung				
(OECD 2019)	1980-2020	0,3% p.a.	0,3% p.a.	1,4% p.a.
(OECD 2019)	2020-2060	0,0% p.a.	-0,19% p.a.	0,7% p.a.
Wirtschaftsentwicklung				
(OECD 2019)	1980-2020	1,5% p.a.	2,2% p.a.	3,5% p.a.
(OECD 2019)	2020-2060	1,7% p.a.	1,7% p.a.	2,8% p.a.

Quelle: OECD 2019

Die betrachtete OECD Studie zeigt den Trend für die globale, europäische und deutsche Bevölkerungs- und Wirtschaftsentwicklung. Deutschland ist in der Studie den vier „larger OECD Countries“ zugeordnet. Die Wachstumsrate für Europa ergibt sich aus den drei verschiedenen Kategorien an europäischen Ländern. Beide Trendfaktoren auf allen Betrachtungsebenen haben eines gemein: Abnehmende Wachstumsraten. Bei der Bevölkerungsentwicklung bewegen sich die Raten gemäß der OECD bis 2020 auf deutscher und europäischer Ebene nahe null. Im weiteren

Trendverlauf verringern sich die Wachstumsraten auf null und auch negative Entwicklungspfade sind denkbar. Auf globaler Ebene bewegt sich die Bevölkerungsentwicklung bei 1,4 Prozent pro Jahr bis 2020. Für den Zeitraum 2020 bis 2060 sinkt die Wachstumsrate um 0,7 auf 0,7%., sodass sich der abnehmende Trend auch hier abzeichnet. Die Prognose der Wirtschaftsentwicklung berücksichtigt Größen der demographischen Entwicklung, des Arbeitsmarkts, der Vermögensbildung und Produktionsfaktoren. Als Resultat ist für Deutschland eine jährliche Wirtschaftsentwicklung von 1,5% bis 2020 und von 1,7% bis 2060 zu erwarten. In Europa ist das Wirtschaftswachstum bis 2020 mit 2,2% pro Jahr leicht höher. Für den Zeitraum 2020 bis 2060 ist es niedriger und entspricht dort dem deutschen Wirtschaftswachstum. Auf globaler Ebene ist das Wirtschaftswachstum deutlich höher. Bis zum Jahr 2020 wächst die Wirtschaft jährlich um 3,5% und im Zeitraum von 2020-2060 um 2,8%.

Die Entwicklungsfaktoren der Tabelle 2-16 zeigen, dass entwickelte bzw. industrialisierte Nationen und Regionen wie Deutschland und Europa in naher Zukunft geringeren und teils abnehmenden Wachstum erfahren. Eine Stagnation ist zu erkennen, was sich auch in den folgenden metallspezifischen Prognosen abzeichnet. Auf globaler Ebene sind die Wachstumsfaktoren deutlich stärker. Langfristig nehmen die Faktoren ebenfalls ab, wenn auch auf einem wesentlich höheren Niveau. Hier wirkt insbesondere das Aufholen der Entwicklungsländer hinein. Die Wirtschaftsentwicklung wirkt sich z. B. auf den Auf-/Ausbau der Infrastruktur aus und spiegelt sich ebenfalls in den metallspezifischen Betrachtungen wider.

Neben den Faktoren zur Bevölkerungs- und Wirtschaftsentwicklung beinhaltet die OECD Studie auch eine Prognose der branchenspezifischen Nachfrageentwicklung an Eisen- und nicht-Eisen-Metalle. Die Faktoren sind in der nachstehenden Tabelle 2-17 dargestellt.

Tabelle 2-17: Branchenspezifisches Nachfrageentwicklung nach Eisen und nicht-Eisen Metallen bis 2060

Sektor	Growth OECD (2017-2060)		Growth Non-OECD (2017-2060)	
	Eisen-Metall	Nicht-Eisen Metalle	Eisen-Metalle	Nicht-Eisen Metalle
	In % pro Jahr			
Kunststoffe & Chemikalien	1,7	1,4	2,4	2,0
Bauwirtschaft	2,3	2,1	2,1	2,6
Elektronik	1,2	1,0	3,8	2,9
Metallerzeugnisse	1,6	1,4	2,7	3,1
Maschinenbau	1,5	1,4	3,3	3,0
Automobilindustrie	2,2	1,9	3,4	2,7
Andere	2,0	2,0	3,9	3,7
Transport	1,7	1,6	3,9	3,5

Quelle: OECD 2019

Die Darstellung der Nachfrageentwicklung nach Metallen differenziert nach Sektoren ist für die Prognose aller Hauptmetalle und auf allen Ebenen relevant. Diese haben in den einzelnen Be-

rechnungen Einfluss auf die legierungsspezifische Nachfrage, da einzelnen Sektoren eine Verteilung an nachgefragten Legierungen zugeordnet ist. Die Auflistung der Entwicklungsfaktoren der OECD ist in OECD-Staaten und nicht-OECD Staaten unterteilt sowie in Eisen-Metalle und nicht-Eisen-Metalle. Die Daten beinhalten also nicht dieselben Betrachtungsebenen wie diese Arbeit. Dennoch werden die Trendfaktoren als Anhaltspunkt für die Berechnungen herangezogen. Die Berechnungen für die deutsche und europäische Betrachtungsebene beziehen sich auf die Faktoren der OECD Nationen. Auf globaler Ebene ergeben sich die Entwicklungen aus den Faktoren der OECD-Nationen (80%) und nicht-OECD-Nationen (20%). Die Anwendung der Faktoren der Nachfrageentwicklung führte auf allen drei Betrachtungsebenen und allen Metallen zu nur geringen Veränderungen von maximal 1%. Aufgrund der geringen Aussagekraft sind die Ergebnisse zusammengefasst im Anhang 5 dargestellt.

Um die Zusammenfassung der OECD Studie abzuschließen, sind nachstehend die absoluten Ergebnisse der Prognose der Metallverbräuche dargestellt. Zum Vergleich: Im Jahr 2016 betrug das globale Angebot an Aluminium 89 Mio. t, an Kupfer 23,5 Mio. t, an Stahl 1.623 Mio. t und an Zink 14,5 Mio. t. Aus dem Berechnungsmodell der OCED Studie ergibt sich für das 2060 ein globaler Verbrauch an Aluminium (210 Mio. t), Kupfer (67 Mio. t), Eisen (4.073 Mio. t) und Zink (42 Mio. t). Das globale Angebot an den Hauptmetallen Aluminium, Kupfer, Eisen bzw. Stahl und Zink steigt zwischen 2016 und 2060 also um den Faktor 2 bis 3. Die Betrachtung inkludiert dabei bereits Annahmen bzgl. einer strukturellen Veränderung der Wirtschaft. Diese zeigt sich in der zunehmenden Verschiebung von Produktsystemen zu Dienstleistungssystemen. Das zieht einen geringeren Materialverbrauch und sinkende Materialintensität mit sich. Das BIP wächst dabei schneller als der Materialverbrauch und der Recycling Output steigt schneller als der Mining Input. Es zeigt sich demnach eine Entkopplung der Wirtschaft von dem Materialverbrauch. Neben der Betrachtung der Materialbedarfe umfasst die Studie auch zwei Case Studies zu Stahl und Kupfer. Sie beinhalten eine detaillierte Projektion der Stoffströme und geben dadurch Aufschluss über die Entwicklung und Sättigung der anthropogenen Lager in verschiedenen Regionen sowie den Einfluss von verfügbaren Technologien zur Bereitstellung von Sekundärmetall.

Eine weitere relevante Publikation ist von Elshkaki et al. (2018). Die Autoren analysieren sieben Metalle, u.a. Aluminium, Stahl, Kupfer und Zink, hinsichtlich der zukünftigen globalen Nachfrage und dessen Deckung. Der Betrachtungszeitraum ist 2010 bis 2050 und berücksichtigt verschiedene Szenarien, die sogenannten „Yale Major Metals“ Szenarien (siehe Infobox). Die methodische Vorgehensweise beginnt bei der Analyse der historischen Bedarfsentwicklung bis zum Jahr 2010. Ausgehend von diesem Basisjahr basieren die Kalkulationen auf recherchierten Wachstumsraten der Population und des Pro-Kopf-Einkommens als Indikatoren für den gesellschaftlichen Wohlstand. Das Ergebnis zeigt, dass sich die Nachfrage von 2010 bis zum Jahr 2050 verdoppelt bis verdreifacht. Die Arbeit zeigt auch, dass Sekundärmaterial auch zukünftig nur einen Teil des Bedarfs deckt. Diese beiden Entwicklungstendenzen führen bei Kupfer und Zink bei fortbestehenden Verwendungsmustern zu Versorgungsengpässen. Bei weltweit steigender Kupfer- und Zinknachfrage können diese Mitte des 21. Jahrhunderts nicht mehr gedeckt werden.

Neben den wesentlichen Einblicken in die Entwicklung der Metallnachfrage, beinhaltet die Veröffentlichung auch konkrete metallspezifische Wachstumsfaktoren. Die Entwicklungsfaktoren sind in den Anhängen der Publikationen von Elshkaki et al. (2018) dargestellt und hier in der Tabelle 2-18 zusammengefasst.

Die dargestellten Entwicklungsfaktoren sind in zwei Perioden gegliedert: 2010 bis 2025 und 2025 bis 2050. Außerdem sind die Faktoren nach den vier Yale Major Metals Szenarien (siehe Infobox) unterteilt. Sie beschreiben, wie sich die Metallproduktion entwickeln muss, damit diese die zukünftige Nachfrage deckt. Die Werte in der Tabelle sind für alle betrachteten Metalle und Szenarien positiv und zeigen das erwartete Wachstum der Metallproduktion. Die Publikation ist

für die hier folgenden Prognosen von Bedeutung, da sie spezifische Angaben für alle Hauptmetalle, für den gesuchten Zeitraum und für verschiedene Szenarien beinhaltet. Die Wachstumsfaktoren finden in den jeweiligen Unterkapiteln Anwendung.

Tabelle 2-18: Globale metallspezifische Entwicklungsfaktoren für den Zeitraum 2010-2050

	2010-2025				2025-2050			
	MW	TR	SF	EW	MW	TR	SF	EW
	In % p.a.							
Aluminium	1,6	1,6	2,5	3,7	2,4	2,4	1,8	2,6
Stahl	1,5	1,5	2,4	3,8	2,4	2,5	1,7	2,8
Kupfer	1,5	1,5	2,1	3,6	2,3	2,3	1,7	2,7
Zink	1,4	1,4	1,9	3,4	2,4	2,4	1,5	2,5

Yale Major Metals Szenarien

Market World (MW): In den Entwicklungsländern steigt das Pro-Kopf-Einkommen und es besteht das Streben nach dem Wohlstand der Industrienationen.
Toward Resilience (TR): Es entspricht dem Market World Szenario, nur dass die Politik erneuerbare Energien fördert.
Security Foremost (SF): Der Welthandel ist durch Isolation statt Kooperation gekennzeichnet.
Equitability World (EW): Die Weltgemeinschaft strebt einen Zusammenschluss an und der gesamten Bevölkerung steht mindestens ein Minimum an materiellen Ansprüchen zu.

Quelle: Elshkaki et al. 2018

Prognose des Schrottaufkommens

Nach der Literaturrecherche bzgl. der Nachfrageentwicklung von Aluminium, Stahl, Kupfer und Zink folgte eine weitere Recherche mit dem Fokus auf dem metallspezifischen Schrottaufkommen. Die Verfügbarkeit von Schrott ist in vergleichsweise wenigen Veröffentlichungen Thema, wie die identifizierte Literatur in Tabelle 2-19 verdeutlicht.

Tabelle 2-19: Literatur für die Prognose des Schrottaufkommens

Quelle	Betrachtungsebene	Metall
(OECD 2019)	Global Europa	Stahl Aluminium Kupfer Andere Metalle
(Wiedenhofer et al. 2019)	Global	Stahl Aluminium Kupfer Andere Metalle
(Bertram et al. 2017)	Global Europa	Aluminium
(Boin und Bertram 2005)	Europa	Aluminium

Quelle	Betrachtungsebene	Metall
(Buchner et al. 2017)	Österreich	Aluminium
(Pauliuk et al. 2013a)	Global	Stahl
(Ciftci 2017)	Global	Stahl
(Xylia et al. 2018)	Global	Stahl
(Arens et al. 2017)	Deutschland	Stahl
(Oda et al. 2013)	Global	Stahl
(Wörtler et al. 2013)	Europa	Stahl
(Gómez et al. 2007)	Global	Kupfer

Insgesamt 11 Publikationen thematisieren explizit das Schrottaufkommen eines oder mehrerer Metalle auf globaler und/oder europäischer Ebene. Insgesamt drei der Publikationen sind Aluminium zuzuordnen. Die insbesondere die europäische und globale Ebene berücksichtigen. Die Studie von Buchner et al. (2017) wurde trotz des Fokus auf Österreich mit aufgenommen, da auch hier wesentliche Einblicke zu erwarten waren. Insgesamt sechs Veröffentlichungen und damit die meiste relevante Literatur konnte für die Prognose des Schrottaufkommens von Stahl identifiziert werden. Eine eher ältere Studie mit dem Fokus auf Kupfer als Hauptmetall wurde ebenfalls berücksichtigt.

Die Studie der OECD (2019) gibt in dem Bereich Schrottaufkommen relevante Einblicke. Zwar sind nur spezifische Entwicklungen für Stahl und Kupfer im Rahmen von zwei Case Studies Teil des Berichts. Über die dargestellte Entwicklung des Anteils der Sekundärproduktion lassen sich jedoch wesentliche Informationen ableiten. Die Anteile der Sekundärproduktion bleiben gemäß der OECD auf globaler Ebene sowohl für Aluminium als auch für Stahl, Kupfer und andere Metalle wie Zink gleich. Bei Aluminium liegt der Anteil der Sekundärproduktion im Jahr 2030 bei etwa 33%, bei Stahl bei 24%, bei Kupfer bei 7% und bei anderen Metallen bei etwa 4%. Ein gleichbleibender Anteil an Sekundärmaterial bei steigender Nachfrage bedeutet auch eine steigende Sekundärproduktion. Für die ist wiederum ein steigender Anteil an Schrotteinsatz notwendig. Denkbar ist dementsprechend, dass sich das Schrottaufkommen parallel zur Nachfrageentwicklung verändert. Ebenfalls möglich ist, dass das Schrottaufkommen stärker steigt als die Nachfrage und nur ein Anteil in der Sekundärproduktion genutzt wird. Wie die einzelnen Wachstumsfaktoren abgeleitet wurden, ist in den jeweiligen metallspezifischen Kapiteln erläutert.

Eine weitere Publikation von Wiedenhofer et al. (2019) analysiert mit einem Material-Input-Stocks-Output-Modell verschiedene Material- und Abfallströme im Zeitraum von 1900 bis 2050 auf globaler Ebene. Dabei dient die Analyse der Vergangenheit (1900 bis 2014) der Ableitung von Entwicklungsfaktoren für die Prognose der Material- und Abfallströme bis 2050. Die Materialströme für Stahl, Aluminium, Kupfer und andere Metalle sind in der ex-post Analyse einzeln dargestellt. Die Prognose beschränkt sich allerdings auf einen aggregierten Stoffstrom. Die Analyse hat zum Ergebnis, dass sich der Strom an Post-Consumer Abfällen im Zeitraum von 2014 bis 2050 verdoppelt. Ebenso verdoppelt sich im selben Zeitraum die Ansammlung von Materialien im anthropogenen Lager. Generell ist hier der positive Trend an Abfallaufkommen zu erkennen.

Grundsätzlich ist zu berücksichtigten, dass die Wachstumsfaktoren für die Prognose hier aus Ergebnissen der Literatur abgeleitet werden. Eine Prognose des verfügbaren Schrottaufkommens berücksichtigt i.d.R. eine Vielzahl an Einflussfaktoren wie Sättigung der anthropogenen Lager, Produktlebensdauern, Recyclingraten, Sammel- und Sortierquoten und Schrottqualitäten. Ziel

dieser Arbeit ist jedoch eine grobe Abschätzung der Entwicklung des Schrottaufkommens der Hauptmetalle. Wie die folgenden Ergebnisse zeigen besteht darüber hinaus der Bedarf an Prognosen unter Berücksichtigung der vielschichtigen Einflussfaktoren für eine exakte Bestimmung der Schrottaufkommen auf den unterschiedlichen geographischen Ebenen für die Metalle Aluminium, Stahl, Kupfer und Zink.

2.2.2.2 Aluminium

Ableitung der Wachstumsfaktoren der Nachfrage

Die identifizierten Veröffentlichungen, die sich mit der zukünftigen Entwicklung der Aluminiumnachfrage beschäftigen, kommen zu ähnlichen Ergebnissen. Gemäß der Material Economics (2018) ist bis 2050 bzw. 2100 mit einem starken Anstieg der globalen Aluminiumnachfrage zu rechnen. Das geht zu großen Teilen auf die Entwicklungsländer zurück, dessen anthropogenen Lager sich im Aufbau befinden. Eine große Abhängigkeit von Primärmaterial bleibt also. Eine andere Situation ergibt sich für Europa und auch Deutschland: Die anthropogenen Lager sind deutlich größer, weshalb die erwarteten Wachstumsraten geringer sind. Im Laufe des Jahrhunderts ist sogar mit einer Sättigung des Aluminiumbedarfs innerhalb der EU zu rechnen. Entsprechend besteht die Chance, dass bis 2050 50% des Aluminiumbedarfs im Kreislauf geführt werden können. Außen vor bleibt der Bedarf der Metallindustrie, um Exportgüter herzustellen (Material Economics 2018). Die Studie thematisiert auch strukturelle Veränderungen mit Auswirkungen auf den Aluminiumbedarf wie die Verbreitung von Sharing-Geschäftsmodellen und längere Produktlebensdauern, die den Aluminiumbedarf senken. Das Quantifizieren solcher Einflüsse fehlt jedoch.

Eine wachsende Aluminiumnachfrage auf allen betrachteten Ebenen haben auch die Untersuchungen der weiteren Publikationen zum Ergebnis (OECD 2019; Elshkaki et al. 2018; European Aluminium 2019). Die Publikation von European Aluminium (2019) beinhaltet ebenfalls die Prognose einer stagnierenden Nachfrage in Europa. Trotz dessen erreicht laut deren Hochrechnungen die europäische Aluminiumnachfrage im Jahr 2050 nahezu 18 Mio. t. Auffällig ist dabei, dass die Nachfrage durch einen steigenden Anteil an Sekundärmaterial gedeckt wird. Ähnlich wie die Ergebnisse von Material Economics (2018) zeigt die Prognose einen Anteil an Sekundäraluminium von 49% im Jahr 2050. Im Vergleich zeigt die Prognose der OECD (2019), dass auf globaler Ebene der Anteil an Primärmaterial bis 2030 steigt und sich erst dann rückläufig entwickelt. In Summe prognostiziert die OECD den globalen Aluminiumverbrauch für das Jahr 2060 mit 210 Mio. t von dem etwa 34% Sekundärmaterial ist. Als Vergleich hat die Kalkulation von Cullen und Allwood (2013) eine Verdopplung bis Verdreifachung der Aluminiumnachfrage für Endprodukte bis zum Jahr 2050 zum Ergebnis. Die Autoren beziehen sich auf eine Veröffentlichung der International Energy Agency und unterscheiden in Aluminiumguss und Aluminium in Endprodukten. Die Differenz beider Ströme ist mit der niedrigen Materialeffizienz zu begründen. Konkret erwarten die Autoren eine Aluminiumnachfrage in Form von Endprodukten zwischen 110 und 153 Mio. t im Jahr 2050. In einer ähnlichen Größenordnung prognostiziert das International Aluminium Institute (2019) die globale Aluminiumnachfrage. Für 2030 ergibt sich aus dem internetbasierten Stoffstrommodell ein Aluminiumbedarf in Form von finalen Produkten in Höhe von 120 Mio. t und für 2040 ein Bedarf von 140 Mio. t Aluminium. Die Betrachtung eines größeren Zeitraums und die Prognose auf europäischer Ebene ist nicht möglich.

Die eigenen Berechnungen basieren auf dem hier aufgestellten Mengenmodell für Aluminium. Somit ist das Basisjahr 2016. Um eine möglichst konsistente Vorgehensweise über die unterschiedlichen Betrachtungsebenen und Metalle zu erreichen, werden primär die Wachstumsfaktoren von Elshkaki et al. (2018) herangezogen, siehe Kapitel 2.2.2.1. Die Faktoren gelten für die globale Ebene und werden über die Faktoren der Wirtschaftsentwicklung gemäß der OECD

(2019) auf die unterschiedlichen geographischen Betrachtungsebenen angepasst. Die daraus resultierenden Wachstumsfaktoren differenziert nach den verwendeten Szenarien sind im Anhang 4 aufgeführt.

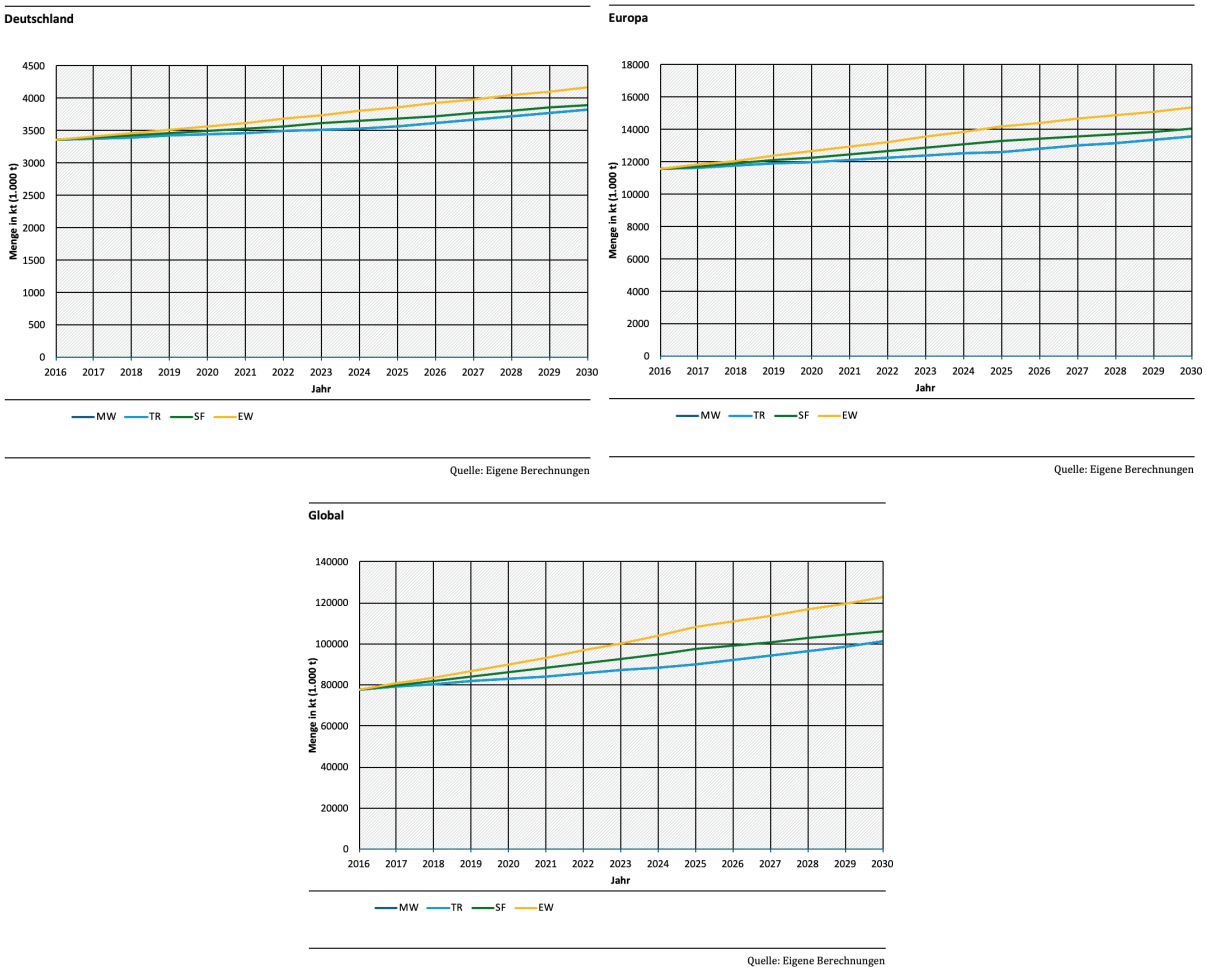
Ergebnisse Nachfrage

Die Ergebnisse der im Rahmen des Projekts durchgeführten Berechnungen sind in der nachstehenden Abbildung 2-19 dargestellt. Die Graphen zeigen mögliche Entwicklungspfade der Aluminiumnachfrage in Deutschland, Europa und weltweit. Grundsätzlich ist auf allen drei Betrachtungsebenen mit einer Zunahme der Nachfrage zu rechnen.

Gemäß den Berechnungen steigt die deutsche Nachfrage nach Aluminium von 3.350 kt im Jahr 2016 auf 3.830 kt bis 4.170 kt im Jahr 2030. Das entspricht einer Zunahme der Nachfrage zwischen 14,3% und 24,5%. Eine ähnliche Entwicklung ist auf europäischer Ebene zu beobachten: Hier steigt die Aluminiumnachfrage von 11.544 kt (2016) auf 13.560 kt bis 15.355 kt im Jahr 2030. Das entspricht einer Steigung von 17,5% bis 33% über den betrachteten Zeitraum von 14 Jahren. Der Anstieg der Nachfrage ist dabei auf europäischer Ebene leicht stärker als auf deutscher Ebene. Auf globaler Ebene ist ein Anstieg von 77.901 kt (2016) auf 101.178kt bis 122.826 kt im Jahr 2030 zu beobachten. Das Ergebnis gleicht einem prozentualen Anstieg von 29,9% bis 57,7%, der sich über den Zeitraum von 14 Jahren verteilt. Demnach wächst die globale Aluminiumnachfrage wesentlich stärker als auf deutscher und europäischer Ebene, was durch die zuvor zitierten Ergebnisse bestehender Arbeiten auch plausibel ist. Eine Auffälligkeit ist, dass aus den Abbildungen lediglich drei Verläufe der Nachfrageentwicklung erkennbar sind, obwohl vier Szenarien Teil der Betrachtung sind. Der Grund hierfür ist, dass sich die Nachfrage nach Aluminium in den Szenarien MW (Market World) und TR (Towards Resilience) identisch entwickelt und somit in einem Graph dargestellt sind.

Der Vergleich der Ergebnisse der Literaturrecherche und der Kalkulationen zeigen ein konsistentes Bild. Die Ergebnisse der Literatur zeigen, dass ein weltweiter Anstieg der Aluminiumnachfrage zu erwarten ist. In industrialisierten Nationen bzw. Regionen wie Europa und auch Deutschland ist ein geringerer Anstieg zu erwarten als auf globaler Ebene, da die anthropogenen Lager sich der Sättigung annähern. Auf globaler Ebene wirkt vor allem der erhöhte Aluminiumbedarf von Entwicklungsländern durch die Infrastrukturentwicklung und den Aufbau von anthropogenen Lagern. Der Vergleich der Ergebnisse der Kalkulation zeigt, dass die Aluminiumnachfrage in Deutschland am geringsten ist, gefolgt von Europa und auf globaler Ebene ist die Steigung der Aluminiumnachfrage am stärksten. Die Ergebnisse der Berechnungen passen ebenfalls in die Größenordnung der absoluten Nachfragemengen, die aus der Literaturrecherche hervorgehen. So schätzt die Organisation European Aluminium die europäische Aluminiumnachfrage auf 18.000 kt für das Jahr 2060. Die Spannweite der hier ermittelten Werte für 2030 ist niedriger als die Nachfrage für 2060 und erlaubt somit eine leicht positive bzw. stagnierende Nachfrageentwicklung für Aluminium für die ausgelassenen 30 Jahre. Auf globaler Ebene ist gemäß des IAIs für 2030 eine Aluminiumnachfrage von 120.000 kt zu erwarten, was in dem hier berechneten Intervall der globalen Aluminiumnachfrage liegt. Die Studie der OECD hat für das Jahr 2060 eine globale Aluminiumnachfrage von 210.000 kt zum Ergebnis. Unter Berücksichtigung der errechneten Ergebnisse würde ein Anstieg der globalen Aluminiumnachfrage zwischen 71% und 108% verteilt über einen Zeitraum von 30 Jahren folgen. Das entspricht einem jährlichen Wachstum zwischen 1,8% und 2,5% und deckt sich mit dem Entwicklungspfaden einiger Studien wie die von Elshkaki et al. Als Fazit kann festgehalten werden, dass die Berechnungen im Vergleich zu den zuvor identifizierten relevanten Prognosen plausibel sind.

Abbildung 2-19: Aluminiumnachfrage 2016-2030 – Deutschland, Europa, Global



Quelle: eigene Darstellung, WI

Ableitung der Wachstumsfaktoren des Schrottaufkommens

Für die Ableitung der Wachstumsfaktoren wurde zunächst eine Literaturrecherche durchgeführt. Nur eine geringe Anzahl an recherchierten Publikationen sind als wesentlich zu bewerten. Eine Publikation davon ist die von Boin und Bertram (2005). Die Veröffentlichung beinhaltet die Darstellung der Sekundärproduktion von Aluminium auf europäischer Ebene im Jahr 2002. Ein Aspekt ist dabei die Mengenangabe von verfügbaren Aluminiumschrott und wie dieser zu Guss- und Knetlegierungen verarbeitet wird. Da die Studie veraltete Daten aber keine Prognose beinhaltet, dient sie primär dem Überblick.

Eine weitere Studie von Bertram et al. (2017) umfasst die Darstellung einer regionalen dynamischen Materialflussanalyse von Aluminium. Ein wesentlicher Aspekt ist dabei die Betrachtung des verfügbaren Aluminiumschrotts, der in die Sekundärproduktion fließt. So flossen auf globaler Ebene im Jahr 2014 etwa 26.000 kt Aluminiumschrott zurück in die Aluminiumproduktion. Auf europäischer Ebene waren es etwa 3.700 kt. Dabei bleibt jedoch offen, wie viel Aluminiumschrott darüber hinaus zur Verfügung steht und ungenutzt bleibt. Das Modell ist die Ausgangsbasis für das webbasierte interaktive Stoffstrommodell der IAI (2019). Daraus kann abgeleitet werden, dass global im Jahr 2030 33.778 kt an Aluminiumschrott in die Produktion zurückgeführt werden. Hinzukommen 10.877 kt, die nicht dem Recycling zugeführt werden. Insgesamt kann also von einem globalen Schrottaufkommen von Aluminium von 44.655 kt im Jahr 2030

ausgegangen werden. Im Jahr 2016 lag das Schrottaufkommen bei 23.707 kt. Das entspricht einem Wachstum von etwa 88%. Für europäische Ebene steht hier keine Prognose zur Verfügung.

Auf europäischer Ebene gibt es eine wesentliche Publikation von Buchner et al. (2017). Die Veröffentlichung stellt die Frage nach regional geschlossenen Materialkreisläufen unter Berücksichtigung von Qualitätsmerkmalen in den Vordergrund. Konkret untersuchen die Autoren mithilfe eines dynamischen Stoffstrommodells die Mengenströme von Aluminium differenziert in Knet- und Gusslegierungen von 1964 bis 2050 am Beispiel von Österreich als Mitglied der EU. Mehrere Szenarien berücksichtigen darüber hinaus die Veränderungen des Schrottaufkommens von Aluminium aufgrund Entwicklungen im Transportsektor. Eine Annahme ist Österreich als geschlossenes System, sodass die als ausschlaggebend beschriebenen Schrottimporte und -exporte außen vor bleiben. Das Szenario auf Basis des Status Quos zeigt einen stagnierenden Anstieg der Gussaluminiumnachfrage und einen deutlichen Anstieg des Aluminiumschrottes. Dabei berücksichtigt der Aluminiumschrott Gussschrotte aus allen Sektoren und Knetschrotte aus dem Transportsektor. Die Menge an vorhandenem Schrott steigt von etwa 45 kt im Jahr 2016 auf etwa 75 kt in 2030. Das entspricht einem Wachstum von 67%.

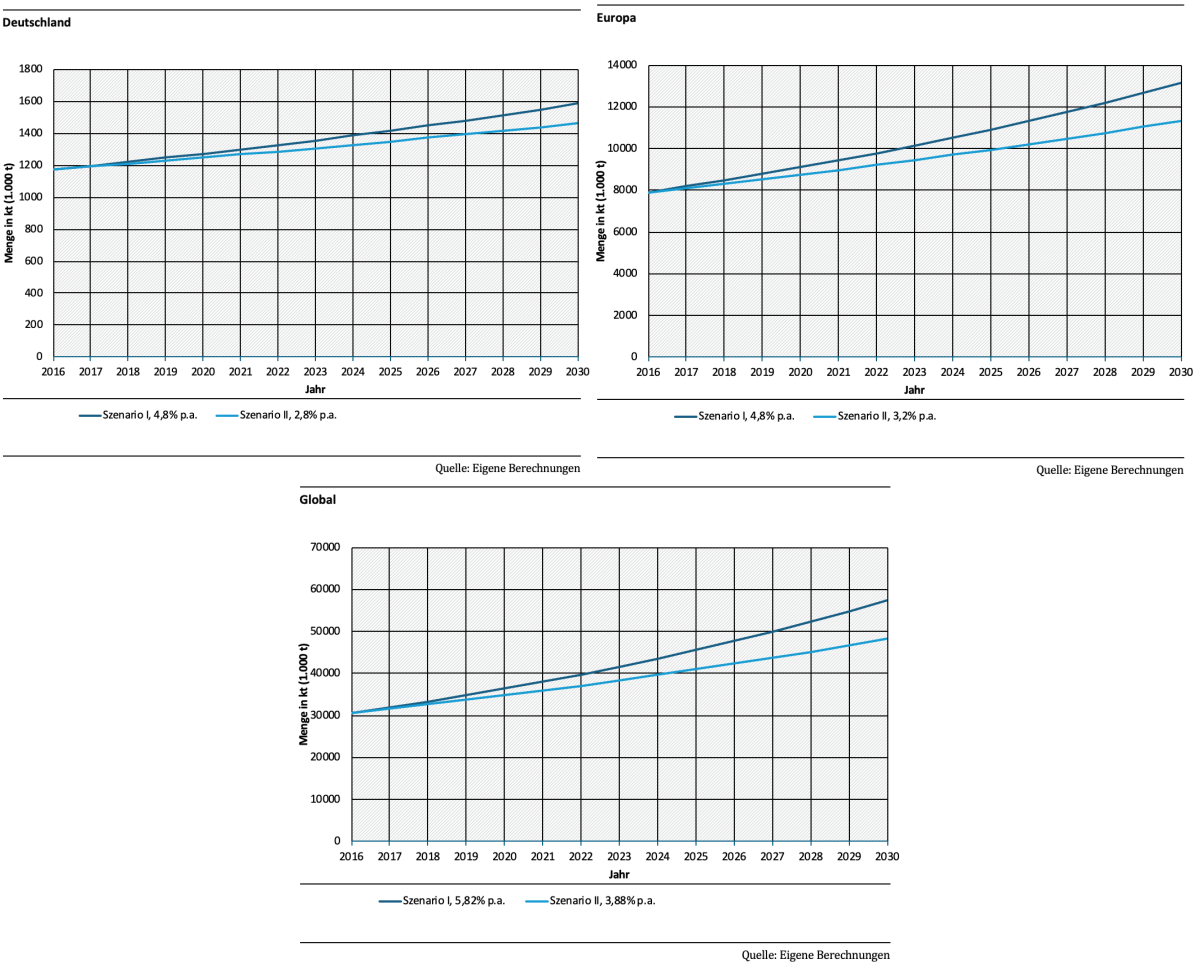
Aufgrund der Ergebnisse der zusammengefassten Studien werden jeweils zwei Szenarien für jede Betrachtungsebene gerechnet. Die Wachstumsfaktoren des ersten Szenarios orientieren sich an den identifizierten Prognosen der IAI (2019) und von Buchner et al. (2017). Die daraus resultierenden hier angewendeten Wachstumsfaktoren sind in Anhang 6 dargestellt. Diese Wachstumsfaktoren werden dabei ausschließlich für die Abfallströme angewendet, die aus der Nutzenphase hervorgehen. Die Entwicklung der Neuschrotte lassen sich aus den Prognosen der Aluminiumnachfrage übernehmen.

Ergebnisse Schrottaufkommen

Mithilfe der zuvor hergeleiteten Wachstumsfaktoren ergeben sich die Entwicklungsverläufe in Abbildung 2-20. Die drei Diagramme enthalten jeweils zwei Graphen, die den beiden beschriebenen Szenarien entsprechen. Das erste Szenario stellt jeweils die literaturbasierte und das zweite Szenario die nachfrageorientierte Entwicklung dar.

Gemäß den Kalkulationen steigt das Schrottaufkommen von Aluminium in Deutschland auf 1.460 kt bis 1.583 kt im Jahr 2030. Das entspricht einem Gesamtwachstum von 24,5% bis 35% über den betrachteten Zeitraum. Auf europäischer Ebene führen die Berechnungen zu dem Ergebnis, dass das Schrottaufkommen von Aluminium im Jahr 2030 zwischen 11.333 kt und 13.134 kt liegt. Somit steigt es insgesamt um zwischen 43% und 66%. Deutlich höher liegen die Ergebnisse auf globaler Ebene. Im Jahr 2030 liegt das Schrottaufkommen Aluminium hier bei 48.208 kt bis 57.461 kt. Die prozentuale Steigerung über den beschriebenen Zeitraum von 14 Jahren liegt also zwischen 57% und 88%. Der Vergleich zu anderen Studien ist kaum möglich, da es nur eine geringe Anzahl an Studien gibt. Die Studien, die bekannt sind, dienen zudem als Grundlage für die Berechnungen. Demnach zeigen die Untersuchungen des Forschungsprojekts auch den Bedarf an Daten und Untersuchungen.

Abbildung 2-20: Schrottaufkommen für Aluminium im Jahr 2030



Quelle: eigene Darstellung, WI

Technologische Entwicklungen

Die zukünftige Entwicklung der Aluminiumnachfrage und des Schrottaufkommens sind von vielen Faktoren abhängig. Dazu gehört auch die technologische Entwicklung einzelner Sektoren, da dieser sehr eng mit dem Materialbedarf verknüpft sind. Auf mögliche Entwicklungen hinsichtlich legierungsspezifischer und sektoraler Nachfrage durch Zukunftstechnologien verweisen Marscheider-Weidemann et al. (2016). Die Anwendungsbereiche mit hoher Relevanz für Aluminium sind nach wie vor die Fahrzeug- und Luftfahrtindustrie sowie der Schiffbau. Gründe hierfür sind die Leichtigkeit gepaart mit der Schadenstoleranz, Korrosionsbeständigkeit, Steifig- und Festigkeit. Von Bedeutung sind hier vor allem Scandium-haltige Aluminiumlegierungen. Die Zugabe von Scandium ermöglicht das Schweißen anstelle des Nietens des Werkstoffs in der Verarbeitung. Anzunehmender Bedeutung für den Flugzeugrahmenbau gewinnen auch neuartige Aluminium-Lithium-Legierungen. Die geringere Dichte und verbesserte Materialeigenschaften führen zu gewünschten Gewichtsreduktionen. Ein weiterer erheblicher Faktor im Transportsektor hinsichtlich des legierungsspezifischen Aluminiumbedarfs ist die Etablierung der Elektromobilität im PKW Bereich. Derzeit kommen Gusslegierungen insbesondere für Verbrennungsmotoren von PKWs zum Einsatz. Sollte sich die Elektromobilität durchsetzen, sinkt der Bedarf an Verbrennungsmotoren und somit sinkt der Bedarf an Gusslegierungen. Was das für Auswirkungen auf die Zusammensetzung des Aluminiumbedarfs einer Nation haben kann, zeigt die Publikation des IAI (2019a) am Beispiel des chinesischen Automobilmarkts. Auch die hier berücksichtigte Studie von Buchner et al. (2017) stellt die Auswirkungen des Aluminiumbedarfs differenziert nach

Guss- und Knetlegierungen dar. So zeigen die Autoren auch, dass ein mögliches Szenario ein Überangebot an Gusslegierungen bis 2050 möglich ist.

Neben der Anwendung von Aluminium im Transportsektor gehen Marscheider-Weidemann et al. (2016) auch auf Carbon-Capture-Storage-Technologien (CCS-Technologien) ein. Die CCS-Technologien dienen der Abscheidung und Speicherung von CO_2 bei Verbrennungsprozessen. Sie finden bereits seit Jahrzehnten in der chemischen Industrie Anwendung und sollen perspektivisch auch im Energiesektor eingesetzt werden. Unter Annahme einer Etablierung im Energiesektor ergibt sich ein Mehrbedarf an Konstruktionsmaterial für den Bau von Kraftwerken unter anderem für Aluminium.

2.2.2.3 Stahl

Ableitung der Wachstumsfaktoren der Nachfrage

Die Literaturrecherche im Bereich Stahl hat die höchste Anzahl an relevanten Veröffentlichungen hervorgebracht. Die Ergebnisse der betrachteten Prognosen beschreiben ähnliche mögliche Verläufe der Stahlnachfrage und wesentliche Einflussfaktoren. Accenture (2017) zeigt, dass die Stahlnachfrage insbesondere auf globaler Ebene grundsätzlich steigt, allerdings mit abnehmenden Wachstumsraten. Faktoren sind hierfür abnehmende Stahlintensitäten in Produkten und höhere Produktlebensdauern aufgrund von Design- und Konstruktionsentwicklungen. Differenziert nach drei Szenarien prognostiziert die Studie eine absolute globale Nachfrage im Jahr 2035 zwischen 1.750.000 und 2.000.000 kt an Stahl. Auch die Förderung der Kreislaufwirtschaft, die Substitution des Metalls bei Leichtbauanwendungen und die Entwicklung weg von Produkten hin zu Dienstleistungssystemen sind als Gründe genannt. Das hat zur Folge, dass gemäß der Studie von Accenture für das kommende Jahrzehnt (2020-2030) der Höhepunkt der Eisenerznachfrage zu erwarten ist. Bereits entwickelte Volkswirtschaften wie Deutschland und Europa werden bis 2035 Wachstumsraten um die 0% oder sogar leicht negative Entwicklungstrends hinsichtlich der Stahlnachfrage erwarten. Die Stahlnachfrage wird sich demnach in Entwicklungsländern mit einer Wachstumsrate zwischen 2,5% und 4%, in Indien mit etwa 5,6% und in China mit -1.1% entwickeln (Accenture 2017). Zu einem ähnlichen Ergebnis für die chinesische Entwicklung der Stahlnachfrage (-1% p.a. 2020 bis 2030) kommen Vercammen et al. (2017) und Xuan und Yue (2016), die dabei ebenfalls die Stagnation der Pro-Kopf-Stahlnachfrage analysiert. Zu einem ähnlichen absoluten Ergebnis der globalen Stahlnachfrage kommen Allwood et al. (2010). Sie prognostizieren für 2050 eine globale Stahlnachfrage von 2.370.000 kt.

Die OECD (2019) fokussiert eher die globale, aber auch die europäische Ebene und bestärkt ebenfalls die These, dass die Anteile des Primärmaterial an der Stahlherstellung bis 2030 leicht sinken und die rückläufige Entwicklung bis 2060 verstärkt fortbesteht. Die globale Stahlnachfrage hat demnach einen positiven Wachstumstrend und erreicht damit 2060 eine Menge von 4.073.000 kt. Die Stahlnachfrage ist dabei stark gebunden an die Infrastrukturentwicklung und ob die anthropogenen Lager trotz wachsender Wirtschaft stagnieren. Xylia et al. (2018) orientiert sich an dem Modell von Pauliuk et al. (2013b) und kommt zu dem Ergebnis das weltweit im Jahr 2050 die Hälfte der Stahlproduktion durch Sekundärstahl gedeckt wird. Der Anteil an Sekundärmaterial übersteigt im Jahr 2060 den Primäranteil.

Die Publikation von Wörtler et al. (2013) betrachtet die Entwicklung der europäischen Stahlnachfrage im Kontext möglicher CO_2-Einsparungen. Die Betrachtung reicht bis 2050 und nimmt für die Entwicklung der Stahlnachfrage 0,8% p.a. an. Die Studie prognostiziert eine Stahlnachfrage von 204.000 kt für die 2030er Jahre. Die Ergebnisse der Veröffentlichung von der Material Economics (2018) zeigen jedoch ein anderes Bild für Europa. So prognostizieren die Autoren eine leicht abnehmende Stahlproduktion in der europäischen Union bis ein jährlicher Stahlbe-

darf von etwa 150 Mio. t erreicht ist. Auf diesem Level stabilisiert sich die europäische Nachfrage was sich auf der Sättigung des Stahlmarkts begründet. Die nachgefragten Stahlmengen sind für das Ersetzen von Produkten und Infrastruktur notwendig, die ihr Lebensende erreicht haben. Die erreichte Sättigung ermöglicht der europäischen Wirtschaft überwiegend auf Sekundärstahl zu beruhen und im Jahr 2050 85% des benötigten Stahls im Stoffkreislauf zu führen. Das ist allerdings nur möglich, wenn es zu einer Minimierung des Downcyclings kommt. Ein wesentliches Beispiel hierfür ist der Kupfergehalt, der in vielem Stahlschrott über den Toleranzgrenzen liegt. Die damit einhergehenden Eigenschaftsveränderungen führen zu einer Einschränkung an Anwendungsbereichen oder einen Bedarf an Primärstahl zu Verdünnung, wie es im AP 1 beschrieben ist. Eine Publikation, die sich mit dem Kupfergehalt im Stahl sowie dessen Auswirkungen und Grenzen beschäftigt ist die von Daehn et al. (2017).

Die Berechnungen in dieser Arbeit basieren auf der Publikation von Elshkaki et al. (2018), um über alle Metalle hinweg eine möglichst konsistente Prognose abzuleiten, siehe Kapitel 2.2.2.1. Die Faktoren gelten für die globale Ebene und werden über die Faktoren der Wirtschaftsentwicklung gemäß der OECD (2019) auf die unterschiedlichen geographischen Betrachtungsebenen angepasst. Die daraus resultierenden Wachstumsfaktoren differenziert nach den verwendeten Szenarien sind im Anhang 4 zusammengefasst.

Ergebnisse Nachfrage

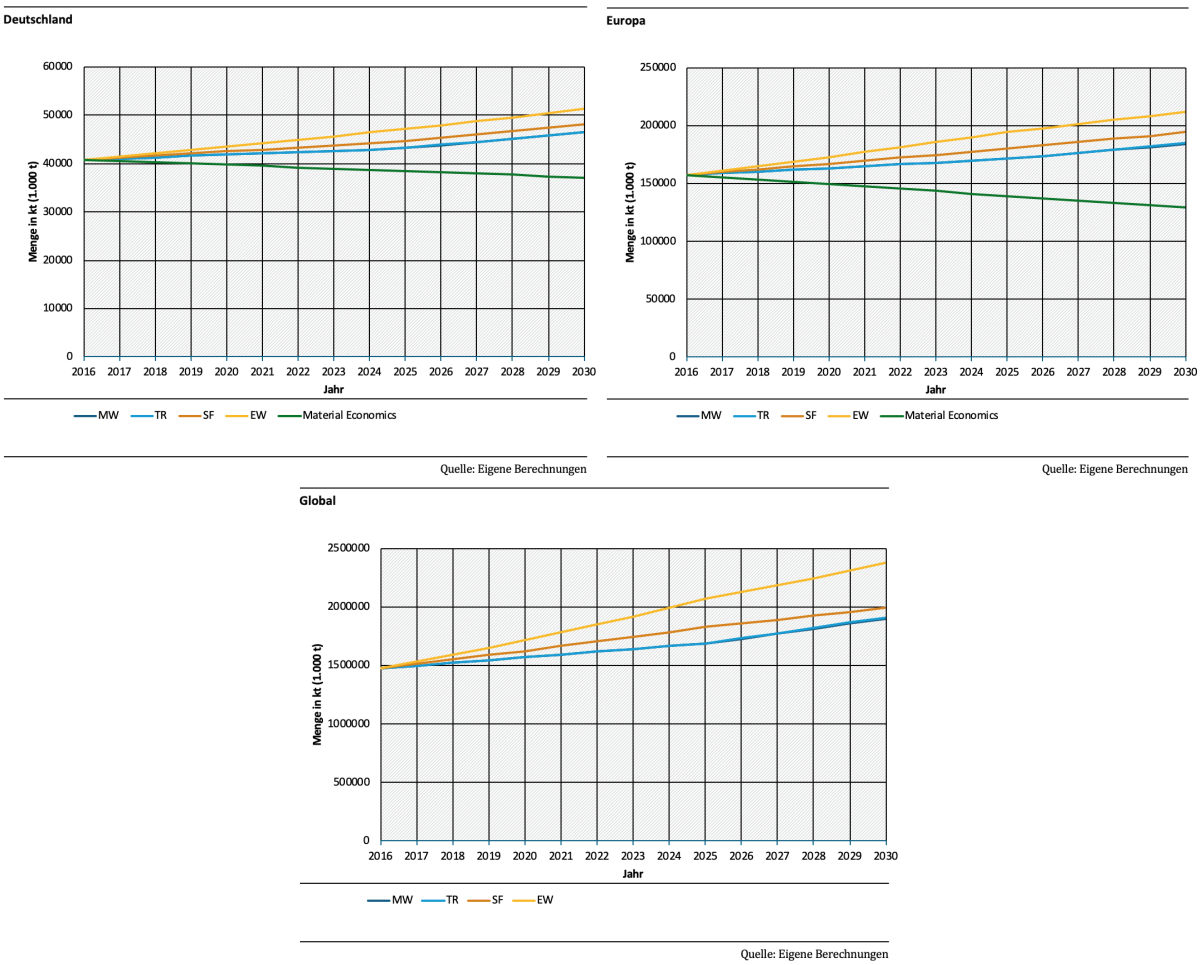
Die aus den Berechnungen resultierende Nachfrageentwicklung für Stahl auf deutscher, europäischer und globaler Ebene ist in der folgenden Abbildung 2-21 graphisch erfasst. Auch für Stahl lässt sich für den Zeitraum 2016 bis 2030 eine durchweg steigende Entwicklung der jährlich nachgefragten Mengen erkennen.

Die Berechnungen führen zu dem Ergebnis, dass die Stahlnachfrage in Deutschland im Jahr 2030 zwischen 46.400 kt und 51.270 kt liegt. Zum Vergleich, im Jahr 2016 lag die Nachfrage bei 40.750 kt Stahl. Das entspricht einem Wachstum zwischen 13,9 und 25,8% über einen Zeitraum von 14 Jahren, dabei bleibt das ME Szenario erst einmal unberücksichtigt. Eine ähnliche Entwicklung ist für Europa zu erwarten. Hier steigt die Stahlnachfrage von 157.300 kt (2016) auf 184.000 kt bis 211.650 kt im Jahr 2030. Das entspricht einem relativen Anstieg zwischen 17 und 34,5%. Die Steigung der Stahlnachfrage ist somit auf europäischer Ebene leicht höher als auf deutscher und auch die Spannweite der Ergebnisse ist höher. Auf globaler Ebene ist ein Anstieg von 1.477.200 kt (2016) auf 1.901.700 kt bis 2.372.400 kt im Jahr 2030 zu beobachten. Das Ergebnis gleicht einem prozentualen Anstieg von 28,7 bis 60,6%, der sich über den Zeitraum von 14 Jahren verteilt. Die globale Stahlnachfrage steigt somit wesentlicher stärker als auf deutscher und europäischer Ebene, was durch die zuvor zitierten Ergebnisse bestehender Arbeiten auch plausibel ist. Eine Auffälligkeit ist, dass aus den Abbildungen lediglich drei Verläufe der Nachfrageentwicklung klar erkennbar sind, obwohl vier Szenarien Teil der Betrachtung sind. Der Grund hierfür ist, dass die Nachfrage nach Stahl in den Szenarien MW (Market World) und TR (Towards Resilience) bis einschließlich 2025 identischen Wachstumsfaktoren folgt und erst ab dem Jahr 2026 unterschiedliche Entwicklungspfade beschreibt. Aus diesem Grund sind die beiden Graphen für das MR und TR Szenario nicht eindeutig voneinander unterscheidbar.

Der Vergleich der Ergebnisse der Literaturrecherche und der Kalkulationen zeigen für die globale Ebene ein konsistentes Bild. So stimmen die Kalkulationen von Allwood et al. (2010) mit dem MW-Szenario nahezu überein. Die Ergebnisse der Studie von Accenture (2017) sind zwar im Vergleich leicht niedriger, beschreiben aber ebenfalls einen ähnlichen positiven Trend. Die globale Stahlnachfrage, die die OECD (2019) prognostiziert, orientiert sich primär am Jahr 2060

und beschreibt einen ähnlichen Trend. Als Fazit kann festgehalten werden, dass die Berechnungen auf globaler Betrachtungsebene im Vergleich zu den zuvor identifizierten relevanten Prognosen plausibel sind.

Abbildung 2-21: Stahlnachfrage 2016-2030 – Deutschland, Europa, Global



Quelle: eigene Darstellung, WI

Ein anderes Bild ergibt sich auf europäischer und deutscher Ebene. Hier kommen die identifizierten Prognosen zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen. Deshalb beinhaltet das deutsche und europäische Koordinatensystem in Abbildung 2-21 auch ein zusätzliches Szenario ME (Material Economics). Das fünfte Szenario orientiert sich an der Publikation der Material Economics (2018), die auf Basis eines dynamischen Stock-Modells von Pauliuk et al. (2013b) die europäische Stahlnachfrage bis 2050 kalkuliert. Demnach sinkt die europäische Stahlnachfrage bis 2030 um etwa 18%, was einer Stahlnachfrage von 129.000 kt entspricht, wie in der obigen Graphik dargestellt. Nach einem anschließenden leichten positiven Trend stagniert die europäische Stahlnachfrage langfristig bei 150.000 kt. Der Entwicklungstrend begründet sich in den gesättigten anthropogenen Lagern der europäischen Nationen. Da Deutschland einen stabileren Stahlmarkt hat wurde für das ME-Szenario ein gemäßigter Rückgang der Stahlnachfrage von 8,9% bis 2030 angenommen. 2030 läge demnach die Stahlnachfrage bei 37.112 kt. Dem gegenüber steht bspw. die Studie von Accenture (2017), die von einem 0%-Wachstum der Stahlnachfrage für entwickelte Volkswirtschaften wie Deutschland und Europa ausgeht bis hin zu einem leicht negativen Trend. Wieder eine andere Entwicklung prognostizieren die Publikationen von Wörtler et al. (2013) und Küster Simic et al. (2017). Erstere gehen von einem leicht positiven Wachstum der

Stahlnachfrage von 0,8% p.a. bis zu den 2050er Jahren aus. Die Studie von Küster Simic et al. betrachtet den „Apparent Steel Use“[4] (ASU) und prognostiziert ein jährliches Wachstum von 3,4% p.a. bis 2020. Der betrachtete Handelsraum umfasst dabei die EU 28 inklusive der Türkei. Auch in Deutschland ist demnach mit 1,8%-1,9% p.a. eine positive Entwicklung zu erwarten. Die Größe des ASU stimmt zwar nicht mit der hier definierten Stahlnachfrage überein. Dennoch lässt sich daraus ableiten, dass von einem grundsätzlich positiven und nicht stagnierenden Trend in Europa und Deutschland ausgegangen wird. Als Fazit kann festgehalten werden, dass die Szenarien nach Elshkaki et al. ähnliche Mengen als Stahlnachfrage zum Ergebnis haben wie vergleichbare Studien. Demnach wären die Ergebnisse plausibel. Grundsätzlich muss aber berücksichtigt werden, dass einige Studien auch ein 0%-Wachstum oder sogar einen negativen Trend für die deutsche und europäische Stahlnachfrage erwarten. Somit liegt kein konsistentes Bild der deutschen und europäischen Nachfrageentwicklung von Stahl bis 2030 vor.

Ableitung der Wachstumsfaktoren des Schrottaufkommens

Konkrete prognostizierte Schrottaufkommen gibt es vor allem für Stahl. Gemäß Ciftci (2018) beläuft sich das weltweit verfügbare Schrottaufkommen von Stahl im Jahr 2030 auf 1 Mrd. t. Grundsätzlich sind auch Angaben für einzelne Weltregionen aufgezeigt, jedoch so aggregiert, dass nicht auf Europa geschlossen werden kann. Es ist jedoch deutlich zu erkennen, dass das Wachstum des verfügbaren Schrottaufkommens von Stahl weniger auf die industrialisierten Staaten, hier die EU, NAFTA-Staaten und Japan, als auf China und den Rest der Welt zurückzuführen ist.

Die Autoren Xylia et al. (2018) kalkulieren mit dem Scrap Availability Assessment Model die verfügbaren Mengen an Stahlschrott bis 2100 auf globaler Ebene. Die Ergebnisse zeigen einen Anstieg von genutzten Schrottaufkommen von 611.000 kt (2015) auf 1.500.000 kt (2100). Des Weiteren beinhaltet die Publikation eine Betrachtung von 3 Entwicklungspfaden, die sich in den Annahmen bzgl. der Recyclingraten und Schrottqualitäten unterscheiden. Alle drei Pfade liegen über den gesamten Zeitraum, aber insbesondere im Jahr 2030 eng beieinander. Die Kalkulationen kommen im Gegensatz zu den Berechnungen von Ciftci (2018) zu dem Ergebnis, dass die Verfügbarkeit des Stahlschrotts im Jahr 2030 unter 1 Mrd. t bleibt. Genaue Angaben zur Gesamtmenge des verfügbaren Stahlschrotts ist auch hier nicht benannt.

Die Studie von Arens et al. (2017) betrachtet als eine der wenigen Studien u.a. die Verfügbarkeit von Stahlschrott in Deutschland. Die Annahmen beschreiben eine jährliche Wachstumsrate des Stahlschrotts von 0,9%. Als Ergebnis ist für das Jahr 2030 ein verfügbares Schrottaufkommen an Stahl von 27.800 kt in Deutschland zu erwarten. Die Publikation hat jedoch bereits für das Jahr 2015 mit 24.300 kt verfügbaren Stahlschrott in Deutschland eine größere Menge als Basiswert. Insgesamt steigt das verfügbare Schrottaufkommen in Deutschland für den Zeitraum 2015 bis 2030 um 14,4%. Die Annahme basiert auf der Publikation von Wörtler et al. (2013). Die Autoren untersuchen mögliche Entwicklungspfade der europäischen Stahlindustrie und dessen Beitrag zur Reduktion der Treibhausgasemissionen. Ein wesentlicher Aspekt dabei ist der verfügbare Stahlschrott für die Elektroroute. Neben der Studie von Wörtler et al. verweisen Arens et al. auch auf Oda et al. (2013). Der Fokus liegt in der Publikation auf die langfristige Verfügbarkeit von Stahlschrott. Demnach steigt die Verfügbarkeit von Stahlschrott weltweit um 1,8% p.a. in dem Zeitraum 2011-2050.

Eine wesentliche Veröffentlichung ist die von Pauliuk et al. (2013a). Im Rahmen der Materialflussanalyse werden die Sättigungen der anthropogenen Lager weltweit bis 2100 betrachtet. Da-

[4] Gemäß der World Steel Association: Summe der hergestellten Stahlprodukte einer Volkswirtschaft und Berücksichtigung des Nettoimports.

bei wird auch die Entwicklung des verfügbaren Stahlschrotts betrachtet zur Bewertung der Sekundärproduktion. Auch wenn keine konkreten Werte des verfügbaren Stahlschrotts ablesbar sind, zeigen die Ergebnisse ein Wachstum des Schrottaufkommens. Zum selben Ergebnis kommt auch die Studie der OECD (2019, S. 172). Im Zeitraum 2017 bis 2060 steigt das Schrottaufkommen demnach um den Faktor 2,7 bis 3 je nach betrachtetem Szenario.

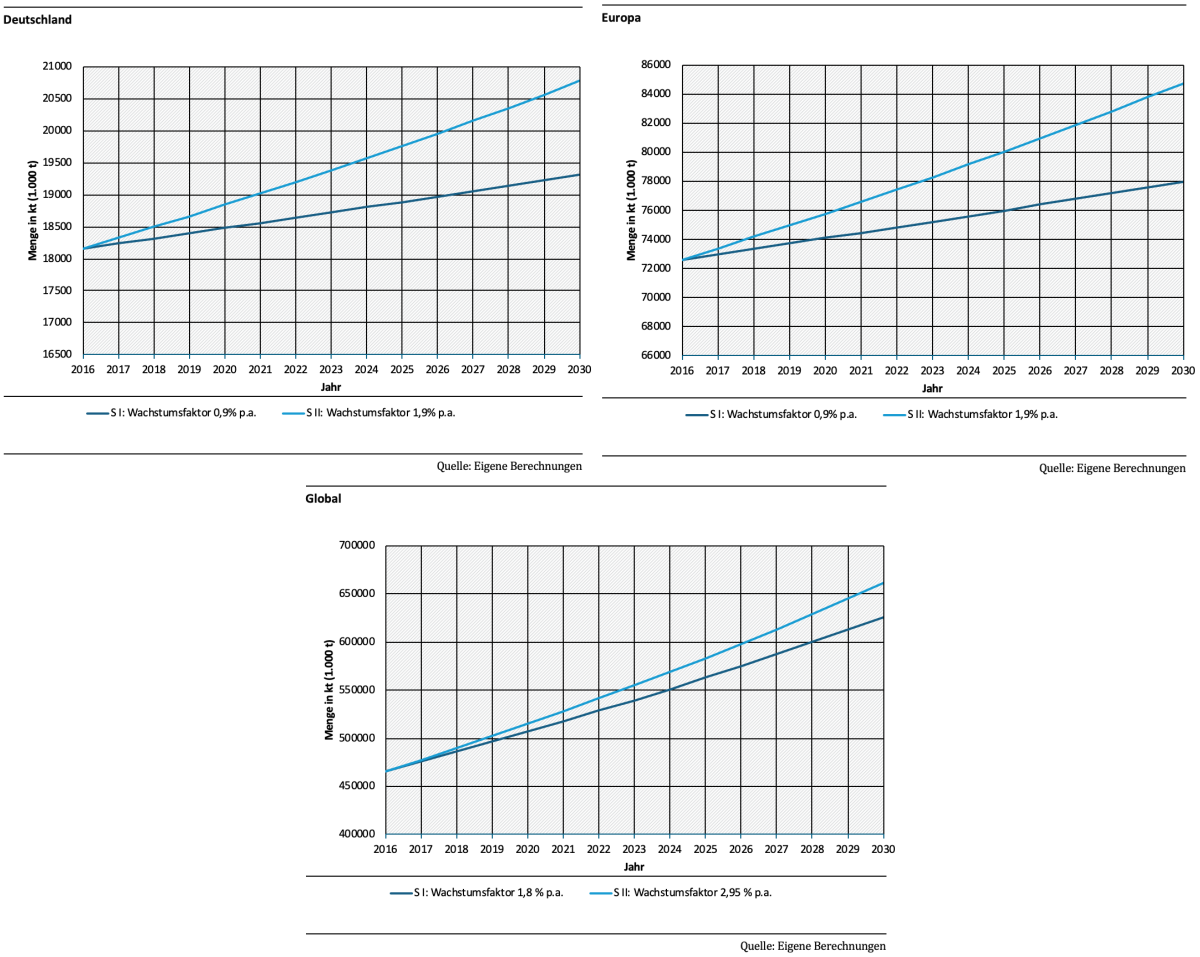
Aufgrund der Ergebnisse der zusammengefassten Studien werden daher für Deutschland und Europa eine jährliche Wachstumsrate von 0,9% p.a. angenommen und für die globale Ebene 1,8% p.a. Diese Wachstumsfaktoren werden dabei ausschließlich für die Abfallströme angewendet, die aus der Nutzenphase hervorgehen. Die Entwicklung der Neuschrotte der Halbzeugherstellung und –verarbeitung korrelieren mit der Entwicklung der Stahlnachfrage. Entsprechend wird auf globaler Ebene eine Entwicklung von 2,3% p.a. angenommen, was sich aus den vorgestellten Wachstumsfaktoren von Elshkaki et al. (2018) ergibt. Für die deutsche und europäische Entwicklung wird ein 0-Wachstum angenommen, da die Entwicklung der Stahlproduktion unsicherheitsbehaftet ist und es Prognosen mit positiven als auch negativen Trends gibt. Bei dieser Betrachtung bleiben mögliche Veränderungen der Produktionseffizienz unberücksichtigt. Da diese Berechnungen zu vergleichsweise niedrigeren Ergebnissen führen, folgte eine zweite Berechnung. Der zweite Entwicklungspfad ergibt sich aus den Zielgrößen der Literatur, also auf globaler Ebene den Ergebnissen der OECD (2019) und auf deutscher und europäischer Ebene die Ergebnisse von Arens et al (2017). Über die Annährung resultieren entsprechende jährliche Wachstumsfaktoren, die ebenfalls dargestellt sind. Die angenommenen Wachstumsfaktoren sind im Anhang 6 dargestellt.

Ergebnisse Schrottaufkommen

Die daraus resultierenden Schrottaufkommen für 2030 sind in der nachstehenden Abbildung 2-22 aufgeführt.

Auf deutscher Ebene ergibt sich von 2016 bis 2030 ein Anstieg des jährlichen Schrottaufkommens auf 19.317 kt bis 20.770 kt. Das entspricht einem Wachstum von 6,4% bzw. 14,4% über den Zeitraum von 14 Jahren. Die jährlichen Wachstumsfaktoren belaufen sich dabei auf 0,9% bzw. 1,9%. Für das Bestimmen des Schrottaufkommens auf europäischer Ebene wurden diese Wachstumsfaktoren ebenfalls angewendet. Das resultiert in ein absolutes Schrottaufkommen von 77.995 kt bis 84.742 kt im Jahr 2030. Demnach wächst das Schrottaufkommen um 7,4% bzw. 16,7% über die Periode. Auf globaler Ebene ist ein stärker Anstieg des Schrottaufkommens zu beobachten, was vor allem auf die Entwicklungen in China und Indien zurückzuführen ist (OECD 2019). Konkret bedeutet das ein zu erwartendes Schrottaufkommen von 625.559 kt, 638.819 kt bzw. 661.014 kt weltweit. Den Berechnungen liegen jährliche Wachstumsfaktoren von 1,8%, 2,25% und 2,95% zugrunde. Über den Zeitraum von 2016 bis 2030 entspricht das einem Wachstum von 34%, 37,2% bzw. 42%. Der Vergleich mit anderen Studienergebnissen ist schwierig, da die Kalkulation von Schrottaufkommen von vielen Faktoren abhängig ist und somit einer Vielzahl an Annahmen unterliegt. Zumal auch nur eine geringe Anzahl an konkreten Angaben in der Literatur zu finden ist. Für die Ergebnisse des Schrottaufkommens in Deutschland kann ein Vergleich mit der Studie von Arens et al. (2017) gezogen werden. Demnach sind die Ergebnisse in derselben Größenordnung, aber niedriger. Weitere Vergleiche können jedoch nicht gezogen werden.

Abbildung 2-22: Schrottaufkommen für Stahl im Jahr 2030



Quelle: eigene Darstellung, WI

Technologische Entwicklung

Wie bereits im vorigen Kapitel beschrieben, nimmt die Bedeutung von Aluminiumlegierungen für den Transportsektor in Form von Leichtbaukomponenten zu (Marscheider-Weidemann et al. 2016). Das bedeutet möglicherweise die Substitution von Stahl und somit eine abnehmende Bedeutung von Stahl für die Luftfahrt- und Automobilindustrie sowie den Schiffsbau. Auch die fortschreitende Entwicklung und Nutzung von carbonfaserverstärktem Kunststoff (CFK) für den Leichtbau in den genannten Industrien wirkt sich negativ auf die Bedeutung von Stahl aus. Gemäß Marscheider-Weidemann et al. (2016) ist eine durchgängige Wachstumsrate des CFK-Bedarfs von 34% pro Jahr möglich, was 2,6 Mio. t an CFK im Jahr 2035 bedeutet. So würden 2,5 Mio t. Stahl im Fahrzeugbau substituiert. Und da vor allem verzinkter Stahl im Automobilbereich zum Einsatz kommt, würden zudem 95 t Zink eingespart. Die Stahlindustrie hat dem allerdings einen Leichtbauansatz entgegenzusetzen: Tailored Blanks. Mit der Möglichkeit Bleche mit unterschiedlicher Materialstärke, Festigkeit und Oberflächenbeschichtung zu einem Vorprodukt zu verarbeiten, welches dann beim Kunden zu einer Karosseriekomponente tiefgezogen wird, sind erhebliche Gewichtseinsparungen realisierbar. „Mit dieser Technologie werden Bleche in Dicken von 0,6-3 mm den unterschiedlichen lokalen mechanischen Anforderungen am fertigen Bauteil angepasst.“ (Marscheider-Weidemann et al. 2016, S. 32). Zusätzlicher hochfester Stahl verstärkt ausgewählte Stellen, die eine höhere Steifigkeit benötigen. Diese technologische Weiterentwicklung im Leichtbau mit Stahl ermöglicht Gewichtseinsparungen an der Rohkarosserie von 25%.

Welcher der Entwicklungen – Aluminiumleichtbau, CFK, Tailored Blanks, sich durchsetzt ist derzeit kaum vorhersagbar. Zudem wirkt hier eine fortschreitende Entwicklung der Ansätze

Aus der Studie zu den Zukunftstechnologien ist auch die erwartete Etablierung der CCS-Technologien im Energiesektor relevant für den Stahlsektor. Die Technologie ist auch Teil des vorigen Kapitels zur Prognose der Aluminiumnachfrage. Unter Annahme einer Etablierung im Energiesektor ergibt sich ein Mehrbedarf an Konstruktionsmaterial für den Bau von Kraftwerken. Den größten Anteil des Metallbedarfs für diese Entwicklung bildet mit Abstand Stahl (Marscheider-Weidemann et al. 2016).

2.2.2.4 Kupfer

Ableitung Wachstumsfaktoren der Nachfrage

Die im vorangegangen Kapitel 2.2.2.3 dargestellten Studien für die Prognose gehen bereits von einer steigenden Nachfrage von Kupfer aus. Die OECD (2019) prognostiziert für das Jahr 2060 einen globalen Kupferverbrauch von 67 Mio. t. Der Anteil an Sekundärmaterial liegt bei etwa 15%. Grundsätzlich hat die Studie zum Ergebnis, dass der Anteil an Primärmaterial an der Kupferherstellung bis 2030 leicht steigt und danach sinkt. Auch beinhaltet der Bericht einen Vergleich zwischen China und Europa, der zeigt, dass beide geographische Gebiete nahezu gleichgroße anthropogene Lager aufweisen. Die chinesische Kupferproduktion basiert jedoch auf der dreifachen Menge an Kupfererzen als die europäische. Der Anteil an Sekundärmaterial im Raffinadekupfer ist deutlich geringer und zeigt, dass in Europa die Entwicklung der Kreislaufwirtschaft wesentlich reifer ist als in China. Die Gegenüberstellung ist auch durch den Außenhandel Chinas geprägt.

Neben den Wachstumsfaktoren, die in dem vorigen Kapitel zu methodischen Vorgehensweise beinhaltet sind, beinhaltet die Veröffentlichung von Elshkaki et al. (2018) auch die Gegenüberstellung Angebot und Nachfrage. Die Wachstumsfaktoren zeigen, dass die globale Nachfrage an Kupfer stetig steigt. Unter Berücksichtigung der Ressourcen, also bereites erschlossene Erzvorkommen und die, die noch erschlossen werden, beginnt die Kupfernachfrage das Angebot zwischen 2044 und 2048 zu übersteigen. Die Untersuchung berücksichtigt dabei verschiedene Szenarien, welche jedoch keinen wesentlichen Einfluss auf die Diskrepanz haben: Es sind Lieferunsicherheiten und –engpässe zu erwarten.

Eine Prognose des Kupferbedarfs bis zum Jahr 2100 beinhaltet die Untersuchung von Schipper et al. (2018). Ziel ist der Vergleich zweier methodischer Vorgehensweisen: Einer Regressionsanalyse und einem dynamischen Stoffstrommodell. Die Methoden finden auf globaler Ebene Anwendung und berücksichtigen die fünf SSP Szenarien (Shared Socio-Economic Pathway). Bis zur Hälfte der Zeitspanne sind die Entwicklungspfade beider Kalkulationsansätze ähnlich. Bis zum Ende der Zeitspanne zeigt sich allerdings eine große Differenz. So sind die Ergebnisse der Regressionsanalyse unrealistisch hoch und zeigen eine extreme Spannweite. Entsprechend sind vor allem die Ergebnisse des dynamischen Stoffstrommodells Teil dieser Arbeit. Demnach ergibt sich für das Jahr 2100 eine globale Kupfernachfrage zwischen etwa 75 und 130 Mio. t. Das entspricht eine Steigung der Nachfrage um den Faktor 3,5 bis 5,5 im Vergleich zum Jahr 2012. Je nach Szenario lässt sich ähnlich wie bei Stahl und Aluminium eine sinkende Wachstumsrate der Kupfernachfrage deuten, die auf eine Stagnation hinweist.

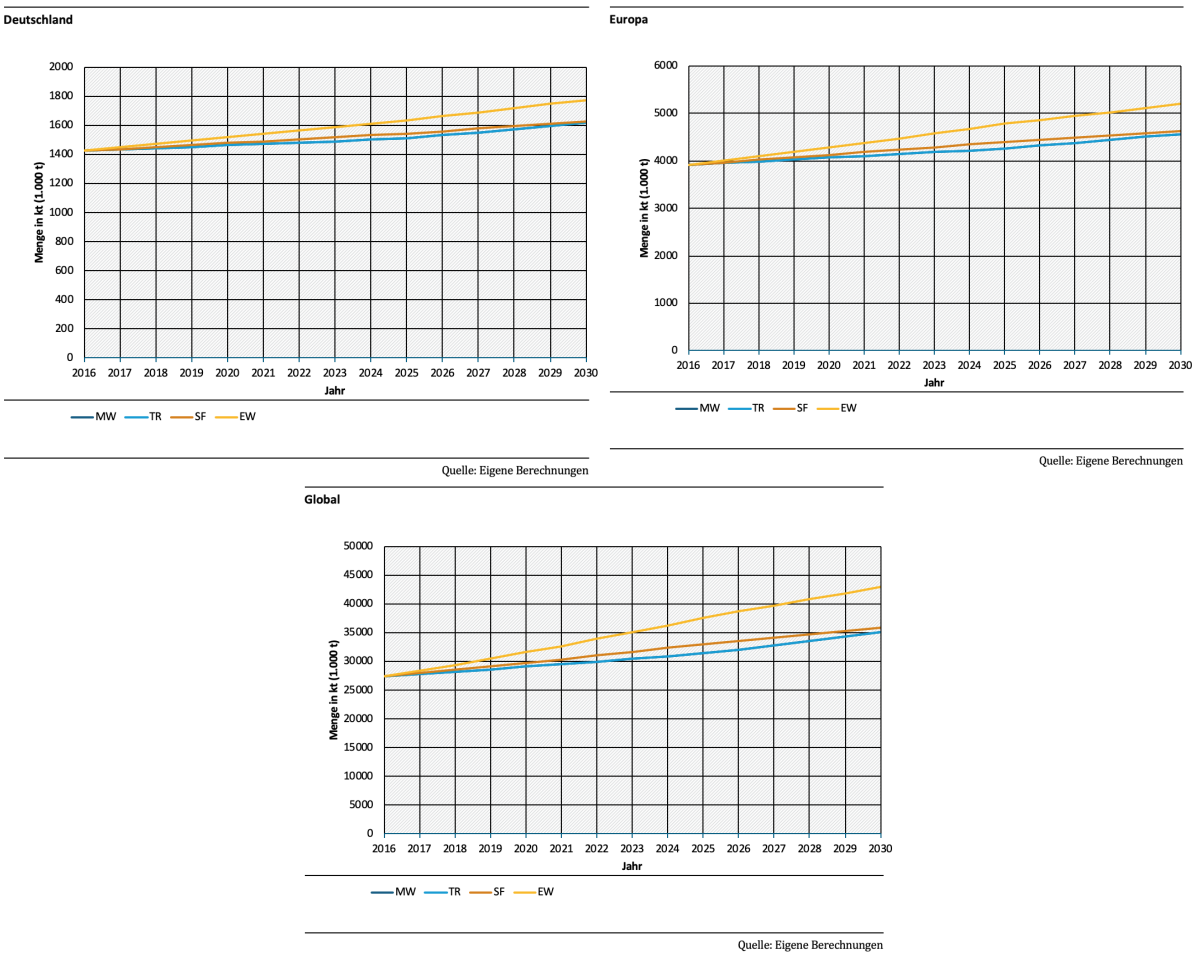
Wie bereits bei der Prognose von Aluminium und Stahl finden auch bei der Betrachtung von Kupfer die Zahlen nach Elshkaki et al. (2018) Anwendung. Grund dafür ist die angestrebte konsistente Vorgehensweise bei der Prognose der Nachfrage, siehe auch Kapitel 2.2.2.1 zur allgemeinen Vorgehensweise. Die Faktoren gelten für die globale Ebene und werden über die Fakto-

ren der Wirtschaftsentwicklung gemäß der OECD (2019) auf die unterschiedlichen geographischen Betrachtungsebenen angepasst. Die daraus resultierenden Wachstumsfaktoren differenziert nach den verwendeten Szenarien sind im Anhang 4 abgebildet.

Ergebnisse Nachfrage

Die in abgeleiteten Wachstumsfaktoren finden gemäß der vorigen Ausführung und Kapitel 2.2.2.1 auf Kupfer als Hauptmetall Anwendung. Die Ergebnisse der Kalkulationen sind in der folgenden Abbildung 2-23 dargestellt.

Abbildung 2-23: Kupfernachfrage 2016-2030 – Deutschland, Europa, Global



Quelle: eigene Darstellung, WI

Die Graphen zeigen mögliche Entwicklungspfade der Kupfernachfrage Die durchgeführten Kalkulationen im Rahmen dieser Arbeit haben zum Ergebnis, dass die deutsche Nachfrage nach Kupfer von 1.424 kt (2016) auf 1.618 kt bis 1.773 kt steigt. Das entspricht einer Zunahme von 13,6% bis 24,5%. Im Vergleich steigt die europäische Kupfernachfrage von 3.910 kt im Jahr 2016 auf 4.565 kt bis 5.188 kt im Jahr 2030. Prozentual entspricht das einer Steigung der europäischen Kupfernachfrage von 16,8% bis 32,7% über 14 Jahre. Auf globaler Ebene unterliegt die Kupfernachfrage ebenfalls einem positiven Wachstumstrend. So steigt die Kupfernachfrage von 27.370 kt im Jahr 2016 auf 35.125 kt bis 42.990 kt im Jahr 2030. Relativ betrachtet entspricht das einer Nachfragesteigerung von 28 bis 57% nach Kupfer über einen Zeitraum von 14 Jahren. Die Kupfernachfrage steigt somit am stärksten auf globaler Ebene, gefolgt von der europäischen Kupfernachfrage. Die Kupfernachfrage in Deutschland erfährt vergleichsweise die geringste

Nachfragesteigerung. Wie auch bei der Betrachtung von Aluminium und Stahl sind die Nachfrageentwicklungen der MW und TR Szenarien nicht zu unterscheiden. Beide Entwicklungspfade unterliegen den gleichen Wachstumsfaktoren.

Der Vergleich der Ergebnisse der Literaturrecherche und der Kalkulationen zeigen auf globaler Ebene ein konsistentes Bild. Die Publikation von Schipper et al. (2018) hat unter Anwendung eines dynamischen Stock-Modells zum Ergebnis, dass die globale Kupfernachfrage grob zwischen 40.000 und 45.000 kt im Jahr 2030 liegt. Unter Anwendung der Regressionsanalyse liegt die globale Kupfernachfrage etwa zwischen 38.000 und 60.000 kt. Beide Ergebnisse berücksichtigen die der SSP Szenarien und liegen leicht höher als die Ergebnisse in Abbildung 2-23. Die Resultate der Publikation und der eigenen Berechnungen liegen jedoch in derselben Größenordnung und die Spannweiten überschneiden sich. Es ist zu berücksichtigen, dass die Ergebnisse von Schipper et al. sich primär auf das Jahr 2100 beziehen und die Ergebnisse für das Jahr 2030 einer graphischen Nachfrageentwicklung entstammen. Eine weitere Publikation von Deetman et al. (2018) bringt keine absoluten Zahlen der globalen Kupfernachfrage hervor, die für den Vergleich anwendbar sind. Allerdings ziehen die Autoren den direkten Vergleich der eigenen Ergebnisse mit denen von Elshkaki et al. (2016). Beide Studien kommen zu ähnlichen Ergebnissen. Da die Basis der eigenen Berechnungen auf der Publikation von Elshkaki et al. beruht, ist davon auszugehen, dass die prognostizierte Entwicklung der globalen Kupfernachfrage auch mit den Ergebnissen von Deetman et al. vergleichbar ist. Auch die Ergebnisse von Glöser-Chahoud (2017), der die Auswirkungen eines Angebot-Schocks auf die globale Entwicklung der Kupfernachfrage untersucht, kommt zu ähnlichen Mengenangaben. Abschließend kann noch die Veröffentlichung der OCED (2019) genannt werden, die zwar einen größeren Zeithorizont berücksichtigt, damit aber eine ähnliche Entwicklung aufzeigt. Zusammenfassend gilt, dass die Ergebnisse dieser Arbeit für die globale Kupfernachfrage für das Jahr 2013 plausibel sind und sich mit bestehenden Prognosen gleicht. Keiner der recherchierten Studien prognostiziert die Kupfernachfrage auf deutscher oder europäischer Ebene. Demnach können hier keine konkreten Ergebnisse verglichen werden. Die technologischen Entwicklungen, die auf globaler Ebene für den Anstieg der Kupfernachfrage wesentlich sind, wirken jedoch auch auf europäischer und deutscher Ebene. Diese Faktoren sind später in diesem Kapitel unter dem Punkt „Technologische Entwicklungen“ beschrieben und umfassen vor allem Entwicklungen im Bereich Elektromobilität und Energieeffizienz. Entsprechend ist die steigende Kupfernachfrage in Deutschland und Europa ebenfalls nachvollziehbar und begründbar.

Ableitung der Wachstumsfaktoren des Schrottaufkommens

Die Literaturrecherche im Bereich des zukünftigen Schrottaufkommens von Kupfer zeigt den hohen ausstehenden Bedarf an Forschung. Es gibt kaum Studien, die diesen Themenschwerpunkt abdecken. Eine identifizierte Studie, die auch den relevanten Betrachtungszeitraum abdeckt, ist die bereits viel zitierte Publikation der OECD (2019). Eine separate Case Study des Berichts geht gesondert auf die Verbindung zwischen Primär- und Sekundärmaterial am Beispiel von Kupfer ein. Die Erwartung ist, dass der Aufbau von anthropogenen Lagern zu einer beachtlichen Menge an Kupferschrott in der Zukunft führt. Auf globaler Ebene steigt demnach das jährlich verfügbare Schrottaufkommen von 12.500 kt in 2016 auf 43.000 kt in 2060 und demnach um 250%. Außerdem beinhaltet es eine graphische Darstellung der Entwicklung der Kupferströme (sekundär, Input, Output, Stock) von 2016 bis 2060 differenziert nach Regionen. Daraus ist abzulesen, dass das Schrottaufkommen in Europa zunächst leicht steigt und zwischen 2030 und 2040 den Höhepunkt erreicht. Bis 2060 sinkt das Schrottaufkommen von Kupfer noch leicht, bleibt aber auf einem recht konstanten Niveau. Basierend auf den Angaben der OECD ergibt sich für die globalen Post-Consumer-Abfälle ein Wachstumsfaktor von 3,23% p.a. Die Entwicklung der globalen

Neuschrotte basiert auf der Nachfrageentwicklung, was einem Wachstumsfaktor von 2,09% entspricht.

Die Publikationen von Glöser-Chahoud et al. (2017; 2013; 2018) thematisieren u.a. die Diskrepanz zwischen Schrottaufkommen und den tatsächlichen Einsatz von Sekundärmaterial sowie dessen Einflussfaktoren wie Sammel – und Sortierquoten auf europäischer und globaler Ebene. Die Berechnungen für Kupfer erfolgen im Detail jedoch nur bis 2010 bzw. 2014. Die Prognose in der Dissertation beschränkt sich auf die Entwicklung des Bergbaus und die Preisentwicklung. Die Dissertationsschrift beinhaltet jedoch eine Zusammenstellung der durchschnittlichen Verwendungsdauern unterteilt in 5 Anwendungsbereiche und 16 Produktgruppen. Daraus ist ableitbar, dass die Verwendungsdauer in den Hauptverwendungsgebieten Bauwesen, Elektronik und Infrastruktur (siehe Kapitel 2.2.1.4) zwischen 30 und 50 Jahren liegen (Glöser-Chahoud 2017:127). Lediglich die Elektronik die bei Endverbrauchern zum Einsatz kommen haben eine kürzere Verwendungsdauer von 8 Jahren. Entsprechend ist der Anstieg in der Kupfernachfrage nicht mit dem Schrottaufkommen gleichzusetzen, da sich dieses zeitverzögert entwickelt.

Auch Gomez et al. (2007) legen den Schwerpunkt ihrer Untersuchung auf die Diskrepanz zwischen Kupfer Recycling und dessen Schrottaufkommen auf globaler Ebene. Der Betrachtungszeitraum beginnt bei 1966 und endet 2005, was für die hiesigen Berechnungen veraltet ist. Dennoch fand die Publikation Beachtung, da sie neben graphischen Darstellungen auch in tabellarischer Form konkrete Werte für das Schrottaufkommen von Kupfer auflistet und somit eine Entwicklung für den deutlich zurückliegenden Zeitraum erlaubt. Die jährlichen Wachstumsfaktoren des Schrottaufkommens von Kupfer zwischen 1966 und 2005 liegen zwischen 1,99% p.a. und 3,6% p.a. Der durchschnittliche Wachstumsfaktor liegt bei 2,88% p.a. Insgesamt hat das Schrottaufkommen von Kupfer in dem Zeitraum ein Wachstum von insgesamt über 200% erfahren.

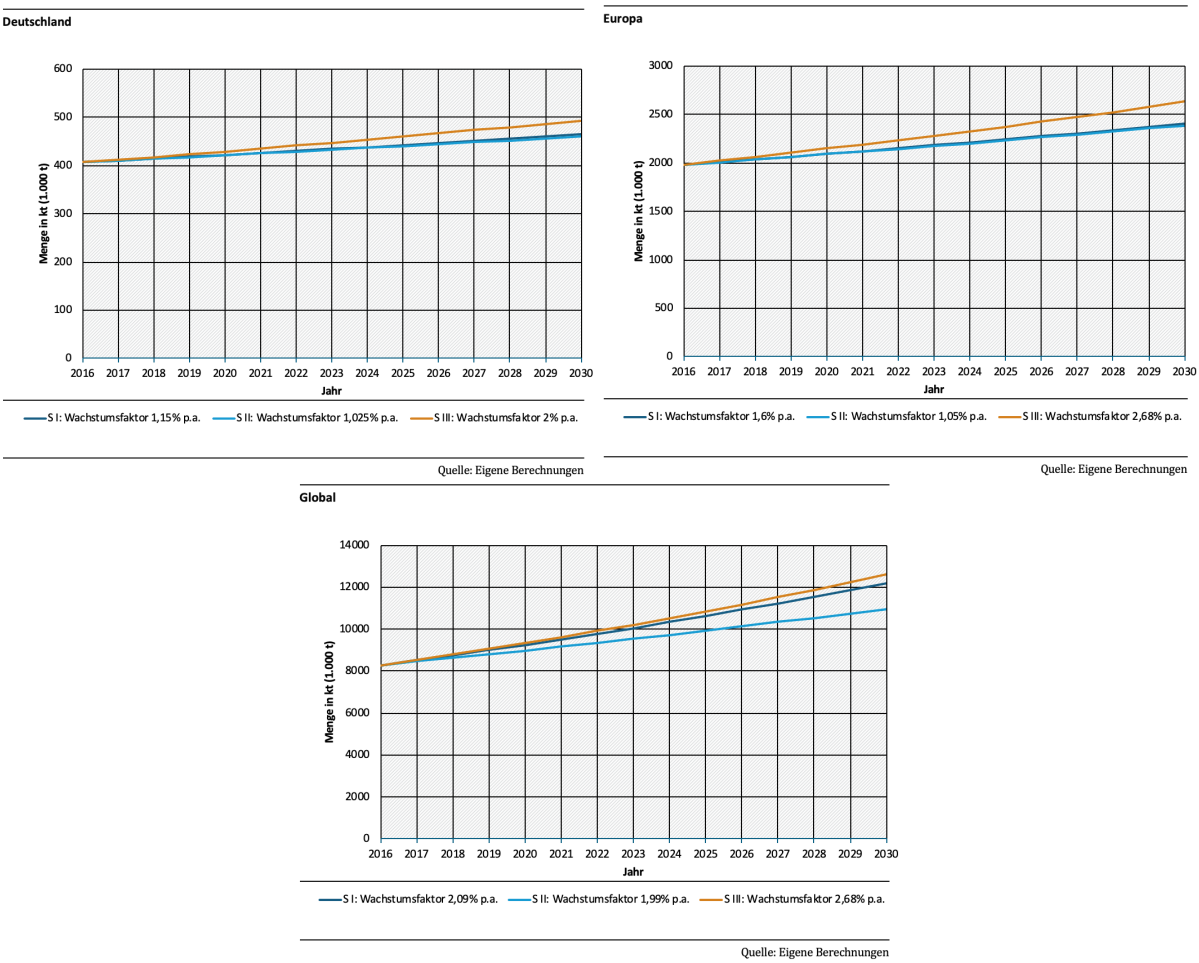
Entsprechend finden auf globaler Ebene der Wachstumsfaktor der OECD (2019) – 3,23% p.a. für das Schrottaufkommen, sowie der minimale und maximale Wachstumsfaktor nach den Daten von Gomez et al. (2007) Anwendung. Für die deutsche und europäische Betrachtungsebene gibt es keine adäquaten Daten. Entsprechend dienen die Faktoren zur Wirtschaftsentwicklung, um die Wachstumsfaktoren des globalen Schrottaufkommens auf das jeweilige wirtschaftliche Niveau anzupassen. Die daraus resultierenden Wachstumsfaktoren sind im Anhang 6 zusammengestellt.

Ergebnisse Schrottaufkommen

Die Anwendung der definierten Wachstumsfaktoren führen zu den Ergebnissen, die in der nachstehenden Abbildung 2-24 dargestellt sind.

In Deutschland steigt demnach das Schrottaufkommen von Kupfer im Zeitraum von 2016 bis 2030 auf 459 kt bis 493 kt. pro Jahr. Das entspricht einem Wachstum von 13,9% bzw. 22,4% über den Zeitraum von 14 Jahren. Die angenommenen Wachstumsfaktoren sind 1,03% p.a., 1,15% p.a. und 2% p.a. Auf europäischer Ebene steigt das jährlicher Schrottaufkommen von Kupfer demnach auch an. Die Entwicklung resultiert in einem absoluten jährlichen Schrottaufkommen von 2.385 kt bis 2.630 kt. Das entspricht einem relativen Wachstum über den Betrachtungszeitraum 2016 bis 2030 von 20,4% bzw. 32,8%. Die den Berechnungen unterliegenden jährlichen Wachstumsraten des europäischen Kupfer Schrottaufkommens sind 1,5% p.a., 1,6% p.a. und 2,7% p.a. Auf globaler Ebene ist im Vergleich der stärkste Anstieg des Schrottaufkommens zu beobachten. Konkret ist weltweit ein Kupfer Schrottaufkommen von 10.975 kt bis 12.616 kt für das Jahr 2030 zu erwarten. Den Berechnungen liegen jährliche Wachstumsfaktoren von 2%, 2,9% und 3,6% zugrunde. Über den Zeitraum von 2016 bis 2030 entspricht das einem Wachstum von 32,5%, 33,6% bzw. 52,3%. Der Vergleich mit anderen Studienergebnissen ist nicht möglich, aufgrund der eingeschränkten Anzahl an weiteren Studien.

Abbildung 2-24: Schrottaufkommen für Kupfer im Jahr 2030



Quelle: eigene Darstellung, WI

Technologische Entwicklung

In der Literatur besteht weitestgehend Konsens darüber, dass die Nachfrage nach Kupfer bis zu dem Jahr 2030 steigt. Diese Annahme begründet sich unter anderem dadurch, dass Kupfer in vielfältigen Bereichen Anwendung findet. Hinzukommt, dass sogenannte technische Megatrends auf Kupfer angewiesen sind, wenn auch in unterschiedlichem Ausmaß. Die Nachfrage nach bereits etablierten, kupferintensiven Technologien wird sich in den nächsten zehn Jahren nicht in erheblichem Maße rückläufig entwickeln. Marscheider-Weidemann et al. (2016) veröffentlichen in ihrem Bericht zu den Zukunftstechnologien eine tabellarische Übersicht mit 11 wesentlichen Technologien, die Einfluss auf den Kupferbedarf in 2035 haben. Diese sind elektrische Traktionsmotoren, RFID, Mikroelektrische Kondensatoren, Dünnschicht-Photovoltaik, CCS, induktive Übertragung elektrischer Energie, Mirco-Energy Harvesting, Windkraftanlagen, medizinische Tomographie, Hochtemperatursupraleiter und additive Fertigung. Für alle technologischen Anwendungen bis auf Dünnschicht-Photovoltaik sind mit steigenden Kupferbedarfen zu rechnen. Im Jahr 2013 wurden für die genannten Technologien noch 119 kt Kupfer benötigt. Um die steigende Nachfrage weltweit bedienen zu können, ist im Jahr 2035 mit einem Kupferbedarf von 5.340 kt zu rechnen (Marscheider-Weidemann et al. 2016). Diese Vervielfachung bezieht sich dabei ausschließlich auf die Entwicklung der 11 ausgewählten Technologien und zeigt den Einfluss und die Bedeutung technologischer Entwicklungen auf die Metall- bzw. Kupfernachfrage.

Vor allem im Bereich der industriellen Elektromotoren und alternativen Antriebstechnologien, wie sie für die sich entwickelnde Elektromobilität notwendig sind, sind relevante Wachstumsentwicklungen für den Rohstoff zu erwarten (Angerer 2009). Ein stark ansteigender bzw. sich vervielfachender Bedarf an Elektroautos ist eng mit dem Kupferbedarf verbunden. Denn in einem elektrischen PKW sind im Vergleich zu einem konventionellen Wagen doppelt bis dreimal so viel Kupfer verbaut. Während ein durchschnittliches Auto mit Verbrennungsmotor ca. 23 kg Kupfer enthält, sind dies in einem hybriden Elektroauto schon 60 kg (ICA 2017). Ein erhöhter Kupferbedarf lässt sich sowohl bei Verkabelung, Motor und Batterie als auch bei der Ladeinfrastruktur für E-Fahrzeuge ausmachen. Eine Batterie benötigt beispielsweise im Durchschnitt 83 kg Kupfer (ebenda). Diese Nachfrageprognose könnte allerdings dadurch gehemmt werden, dass sich zum aktuellen Zeitpunkt noch nicht mit Sicherheit feststellen lässt, inwieweit sich weltweit in den nächsten zehn Jahren tatsächlich „Hightech- Fahrzeuge“ mit hohen Kupferbedarf durchsetzen oder ob eher Autos aus dem Niedrigpreissegment bis 2030 den Trend anführen (Marscheider-Weidemann et al. 2016).

Ein weiterer wesentlicher Trend sind die Optimierungsbestrebungen in Richtung einer größeren Energieeffizienz. Der Bedarf an Energiespartechnologien wird bis zum Jahr 2030 voraussichtlich einen Ersatz der bestehenden, energieintensiven Technologien mit sich ziehen. Neben den bereits erwähnten elektrischen Motoren benötigen vor allem Verteilertransformatoren und Klimaanalgen viel Kupfer. Um diese energieeffizienter gestalten zu können, wird mehr Material benötigt. Der Bedarf nach kupferintensiven Klimaanlagen ist dabei ebenso ein Resultat des fortschreitenden Klimawandels, der eine steigende Nachfrage an diesem Produktsegment erwarten lässt. Darüber hinaus sollte der Einfluss Chinas auf die Kupfernachfrage besonders berücksichtigt werden, denn durch geplante groß angelegte Projekte im Infrastruktursektor kann davon ausgegangen werden, dass auch im nicht-elektronischen Bereich eine wesentliche Nachfragesteigerung nach Kupfer zu erwarten ist.

Eine weitere Entwicklung, die mit einem erhöhtem Bedarf an Kupfer einhergeht, ist gemäß Meyer Holley und Bergemann (2019) der wachsende Markt für Smart Homes. Darunter sind Technologien zu verstehen, die eine intelligente Steuerung elektrifizierter Geräte ermöglicht. Typische Beispiele hierfür sind lokale Regulierung oder Fernsteuerung von Heizungs- und Klimaanlagen oder auch der Sicherheitseinrichtungen. Die Deckung der globalen Nachfrage nach Smart Homes Applikationen benötigte im Jahr 2018 38 kt Kupfer. Für das Jahr 2030 prognostizieren die Autoren einen Kupferbedarf von 1.500 kt Kupfer, um die steigende Nachfrage zu befriedigen.

Es lässt sich zusammenfassen, dass die Nachfrage nach Kupfer bis zum Jahr 2030 mit großer Wahrscheinlichkeit steigen wird. Diese Entwicklung wird vor allem durch kupferintensive Elektromobilität und die angestrebte Verbesserung der Energieeffizienz getrieben

2.2.2.5 Zink

Ableitung Wachstumsfaktoren der Nachfrage

Die identifizierten Veröffentlichungen, die sich mit der zukünftigen Entwicklung der Zinknachfrage beschäftigen, kommen zu ähnlichen Ergebnissen: Es ist mit einem Anstieg der Zinknachfrage zu rechnen. So prognostiziert Dorner (2014) die weltweite Zinknachfrage im Zeitraum 2012 bis 2020. Insgesamt sind drei Szenarien Teil der Betrachtung: eine überdurchschnittliche (3,8% p.a.), eine durchschnittliche (2,7% p.a.) und eine unterdurchschnittliche Nachfrageentwicklung (0,9% p.a.). Im Zentrum der Betrachtung steht die Marktdeckung, also die Gegenüberstellung des Zinkangebots und der Nachfrage. So antizipiert die Autorin mögliche Lieferengpässe. Diese sind stark von der zusätzlichen Bergwerksförderung nach 2012 abhängig und ob

sich die Zinknachfrage überdurchschnittlich entwickelt. Mögliche Defizite sind demnach jedoch nicht auszuschließen.

Eine weitere relevante Publikation ist die von Daigo et al. (2014). Der Artikel beinhaltet die Untersuchung des Zusammenhangs zwischen der Zinknachfrage und galvanisiertem Stahl. Einerseits untersuchen die Autoren unterschiedliche Faktoren wie die Entwicklung der Zinkintensität und des Lerneffekt sowie der technologischen Entwicklung in Entwicklungsländern. Gleichzeitig umfasst die Untersuchung auch eine Prognose der Zinknachfrage, die für die Galvanisierung von Stahl notwendig ist. Der Betrachtungszeitraum ist 2010 bis 2050. Grundsätzlich gilt dabei die Annahme, dass in den frühen 2020er Jahren ein Höhepunkt an Nachfrage nach galvanisiertem Stahl erreicht wird. Je nach Szenario steigt die Zinknachfrage für die Galvanisierung von Stahl von 2009 bis 2050 um das 1,5- bis 2,5-fache.

Die Publikation von Elshkaki et al. (2018) bezieht sich hingegen wieder auf die gesamte Zinknachfrage. Die Inhalte der Veröffentlichung sind im vorigen Kapitel 2.2.2.1 bereits kurz dargestellt. Demnach liegen die Wachstumsfaktoren für die Entwicklung der Zinknachfrage zwischen 1,4% p.a. und 3,4% p.a. Die Autoren betrachten unterschiedliche zuvor definierte Szenarien und unterteilen den Betrachtungszeitraum bis 2050 in zwei Intervalle, 2010-2025 und 2025-2050. Die Ergebnisse der Untersuchung zeigen ebenfalls mögliche Versorgungsengpässe für Zink Mitte des 21. Jahrhunderts.

Darüber hinaus beinhaltet auch die Studie der OECD (2019) die Prognose, dass bis 2060 die Metallnachfrage zunimmt, Zink eingeschlossen. Allerdings sind hier keine spezifischen Zahlen genannt.

Die eigenen folgenden Berechnungen basieren auf dem hier aufgestellten Mengenmodell für Zink. Somit ist das Basisjahr 2016. Um eine möglichst konsistente Vorgehensweise über die unterschiedlichen Betrachtungsebenen und Metalle zu erreichen, werden primär die Wachstumsfaktoren von Elshkaki et al. (2018) herangezogen, siehe Kapitel 2.2.2.1. Die wenigen identifizierten Quellen zeigen ein einheitliches Bild hinsichtlich der möglichen Entwicklung der globalen Zinknachfrage. Gleichzeitig zeigt die Recherche auch den hohen Bedarf an genaueren Untersuchungen der Zinknachfrage. Das gilt insbesondere für die europäische und deutsche Betrachtungsebene. Hier wurden keine wesentlichen Publikationen identifiziert. Die Faktoren nach Elshkaki (2018) gelten für die globale Ebene und werden daher über die Faktoren der Wirtschaftsentwicklung gemäß der OECD (2019) auf die unterschiedlichen geographischen Betrachtungsebenen angepasst. Die daraus resultierenden Wachstumsfaktoren differenziert nach den verwendeten Szenarien sind im Anhang 4 aufgeführt.

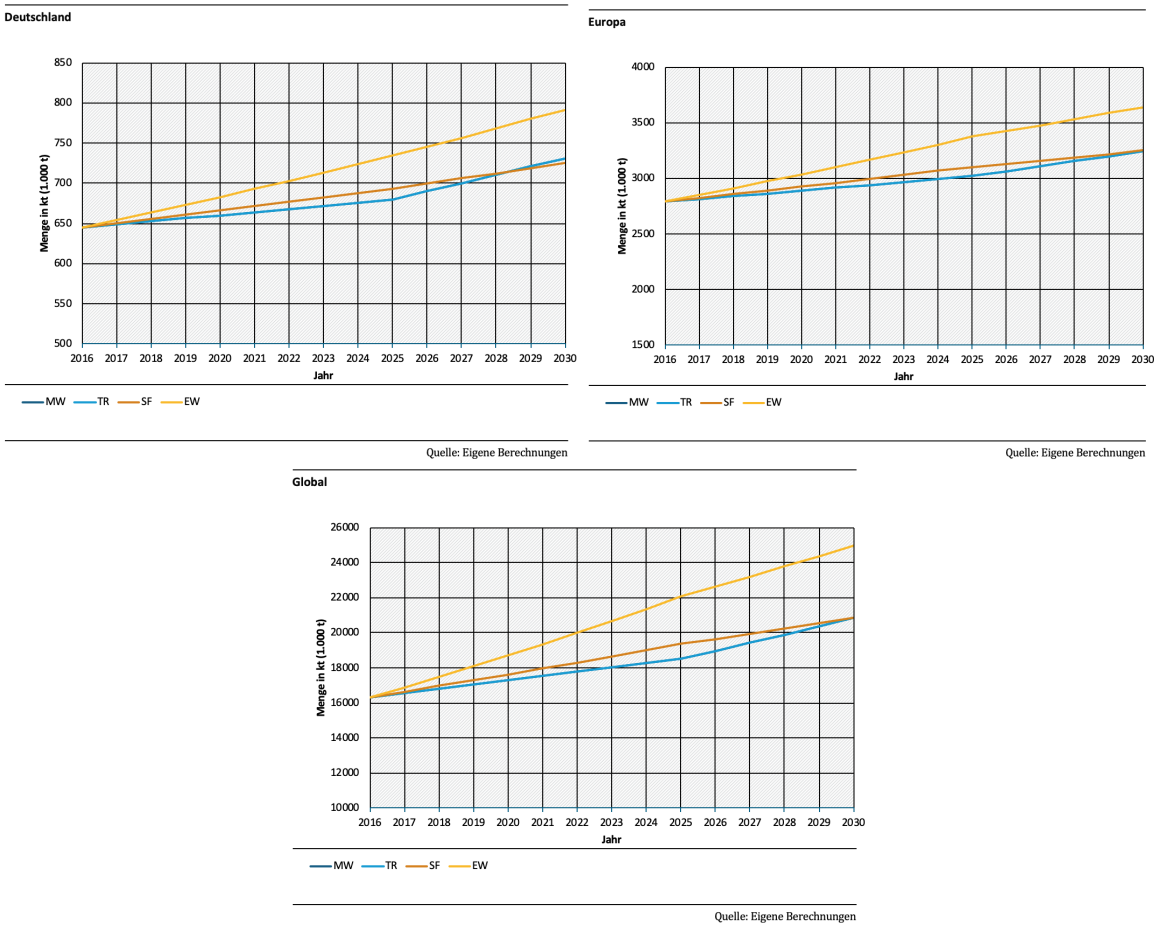
Ergebnisse Nachfrage

Die Ergebnisse der im Rahmen des Projekts durchgeführten Berechnungen sind in der nachstehenden Abbildung 2-25 dargestellt. Die Graphen zeigen mögliche Entwicklungspfade der Zinknachfrage in Deutschland, Europa und weltweit. Grundsätzlich ist auf allen drei Betrachtungsebenen mit einer Zunahme der Nachfrage zu rechnen.

Die Berechnungen führen zu dem Ergebnis, dass die deutsche Zinknachfrage von 645 kt im Jahr 2016 auf 731 bis 792 kt im Jahr 2030 steigt. Das entspricht einer relativen Zunahme über den betrachteten Zeitraum von 14 Jahren von 11% bis 20%. Auf europäischer Ebene steigt die Zinknachfrage von 2.790 kt im Jahr 2016 auf 3.246 kt bis 3.639 kt im Jahr 2016. Im Vergleich zur Entwicklung auf deutscher Ebene ist die relative Zunahme über den Betrachtungszeitraum höher. In Europa steigt die Zinknachfrage zwischen 16% und 30%. Weltweit steigt die Zinknachfrage von 2016 bis 2030 von 16.341 kt auf zwischen 20.851 kt und 24.950 kt. Das entspricht einem relativen Wachstum über den gesamten Betrachtungszeitraum von 27,6% und 52,9%. Die Kupfernachfrage steigt somit am stärksten auf globaler Ebene, gefolgt von der europäischen

Zinknachfrage. Die Nachfrage nach Zink erfährt auf deutscher Ebene vergleichsweise die geringste Nachfragesteigerung. Wie auch bei der Betrachtung der anderen Metalle sind die Nachfrageentwicklungen der MW und TR Szenarien nicht zu unterscheiden. Beide Entwicklungspfade unterliegen den gleichen Wachstumsfaktoren.

Abbildung 2-25: Zinknachfrage 2016-2030 – Deutschland, Europa, Global



Quelle: eigene Darstellung, WI

Wie schon die eingehende Literaturrecherche verdeutlicht hat, ist nur wenig Literatur zu Zinkprognosen vorhanden. Die relevanten dargestellten Veröffentlichungen beinhalten zwar jährliche Wachstumsfaktoren, jedoch keine absoluten Werte. Und so ist lediglich ein Vergleich der jährlichen Wachstumsfaktoren von Dorner (2014) mit den Werten nach Elshkaki et al. (2018) möglich. Die Annahmen nach Dorner (2014) sehen Wachstumsfaktoren zwischen 0,9% p.a. und 3,8% p.a. vor, wobei 2,7% p.a. das durchschnittliche Wachstum beschreibt. Die Anwendung nach Elshkaki et al. (2018) auf den Zeitraum 2016-2030 führt zu jährlichen Wachstumsfaktoren zwischen 1,8% p.a. und 3,1% p.a. Die Wachstumsfaktoren beider Publikationen liegen dabei in derselben Größenordnung. Die Spannweite der betrachten Wachstumsfaktoren nach Dorner (2014) ist lediglich größer als die nach Elshkaki et al. (2018). Gemäß diesem Vergleich ist die Herleitung der Ergebnisse plausibel. Keiner der recherchierten Studien prognostiziert die Zinknachfrage auf deutscher oder europäischer Ebene. Demnach können hier keine konkreten Ergebnisse verglichen werden. Die technologischen Entwicklungen, die auf globaler Ebene auf die Entwicklung der Zinkfrage wirken, wirken jedoch auch auf europäischer und deutscher Ebene.

Diese Faktoren sind später in diesem Kapitel unter dem Punkt „Technologische Entwicklungen“ beschrieben und umfassen vor allem Entwicklungen im Bereich Elektromobilität und Energieeffizienz.

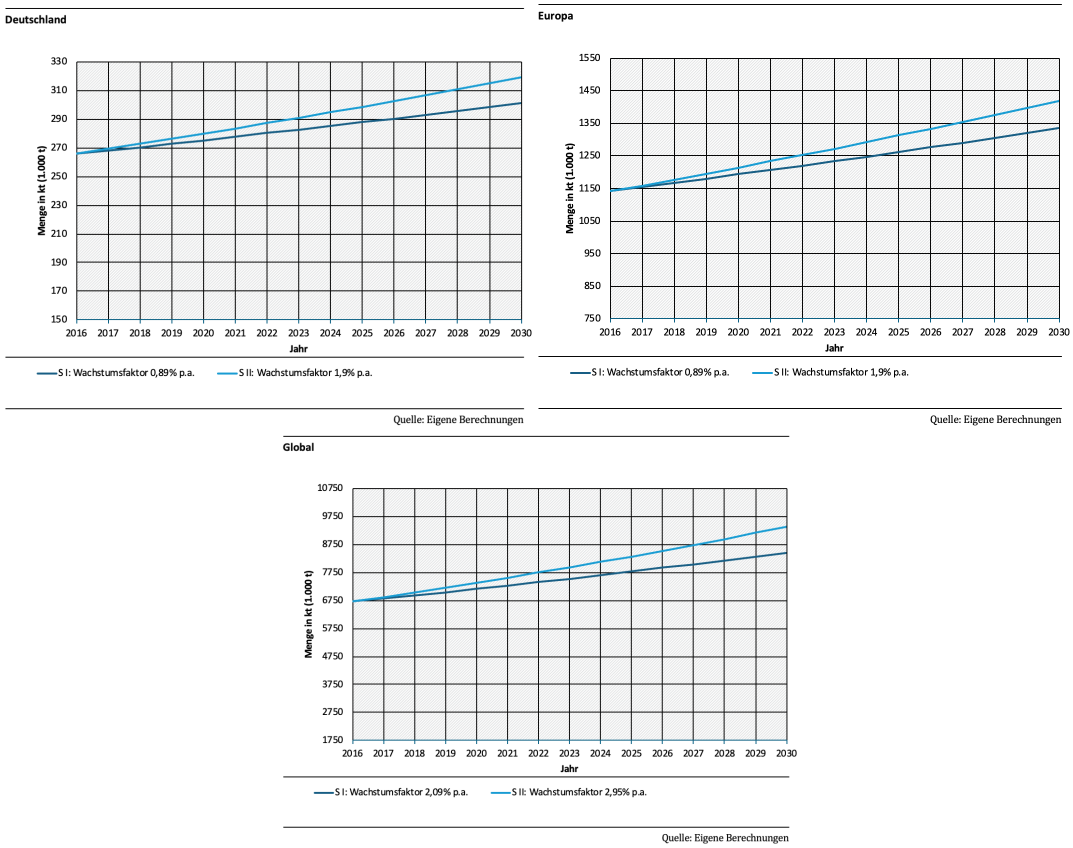
Ableitung der Wachstumsfaktoren des Schrottaufkommens

Wie die vorigen Literaturrecherchen zu Zink bereits zeigten, gibt es nur wenige Publikationen zu Stoffströmen. Das betrifft auch Literatur zum Schrottaufkommen von Zink. So konnten keine einschlägigen Publikationen zum Thema zukünftigem Schrottaufkommen von Zink identifiziert werden. Um dennoch Wachstumsfaktoren für das Prognostizieren des Schrottaufkommens bestimmen zu können, dient die prägende Verbindung zwischen der Zinknachfrage und dem Galvanisieren von Stahl. Diesen Zusammenhang zeigt auch die Publikation von Daigo et al. (2014). So gehen etwa 50% der globalen Zinkproduktion in den Stahlsektor. Der überwiegende Anteil an sekundärem Zink wird aus Stahlschrotten zurückgewonnen. Konkrete Zahlen sind hier nicht genannt. Dass ein Teil der weiteren Anwendungen, wie in Kapitel 1.2.1.5 dargestellt, dissipativ sind, unterstützt diese Aussage. Aufgrund der beschriebenen Zusammenhänge zwischen der Zink- und Stahlnachfrage wird an dieser Stelle auch ein enger Zusammenhang zwischen den Schrottaufkommen von Zink und Stahl angenommen. Entsprechend finden die abgeleiteten Wachstumsfaktoren für die Prognose des Schrottaufkommens von Stahl, siehe Kapitel 2.2.2.3 und Anhang 6, auch hier Anwendung.

Ergebnisse Schrottaufkommen

Die Anwendung der zuvor hergeleiteten Wachstumsfaktoren führt zu den Entwicklungsverläufen in Abbildung 2-26. Die drei Diagramme beschreiben die Verläufe des Schrottaufkommens von Zink differenziert nach Betrachtungsebene.

Abbildung 2-26: Schrottaufkommen für Zink im Jahr 2030



Quelle: eigene Darstellung, WI

Die Berechnungen führen auf deutscher Ebene zu einem Anstieg des Schrottaufkommens von Zink von 265 kt (2016) auf 300 kt bis 319 kt (2030). Das entspricht einem Wachstum von 13,9% bzw. 13% bis 20% über den Zeitraum von 14 Jahren. Die angenommenen Wachstumsfaktoren sind der Beschriftung der Diagramme zu entnehmen. Europaweit ist ebenfalls mit einem Anstieg des Schrottaufkommens von Zink zu rechnen. 2016 belief sich das Schrottaufkommen auf 1.141 kt, was bis 2030 auf zwischen 1.335 kt und 1.419 kt ansteigt. Die relative Entwicklung beschreibt über den Betrachtungszeitraum 2016 bis 2030 eine Zunahme von 17% bis 24,5%. Auch weltweit kommt es wie auf den anderen Betrachtungsebenen zum Anstieg des Schrottaufkommens. 2016 lag das globale Schrottaufkommen von Zink bei 6.705 kt. Bis zum Jahr 2030 steigt dieses auf 8.459 kt bis 9.375 kt an. Das relative Wachstum liegt demnach insgesamt bei 26% bis 40%. Wie auch bei Stahl ergibt sich hieraus, dass das Schrottaufkommen auf globaler Ebene stärker steigt, als auf europäischer und deutscher Ebene.

Technologische Entwicklung

Wie in die Ausführung in diesem Kapitel bereits zeigt, ist mit einem Anstieg der Zinknachfrage zu rechnen. Das zeigen auch mögliche technologische Entwicklungen, die sich in Zukunft maßgeblich auf die Entwicklung der Zinknachfrage auswirken können. Dazu gehört auch die Entwicklung der Nachfrage nach verzinktem Stahl. Diese haben in Deutschland als industrialisierte Nation bereits ihren Höhepunkt erreicht und auf europäischer Ebene ist der Höhepunkt kurz- bis mittelfristig zu erwarten. Entsprechend wirkt sich die stagnierende bis leicht rückläufige Stahlnachfrage ebenso auf die Zinknachfrage aus. Allerdings ist diese Entwicklung nicht auf die globale Entwicklung zu übertragen, da bspw. in Entwicklungsländern noch große Mengen an Stahl zum Aufbau der Infrastruktur und des anthropogenen Lagers benötigt wird (Stürmer und Hagen 2012). So kann diese Entwicklung auf deutscher und europäischer Ebene sich negativ auf die Zinknachfrage auswirken. Auf globaler Ebene ist jedoch weiterhin mit einer steigenden Zinknachfrage in Verbindung mit galvanisiertem Stahl zu rechnen.

Ein weiteres Anwendungsfeld von Zink ist Energiespeichertechnologien (Stürmer und Hagen 2012). So kommt Zink als negative Elektrode (Anode) vor allem in nicht wieder aufladbaren Batterien zum Einsatz, aber auch in Akkumulatoren. Meist handelt es sich dabei um kleine Energiespeicher. Verschiede Forschungsprojekte befassen sich allerdings mit der Möglichkeit den Energiespeicher von bspw. Zink-Luft-Batterien deutlich zu erhöhen sowie die Wiederaufladbarkeit zu ermöglichen (Heinichen 2020). Insbesondere hinsichtlich der angestrebten Energiewende und dem zunehmenden Bedarf an Energiespeichertechnologien kann sich das Durchsetzen von zinkhaltigen Technologien auf eine wachsende Nachfrage auswirken. Die Entwicklung der technologischen Möglichkeiten und dessen Durchsetzen ist jedoch hohen Unsicherheiten ausgesetzt. Anders sieht es bei Silber-Zink-Akkumulatoren aus. Dessen Nachfrage stieg bereits im letzten Jahrzehnt. Insbesondere für Kommunikationstechnologien werden diese auch zukünftig gefragt sein (Marscheider-Weidemann et al. 2016).

Ebenfalls ist auf Zink als essenzielles Spurenelement für Lebewesen hinzuweisen. Das ist im Kapitel 2.2.1.4 durch die sektorale Nachfrage der Landwirtschaft und Pharmazie verdeutlicht. In Anbetracht der wachsenden Bevölkerung, wie in Kapitel 2.2.2.1 dargestellt, ist auch mit einem Anstieg nach Zink als Spurenelement zu rechnen. Das gilt direkt in Form von bspw. Nahrungsergänzungsmitteln. Das gilt aber auch indirekt über die Agrarwirtschaft, da eine zunehmende Population mit einem zunehmenden Lebensmittelbedarf verbunden ist. Entsprechend ist in der Landwirtschaft mit einem erhöhten Bedarf von Zinkpräraten für Tiere und Pflanzen zu rechnen. Auch hier gilt es die Unterschiede der einzelnen Betrachtungsebenen zu berücksichtigen. So ist die Bevölkerungszahl in Deutschland und Europa sind stagnierend bis rückläufig, was sich entsprechend auf die Sektoren der Pharmazie und Landwirtschaft auswirkt. Anders sieht die weltweite Entwicklung aus. Hier ist mit einem steten Bevölkerungswachstum und somit mit einem

wachsenden Bedarf an Zink als Spurenelement zu rechnen. Auch für die Aufbereitung von Wasser durch Meerwasserentsalzungsanalgen könnte Zink zukünftig Interesse sein. So ist Zinkorthophosphat eine Chemikalie, die hier zum Einsatz kommt (Marscheider-Weidemann et al. 2016).

2.3 AP 2.2 – Quantifizierung der Downcycling-Effekte

Das in AP 2.1 entwickelte Mengengerüst für die Nachfrage nach Basismetallen und des Schrottaufkommens muss in AP 2.2 zunächst auf die Schrottmengen angepasst werden, bei denen nennenswerte Verunreinigungen auftreten und die gleichzeitig durch eine verbesserte Sortierung noch optimiert werden können. Dabei müssen vor allem die Neuschrotte, die in der Regel lediglich mit technisch nicht zu vermeidenden Verlusten wiederaufbereitet werden können aus dem Mengenmodell aus AP2.1 entfernt werden. Zusätzlich sind jedoch auch in den restlichen Schrottfraktionen Anteil mit hoher Sortiergüte enthalten, die schon im heutigen Status Quo auch mit verbesserter Sortierung nicht deutlich optimiert werden können. Für Stahl- und Aluminiumschrotte wurde hierfür eine Abschätzung vorgenommen. Neben der Anpassung des Mengenmodells muss zudem das korrigierte Mengenmodell anschließend auf konkrete Legierungen umgerechnet werden, um die Downcycling-Effekte quantifizieren zu können. Allerdings gibt es weder für die Produktion bzw. der Nachfrage nach Legierungen entsprechende Statistiken. Noch gibt es keine Informationen über die legierungsspezifischen Qualitäten des Schrottaufkommens. Auch telefonische Interviews mit Branchenverbänden und Industrievertretern konnte keine zusätzlichen Informationen, ggf. unternehmensinternen Daten, generieren, die für einen Gesamtbetrachtung des Mengenmodells anwendbar wären. Dazu ist die Vielfalt an Legierungen gerade im Bereich von Aluminium und Stahl zu groß.

2.3.1 Korrektur des Mengenmodells aus AP2.1

Zunächst wurden für die Berechnungen der Downcycling-Effekte die vollständigen Schrottmengen aus AP2.1 für die Berechnungen in AP2.2. verwendet. Im Ergebnis dieser ersten Simulationsrechnungen musste so jedoch eine sehr hohe Menge der Basismetalle Roheisen und Rohaluminium im Rahmen von Nachverdünnungen hinzugegeben werden. In der Diskussion dieser ersten Ergebnisse mit Experten und Branchenvertretern wurde deutlich, dass diese Ergebnisse deutlich an der Realität vorbeigehen. Eine Erklärung ist, dass nur ein Teil der Schrottmengen in solch einer vermischten Qualität vorliegen wie sie in den Simulationsrechnungen abgebildet sind. Daher mussten Wege gefunden werden, wie das Mengenmodell um die unvermischten und qualitativ gut sortierten Schrottmengen bereinigt werden können.

Für Aluminium wurde das Mengenmodell aus AP2.1 wie folgt angepasst: Zunächst wurde ein Teil der Neuschrotte aus der Gesamtmenge herausgerechnet. Dieser Anteil betrug 40% der Neuschrotte. Dieser Wert wurde aus dem UBA-Projekt „ReSek“ übernommen und sind der Anteil an Neuschrotten, die in hoher Reinheit vorliegen und direkt wieder in der Halbzeugproduktion und –verarbeitung eingesetzt werden können. Der Anteil von 40% Aluminium-Neuschrotte in hoher Reinheit wurde sowohl für die deutschen, europäischen und globalen Schrottmengen unterstellt. Ebenso für die Schrottmengen in 2016 wie für das Jahr 2030. Des Weiteren wurde für Deutschland und Europa ein Netto-Export von Aluminiumschrotten abgezogen, die für die deutschen oder der europäischen Recyclingwirtschaft nicht zur Verfügung stehen. Die deutschen Netto-Exporte für Aluminiumschrott im Jahr 2016 betrugen 274 kt (WVM 2016), die europäischen Netto-Exporte 515 kt (European Aluminium 2021). Auf globaler Ebene sind die Im- und Exporte für die Korrektur des Mengenmodells ohne Belang.

Von diesem reduzierten Mengenmodell wurde wiederum nur ein Teil als stark vermischter Schrott identifiziert, der für unsere Modellierung der Downcyclingeffekte zur Anwendung

kommt. In Gesprächen mit Experten und Branchenvertretern wurde berichtet, dass Aluminiumguss und Knetlegierung selbst bei den verschmutzten Neuschrotten und auch den EoL-Schrotten zu großen Teilen getrennt geführt werden. Beiden Schrottqualitäten unterscheiden sich stark hinsichtlich der Silizium-Konzentration, die in Aluminiumguss deutlich höher ist als in Knetlegierungen. Bei Letzterem kann von einer Siliziumkonzentration von rund 1% ausgegangen werden kann; im Vergleich zu ca. 10% bei Gusslegierungen. Je nach Verhältnis von Guss und Knetlegierung ergibt dies eine unterschiedliche durchschnittliche Silizium-Konzentration der Gesamtmenge an Aluminiumschrott. Das konkrete Verhältnis von Guss und Knetlegierungen ist aber nicht ohne weiteres abzuschätzen. In AP2.1 wurde basierend auf den Angaben in ReSek mit einem Verhältnis 70% Knet- zu 30% Guss-Aluminium argumentiert. Betrachtet man allerdings den hohen Vermischungsgrad des nicht in diese Fraktionen trennbaren Anteils von 30-40% des Gesamtaufkommens, kann man für diesen Anteil über die durchschnittliche Silizium-Konzentration, das Verhältnis von Knet – und Gusslegierung ableiten. Je höher der Anteil an Knetlegierungen ist, desto niedriger ist die Si-Konzentration und desto weniger Primäraluminium müsste bei der Herstellung einer neuen Al-Legierung zur Verdünnung bzw. Erniedrigung der Si-Konzentration verwendet werden. Umso geringer wäre dann auch das Downcycling.

Aus diesen beiden Anpassungsschritten ergeben sich folgende Mengenmodelle, die in den Berechnungen des Kapitels AP2.2. für den Bereich Aluminium zum Einsatz kommen.

Tabelle 2-20: Anpassung des Mengenmodells für Aluminiumschrotte

	Ausgangsgröße in kt	Bereinigung Neuschrotte in kt	Bereinigt um Nettoexporte in kt	Zwischensumme in kt	Bereinigung max. Vermischung von Guss und Knet, in kt	Verwendete Schrottmenge in kt
Deutschland 2016	1.173	- 321	- 274	578	- 347 bis - 406	173 - 231
Deutschland 2030 min	1.460	- 397	- 336	727	- 436 bis - 509	218 - 291
Deutschland 2030 max	1.584	- 431	- 364	789	- 473 bis - 552	237 - 315
EU 2016	7.911	- 1.034	- 515	6.362	- 3.817 bis – 4.453	1.909 - 2.545
EU 2030 min	11.333	- 1.482	- 737	9.114	- 5.468 bis – 6.380	2.734 - 3.646
EU 2030 max	13.134	- 1.717	- 855	10.562	- 6.337 bis – 7-394	3.169 - 4.225
Global 2016	30.579	- 4.302	-	26.277	- 15.632 bis – 18.394	7.881 - 10.511
Global 2030 min	48.209	- 6.782	-	41.426	- 24.856 bis – 29.998	12..428 - 16.571
Global 2030 max.	57.462	- 8.084	-	49.378	- 29.375 bis -34.565	14.813 – 19.751

Quelle: Eigene Berechnung

Für Stahl wurde entschieden, dass die Eigen- und Neuschrotte als relativ reine Schrotte gewertet werden, bei der eine Sortierung entweder nicht notwendig ist, da es sich schon heute um ein closed-loop-recycling handelt, dass entweder innerhalb des Stahlwerkes selbst stattfindet oder aus direkten Lieferbeziehungen z.B. mit der Automobilindustrie besteht, bei denen Stanzabfälle

z.B. aus Karosserieblechen sortenrein wieder an das herstellende Stahlwerk geliefert wird. Von den Neuschrotten, die von den Stahlwerken über Stahlschrotthändler erworben werden, wird ebenfalls angenommen, dass diese sehr sortenrein gehalten werden. Laut Statistisches Jahrbuch der Stahlindustrie (WV Stahl, 2021) setze sich das Stahlschrottaufkommen im Jahr 2016 aus 4,4 Mio. t Eigenanfall in Stahlwerken, 13,8 Mio. t aus Zukäufen aus dem Stahlhandel und 1,1 Mio. t aus Zukäufen von anderen Stellen zusammen. In einer Studie des Fraunhofer UMSICHT für die BDSV (2016) wird wiederum der Zukauf aus dem Handel anhand der europäischen Schrottsortenliste nach Neu und Altschrotten als Mengenanteile dargestellt. Danach umfassen die Zukäufe der Neuschrott-Sorten E2 (schwerer Stahlneuschrott), E6 (Leichter Stahlneuschrott) und E8 (Stahlneuschrott) zusammen 40% der über den Handel zugekauften Schrott. Damit entsprechen die Neuschrotte und der Eigenanfall 9,92 Mio. t der 19,3 Mio. t Schrottaufkommen laut statistischem Jahrbuch der Stahlindustrie. Dies deckt sich mit den Abschätzungen in AP2.1., bei der das gesamte Schrottaufkommen von 18,2 Mio. t in Deutschland 9,5 Mio. t Neuschrotte enthalten. In den Simulationsrechnungen wird das Mengenmodell aus AP2.1 verwendet und um die Anteile der dort abgeschätzten Neuschrotte bereinigt. Für Deutschland sind dies 52,35% des gesamten Schrottaufkommens, in Europa sind es 44,65% und global 65,18%. Für 2030 liegen keine Zahlen vor, daher wird hier ein identisches Verhältnis von Neuschrotten und Eigenanfall zu Gesamtschrottmenge wie im Jahr 2016 unterstellt. Sowohl bei den Neuschrotten wie auch bei den post-consumer-Schrotten gibt es qualitative Unterschiede, die anhand der Preisabschläge mit denen unterschiedliche Schrottqualitäten gehandelt werden, zumindest grobabgeschätzt werden können. E1-Neuschrotte werden z.B. mit Preisabschlägen von 20 bis 25 Euro/t gegenüber E2 Neuschrotten gehandelt. Aufgrund der nicht vorhandenen Daten für die Zusammensetzung der Schrotte nach Schrottklassen auf der europäischen und globalen Ebenen wurde jedoch in diesem Projekt die vereinfachte Annahme getroffen, dass alle Neuschrotte als sehr sortenrein gewertet werden und für die Modellierung der Downcycling-Effekte in AP2.2 nur die post-consumer/EoL-Stahlschrotte genutzt werden.

Methodisches Vorgehen der legierungsspezifischen Zurechnung

Aus der Analyse der verschiedenen Legierung der Basismetalle (siehe AP1) wurde deutlich, dass die Anzahl an Legierungen zwischen den Basismetallen Stahl, Aluminium, Zink und Kupfer sehr unterschiedlich ist. Mit den fehlenden Daten und Statistiken zur Nachfrage nach Legierungen und der legierungsspezifischen Zusammensetzung des Schrottaufkommens, bestand die Aufgabe des AP 2.2 darin Möglichkeiten zu finden, trotz der Datensituation relevante Legierungen je Basismetall zu identifizieren und für das Schrottaufkommen eine plausible chemische Zusammensetzung der Legierungsbestandteile zu bestimmen. Es hatte sich im Bearbeitungsverlauf des Projektes herausgestellt, dass die erhoffte einfache Methodik zur Bestimmung von Downcycling-Effekten nicht existiert und die Datensituation eine reale Abschätzung der Verluste an Legierungsmetallen bzw. die zusätzliche Nachfrage durch Auflegierung eigentlich nicht zu lassen. Aus dieser Erkenntnis heraus wurden im Projekt OptiMet verschiedene, zum Teil experimentelle Wege verfolgt, mit denen getestet wurde, wie mit verschiedenen Methoden eine Abschätzung dieser Effekte vorgenommen werden können. Die unterschiedlichen Methodiken begründen sich zum einen in der Vielfalt an Legierungen, die unterschiedlichen methodische Zugänge nach sich ziehen und zum anderen auch aus Verzögerungen im Projekt (zum Teil durch COVID-19 zu erklären, zum Teil aber auch durch das methodische Neuland, dass in diesem Projekt bearbeitet wurde) auf die das Projektteam reagieren musste.

Eine erste Überlegung war über die spezifische Analyse einzelner bedeutsamer Legierungen die Downcycling-Effekte darzustellen. Allerdings würde aufgrund der Vielfalt an Legierungen im Bereich Stahl und Aluminium diese Quantifizierungen immer nur einen kleinen Bereich des eigentlichen Schrottaufkommens und der damit verbundenen Verluste bzw. zusätzliche Nachfrage

durch Auflegierung abbilden. Daher wurde von der Methode, sich auf konkrete Legierungen zu konzentrieren, Abstand genommen und zunächst nach Ansätzen gesucht, mit denen das gesamte Schrottaufkommen, wie in AP2.1 ermittelt, in die Quantifizierung der Downcycling-Effekte integriert werden kann. Wie erwähnt lieferte dieser Ansatz wiederum unplausible Ergebnisse, so dass schließlich in einem dritten Schritt zwar das gesamte Schrottaufkommen aus AP2.1 verwendet wurde, aber wie im vorherigen Kapitel beschrieben, dieses Mengenmodell angepasst wurde.

Im Folgenden wurden zunächst die Berechnungen für Aluminium vorgenommen. Neben fehlenden Statistiken und Daten, wie sich die Nachfrage nach Aluminium und das Angebot an Aluminiumschrott bezüglich konkreter Legierungen darstellt, lagen für die Versuche in AP3 zunächst nur Reinlegierungen und unsortierte Schrottchargen vor. Aus diesem Grund wurden im Bereich der Aluminium-Knetlegierungen mit ausgewählten Ziellegierungen, die als Repräsentanten ihrer Legierungsgruppe fungieren, und generisch-rechnerischen Schrottqualitäten gearbeitet. Im späteren Projektverlauf wurden dem Projektteam weitere, besser geeignete, Schrottchargen zur Verfügung gestellt. Allerdings zu spät im Projektablauf, als dass noch einmal ein anderer methodischer Zugang für die Aluminium-Berechnungen hätte gewählt werden können.

Da das Schrottmodell für Stahl später als das für Aluminium bearbeitet wurde, konnten bei beim Thema Stahl die neuen, vorsortierten Schrottchargen genutzt werden und somit im Gegensatz zu Aluminium mir realen Schrottqualitäten die Downcycling-Effekte im Bereich Stahl abgeschätzt werden. Für Zink und Kupfer ist die Auswahl an Legierungen deutlich geringer und Downcycling-Effekte werden zum Teil schon über die Analysen der der Basismetalle Stahl und Aluminium abgebildet. Daher werden die Downcycling-Effekte für die Basismetalle Kupfer und Zink iterativ aus den Teilergebnisse der Berechnung für Stahl und Aluminium und zusätzlichen vereinfachten Abschätzungen ermittelt.

2.3.1.1 Aluminium

Für das Basismetall Aluminium wurden nur Knetlegierungen untersucht. Die Grundlage bildet die Publikation „International Alloy Designations and Chemical Composition Limits for Wrought Aluminum and Wrought Aluminum Alloys“ (International Aluminium Association, 2015), das sogenannte Teal Sheet. Dieses Dokument enthält eine Liste mit 528 verschiedenen Knetlegierung und ihrer chemischen Zusammensetzung bzw. den Grenzwerten für bestimmte chemische Elemente, die nicht überschritten werden dürfen. Für Gusslegierungen und ihre Zusammensetzung liegen diese Daten nicht vor.

Folgenden Elemente werden als prozentuale Konzentration darin abgebildet: Si, Fe, Cu, Mn, Mg, Cr, Ni, Zn, Ti, Ag, B, Bi, Ga, Li, Pb, Sn, V, Zr. Für die chemischen Elemente Si, Fe, Cu, Mn, Mg, Cr, Zn und Ti sind Spannbreiten oder Grenzwerte für fast alle 528 Legierungen angegeben. Andere chemischen Elemente wie z.B. Pb, Ni oder Ga werden nur bei wenigen Legierungen verwendet und dementsprechend auch nur bei wenigen Legierungen im Teal Sheet als Grenzwert oder Spannbreite benannt. Für die Angaben der Spannbreiten wurde jeweils der Mittelwert dieser Spannbreite verwendet. Bei Angaben eines Grenzwertes wurde mangels besserer Daten zunächst dieser Grenzwerte verwendet. Es wäre aber auch denkbar, statt des Grenzwertes z.B. nur die Hälfte des Grenzwertes zu verwenden.

Die 528 Legierungen können anhand der ersten Zahl ihrer Legierungsbezeichnung einer der acht Legierungsgruppen zugeordnet werden, wie sie auch in AP 2.1 für das Mengenmodell der Nachfrage und des Schrottaufkommens verwendet wurden. Konkret verteilen sich die 528 Legierungen, wie in Tabelle 2-21 gezeigt, auf die Legierungsgruppen auf.

Für alle Legierungen innerhalb einer der acht Legierungsgruppen wurde ein gewichteter Mittelwert der chemischen Zusammensetzung gebildet. Diese gemittelte chemische Zusammensetzung aller Legierungen einer Legierungsgruppe wird als durchschnittlicher generischer Aluminiumschrott z.B. der 8xxx-Gruppe interpretiert.

Tabelle 2-21: Aufteilung Aluminiumknetlegierungen nach Legierungsgruppen, Teal Sheet

Legierungsgruppe	Anzahl an Legierungen
1xxx	40
2xxx	92
3xxx	42
4xxx	34
5xxx	100
6xxx	100
7xxx	82
8xxx	38

Da keine Informationen über die tatsächliche Zusammensetzung des Aluminiumschrottes nach Legierungsgruppen vorhanden sind, wurde in AP 2.1 die Verteilung der Nachfrage nach Knetlegierungen auch auf das Schrottaufkommen übertragen (siehe Tabelle 2-20) und kann nun mit der durchschnittlichen generischen chemischen Zusammensetzung verknüpft werden. Damit ist es möglich auf Grundlage der genannten Annahmen die chemische Zusammensetzung des Aluminiumschrottes zu definieren. Aus diesen Ausführungen wird klar, dass die Berechnungen im Bereich Aluminium auf theoretisch-rechnerischen Schrottqualitäten beruht und Legierungsmetalle, die nicht in der chemischen Zusammensetzung vorgesehen sind, aber durch Verschmutzung in der Realität durchaus Teil der Aluminiumschrotte sind, methodisch bedingt nicht Teil der Berechnungen sein können.

Mit der Anwendung dieser Methodik besteht aber ein Konflikt mit der Bereinigung der Mengenmodelle, den wir nicht ohne weiteres auflösen können: Die Anwendung der oben beschriebenen Methodik bedeutet, dass bei der legierungsspezifischen Definition von Schrotten schon mit relativ gut sortierten Aluminiumschrotte gerechnet wird. Die Annahmen bedeuten weiter, dass es in der Berechnung eigentlich gerade keine Mischschrotte mit Aluminiumguss betrachtet werde. Auch sonstige Verunreinigungen wie Kupfer- oder Stahlschrott sind aufgrund der Vorgehensweise nicht enthalten. Und der reine Aluminiumschrott aus Knetlegierungen liegt danach auch getrennt je Legierungsgruppe vor. Das Mengenmodell aus AP2.1 ist aber genau auf die potentiell vermischte Fraktion von Guss- und Knetlegierung reduziert worden. Es macht jedoch auch wenig Sinn, jetzt eher den stark vermischten Anteil an Schrotten auszuschließen, zumal bei den 60-70% der Aluminiumschrotte, die alles relativ unvermischt gelten, nicht klar ist, wie diese sich nach Knet- und Gusslegierungen aufteilen.

Bestimmte Legierungselemente kommen nur in bestimmten spezifischen Legierungen vor, sind dort allerdings zum Teil in hohen Konzentrationen vorgesehen. So sind z.B. in den 38 Legierungen der 8xxx-Gruppe in insgesamt fünf Knetlegierungen Lithium enthalten. In vier davon ist die Konzentration von max. 2,25 bis 3,8% sehr hoch. Dies sind jedoch sehr spezifische Legierungen für den Flugzeugbau/Raumfahrt, die durch das enthaltene Lithium zusätzliche Gewichtseinsparung ermöglichen. Ohne eine Gewichtung würde der Mittelwert lediglich aus diesen einzelnen Legierungen gebildet, aber anschließend auf die Gesamtmenge an Schrott der 8xxx-Gruppe

übertragen und so zu einer Verzerrung führen. Eine Verwendung von „0“ in allen 8xxxer Legierungen ohne Angabe einer Lithium-Konzentration würde wiederum für dieses chemische Element auch einen Mittelwert bei nahe null ergeben. Daher wurde eine Gewichtung gewählt anhand der Anzahl an Legierungen innerhalb einer Legierungsgruppe für die eine Spannbreite oder ein Maximalwert für ein spezifisches Element definiert ist. Im Beispiel von Lithium in der 8xxx-Gruppe bedeutet dies, der einfache Mittelwert der Lithium-Konzentration in den fünf Lithium -enthaltenden Legierungen der 8xxx-Gruppe von 2,21% wird mit 5/38 gewichtet.[5] Damit reduziert sich die Lithium-Konzentration im generischen 8xxx Schrott von 2,21% auf 0,29%.

Mit der Gewichtung wird die Annahme getroffen, dass der generische Aluminiumschrott jeweils aus einer Mischung aller Legierungen einer Gruppe besteht. Das also im Bsp. der 8xxx-Gruppe der Schrott aus den 38 Legierungen der 8xxx-Gruppe besteht und jede Legierung mit exakt der gleichen Menge enthalten ist.

Tabelle 2-22: Konzentration der Legierungselemente als gewichteter Mittelwert pro Legierungsgruppe in %

Legierungsgruppe/ -element	1xxx	2xxx	3xxx	4xxx	5xxx	6xxx	7xxx	8xxx
Si	0,171	0,369	0,511	6,732	0,267	0,825	0,191	0,333
Fe	0,222	0,396	0,629	0,739	0,390	0,433	0,258	1,163
Cu	0,035	3,873	0,247	0,555	0,137	0,290	1,107	0,233
Mn	0,026	0,408	0,834	0,291	0,437	0,294	0,171	0,198
Mg	0,026	0,726	0,353	0,358	3,080	0,778	1,947	0,161
Cr	0,000	0,048	0,095	0,024	0,139	0,132	0,101	0,043
Ni	0,000	0,110	0,007	0,097	0,002	0,003	0,007	0,000
Zn	0,045	0,286	0,256	0,163	0,248	0,210	6,257	0,170
Ti	0,026	0,113	0,079	0,074	0,099	0,107	0,071	0,042
Ag	0,000	0,074	0,000	0,000	0,000	0,000	0,009	0,000
B	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,002	0,000	0,005
Bi	0,000	0,082	0,000	0,078	0,000	0,112	0,000	0,000
Ga	0,011	0,001	0,001	0,000	0,001	0,001	0,002	0,001
Li	0,000	0,324	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,292
Pb	0,000	0,074	0,003	0,001	0,015	0,043	0,000	0,000
Sn	0,000	0,100	0,000	0,000	0,001	0,076	0,000	0,000
V	0,032	0,009	0,004	0,000	0,003	0,010	0,005	0,016
Zr	0,000	0,052	0,007	0,000	0,024	0,005	0,085	0,022

[5] Der Mittelwert ergibt sich aus den fünf Legierungen der 8xxx-Gruppe für die eine Spannbreite bzw. eine maximale Konzentration von Lithium angegeben ist. Der Gewichtungsfaktor 5/38 ergibt sich aus der Anzahl der Legierungen (fünf) zur Gesamtanzahl an Legierungen in der 8xxx-Gruppe (38).

Legie-rungs-gruppe/ -element	1xxx	2xxx	3xxx	4xxx	5xxx	6xxx	7xxx	8xxx
sonstige	0,000	0,020	0,005	0,003	0,057	0,022	0,176	0,161
Al (rechne-risch)	99,406	92,934	96,970	90,883	95,100	96,657	89,613	97,161

Wenn diese generische chemische Zusammensetzung auf die Menge an Aluminiumschrott übertragen wird, ergibt sich hieraus ein legierungsspezifisches Mengenmodell der verschiedenen Aluminiumschrotte in Deutschland, Europa oder Global. In Tabelle 2-23 und Tabelle 2-24 ist dies beispielhaft für Deutschland dargestellt.[6]

Tabelle 2-23: Mengenmodell der Legierungselemente in verschiedenen Aluminiumschrotte in t, Deutschland, Annahme: 30% Vermischung

Legie-rungs-gruppe/ -element	total	1xxx	2xxx	3xxx	4xxx	5xxx	6xxx	7xxx	8xxx
Total	173.395	29.586	684	24.282	855	14.364	99.862	1.026	2.736
Si	1.087	30	3	124	58	38	823	2	9
Fe	735	50	3	153	6	56	433	3	32
Cu	433	15	26	60	5	20	290	11	6
Mn	581	10	3	202	2	63	294	2	5
Mg	1.350	13	5	86	3	442	777	20	4
Cr	179	1	0	23	0	20	132	1	1
Ni	7	0	1	2	1	0	3	0	0
Zn	396	16	2	62	1	36	210	64	5
Ti	151	7	1	19	1	14	107	1	1
Ag	1	0	1	0	0	0	0	0	0
B	3	1	0	0	0	0	2	0	0
Bi	113	0	1	0	1	0	111	0	0
Ga	4	3	0	0	0	0	1	0	0
Li	10	0	2	0	0	0	0	0	8
Pb	46	0	1	1	0	2	43	0	0
Sn	77	0	1	0	0	0	76	0	0
V	17	6	0	1	0	0	10	0	0

[6] Die Mengenmodelle für die EU und Global befinden sich im Anhang.

Legie-rungs-gruppe/ -element	total	1xxx	2xxx	3xxx	4xxx	5xxx	6xxx	7xxx	8xxx
Zr	12	0	0	2	0	3	5	1	1
sonstige	97	59	0	1	0	8	22	2	4
Al (rechne-risch)	168.095	29.375	636	23.546	777	13.660	96.524	919	2.658

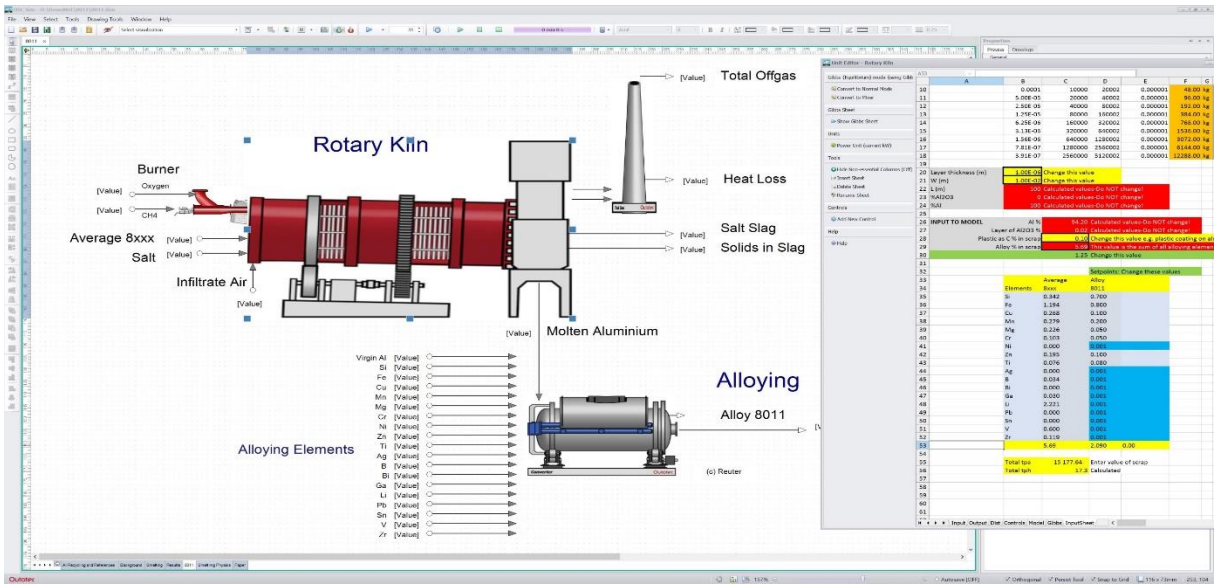
Tabelle 2-24: Mengenmodell der Legierungselemente in verschiedenen Aluminiumschrotte in t, Deutschland, Annahme: 40% Vermischung

Legie-rungs-gruppe/ -element	total	1xxx	2xxx	3xxx	4xxx	5xxx	6xxx	7xxx	8xxx
Total	231.193	39.448	912	32.375	1.140	19.152	133.150	1.368	3.648
Si	1.449	40	3	166	77	51	1.098	3	12
Fe	979	66	4	204	8	75	577	4	42
Cu	577	20	35	80	6	26	386	15	8
Mn	775	13	4	270	3	84	391	2	7
Mg	1.800	17	7	114	4	590	1.036	27	6
Cr	239	2	0	31	0	27	176	1	2
Ni	9	0	1	2	1	0	4	0	0
Zn	528	22	3	83	2	48	280	86	6
Ti	201	9	1	26	1	19	143	1	2
Ag	1	0	1	0	0	0	0	0	0
B	4	2	0	0	0	0	2	0	0
Bi	150	0	1	0	1	0	148	0	0
Ga	6	4	0	0	0	0	1	0	0
Li	14	0	3	0	0	0	0	0	11
Pb	62	0	1	1	0	3	57	0	0
Sn	103	0	1	0	0	0	101	0	0
V	23	8	0	1	0	1	13	0	1
Zr	17	0	0	2	0	5	7	1	1
sonstige	129	78	0	2	0	11	30	2	6
Al (rechne-risch)	224.127	39.167	848	31.394	1.036	18.213	128.698	1.226	3.544

Aus diesem Mengenmodell sind zunächst lediglich die in den Schrotten gebundenen Mengen an Legierungsmetallen dargestellt, nicht jedoch die möglichen Verluste bzw. die Nachfragen nach Legierungselementen und dem Basismetall selbst, die sich ergeben, wenn aus diesen Schrottmengen wieder individuelle Knetlegierungen hergestellt werden. Die Analysen in AP1.3 haben hierfür mögliche Ansätze aufgezeigt, wie diese Effekte methodisch-konzeptionell erfasst werden können. Für die konkrete Herleitung von quantitativen Ergebnissen sind jedoch aufwendigen Analysen notwendig. In diesem Projekt wurde der Ansatz eines thermodynamischen Downcyclings mit Hilfe von Simulationsrechnungen für die Bereich Stahl und Aluminium genutzt.

Dazu wurden die HSC Sim-Software zur thermodynamischen Modellierung des Herstellungsprozesses verwendet. Das Helmholtz-Institut Freiberg für Ressourcentechnologie kann mittels der Simulation-Software die Prozesskette zur Herstellung von Stahl und Aluminium aus Schrotten legierungsgenau modellieren.[7] Dazu muss sowohl die chemische Zusammensetzung des Schrottinputs angegeben als auch die genaue (Ziel-)Legierung definiert werden, die hergestellt werden soll. Im Ergebnis ermittelt die Simulation alle notwendigen Ressourcen, die im Zuge einer Verdünnung/Auflegierung notwendig sind und alle Abfälle und Emissionen die anfallen, wenn aus einer definierten Schrottqualität eine bestimmte Ziel-Legierung hergestellt werden soll.

Abbildung 2-27: Ausschnitt aus der graphischen Darstellung der Simulation der Herstellung einer Legierung 8011 aus gemischtem 8xxx Aluminiumschrott



Quelle: eigene Darstellung, HIF HZDR

Um die Downcycling-Effekte abschätzen zu können, ist neben der Abschätzung der chemischen Zusammensetzung der Schrottmengen die Festlegung von typischen Ziel-Legierungen notwendig, deren Herstellung mittels der Simulationssoftware dargestellt werden soll. Nach Literaturrecherchen und internen Diskussionen wurden für den Bereich der Aluminium-Knetlegierungen für die mengenmäßig bedeutsamsten Legierungsgruppen (6xxx, 1xxx, 3xxx und 5xxx) jeweils zwei Legierungen ausgewählt und unterstellt, dass aus jeweils 50% der Schrottmenge je Legierungsgruppe eine der beiden Legierungen erzeugt werden. Bei den restlichen Legierungsgruppen (2xxx, 4xxx, 7xxx und 8xxx) wurde je eine Legierung ausgewählt und die gesamte rechnerische Schrottmenge dieser Legierungsgruppe wird verwendet, um diese Legierung herzustellen.

[7] Die Herstellung von Kupfer- und Zinklegierungen könnten mittels der HSC Simulation-Software ebenso dargestellt werden. Allerdings wurde u.a. auch aus Kapazitätsgründen dies nur für Stahl und Aluminium umgesetzt.

Die Simulationsrechnung zeigt somit die notwendige Menge an Legierungsmetallen und Rohaluminium an, die zusätzlich zum Schrott hinzugegeben werden muss, um z.B. aus einem Schrottgemisch der 8xxx-Gruppe die Legierung 8011 herzustellen.

Dies ist der Nachverdünnungseffekt und damit ein Teil des Downcyclings. Weitere Aspekte des Downcyclings sind die Verluste an Legierungsmetallen, die im Schrott enthalten sind, aber nicht Teil der Ziellegierung sind. Diese nicht notwendigen Metalle können Störmetalle sein, die die Nachverdünnung erforderlich machen oder als gebundene Streumetalle in den neuen Knetlegierungen verloren gehen. Ein weiterer Aspekt sind Metallverluste durch den Übergang dieser Metalle in die Schlacke oder Stäuben im Rahmen des Herstellungsprozesses.

Folgende Ziellegierung werden nach unserer Abschätzung aus dem jeweiligen Aufkommen an Knetlegierungsschrotten hergestellt:

Tabelle 2-25: Eingesetzte Schrottmengen (30% Vermischung) und daraus hergestellt Ziellegierungen für Aluminium in kt

LG	Ziel-legierungen	D 2016 (in kt)	D 2030 min. – max. (in kt)	Europa 2016 (in kt)	Europa 2030 min. – max. (in kt)	Global 2016 (in kt)	Global 2030 min. – max. (in kt)
1xxx	1050/1350	29,6	33,2 – 40,4	294,6	422,0 – 489,0	1.225	1.931 – 2.302
2xxx	2007	0,7	0,9 – 0,9	9,4	13,4 – 15,6	46,1	72,7 – 86,7
3xxx	3003/3004	24,3	30,5– 33,1	330,3	473,2 – 548,4	1.237	1.950 – 2.324
4xxx	4015	0,9	1,1 – 1,2	9,4	13,4 – 15,6	53,8	84,8 – 101,1
5xxx	5182/5704	14,3	18,1 – 19,6	174,8	250,4 – 290,2	762,0	1.201 – 1.432
6xxx	6061/6063	99,9	125,6 – 136,3	1.028	1.473 – 1.707	4.252	6.703 – 7.990
7xxx	7020	1,0	1,3 – 1,4	9,4	13,4 – 15,6	61,5	96,9 – 115,6
8xxx	8011	2,7	3,4 – 3,4	52,5	75,1 - 87,1	246,0	387,8 – 462,2
Total		173,4	218,1 – 236,6	1.909	2.734 – 3.169	7.883	12.428 – 14.813

Tabelle 2-26: Eingesetzte Schrottmengen (40% Vermischung) und daraus hergestellt Ziellegierungen für Aluminium in kt

LG	Ziel-legierungen	D 2016 (in kt)	D 2030 min. – max. (in kt)	Europa 2016 (in kt)	Europa 2030 min. – max. (in kt)	Global 2016 (in kt)	Global 2030 min. – max. (in kt)
1xxx	1050/1350	39,4	49,6 – 53,8	392,7	562,6 – 652,0	1.633	2.575 – 3.069
2xxx	2007	0,9	1,1 – 1,2	12,5	17,9 – 20,7	61,5	96,9 – 115,6
3xxx	3003/3004	32,4	40,7– 44,2	440,5	631,0 – 731,2	1.649	2.600 – 3.099
4xxx	4015	1,1	1,4 – 1,6	12,5	17,9 – 20,7	71,7	113,1 – 134,8
5xxx	5182/5704	19,1	24,1 – 26,1	233,1	333,9 – 387,0	1.016	1.602 – 1.909
6xxx	6061/6063	133,1	167,5 – 181,7	1.371	1.964 – 2.276	5.669	8.937 – 10.653

LG	Ziel-legie-rungen	D 2016 (in kt)	D 2030 min. – max. (in kt)	Europa 2016 (in kt)	Europa 2030 min. – max. (in kt)	Global 2016 (in kt)	Global 2030 min. – max. (in kt)
7xxx	7020	1,4	1,7 – 1,9	12,5	17,9 – 20,7	82,0	129,3 – 154,1
8xxx	8011	3,6	4,6 – 5,0	70,0	100,2 – 116,1	328,0	517,1 – 616,3
Total		231,2	290,8 – 315,5	2.545	3.646 – 4.225	10.511	16.571– 19.751

Für das Basismetall Aluminium und seinen acht Knetlegierungsgruppen wurden somit 12 verschiedene Simulationen gerechnet. Die Simulationsergebnisse wurden anschließend mit denen in den Tabellen 2-25 und 2-26 dargestellten Mengenmodellen verknüpft. Damit wird das Aufkommen an vermischten Aluminiumschrott in Deutschland, Europa und Global erfassen und eine Abschätzung der Mengen ermöglichen, die für die Nachverdünnung/Auflegierung notwendig sind. Es liegen keine Informationen vor, die begründen würden, weshalb die Auswahl der typischen Legierungen je Legierungsgruppe sich auf unterschiedlicher regionaler Ebene unterscheiden. Daher wurde auf allen drei geographischen Ebenen (Deutschland, Europa, Global) die gleiche methodische Vorgehensweise und damit die gleichen Annahmen zugrunde gelegt.

Die Berechnungen der Simulationssoftware zeigen nur an, welche Elemente im Einschmelzprozess in der Schlacke gebunden werden und die Höhe der Nachverdünnung/Auflegierung. Nicht jedoch, welche Metalle zwar im Schrott enthalten sind, jedoch weder in der Ziellegierung vorgesehen, noch in der Schlacke gebunden sind. Bei diesen Legierungselementen wird davon ausgegangen, dass diese im Aluminiumkreislauf verbleiben, aber somit auch als tramp metals für funktionale Einsatzmöglichkeiten verloren gehen. Diese Teilmenge des Downcyclings wurden rechnerisch ermittelt.

Ergebnisse

Die Ergebnisse werden hier zunächst für Deutschland dargestellt. Das Vorgehen für das angepasste europäische und globale Mengenmodell aus AP2.1 ist methodisch identisch. Diese Ergebnisse sind im Anhang A.1 zu finden und werden dort dargestellt.

Wie in den Tabellen 2-24 und 2-25 dargestellt, belief sich das Aluminiumschrottaufkommen in Deutschland 2016 auf 173,4 kt (30% Vermischung) bis 231,2 kt (40 % Vermischung). Über die Hälfte dieser Schrottmenge ist nach unseren Abschätzungen Schrott der 6xxx-Gruppe, gefolgt von der 1xxx Gruppe und der 3xxx Gruppe. Die restlichen Knetlegierungsgruppen sind deutlich weniger relevant. Die stärksten Nachverdünnungseffekte ergeben sich in den Simulationsrechnungen bei der Herstellung der Ziellegierungen der 2xxx-Gruppe (2007) und der 7xxx-Gruppe (7020), während es für die Ziellegierungen 1350, die beiden 3xxx-Legierung sowie die beiden 5xxx-Legierungen die geringsten Nachverdünnungseffekte gibt.

Als Resultat der Simulationsrechnungen ergeben sich aus der Herstellung der verschiedenen Ziellegierungen in Summe Verdünnungseffekte in Höhe von 179,7 kt bis 239,5 kt (je nach Vermischungsgrad), das jeweils fast vollständig durch Hüttenaluminium bestimmt wird (174,1 kt - 232,2 kt). An Legierungselementen müssen vor allem Magnesium (1,74 kt – 2,32 kt), Roheisen (1,20 kt – 1,60 kt), Silizium (0,59 kt – 0,79 kt), Mangan (0,57 kt – 0,76 kt) und Zink (0,48 kt – 0,64 kt) hinzulegiert werden. Kupfer (0,39 kt - 0,52 kt), Chrom (0,24 kt -0,32 kt) und Titan (0,21 kt - 0,28 kt) sind weitere relevante Legierungsmetalle die aufgrund von Verdünnungseffekten hinzulegiert werden müssen. Das bedeutet, dass bei einem vermischten Schrotteinsatz von 173,4 kt bis 231,2 kt unter Maßgabe der hier verwendeten Annahmen durch Nachverdünnung

insgesamt 353,0 kt – 470.7 kt Aluminiumknetlegierungen hergestellt werden würden. Dies entspräche 15,1 % bis 20,0% der tatsächlich in Deutschland nachgefragten Menge an Aluminium-Knetlegierungen (siehe Abbildung 2-4).

Bis zum Jahr 2030 wird erwartet, dass sowohl die Nachfrage nach Knetlegierungen als auch das Angebot an Schrott sich erhöhen wird. In AP 2.1. wurde abgeschätzt, dass die verfügbare vermischten Aluminium-Schrottmengen im Jahr 2030 bei etwas 218,1 – 236,6 (30% Vermischung) bzw. 290,8 – 315,5 kt (40% Vermischung) belaufen werden. Ein weiteres Ergebnis aus AP2.1 ist, dass sich die Verteilung der Nachfrage nach Legierungsgruppen bis 2030 nur wenig ändert; entsprechend ändert sich auch die Schrottzusammensetzung und damit die Mengen an Ziellegierungen kaum. Somit wächst die Mengen an Primäraluminium und Legierungsmetallen, die aufgrund der Nachverdünnung hinzugegeben werden müssen, parallel zur Schrottmenge und entsprechend damit einer Menge von 217,7 kt – 236,2 kt bei einer vermuteten 30% Vermischung der Schrottmenge bzw. 290,3 kt – 314,9 kt bei einer 40% Vermischung. Die prozentuale Zusammensetzung zwischen Hüttenaluminium und Legierungsmetallen bleibt unverändert. Somit wird geschätzt, dass auch in 2030 die Nachverdünnung zu 97% aus Hüttenaluminium bestehen wird.

Neben Verdünnungseffekte ergeben sich auch Verluste an Legierungsmetallen, die zwar im Schrott enthalten, in der Ziellegierung aber nicht benötigt werden und entweder im Basis-Metall sogar als Störelement gebunden bleibt oder aber in Schlacken und Stäuben zum Teil verloren gehen. Diese Menge beläuft sich 2016 für Deutschland auf einer Summe von 0,38 kt bis 0,51 kt an Legierungselementen, von denen vor allem Bismut (0,11- 0,14 kt), Zinn (0,08- 0,10 kt), Blei (0,05 - 0,06 kt) und Magnesium (0,05 – 0,07 kt) zu nennen sind. Im Jahr 2030 werden sich die Verluste parallel zur Menge an Schrott auf Summen von 0,39 kt bis 0,42 kt (30% Vermischung) bzw. 0,52 kt bis 0,56 kt (40% Vermischung) erhöhen. Die Zusammensetzung dieser Verluste nach einzelnen Legierungsmetallen ist sehr ähnlich der im Jahr 2016.

Umweltbewertung der Verluste und Nachverdünnungseffekte

Sowohl die Herstellung von Hüttenaluminium und Legierungsmetallen, die entweder zur Auflegierung benötigt werden oder im Einschmelzprozess verloren gehen, sind häufig mit hohen Umweltauswirkungen verbunden. In diesem Projekt wird die Umweltauswirkung anhand der Indikatoren Material Footprint (oder Kumulierter Rohstoffaufwand), Kumulierter Energieaufwand (KEA) und dem Carbon Footprint dargestellt. Hierzu wurde entsprechenden Ecoinvent-Prozesse verwendet. Gab es keine entsprechenden Prozesse in EcoInvent 3.3.[8] wurde versucht diese Lücken durch ProBas-Prozess-Daten zu füllen. In ProBas wird allerdings nur der KEA und der KRA explizit angegeben. Der Carbon Footprint muss aus dem Emissionsdaten der wichtigsten Treibhausgase und der Gewichtung ihres CO_2-Äquivalents erst berechnet werden. Bis auf das Element Vanadium konnte so für alle im Abschnitt Aluminium betrachteten Legierungsmetalle sowie des Basismetalls Hüttenaluminium die Umweltwirkung abgeschätzt werden.

Bei der Auswahl der EcoInvent Prozesse wurde, wenn möglich, auf sogenannte „market"-Prozesse zurückgegriffen, die die Transportaufwendungen innerhalb der Prozesskette berücksichtigen. Dies sind zudem in der Regel Prozesse, die globale Durchschnitte darstellen, sowohl was die regionale Herkunft des Primärmetalls betrifft als auch des Anteils von Sekundärmaterial.

Über das Verknüpfen der Umweltkoeffizienten mit den abgeschätzten Mengen aus Verlusten und Nachverdünnungseffekten kann eine Umweltbewertung vorgenommen werden, die auf-

[8] Es gibt für EcoInvent aktuellere Version als die Datenbankversion 3.3. Allerdings liegt nur bis EcoInvent 3.3. zurzeit ein Bewertungstool für den Material Footprint vor.

zeigt, welcher zusätzliche Rohstoff- wie Energieaufwand sowie Treibhausgas-Emissionen entstehen im Vergleich zu einer hypothetischen Welt mit perfekter Sortierung und keinerlei technisch bedingten Verlusten im Recycling von Basismetallen.

Aus Tabelle 2-27wird ersichtlich, dass bei einem Einsatz von 173,4 bzw. 231,2 kt Aluminiumschrott in Deutschland 2016, aus der 353,0 kt – 470.7 kt neue Knetlegierungen hergestellt werden, ein kumulierter Rohstoffaufwand von 2.872 kt bis 3.829 kt anfällt. Da der Großteil der Verdünnungseffekte Primäraluminium betrifft, ist auch der Anteil des Primäraluminiums an den Umwelteffekten mit 2.416 kt bis 3.221 kt (oder 84%) entsprechend hoch. Der hohe Energiebedarf der Aluminiumherstellung, und damit auch der Treibhausgasemissionen (THG), führt dazu das der Anteil des Primäraluminiums bei den Umweltindikatoren KEA und Carbon Footprint sogar höher als beim KRA ist (93% bzw. 97%).

Tabelle 2-27: Prozessnamen und Koeffizienten für die Umweltbewertung bei Aluminiumknetlegierungen

Element	Name des EcoInvent/ProBas Prozesses	KRA (kg/kg)	KEA (MJ/kg)	Carbon Footprint (kg/kg CO_2-Equ.)
AL	market for aluminium, primary, liquid | aluminium, primary, liquid | APOS, U	13,87	238,89	25,13
Si	market for silicon, metallurgical grade | silicon, metallurgical grade | APOS, U	10,48	152,44	11,24
Fe	market for pig iron | pig iron | APOS, U	5,85	16,03	2,10
Cu	market for copper, cathode | copper, cathode | APOS, U	184,45	168,74	7,90
Mn	market for manganese | manganese | APOS, U	21,73	60,02	3,50
Mg	market for magnesium | magnesium | APOS, U	73,42	1281,98	52,79
Cr	market for chromium | chromium | APOS, U	33,85	507,79	29,94
Ni	market for nickel, 99.5% | nickel, 99.5% | APOS, U	116,07	155,14	11,25
Zn	market for zinc | zinc | APOS, U	21,77	56,67	4,74
Ti	market for titanium, primary | titanium, primary | APOS, U	301,50	452,98	31,88
Ag	market for silver | silver | APOS, U	6335,97	6052,85	400,64
B	market for boric oxide | boric oxide | APOS, U	7,78	41,65	2,19
Bi	Wismut (2000), ProBas	93,00	343,86	22,19
Ga	market for gallium, semiconductor-grade | gallium, semiconductor-grade | APOS, U	143,16	2557,76	146,35
Li	market for lithium | lithium | APOS, U	1205,94	819,40	59,06
Pb	market for lead | lead | APOS, U	10,77	31,53	2,54
Sn	market for tin | tin | APOS, U	1184,00	320,17	21,41
V	kein Prozess in EcoInvent oder Probas			

Ele-ment	Name des EcoInvent/ProBas Prozesses	KRA (kg/kg)	KEA (MJ/kg)	Carbon Foot-print (kg/kg CO_2-Equ.)
Zr	market for zircon, 50% zirconium | zircon, 50% zirconium | APOS, U	162,57	20,27	1,48

Tabelle 2-28: Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, Deutschland 2016

Element	30% Vermischung			40% Vermischung		
	KRA in 1000 t	KEA in 1000 GJ	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Equ.	KRA in 1000 t	KEA in 1000 GJ	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Equ.
AL	2.416	41.598	4.376	3.221	55.464	5.835
Si	6,2	90,2	6,6	8,3	120,3	8,9
Fe	7,0	19,2	2,5	9,4	25,6	3,4
Cu	72,0	65,9	3,1	96,0	87,9	4,1
Mn	12,4	34,3	2,0	16,6	45,8	2,7
Mg	131,3	2.293	94,4	175,1	3.057	125,9
Cr	9,0	134,8	8,0	12,0	179,8	10,6
Ni	1,7	2,2	0,2	2,2	3,0	0,2
Zn	10,5	27,4	2,3	14,0	36,5	3,1
Ti	69,9	105,0	7,4	93,2	140,0	9,9
Ag	3,8	3,6	0,2	5,0	4,8	0,3
B	0,1	0,6	0,0	0,1	0,7	0,0
Bi	11,2	41,5	2,7	14,9	55,3	3,6
Ga	1,1	19,8	1,1	1,5	26,5	1,5
Li	12,3	8,4	0,6	16,4	11,2	0,8
Pb	1,0	3,0	0,2	1,4	4,0	0,3
Sn	100,2	27,1	1,8	133,6	36,1	2,4
V	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Zr	6,1	0,8	0,1	8,1	1,0	0,1
Total	**2.872**	**44.474**	**4.509**	**3.829**	**59.299**	**6.012**

Bis zum Jahr 2030 erhöht sich mit den höheren Mengen an Schrotteinsatz und damit auch höheren Nachverdünnungseffekten und Verlusten auch die negativen Umwelteffekte (Tabelle 2-29 und 2-30). Der KRA steigt bei einem Vermischungsgrad von 30% auf 3,58 bis 3,89 Mio. t, der KEA auf 55,64 Mio. bis 60,25 Mio. GJ und der Carbon Footprint auf 5,63 bis 6,11 Mio. t in CO_2-

Äquivalenten. Bei einem 40% Vermischungsgrad erhöhen sich die Umwelteffekte auf 4,78 Mio. t bis 5,18 Mio. t für den KRA. Der KEA steigt auf 74,05 bis 80,33 Mio. GJ und der Carbon Footprint auf 7,51 bis 8,15 Mio. t in CO_2-Äqivalenten. Die prozentuale Verteilung der Anteile des Primäraluminiums und der Legierungsmetalle ändert sich nur sehr geringfügig, da die Gewichtung der Ziellegierungen in 2030 sich ebenfalls nur sehr geringfügig unterscheidet. In 2030 ist der Anteil des Primäraluminiums an allen drei Indikatoren noch etwas ausgeprägter als in 2016, allerdings liegen diese Zuwächse im Nachkommabereich.

Tabelle 2-29: Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, Deutschland 2030, 30% Vermischung

Element	KRA in 1000 t in 2030 min	KEA in 1000 GJ in 2030 min	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Equ. In 2030 min	KRA in 1000 t in 2030 max.	KEA in 1000 GJ in 2030 max.	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Equ. In 2030 max.
AL	3.020	52.005	5.471	3.277	56.416	5.935
Si	7,8	113,4	8,4	8,5	123,0	9,1
Fe	8,8	24,1	3,2	9,5	26,2	3,4
Cu	90,6	82,9	3,9	98,3	89,9	4,2
Mn	15,6	43,2	2,5	17,0	46,8	2,7
Mg	161,2	2.814	115,9	174,9	3.053	125,7
Cr	10,3	155,0	9,1	11,2	168,2	9,9
Ni	1,9	2,5	0,2	2,0	2,7	0,2
Zn	13,5	35,1	2,9	14,6	38,1	3,2
Ti	82,3	123,6	8,7	89,2	134,1	9,4
Ag	4,8	4,5	0,3	5,2	4,9	0,3
B	0,1	0,7	0,0	0,1	0,8	0,0
Bi	14,1	52,1	3,4	15,3	56,6	3,7
Ga	1,8	31,7	1,8	1,9	34,4	2,0
Li	15,5	10,5	0,8	16,8	11,4	0,8
Pb	1,3	3,8	0,3	1,4	4,1	0,3
Sn	126,0	34,1	2,3	136,7	37,0	2,5
V	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Zr	7,0	0,9	0,1	7,6	0,9	0,1
Total	**3.583**	**55.538**	**5.634**	**3.887**	**60.248**	**6.112**

Tabelle 2-30: Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, Deutschland 2030, 40% Vermischung

Element	KRA in 1000 t in 2030 min	KEA in 1000 GJ in 2030 min	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Equ. In 2030 min	KRA in 1000 t in 2030 max.	KEA in 1000 GJ in 2030 max.	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Equ. In 2030 max.
AL	4.027	69.340	7.294	4.369	75.221	7.913
Si	10,4	151,2	11,1	11,3	164,0	12,1
Fe	11,7	32,1	4,2	12,7	34,9	4,6
Cu	120,8	110,5	5,2	131,1	119,9	5,6
Mn	20,8	57,6	3,4	22,6	62,4	3,6
Mg	214,9	3.753	154,5	233,1	4.071	167,7
Cr	13,8	206,7	12,2	14,9	224,3	13,2
Ni	2,5	3,3	0,2	2,7	3,6	0,3
Zn	18,0	46,8	3,9	19,5	50,8	4,2
Ti	109,7	164,8	11,6	119,0	178,8	12,6
Ag	6,3	6,1	0,4	6,9	6,6	0,4
B	0,2	0,9	0,0	0,2	1,0	0,1
Bi	18,8	69,5	4,5	20,4	75,4	4,9
Ga	2,4	42,2	2,4	2,6	45,8	2,6
Li	20,7	14,0	1,0	22,4	15,2	1,1
Pb	1,7	5,0	0,4	1,9	5,5	0,4
Sn	168,0	45,4	3,0	182,3	49,3	3,3
V	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Zr	9,3	1,2	0,1	10,1	1,3	0,1
Total	**4.777**	**74.051**	**7.513**	**5.182**	**80.330**	**8.150**

2.3.1.2 Stahl

Für das Basismetall Stahl musste aufgrund der enormen Anzahl an unterschiedlichen Legierungen eine andere Vorgehensweise als für das Basismetall Aluminium gewählt werden. Zudem unterscheidet das Mengenmodell für Stahl in AP2.1 nicht nach Legierungsgruppen wie im Fall von Aluminium, sondern nach sektor- bzw. anwendungsspezifischen Nachfragen. Diese sektor- bzw. anwendungsspezifische Nachfrage nach Stahl muss sich somit auch in der Abschätzung der legierungsspezifischen Zusammensetzung widerspiegeln, um eine Verknüpfung des Mengenmodells aus AP2.1 mit den Analysen in AP2.2 zu gewährleisten. Allerdings existieren keine frei verfügbaren Statistiken darüber welche Stahlsorten in welchen Sektoren/Anwendungsgebieten am häufigsten nachgefragt bzw. verwendet werden.

Aus diesem Grund wurden auf Grundlage der recherchierten Informationen typische Stahlsorten je Sektor/Einsatzgebiet definiert und entsprechend sektoral gewichtet. Diese Auswahl an Stahlsorten und deren Gewichtung wurde anschließend sowohl intern im Projektteam sowie mit einzelnen Vertretern der Stahlindustrie diskutiert und entsprechend der Rückmeldungen wurde die Auswahlliste angepasst. Neben intensiven Literaturrecherchen zum typischen Einsatz bestimmter Stahlsorten, z.B. im Fahrzeugbau wurden vor allem die Informationen aus dem Stahlschlüssel-Taschenbuch (Wegst/Wegst 2019) und den dort genannten Verwendungszwecken der einzelnen Stahlsorten zur Auswahl typischer Stahllegierungen je Sektor herangezogen. Die chemische Zusammensetzung der verwendeten Stahllegierungen wurde ebenfalls größtenteils aus dem Stahlschlüssel-Taschenbuch entnommen.

Die Auswahl an Stahllegierungen wurde für jeden Sektor/Einsatzgebiet noch nach un- bzw. niedriglegiertem Stahl und hochlegiertem Stahl unterschieden.

Folgende Stahlsorten wurden verwendet:

Tabelle 2-31: Auswahl an Stahllegierungen je Sektor-/Anwendungsgebiet

Einsatzgebiet	Stahlschlüssel	Allgemeine Bezeichnung	Verwendungszweck	Niedriglegiert oder hochlegiert	Gewichtung innerhalb Einsatzgebiet
Fahrzeugbau	1.0444	Kaltgewalztes Band und Blech	bake-hardening Stähle, Karosserieteile	niedriglegiert	35,00%
	1.0573		mikrolegierte Stähle, Verstärkungsteile	niedriglegiert	25,00%
	1.1183	Unlegierter Kaltarbeitsstahl	Vielseitig einsetzbar in allen Metall,-Werkzeug,- Maschinenbereichen	niedriglegiert	5,00%
	1.4305	Nichtrostende Stähle	Automobilindustrie, Armaturen, gute Spanbarkeit	hochlegiert	2,50%
	1.4113		Teile für Automobilbau mit erhöhter Korrosionsbeständigkeit wie Radkappen, Stoßstangen, Fensterrahmen, Kühlerverkleidung	hochlegiert	2,50%
	1.7027	Legierter Einsatzstahl	Verwendung im Maschinenbau und in der Automobilindustrie, Getriebeteile	hochlegiert	20,00%
	1.1303	mikrolegierter Edelstahl	Automobilbau für Kurbelwellen, Pleuelstangen etc.	hochlegiert	10,00%
Bauwirtschaft	1.0439	Betonstahl	unlegierter Qualitätsstahl, gerippter Betonstahl; schweißbar	niedriglegiert	69,50%
	St1570 /1770	Spannstahl		niedriglegiert	15,00%
	1.0312	kaltgewalztes Band/Blech weich	weicher, kaltgewalzter unlegierter Stahl zum unmittelbaren Kaltformgeben	niedriglegiert	15,00%

Einsatzgebiet	Stahlschlüssel	Allgemeine Bezeichnung	Verwendungszweck	Niedriglegiert oder hochlegiert	Gewichtung innerhalb Einsatzgebiet
	1.4362	nichtrostender Betonrippenstahl	unlegierter Baustahl. Er wird für einfache Anwendungen u. a. im Maschinenbau eingesetzt und hat je nach Abmessung eine Zugfestigkeit von 410-560 N/mm²	hochlegiert	0,50%
Maschinenbau	1.0044	unlegierter Baustahl	Vielseitig einsetzbar in allen Metall,- Werkzeug,- Maschinenbereichen	niedriglegiert	20,00%
	1.1183	unlegierte Kaltarbeitsstahl	Maschinenbau	niedriglegiert	18,50%
	1.1148	niedriglegierter Einsatzstahl	weicher, kaltgewalzter unlegierter Stahl zum unmittelbaren Kaltformgeben	niedriglegiert	20,00%
	1.0312	Kaltgewalztes Band und Blech	Verwendung im Maschinenbau und in der Automobilindustrie, Getriebeteile	niedriglegiert	22,00%
	1.7139	Legierte Vergütungsstähle	Hochfeste Bauteile im Maschinen- und Anlagenbau	hochlegiert	12,00%
	1.6773		Schrottscherenmesser, Ziehbacken, Präge- und Biegewerkzeuge	hochlegiert	2,00%
	1.2746	Werkzeugstähle legiert, kalt	Druckgießformen, Stangenpresswerkzeuge	hochlegiert	1,00%
	1.2342	Werkzeugstähle legiert, warm	Omnibus- und Containerbau, Agrartechnik, Fördertechnik, Maschinen - und Apparatebau	hochlegiert	1,00%
	1.4003	Nichtrostender Stahl	Teile und Apparate der Chemischen Industrie, Zellstoffindustrie, Farben-, Öl-, und Textilindustrie, Molkereien und Brauerei	hochlegiert	2,50%
	1.4401		unlegierter Baustahl. Er wird für einfache Anwendungen u. a. im Maschinenbau eingesetzt und hat je nach Abmessung eine Zugfestigkeit von 410-560 N/mm²	hochlegiert	1,00%
Metallwaren	1.0044	Werkzeugstähle unlegiert, kalt	Schnitte und Stanzen, Scherenmesser, Press- und Prägestempel, Lochstempel, Dorne, Durchschläge, Schlaghämmer, Hobelmesser, Polierwalzen usw.	niedriglegiert	44,00%
	1.1545	Werkzeugstähle legiert, kalt	Standard Kaltwalzstahl für Walzen aller Abmessungen, Stütz und Arbeitswalzen, Richtrollen	niedriglegiert	44,00%

Einsatzgebiet	Stahlschlüssel	Allgemeine Bezeichnung	Verwendungszweck	Niedriglegiert oder hochlegiert	Gewichtung innerhalb Einsatzgebiet
	1.2327	Werkzeugstähle legiert, warm	Druckgussformen für leichtmetall-Verarbeitung, Zylinder und Kolben an Kaltkammermaschinen, Metallstrangpresswerkzeuge usw.	hochlegiert	10,00%
	1.2343	Werkzeugstähle unlegiert, kalt	Kleine und mittelgroße Gesenke, Sättel, für schwere Pressen und Schmiedehämmer, Warmscherenmesser und Kunststoffpressformen	hochlegiert	1 ,00%
	1.2713	Werkzeugstahl, legierter Edelstahl;	Schnitte und Stanzen, Scherenmesser, Press- und Prägestempel, Lochstempel, Dorne, Durchschläge, Schlaghämmer, Hobelmesser, Polierwalzen usw.	hochlegiert	1,00%
Rohre	1.0459	für brennbare Materialen	Stahlrohre für Rohrleitungen für brennbare Materialen, Stähle der Anforderungsklasse A (GA) für unlegierte nahtlose und geschweißte Rohre	niedriglegiert	60,00%
	1.0254	für Druckbeanspruchung	Nahtlose Stahlrohre für Druckbeanspruchung, geschweißte Stahlrohre für Druckbeanspruchung, Apparatebau, Behälterbau, Rohrleitungsbau, Maschinenbau	niedriglegiert	40,00%
Haushaltswaren	1.0312	kaltgewalztes Band/Blech weich	weicher, kaltgewalzter unlegierter Stahl zum unmittelbaren Kaltformgeben	niedriglegiert	65,00%
	1.0044	unlegierter Baustahl	unlegierter Baustahl. Er wird für einfache Anwendungen u. a. im Maschinenbau eingesetzt und hat je nach Abmessung eine Zugfestigkeit von 410-560 N/mm²	niedriglegiert	25,00%
	1.4000	Nichtrostende Stähle	Konstruktionsteile in Wasser und Dampf, sowie Haushaltsgeräte, Beschläge und Verkleidung der Innenarchitektur usw.	hochlegiert	10,00%
Sonstige	1.0044	unlegierter Baustahl	unlegierter Baustahl. Er wird für einfache Anwendungen u. a. im Maschinenbau eingesetzt und hat je nach Abmessung eine Zugfestigkeit von 410-560 N/mm²	niedriglegiert	70,00%
	1.3965	nichtmagnetisierbare Stähle	Bauteile im Schiffs- und Fahrzeugbau sowie zum Gebrauch in der Innen- und Außenarchitektur und für Druckbehälter bis -180°C	niedriglegiert	15,00%

Einsatz-gebiet	Stahl-schlüs-sel	Allgemeine Be-zeichnung	Verwendungszweck	Niedrigle-giert oder hochlegiert	Gewich-tung in-nerhalb Einsatz-gebiet
	1.4720	Hitzebeständige Stähle	Hitzebeständig bis 800°C	hochlegiert	15,00%

Zusätzlich zur internen wie externen Diskussion dieser Auswahl an Stahllegierungen wurden die Ergebnisse der Verknüpfung der chemischen Zusammensetzung dieser Stahlsorten mit dem gewichten Mengenmodell zwei Plausibilitätschecks unterzogen: Zum einen wurde das Mengenmodell für Deutschland und der daraus rechnerisch ableitbaren Importnachfrage nach Legierungsmetallen mit den BGR-Importdaten für Ferrochrom, Ferronickel und anderen Legierungsmetallen, die überwiegende zur Stahlherstellung verwendet werden, verglichen. Zum anderen wurden die Daten auf der globalen Ebene mit den globalen Produktionszahlen für typische Stahllegierungselemente wie Chrom, Nickel, Vanadium oder Mangan abgeglichen. Eine deutliche Überschreitung der Nachfrage nach Legierungsmetallen aufgrund der Auswahl der Stahlsorten wäre ein Indiz, dass entweder falsche Stahlsorten ausgewählt wurden oder die Gewichtung dieser hochlegierten Stähle zu hoch sind. Dies wäre selbst unter der Berücksichtigung, dass ein Teil dieser Nachfrage nach Legierungsmetalle über Sekundärmaterial gedeckt wird der Fall. Zudem werden viele der wichtigen Stahllegierungselemente nicht nur zur Stahlerzeugung verwendet, sondern z.B. auch in der Batterieherstellung (Nickel, Mangan).

Wie auch für Aluminium wurde das Schrottaufkommen entsprechend der Nachfrage der Sektoren bzw. Anwendungsgebieten nach Stahl aufgeteilt: Analog zur sektoralen Nachfrage nach Stahl wird unterstellt, dass z.B. 26% des in der Modellierung verwendeten deutschen Stahlschrotts wieder zur Herstellung von Stählen für den Fahrzeugbau verwendet werden oder 35% des Stahlschrottes für die Nachfrage der Bauwirtschaft eingesetzt wird. Es wurde somit in diesen Abschätzungen nicht zwischen Schrotteinsatz im Bereich Hochofenprozess, wo Schrott zunächst zum Zweck der Kühlung eingesetzt wird und der Elektrostahlroute unterschieden, obwohl die Eigen- und Neuschrotte aus dem Mengenmodell herausgerechnet wurden.

Ursprünglich wurden, ähnlich wie bei Aluminium, rechnerische Schrottqualitäten berechnet. Diese ergaben sich aus einer gewichteten Verteilung der 30 verwendeten Stahllegierungen und einer Unterscheidung hinsichtlich niedriglegierter und hochlegierter Stahlschrotte. Daraus ergaben sich jedoch zwei Probleme. Zum einen sind die hochlegierten Stähle hinsichtlich ihrer chemischen Zusammensetzung sehr unterschiedlich. Werden alle diese verschiedenen Stahlsorten als rechnerische Schrottqualitäten zusammen betrachtet, würden bei jeder Simulation hohe Anteile an kostbaren Legierungselementen rechnerisch verloren gehen oder verdünnt werden müssen. Zudem werden wie im Fall von Aluminium nur Legierungselemente betrachtet, die in einer der Ziellegierung als Bestandteil angegeben sind. Typischen Verschmutzungen von Stahlschrott tauchen so aber in den Berechnungen entweder gar nicht oder nur in sehr geringen Konzentrationen auf, da z.B. Aluminium nur in einer oder zwei der 30 Ziellegierungen explizit als Legierungsbestandteil definiert ist. Entsprechend waren die ursprünglichen Simulationsergebnisse bei diesem Ansatz auch sehr unrealistisch.

Während der Bearbeitung des Stahlkapitels wurde von ALBA für die Sortier- und Analyseversuche in AP3 verschiedene post-consumer Shredderschrott-Proben zur Verfügung gestellt, deren chemische Zusammensetzung an Stelle der rechnerischen Schrottqualitäten verwendet werden konnten. Für die Berechnung in AP2.2 wurden drei Stahlschrottproben verwendet: ein Sample

mit Sorte 4-Stahlschrott, ein Cr-Stahlschrottmix und eine Cr-Ni-Stahlschrottmix. Alle drei Gruppen Schrott bestehen aus verschieden schweren Einzelteilen und wurden individuell in AP3 im Labor hinsichtlich ihrer chemischen Zusammensetzung untersucht. Anschließend wurde aus diesen individuell gemessenen chemischen Zusammensetzungen ein über das Gewicht der einzelnen Teile gewichteter Mittelwert für jede Schrottsorte errechnet, die für eine erneute Simulationen verwendet wurden. Aus den so definiert drei Schrottsamples (Sorte 4, Cr-Stahl, Cr-Ni-Stahl) werden die jeweiligen 30 Ziellegierungen modelliert. Dabei wurde die Annahme getroffen, dass die hochlegierten Stahlsorten, die sich zu sehr von den zwei Schrottsamples mit hochlegierten Cr-Ni- bzw. Cr-Stahl unterschiedenen eher mit Schrott der Sorte 4 hergestellt werden und fehlende Legierungsbestandteile hinzulegiert werden. Die Schrottproben mit hohem Cr- bzw. Cr-Ni-Bestandteilen werden somit nur für Stahlsorten verwendet, die eine hohen Nickel und/oder Chrom-Anteil enthalten. Insgesamt wurden die Herstellung von vier Ziellegierungen (1.4305, 1.4362, 1.4401 und 1.3965) mit dem dem Cr-Ni-Stahlschrott simuliert und vier Ziellegierungen mit dem Cr-Stahlschrott-Sample (1.4113, 1.4003, 1.4000, 1.4720). Die restlichen 22 Ziellegierungen wurden mit Hilfe der chemischen Zusammensetzung der niedriglegierten Sorte 4-Schrottprobe berechnet.

Die Auswahl der 30 Stahlsorten ergibt in der Summe über alle Sektoren bzw. Anwendungsgebieten und der jeweiligen Gewichtung eine Unterscheidung des Stahlschrotteinsatzes in Deutschland für das Jahr 2016 (siehe AP2.1), jedoch bereinigt um die Eigen- und Neuschrotte.

Die chemische Zusammensetzung der gewichteten Schrottsamples sind aus Tabelle 2-32 zu entnehmen.

Die Berechnung der Verluste und Nachverdünnungseffekte erfolgt wie für Aluminium mittels der HSC Sim-Simulationssoftware, die für die 30 verschiedenen Simulationen jeweils die Mengen Roheisen und Legierungsmetalle berechnet, die bei der Herstellung der Ziellegierungen hinzulegiert werden müssen, als auch die Mengen an Legierungselementen, die bei diesem Prozess in der Schlacke gebunden werden. Wie bei Aluminium, wurden die Legierungselemente, die im Schrott nachgewiesen wurden, aber nicht in der chemischen Zusammensetzung der Ziellegierung vorgesehen sind oder in der Schlacke landen, als Verluste definiert, die entweder im Stahl gebunden bleibt oder in Stäuben o.ä. übergehen. Die Modelrechnungen der 30 Ziellegierungen wurden in HSC Sim an verschiedenen Maximal-Werten an zulässigen Konzentrationen von nicht erwünschten Schrottbestandteilen wie Zinn oder Kupfer optimiert.

Tabelle 2-32: Chemischen Zusammensetzung der verwendeten Schrottsample in %

Element	Niedriglegierter Schrott Sorte 4, Anteil in %	Hochlegierter Schrott Cr-Ni-Stahl, Anteil in %	Hochlegierte Schrott Cr-Stahl, Anteil in %
Fe	95,655	68,950	80,913
C	0,049	0,114	0,141
Si	1,718	1,996	0,798
Mn	0,551	1,417	0,429
P	0,040	0,056	0,094
S	0,267	0,575	0,981
Cr	0,130	17,080	15,826
Ni	0,112	7,925	0,199

Element	Niedriglegierter Schrott Sorte 4, Anteil in %	Hochlegierter Schrott Cr-Ni-Stahl, Anteil in %	Hochlegierte Schrott Cr-Stahl, Anteil in %
Mo	0,010	0,506	0,026
V	0,000	0,000	0,000
Al	0,759	0,631	0,318
Cu	0,287	0,355	0,213
Ti	0,128	0,016	0,011
Zn	0,211	0,047	0,000
Pb	0,001	0,012	0,010
Mg	0,000	0,086	0,000
As	0,002	0,021	0,000
Co	0,018	0,081	0,008
Sn	0,025	0,023	0,013
W	0,030	0,041	0,012
Zr	0,002	0,000	0,000
Nb	0,000	0,008	0,007
Ag	0,000	0,005	0,000
Cd	0,000	0,006	0,000
In	0,000	0,048	0,000
Te	0,002	0,001	0,000
Ta	0,000	0,001	0,000
Bi	0,002	0,000	0,000

Ergebnisse

Die Simulationsberechnungen für die 30 Ziellegierungen sind den Tabellen 2-33 bis 2-35 dargestellt. In jedem Sektor/Anwendungsbereich wurde jede Ziellegierung individuell berechnet und anschließend auf den Gesamtsektor/Anwendungsgebiet aggregiert. Die drei verschiedenen Ergebnismodule (Nachverdünnung, Schlacke, sonstige Verlust) sind für den Status Quo in Deutschland (2016) in den nachfolgenden Tabellen dokumentiert. Manche chemischen Elemente kommen in mehreren der Ergebnismodule vor: So wird Chrom zum einen hinzulegiert und ist damit in der Ergebnistabelle der Nachverdünnung zu finden, teilweise wandert Chrom aber auch in die Schlacke. Nickel wiederum ist ebenfalls ein Legierungsmetall, dass wieder hinzulegiert werden muss, zum Teil aber bereits über damit „verunreinigten“ Schrott in den Herstellungsprozess einfließt. Und es gibt Stoffe wie Kalzium, die nicht durch den Schrott in den Kreislauf eingeschleust werden, sondern im Herstellungsprozess als Verschlackungsmittel hinzugefügt werden und sich in der Schlacke binden.

Tabelle 2-33: Ergebnisse der Simulationsrechnung für den Nachverdünnungseffekt in t, Deutschland 2016

Element	Fahrzeugbau	Bau-industrie	Maschinenbau	Metallwaren	Rohre	Haushaltswaren	Sonstige
Schrotteinsatzmenge	2.249.833	3.028.621	951.852	1.038.384	778.788	173.064	432.660
Fe	1.487.177	2.166.089	661.583	851.545	690.600	156.717	582.498
C	4.764	16.901	2.392	12.637	1.353	110,3	360,5
Si	15.901	4.329	2.922	4.264	2.777	490,1	2.016
Mn	25.801	21.894	8.632	4.092	7.308	1.091	24.927
P	4.240	10.893	93,7	724,0	2.698	69,2	122,7
S	2.156	6.936	16.729	0,0	0,0	0,0	0,0
Cr	121.152	3.567	13.409	3.409	352	2.295	45.475
Ni	7.376	0,0	7.305	465,9	381,6	0,0	10.097
Mo	1.271	0,0	1.483	232,8	0,0	0,0	0,0
V	452,5	0,0	194,0	223,9	0,0	0,0	0,0
Al	164,2	0,0	0,0	0,0	410,1	0,0	0,0
Cu	518,5	42,8	156,5	0,0	0,0	0,0	0,0
Ti	0,0	0,0	0,0	0,0	97,3	0,0	631,3

Tabelle 2-34: Ergebnisse der Simulationsrechnung für die Verluste in Schlacken in t, Deutschland 2016

Element	Fahrzeugbau	Bau-industrie	Maschinenbau	Metallwaren	Rohre	Haushaltswaren	Sonstige
Schrotteinsatzmenge	2.249.833	3.028.621	951.852	1.038.384	778.788	173.064	432.660
Al	140.120	150.089	59.308	65.730	49.297	10.282	24.739
Bi	213,7	301,3	91,9	103,8	77,9	15,6	30,3
Cr	18.235	11.262	7.705	830,7	623,0	5.183	19.310
Fe	248.595	201.305	106.758	119.830	89.872	18.495	37.196
Mg	12.425	14.719	5.124	5.503	4.128	910,3	2.871
Mn	73.671	98.323	31.451	34.994	26.245	5.514	12.101
Si	339.882	494.815	143.038	157.627	118.220	24.847	63.783
Ta	5,6	1,5	1,0	0,0	0,0	0,0	6,5
Ti	23.004	35.091	9.860	11.111	8.333	1.682	3.396

Tabelle 2-35: Ergebnisse der Abschätzung sonstiger Verluste (gebunden im Stahl bzw. Staub) in t, Deutschland 2016

Element	Alle Sektoren/Anwendungsgebiete
Schrotteinsatzmenge	8.653.203
Ni	9.105
Mo	1.900
Al	48.635
Cu	20.810
Zr	186,4
Nb	23,7
W	2.586
Co	1.633
Sn	2.174
Zn	17.732
Pb	148,8
As	185,7
Cd	9,1
In	180,8
Te	9.105

Aus den Tabellen 2-33 bis 2-35 wird deutlich, dass in Deutschland im Jahr 2016 rund 8,65 Mio. t EoL-Stahlschrott zur Produktion von neuen Stahllegierungen eingesetzt wurden. Von den drei betrachtetet Effekten, die entweder durch unzureichende Sortierung oder technologisch durch den Produktionsprozess entstehen, ist der Nachverdünnungseffekt der Stärkste. Insgesamt ergeben sich aus den 30 Simulationsrechnungen mit den definierten Ziellegierungen und den verwendeten Schrottqualitäten ein Bedarf zur Nachverdünnung bzw. Auflegierung von 7,03 Mio. t. Davon waren 6,6 Mio. t Roheisen, gefolgt von 190 kt Chrom, 94 kt Mangan, 26 kt Nickel, die für die Herstellung der Ziellegierungen zulegiert werden müssen. Der Bedarf an Molybdän, Vanadium oder Titan zum Auflegieren liegt hingegen zusammen unter 5 kt. Der Gesamtmetallinput aus EoL Schrott plus notwendiger Nachlegierung betrug demnach rund 15,7 Mio. t

Gleichzeitig gehen 3,15 Mio. t an metallischen Rohstoffen im Herstellungsprozess zunächst in der Schlacke verloren. Inwieweit diese Stahlwerksschlacken wiederaufbereitet werden, hängt stark von der Konzentration der teuren Rohstoffe und dem Aufwand der Aufbereitung ab. Die 3,15 Mio. t an Schlackeverlusten sind vor allem durch Silizium (1,34 Mio. t), Roheisen (0,82 Mio.) und Aluminium (0,50 Mio. t) bestimmt. Weiterhin gehen 283 kt Mangan, 63 kt Chrom und 46 kt Magnesium in der Schlacke verloren.

Die Simulationsergebnisse zeigen nicht an, welche Mengen an Legierungselementen im Stahl selbst gebunden bleiben, aber eigentlich als Störstoff eingeflossen sind, bzw. welche Metalle als Legierungselemente oder Störstoffe zwar im Schmelzprozess über das Rauchgas oder andere Stäube ausgeschleust werden. Diese Mengen wurden im Projekt abgeschätzt indem die entspre-

chenden Legierungskonzentrationen im Schrott abgeglichen werden mit der chemischen Zusammensetzung der Ziellegierung und den Ergebnissen der Simulationsrechnungen. Ist die im Schrott nachgewiesene Konzentration eines Elementes weder Teil der Ziellegierung noch in den Verlusten der Schlacke enthalten werden die sich daraus ergebenden Mengen als Verluste interpretiert, die entweder dadurch entstehen, dass dieses Element im Stahl gebunden bleibt (Kupfer z.B.) oder im Staub/Rauchgas aufgefangen wird (z.B. Blei). Diese Mengen sind in Tabelle 2-35 für die Gesamtmenge des Schrotteinsatzes und alle 30 Ziellegierungen aufgeführt. Danach wird in diesem Projekt die Menge an dieser Form von Verlusten auf insgesamt 105 kt geschätzt. Rund die Hälfte davon sind Verluste an Aluminium (49 kt) gefolgt von Kupfer (21 kt), Zink (18 kt) und Nickel (9 kt).

Mit Blick auf die Entwicklung bis 2030 kann für Deutschland festgehalten werden, dass die Menge an Stahlschrott nur geringfügig ansteigen wird. Aufgrund der Annahmen in AP2.1 wird geschätzt, dass sich die Mengen an EoL-Stahlschrott in Deutschland von 8,65 Mio. t in 2016 auf 9,2 Mio. t bis 9,9 Mio. t im Jahr 2030 erhöhen wird. Die Gewichtung der Sektoren-/ Anwendungsbereich und damit auch die Gewichtung der 30 Ziellegierung ändert sich bis zum Jahr 2030 nur sehr geringfügig. Dementsprechend ähnlich verhalten sich die Details der Ergebnisse in Jahr 2030.

Bei dem unteren Bereich des EoL-Schrotteinsatzes im Jahr 2030 von 9,2 Mio. t wäre der Nachverdünnungseffekt 7,5 Mio. t, davon wiederum 7,0 Mio. t Roheisen und den beiden großen Anteilen an zulegierten Legierungselemente Chrom (202 kt) und Mangan (100 kt). Bei der Maximum Abschätzung mit einem Schrottaufkommen von 9,9 Mio. t würden sich die Werte entsprechend noch geringfügig erhöhen: Insgesamt würden 8,0 Mio. t an Metallen zum Nachverdünnen und Auflegieren hinzugegeben werden, davon 7,5 Mio. Roheisen, 217 kt Chrom und 107 kt Mangan.

Die Verluste in Schlacken würden nach den Simulationsrechnungen im Bereich von 3,35 Mio. bis 3,60 Mio. t liegen. Auch in 2030 würden diese Verluste vor allem aus Silizium (1,42 Mio. t – 1,53 Mio. t), Roheisen (0,87 Mio. t – 0,94 Mio. t) und Aluminium (0,53 Mio. t – 0,57 Mio. t) bestehen. Die Verluste an Metallen, die im Stahl gebunden bleiben bzw. in Stäuben gebunden sind, belaufen sich demnach im Jahr 2030 auf 112 kt bis 120 kt. Wie auch in den Ergebnissen des Jahres 2016 sind hier vor allem Aluminium (41,7 kt – 55,6 kt), Kupfer (22,1 kt – 23,5 kt), Zink (18,8 kt – 20,3 kt) und Nickel (9,7 kt – 10,4 kt) von Bedeutung.

Umweltbewertung der Verluste und Nachverdünnungseffekte

Wie auch im Bereich Aluminium wurden die Mengenmodelle der Verluste und Nachverdünnungseffekte mit den drei Umweltbewertungsindikatoren KRA, KEA und Carbon Footprint verknüpft um die Umweltwirkungen entlang der Prozesskette für die Metalle abzubilden, die aufgrund des Nachverdünnungseffektes zusätzlich benötigt werden bzw. durch die Verluste verloren gehen.

Bei einer umfassenden Umweltbewertung müsste eine mögliche Aufbereitung der Schlacken und Stäube zum Zwecke der Rückgewinnung von Legierungsmetallen entsprechend im Mengenmodell gegengerechnet werden. Diese detaillierte Betrachtung war jedoch nicht Bestandteil dieses Projektes.

Bei der Auswahl der Prozessdaten für die Nachverdünnungseffekte wurden, wenn möglich Ferro-Prozesse verwendet, also Prozessdaten wie Ferrochrom statt Chrom. Die niedrigere Konzentration der Legierungsmetalle (z.B. 68% Chromgehalt in Ferrochrom) wurde in der Berechnung berücksichtigt. Der restliche Anteil wurde vereinfacht als Eisen interpretiert und der Nachfrage nach Roheisen entsprechend gegengerechnet.

Kohlenstoff, Schwefel und Phosphor wurden als Stoffe interpretiert, die in den chemischen Zusammensetzungen in der Regel als Maximal-Werte (Schwefel, Phosphor) beschrieben sind oder deren Wert (Kohlenstoff) über die Zugabe von Roheisen gesteuert wird. Für diese drei Elemente sind in den Simulationsergebnissen zwar Mengen an Zulegierung errechnet wurden, allerdings nur, weil sie mit ihrem Maximal-Wert in der Modellierung berücksichtig wurden. Für die Umweltbewertung wurden diese Elemente nicht berücksichtigt. Die Zugabe von Kalzium als Entschlackungsmittel wurde ebenfalls nicht mit in die Umweltbewertung aufgenommen. Wie im Kapitel zu Aluminium konnten bis auf Vanadium für alle Prozesse entweder EcoInvent-Prozess-Daten oder ProBas-Daten verwendet werden und so die Koeffizienten der drei Umweltindikatoren ermittelt werden (Tabelle 2-36).

Tabelle 2-36: Prozessnamen und Koeffizienten für die Umweltbewertung bei Stahllegierungen

Element	Name des EcoInvent/ProBas Prozesse	KRA (kg/kg)	KEA (MJ/kg)	Carbon Footprint (kg/kg CO_2-Equ.)
Fe	market for pig iron | pig iron | APOS, U	5,85	16,03	2,10
Si	market for ferrosilicon | ferrosilicon | APOS, U	6,60	118,47	3,56
Mn	market for ferromanganese, high-coal, 74.5% Mn | ferromanganese, high-coal, 74.5% Mn | APOS, U	12,98	22,61	1,16
Cr	market for ferrochromium, high-carbon, 68% Cr | ferrochromium, high-carbon, 68% Cr | APOS, U	11,47	35,27	2,19
Ni	market for ferronickel, 25% Ni | ferronickel, 25% Ni | APOS, U	56,69	135,10	9,21
Mo	Molybdän (2000), ProBas	989,00	148,89	8,78
V	Kein Prozess in EcoInvent oder ProBas			
Al	market for aluminium, primary, liquid | aluminium, primary, liquid | APOS, U	13,87	238,89	25,13
Cu	market for copper, cathode | copper, cathode | APOS, U	184,45	168,74	7,90
Ti	market for titanium, primary | titanium, primary | APOS, U	301,50	452,98	31,88
Zr	market for zircon, 50% zirconium | zircon, 50% zirconium | APOS, U	162,57	20,27	1,48
Nb	Niob- und Tantalkonzentrat (2000), ProBas	13,60	3,58	0,18
W	Wolfram (2000), ProBas	343,00	52,41	2,91
Co	market for cobalt | cobalt | APOS, U	63,12	140,06	10,67
Sn	market for tin | tin | APOS, U	1184,00	320,17	21,41
Zn	market for zinc | zinc | APOS, U	21,77	56,67	4,74
Pb	market for lead | lead | APOS, U	10,77	31,53	2,54
Mg	market for magnesium | magnesium | APOS, U	73,42	1281,98	52,79

Ele-ment	Name des EcoInvent/ProBas Prozesse	KRA (kg/kg)	KEA (MJ/kg)	Carbon Footprint (kg/kg CO_2-Equ.)
As	Arsen (2004), ProBas	24,90	16,51	1,11
Ag	market for silver | silver | APOS, U	6335,97	6052,85	400,64
Cd	market for cadmium | cadmium | APOS, U	1,26	16,20	1,04
In	market for indium | indium | APOS, U	925,80	2548,88	214,76
Te	market for tellurium, semiconductor-grade | tellurium, semiconductor-grade | APOS, U	103,08	188,55	9,76
Ta	market for tantalum, powder, capacitor-grade | tantalum, powder, capacitor-grade | APOS, U	388,93	4997,71	312,25
Bi	Wismut (2000), ProBas	93,00	343,86	22,19

Wie zuvor gesehen wurden in 2016 in Deutschland 8,65 Mio. t EoL-Stahlschrotte wieder zur Herstellung von Stahllegierungen verwendet. Über die Nachverdünnungseffekte werden zu diesen 8,65 Mio. t 7,03 Mio. t Roheisen und Legierungsmetalle hinzulegiert. Damit werde somit 15,7 Mio. t Stahllegierungen hergestellt. Dies entspricht ca. 35% des Stahlangebotes in Deutschland bzw. 38,5 % der Nachfrage von 40,7 Mio. t (siehe Tabelle 2-7). Gleichzeitig summieren sich die Metallverluste auf 3,3 Mio. t

Die Summe der Verluste und die Mengen an zulegiertem Metall haben einen kumulierten Rohstoffaufwand von 109 Mio. t, der kumulierten Energieaufwand beträgt in Summe 519 Mio. GJ und der Carbon Footprint beträft 41,7 Mio. t THG in CO_2-Äquivalent.

Tabelle 2-37: Zusammenfassende Umweltwirkung aller drei Effekte im Bereich Stahlrecycling für Deutschland 2016

Element	KRA in 1000 t	KEA in 1000 GJ	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Equ.
Fe	36.274	99.360	13.003
Si	8.806	158.096	4.750
Mn	6.023	10.491	537,9
Cr	3.297	10.141	628,5
Ni	4.038	9.622	655,6
Mo	4.833	727,7	42,9
V	0,00	0,00	0,00
Al	7.413	127.642	13.427
Cu	3.971	3.633	170,0
Ti	27.397	41.161	5.997
Zr	60,6	7,56	0,55
Nb	0,32	0,08	0,00
W	886,9	135,5	7,52

Element	KRA in 1000 t	KEA in 1000 GJ	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Equ.
Co	103,1	228,8	17,4
Sn	2.574	696,0	46,5
Zn	386,0	1.005	84,0
Pb	1,60	4,69	0,38
Mg	3.210	56.047	2.308
As	4,62	3,07	0,21
Cd	0,01	0,15	0,01
Te	18,6	34,1	1,77
Ta	20,1	40,4	2,53
Bi	152,5	281,9	18,2
Total	**109.470**	**519.357**	**41.700**

Bis zum Jahr 2030 erhöht sich die EoL-Stahlschrottmenge in Deutschland auf 9,2 bis 9,9 Mio. t, mit Nachverdünnungseffekten von 7,5 Mio. t bis 8,0 Mio. t an zusätzlich benötigtem Roheisen und Legierungsmetallen. Die Umweltwirkungen dieser insgesamt dann herzustellenden Menge an Stahllegierungen von 16,7 Mio. t bis 17,9 Mio. t sind in Tabelle 2-38 zusammengefasst für alle drei Effekte dargestellt. Der KRA steigt gegenüber dem Jahr 2016 von 109 Mio. t auf 116 bis 125 Mio. t an. Ebenso der KEA (von 519 Mio. GJ auf 552 bzw. 594Mio. GJ) und dem Carbon Footprint, der sich von 41,7 Mio. t CO_2-Äquivalent auf 44,3 bis 47,7 Mio. t CO_2-Äquivalent erhöht, wenn für das Jahr 2030 die gleiche Schrottzusammensetzung wie Sortiereffizienz des Jahres 2016 unterstellt wird.

Tabelle 2-38: Zusammenfassende Umweltwirkung aller drei Effekte im Bereich Stahlrecycling für Deutschland 2030

Element	KRA 2030 min in 1000 t	KEA 2030 min in 1000 GJ	Carbon Footprint 2030 min. in 1000 t CO_2-Equ	KRA 2030 max. in 1000 t	KEA 2030 max. in 1000 GJ	Carbon Footprint 2030 max. in 1000 t CO_2-Equ.
Fe	38.584	105.686	13.831	41.485	113.632	14.871
Si	9.366	168.163	5.053	10.070	180.805	5.432
Mn	6.406	11.159	572,2	6.888	11.998	615,2
Cr	3.507	10.786	668,5	3.771	11.597	718,8
Ni	4.295	10.235	697,4	4.618	11.004	749,8
Mo	5.141	774,0	17,9	5.528	832,2	19,2
V	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Al	7.885	135.770	14.282	8.478	145.977	15.356
Cu	4.224	3.864	180,9	4.541	4.154	194,4

Ele-ment	KRA 2030 min in 1000 t	KEA 2030 min in 1000 GJ	Carbon Foot-print 2030 min. in 1000 t CO_2-Equ	KRA 2030 max. in 1000 t	KEA 2030 max. in 1000 GJ	Carbon Foot-print 2030 max. in 1000 t CO_2-Equ.
Ti	29.141	43.782	6.379	31.332	47.074	6.859
Zr	64,5	8,04	0,59	69,3	8,64	0,63
Nb	0,34	0,09	0,00	0,37	0,10	0,00
W	943,4	144,2	8,00	1.014	155,0	8,60
Co	109,6	243,3	18,5	117,9	261,6	19,9
Sn	2.738	740,3	49,5	2.943	795,9	53,2
Zn	410,6	1.069	89,3	441,5	1.149	96,0
Pb	1,70	4,99	0,40	1,83	5,37	0,43
Mg	3.414	59.616	2.455	3.671	64.098	2.640
As	4,92	3,26	0,22	5,29	3,51	0,24
Cd	0,01	0,16	0,01	0,01	0,17	0,01
Te	19,8	36,3	1,88	21,3	39,0	2,02
Ta	10,7	43,0	2,69	11,5	46,2	2,89
Bi	81,1	299,8	19,3	87,2	322,4	20,8
Total	**116.349**	**552.426**	**44.327**	**125.096**	**593.958**	**47.660**

2.3.1.3 Kupfer

Als Basismetalle unterscheiden sich Kupfer und Zink deutlich von Stahl und Aluminium. Die Anzahl der jeweiligen Legierungen auf Basis von Zink und Kupfer sind deutlich geringer als für Aluminiumknetlegierungen oder Stahllegierungen. Relevante Teile der Verluste an Kupfer und Zink sind zudem jeweils schon in den Kapiteln zu Aluminium und Stahl dokumentiert.

Statt aufwendiger Simulationsrechnungen für die restlichen Verluste, die nicht im Bereich des Stahl- und Aluminiumkreislaufs entstehen, wurde ein iteratives Vorgehen gewählt, dass die sonstigen mengenmäßig relevanten Verluste und Umweltwirkungen im Stoffsystem Kupfer und Zink darstellen sollen.

Wie im Kapitel zu Kupfer in AP 2.1 deutlich wird, ist die Nachfrage nach Kupfer vor allem durch reines Kupfer bzw. Kupfer mit sehr geringen Legierungsbestandteilen von insgesamt <5% und durch Messing bestimmt. Messing und reines Kupfer entsprechen knapp 80% der Kupfernachfrage. Dies ist sowohl in Deutschland (80%), Europa (78%) als auch weltweit (78%) der Fall.

Grundsätzlich ist Kupfer sehr gut recyclingfähig und die Legierungsbestandteile von Kupferlegierungen wie Zink im Messing oder Blei und Zinn in Bronze können durch Oxidation oder Verdampfung aus der Schmelze entfernt werden (Steger et al. 2019). Neben Verlusten, die in der Produktion von Kupfer entstehen, können Kupferverluste auch aus kupferhaltigen Restabfällen entstehen, die nach der thermischen Verwertung nur zu rund der Hälfte wiedergewonnen werden. Die nicht aufbereiteten Kupfergehalte in Restabfällen werden anschließend deponiert. Im UBA-Projekt „Stoffstromorientierte Ermittlung des Beitrags der Sekundärrohstoffwirtschaft zur Schonung von Primärrohstoffen und Steigerung der Ressourcenproduktivität (ReSek)“ (Steger

et al. 2019) wurde diese Menge für Deutschland im Jahre 2013 auf 25 kt geschätzt. Die Betrachtungen liegen jedoch außerhalb der Systemgrenzen dieses Projektes, bei der es um Verluste durch unzureichende Sortierung innerhalb des Metallrecyclings geht.

In den im Laufe des Projektes zur Verfügung gestellten Aluminiumschrotten, die für die Berechnung in AP2.2. allerdings nicht zum Einsatz kamen, sind in der Untersuchung der einzelnen Schrottteile und der anschließenden Gewichtung über das Gewicht der einzelnen Teile eine durchschnittliche Kupfer-Konzentration zw. 0,4% und 1,6% je nach Schrottsorte ermittelt worden. In den theoretischen Schrottqualitäten, die für die Aluminium-Berechnungen gebildet wurden, lag der Kupferanteil je nach Legierungsgruppe zw. 0,05% und 0,74%. Mit Ausnahme der 2xxx-Gruppe, die die Gruppe der Aluminium-Kupfer-Legierungen darstellen, weshalb hier der rechnerische Anteil an Kupfer 3,9% betrug. Damit wird klar, dass die Kupferverunreinigung in den Aluminiumberechnungen mittels der theoretischen Schrottqualitäten tendenziell zu niedrig sind, was erklären kann, wieso in diesen Simulationsrechnungen für die Herstellung von Aluminiumknetlegierungen zwar zusätzliche Kupferbedarfe durch den Nachverdünnungseffekt angezeigt wird (0,4 kt), aber keine Kupferverluste im Aluminiumkreislauf. Zumal für die Simulationsrechnungen nur ein Teil der Schrottmenge verwendet wurde. In Steger et al. (2019) wurden für das Jahr 2013 in Deutschland 44,7 kt an Kupferverlusten über den Aluminiumkreislauf abgeschätzt. Hierbei wurde eine durchschnittliche Kupferkonzentration in Aluminiumschrotten von 1,5% angenommen. Allerdings ist in einigen Aluminiumlegierungen ein bestimmter Kupfergehalt vorgesehen, so dass eigentlich nicht der gesamte Kupfergehalt in Aluminiumschrotten als Verlust gewertet werden kann.

Wie im Abschnitt zu Stahl dargestellt, ist auch in den Stahlschrotten ein gewisser Anteil von Kupfer enthalten. Laut den Berechnungen für Stahl im vorherigen Kapitel, wird kupferhaltiger EoL-Stahlschrott auch für die Herstellung von Stahllegierungen ohne vorgesehenen Kupferanteile verwendet, was zu Verlusten von 23,8 kt an Kupfer führt, die im Stahlkreislauf im Jahr 2016 in Deutschland verloren gehen. In Steger et al. (2019) wurde dieser Anteil für das Jahr 2013 auf 49,6 kt geschätzt. Grundlage der dortigen Schätzung war allerdings die Annahme einer durchschnittlichen Kupferkonzentration im gesamten Stahlschrott von 0,2%. Hinzu kommt ein zusätzlicher Kupferbedarf von 0,8 kt, der sich aufgrund von Zulegierung im Rahmen von Verdünnungseffekten bei wenigen Stahllegierungen ergeben hat, in denen laut chemischer Zusammensetzung Kupfer enthalten ist. Unter Beachtung, dass für die hier durchgeführten Simulationen nur rund 50% der in Deutschland anfallenden Schrotte verwendet wurden, liegt das Verhältnis von Kupferverlusten von 23,8 kt bezogen auf 8,65 Mio. t Schrotteinsatz anteilig auf ähnlichem Niveau wie die Abschätzung in ReSek, die allerdings auf die Gesamtmenge an Stahlschrott, also auch auf den hohen Anteil an Neu- und Eigenschrotten bezogen wurde. Von daher dürften die Kupferverluste, die in diesem Projekt eingeschätzt wurden, realistischer sein.

Die Umweltbewertung, die sich aus den Verlusten bzw. zusätzlichem Bedarf an reinem Kupfer bei der Herstellung von Aluminium- und Stahllegierungen ergeben, sind in den Ergebnissen dieser beiden Kapitel enthalten. An dieser Stelle soll auf den zweiten großen kupferbasierte Schrottort Bezug genommen werden: Messingschrott und seine Vermischung mit anderen kupferhaltigen Schrotten, so dass ein Teil des Messings nicht direkt wieder innerhalb des Messingkreislaufes von Blockmetallhersteller eingeschmolzen werden, sondern in der Raffination von low-grade Kupferschrott gelangt. Dabei wird Kupfer rezykliert und das im Messing enthalten Zink erst im Flugstaub als KRS-Oxid angereichert und ausgeschleust und anschließend unter hohem Energieaufwand aufbereitet.

Für den Kupferanteil im Messing liegt die Umweltwirkung letztlich im Unterschied zwischen der Direkteinschmelze und einer Raffination mit Sekundärmaterial. Für die Direkteinschmelze gibt es keine Prozess-Daten in EcoInvent oder ProBas. Ebenso gibt es in der verwendetet EcoInvent-

Datenbank 3.3 keine reinen Sekundär-Kupferprozesse. Allerdings wurde im Rahmen von ReSek hierzu auf EcoInvent 2.2. zurückgegriffen, in der solche Sekundärprozesse noch enthalten waren. In ReSek wurden weiterhin eigene KRA und KEA-Koeffizienten für die die Direkteinschmelzung von Messing berechnet. Die Umweltwirkung des Kupferanteils im Messing, der in die Raffination statt in die Direktschmelze geht, liegt also in den Differenzen der KRA- und KEA-Koeffizienten von Direkteinschmelzung und Raffination von Sekundärkupfer. Um auch den Carbon Footprint rechnen zu können, wird der KEA näherungsweise mit dem Carbon Footprint-Koeffizienten des deutschen Strommixes verknüpft.

Die Abschätzung der Menge an Kupferschrott und dem darin enthaltenen Messinganteil wurde in AP2.1 für Deutschland in enger Orientierung an der Vorgehensweise in ReSek durchgeführt. In Summe wird geschätzt, dass in Deutschland 2016 693 kt an Kupferschrott anfielen und davon 182 kt an Kupfergehalt in Messingschrotten[9] waren. Dies entspricht 28,7% der Menge an Kupferschrott in Deutschland. Wie in ReSek wird geschätzt, dass 31% der Messingschrotte (oder 55,2 kt an Kupfergehalt) nicht von den niedriglegierten Kupferschrotten getrennt werden und in den Raffinationspfaden von niedriglegiertem Kupferschrott einfließen.

Weitere 340 kt an Kupferschrott sind nach der Abschätzung in diesem Projekt reines oder niedriglegiertes Kupfer aus Kabeln, Spulen oder ähnlichem Leitermaterial. Dies entspricht 53% der Gesamtmenge an Kupferschrott. Grundsätzlich liegen über den anderen Kupferlegierungen (Bronze-, Kupfer-Nickel-Legierungen oder Kupfer-Aluminium-Legierung) wenige Information über die Recyclingwege und den damit verbundenen Verlusten vor. Da sie im Vergleich zu Messing und reinen bzw. niedriglegiertem Kupfer mengenmäßig von untergeordneter Bedeutung sind (in Summe 113 kt), wurden sie in diesem Projekt hinsichtlich der Umweltwirkung auf Grund von unzureichender Sortierung nicht weiter untersucht.

Über die legierungsspezifische Zusammensetzung der Summe an Altschrotten, die über die Raffination von Kupferschrotten rezykliert werden, liegen keine Informationen vor. Minus des Messinganteils sind dies 226 kt in Deutschland im Jahr 2016. Ebenso ist die Zusammensetzung der 228 kt an Neuschrotten aus der Halbzeugverarbeitung, die in Form von Direktumschmelze zu neuen Produkten verarbeitet werden können, unbekannt. Daher wurde eine Verteilung entsprechend des Anteils an der Gesamtschrottmenge auch für die beiden genannten Schrottqualitäten unterstellt. D.h. der Anteil, des um den Messinganteil bereinigten Altschrottes, besteht zu 75% aus reinen bzw. niedriglegiertem Kupfer und die restlichen 25% aus den hier nicht näher untersuchten restlichen Kupferlegierungen. Daraus ergibt sich folgendes Mengenmodell und deren Recyclingpfad.

Tabelle 2-39: Zusammensetzung Kupferschrotte in Deutschland 2016, in Tonnen

Schrottkategorie	Menge	Art des Recyclings
Kupfer aus der Aufbereitung von Altschrotten	280.952	Raffination
Davon reines Kupfer/niedriglegiertes Kupfer	55.248	Raffination
Davon Messing (Anteil Kupfer)	169.278	Raffination
Davon sonstige Kupferlegierungen	56.426	Raffination

[9] In allen Berechnungen zu Messing wird von einem Kupfergehalt von 61% Kupfer und 39% Zink im Messing ausgegangen. De Werte in den Kapiteln zu Kupfer und Zink beziehen sich jeweils nur auf die enthaltene Metallmenge des entsprechenden Kapitels. In diesem Fall nur auf den Kupferanteil.

Schrottkategorie	Menge	Art des Recyclings
Kupfer Neuschrotte	227.892	Direkteinschmelzung
Davon reines Kupfer/niedriglegiertes Kupfer	170.919	Direkteinschmelzung
Davon sonstige Kupferlegierungen	56.973	Direkteinschmelzung
Messingschrott zum Direkteinschmelzen	127.112	Direkteinschmelzung
Summe Raffination	280.952	
Summe Direkteinschmelzung	355.003	
Gesamt	**635.955**	

Bis zum Jahr 2030 wird die Menge an Kupferschrott auf 813 kt bis 914 kt ansteigen. Der Anteil der verschiedenen Legierungen an der Gesamtmenge an Kupferschrott sowie die Verteilung der Mengen, die über Direkteinschmelzung bzw. über den Weg der Raffination wiedergewonnen werden, bleiben gegenüber 2016 gleich. Daraus ergeben sich für das Jahr 2030 in Deutschland folgendes Recyclingpfade für Gesamtmenge an Kupferschrott

Tabelle 2-40: Zusammensetzung Kupferschrotte in Deutschland 2030, in Tonnen

Schrottkategorie	Menge 2030 min.	Menge 2030 max.
Kupfer aus der Aufbereitung von Altschrotten	359.336	403.999
Davon reines Kupfer/niedriglegiertes Kupfer	70.661	79.444
Davon Messing (Anteil Kupfer)	216.506	243.416
Davon sonstige Kupferlegierungen	72.169	81.139
Kupfer Neuschrotte	291.472	327.701
Davon reines Kupfer/niedriglegiertes Kupfer	218.604	245.776
Davon sonstige Kupferlegierungen	72.868	81.925
Messingschrott zum Direkteinschmelzen	162.575	182.783
Summe Raffination	359.336	403.999
Summe Direkteinschmelzung	454.048	510.483
Gesamt	**813.384**	**914.483**

Aufgrund der unterschiedlichen Schmelztemperatur unterscheiden sich die Umweltindikatoren für reines Kupfer und Messing sowohl für die Raffination als auch hinsichtlich der Direkteinschmelzung geringfügig. Um einen Koeffizienten für den Carbon Footprint bestimmen zu können, wurde näherungsweise der Carbon Footprint des deutschen Strommixes in im Jahr 2016 in Höhe von 523 g/kWh verwendet und über Umrechnungen der kWh in MJ (1 kWh = 3,6 MJ) für die KEA-Berechnung angewandt.

Tabelle 2-41: Koeffizienten für die Berechnung der Umweltwirkung der Raffination von reinem Kupfer und Messing im Vergleich zur Direkteinschmelzung

Schrottkategorie	Kupferraffination Sekundärmaterial	Direkteinschmelzung Kupfer	Raffinadenkupfer aus Messing	Direkteinschmelzung Messing
KRA in kg/kg	9,05	0,2	9,1	0,16
KEA in MJ/kg	28,1	7,53	28,1	6,30

Die Umweltwirkung ergibt sich aus der Differenz der Koeffizienten zwischen Raffinadenkupfer und der Möglichkeit der Direkteinschmelzung, wenn alle Kupferschrotte in ausreichend guter Sortierreinheit vorliegen würden. Aus Tabelle 2-41 wird ersichtlich, dass 169 kt reines Kupfer bzw. niedriglegiertes Kupfer aus Quellen stammen, die eine Direkteinschmelzung nicht zu lassen und daher als low-grade-Kupferabfall in die Kupferraffination gehen. Gleichzeitig gingen im Jahr 2016 auch 55 kt Kupfergehalt in Messingschrotten diesen Recyclingweg. Dies ergibt eine gemeinsamen KRA von 1,99 Mio. t, wovon 494 kt aus dem Kupferanteil im Messingschrott stammt, der in die Raffination geht. Der KEA für beide Schrottanteile, die per Raffination recycelt werden müssen, beträgt 4,67 Mio. GJ. Mit spezifischen THG-Emissionen der deutschen Stromerzeugung (in CO_2-Äquivalenten) im Jahr 2016 von 0,145 kg/MJ ergibt dies einen Carbon Footprint des kumulierten Energiebedarfes von 680 kt CO_2-Äqu. (Tabelle 2-42).

Für das Jahr 2030 wird näherungsweise die gleichen spezifischen THG-Emissionen der deutschen Stromerzeugung (in CO_2-Äquivalenten) wie im Jahr 2016 unterstellt, obwohl der Anteil von erneuerbaren Energien im Jahr 2030 noch einmal deutlich höhere sein wird als im Jahr 2016. Allerdings sind in den vorwendeten Prozessdaten aus EcoInvent oder ProBas ebenfalls keine Änderung in den dort verwendeten Energieprozessen vorgenommen worden, wenn die Abschätzung der Umweltauswirkungen für das Mengenmodell des Jahres 2030 vorgenommen wurde.

Unter diesen Annahmen ergibt sich für 2030 ein KRA von 2,55 bis 2,86 Mio. t. Der KEA steigt bis 2030 auf 5,99 Mio. GJ bis 6,74 Mio. GJ und daraus ergibt sich ein Carbon Footprint von 869 kt bis 977 kt.

Tabelle 2-42: Umweltbewertung des Kupferschrott-Recyclings über den Weg der Raffination von Sekundärmaterial

Schrottkategorie	Deutschland 2016	Deutschland 2030 min	Deutschland 2030 max
KRA in 1000 t	1.992	2.548	2.864
KEA in 1000 GJ	4.686	5.994	6.739
Carbon Footprint in 1000 t	680	869	977

2.3.1.4 Zink

Die Nachfrage nach Zink und damit auch das Angebot an zinkhaltigen Schrotten wird neben dem Zinkanteil in Messing vor allem durch verzinkten Stahl und Zink-Halbzeuge/Zinkdruckguß bestimmt. Alle drei Bereiche umfassen 88% der Zinknachfrage in Deutschland. In Europa und weltweit sind die Anteile ähnlich, allerdings global mit höheren Anteilen an verzinktem Stahl und geringeren Anteilen an Messing.

Das Zinkstoffflusssystem ist komplex und die Datensituation über Verwertungswege und Schrottzusammensetzung ausgesprochen mangelhaft. Aus den Recherchen im Rahmen des UBA-

Projektes „ReSek“ (Steger et al. 2019) wissen wir z.B., dass der Zinkanteil im Messing, der über die Kupfer-Raffination aufbereitet wird und somit als KRS-Oxid anfällt, nicht wieder zur Messingherstellung verwendet wird, sondern zur Herstellung von Zinkoxiden und Zinkstäuben. EAF-Stäube und andere mineralische, zinkhaltige Abfälle, die mittels Wälzdrehofen zu Wälzoxid aufbereitet werden, werden laut Steger et al. (2019) vor allem exportiert. Der Großteil des in Deutschland verarbeiteten Fein- und Primärzinks, der für die Verzinkung von Stahl und zur Herstellung von Zink-Halbzeugen zum Einsatz kommt, wird somit importiert. Die aufwendige Rückgewinnung des Zinkanteils im Stahl über die Aufbereitung der EAF-Stäube lässt sich zudem auch durch eine bessere Sortierung nicht reduzieren. Die einzige Möglichkeit wäre eine vorgeschaltete Entzinkung von verzinktem Stahlschrott mittels hydrometallurgischer Verfahren (siehe z.B. Gock et al. 2012), die sich aber bis heute noch nicht durchgesetzt haben.

Dieses komplexe Stoffflußsystem kann innerhalb dieses Projektes daher nur sehr unzureichend differenziert auf Ebene von Legierungen und Einsatzgebieten hinsichtlich der Auswirkung von unzureichender Sortierung untersucht werde. Daher wird sich in diesem Projekt auf zwei Aspekte konzentriert. Zum einen zeigen die Ergebnisse im Kapitel Stahl, dass in den verwendeten Stahlschrotten der dortigen Berechnungen keine oder nur sehr kleine verzinkte Stahlschrottteile enthalten waren. Die Zinkverluste im Abschnitt zu Stahl sind für Deutschland im Jahr 2016 mit 4,6 kt klein und decken nicht die Zinkanteile der EAF-Stäube ab. Daher wird der Aufwand, die anfallenden EAF-Stäube mittels Wälzrohr zu stark zinkhaltigen KRS-Oxiden aufzubereiten, ökologisch bewertet. Auch wenn eine optimierte Sortierung keine Verbesserung der Zinkverluste in EAF-Stäuben erreichen würde. Zum anderen wird der Zink-Anteil im Messing, der als KRS-Oxid aufbereitet werden muss, um diese als zinkhaltige Verbindungen weiter nutzen zu können, näher betrachtet.

Damit bleibt der große Zinkanteil im Messing unberücksichtigt, der ohne Sortierverluste im Messingkreislauf geführt wird und die Aufbereitung von Zinkschrotten zu Rohzink aus Sekundärmaterial sowie alle Im- und Exporte von Schrotten, aufbereiteten Oxide oder Hütten-bzw. Feinzink.

In den Analysen zu Kupfer wird davon ausgegangen, dass 55,2 kt Kupferanteil in Messingschrott enthalten ist, der raffiniert wird. Da dies 61% des Messings sind, muss der Zinkanteil folglich 35,3 kt betragen. Insgesamt werden somit 90,6 kt Messing über die Kupfer-Raffination rezykliert. Da wir weiterhin wissen, dass in Deutschland im Jahr 2016 rund 127 kt Kupfergehalt im Messingkreislauf verbleiben und über Direkteinschmelzung wieder zu Messing verarbeitet werden, muss der Zinkanteil dort ca. 81,3 kt betragen. Daraus ergibt sich eine Gesamtmenge an Messingschrott, die per Blockmetallhersteller direkt wieder zu neuen Messingprodukten verarbeitet werden in Höhe von 208 kt. Insgesamt beträgt somit die anfallende Menge an Messingschrott 299 kt, wovon 30% nicht im Messingkreislauf rezykliert werden, sondern mit Kupferabfällen zusammen per Kupfer-Raffination verarbeitet werden.

Die Aufbereitung von zinkhaltigen EAF-Stäuben ist abhängig vom Zinkgehalt, so dass nicht alle Zinkfrachten, die in EAF-Stäuben gebunden werden wirklich aufbereitet werden. Zudem gibt Zinkverluste aus Abfällen aus thermischen Prozessen oder Abfällen aus Abfallbehandlungsanlagen, die anschließend deponiert werden. Steger et al. (2019) schätzten diese Zinkverluste für das Deutschland in 2013 auf 135 kt. Daher ist die Zinknachfrage, gerade auch für die Verzinkung von Stahl höher als die Menge EAF-Stäuben, die mittels Wälzdrehofen wiederaufbereitet werden. Auch die starke Außenhandelsverpflechtung bei den verschiedenen Zinkabfällen, wie Zink(vor)produkten macht es schwer, ein konsistentes Bild des legierungsspezifischen Schrottaufkommens zu zeigen.

Unter Beibehaltung der prozentualen Anteile aus der Abschätzung der Zusammensetzung der Zink-Schrotte in Deutschland im Jahr 2016, ergeben sich für das Jahr 2030 folgende Mengen an Zink aus EAF-Stäuben und Zinkgehalte im Messing, die über die Kupfer-Raffination als KRS-Oxid wiederaufbereitet werden (Tabelle 2-43).

Tabelle 2-43: Anteil der untersuchten Schrottfraktionen an Gesamtmenge Zinkschrotte in Deutschland

Schrottkategorie	Deutschland 2016, in Tonnen	Deutschland 2030 min., in Tonnen	Deutschland 2030 max., in Tonnen
Gesamtschrottmenge	326.038	363.064	397.026
davon EAF-Stäube	60.452	67.394	73.614
Messing	119.590	149.119	167.653
davon Kupfer-Raffination	35.322	45.177	50.792

Für die Umweltbewertung werden die Menge an zinkhaltigen EAF-Stäuben mit den Umweltindikatoren des Prozesses für Wälzoxid verknüpft. Dieser wurde ebenso im ReSek-Projekt selbst erstellt. In diesen Koeffizienten ist nicht berücksichtigt, dass Wälzoxid keine Zinkkonzentration von 100% hat und zudem Erzkonzentrat der Primärroute nur in Teilen ersetzen kann. Würde man die Substitution von Primärzink in die Berechnung integrieren müssten noch ein entsprechender Substitutionsfaktor beachtet werden (siehe Steger et al. 2019). In diesem Prozess geht es allerdings lediglich um die Umweltwirkung des Wälzprozesses selbst. Für den Zinkgehalt des Messingschrottes in der Kupfer-Raffination wird das gleiche Verfahren gewählt wie für den Kupferanteil im Messingschrott der raffiniert wird. Der Carbon Footprint wurde wie im Abschnitt zu Kupfer mittels der der Verknüpfung des KEA-Koeffizienten mit dem Carbon Footprint des deutschen Strommixes näherungsweise ermittelt. Dieser Strommix wurde auch in der Berechnung der Zink-Umweltwirkungen des Jahres 2030 nicht angepasst. Für die europäischen und globalen Berechnungen des Carbon Footprint wurde zunächst ebenfalls die THG-Intensität des deutschen Strommixes verwendet, da für die globale Ebene zunächst nur Indikatoren für die CO_2-Intensität zu finden waren.

Tabelle 2-44: Koeffizienten für die Berechnung der Umweltwirkung der Raffination von Messingschrott im Vergleich zur Direkteinschmelzung sowie des Wälzoxid-Prozesses

Schrottkategorie	Raffinadenkupfer aus Messing	Direkteinschmelzung Messing	Wälzoxid mittels Wälzrohr
KRA in kg/kg	9,1	0,16	6,02
KEA in MJ/kg	28,1	6,30	82,2

Tabelle 2-45: Umweltbewertung für den Zinkanteil im Messing-Recyclings durch Raffination

Schrottkategorie	Deutschland 2016	Deutschland 2030 min.	Deutschland 2030 max.
KRA in 1000 t	316	404	454
KEA in 1000 GJ	770	985	1.107
Carbon Footprint in 1000 t	112	143	161

Tabelle 2-46: Umweltbewertung für Aufbereitung von EAF-Stäuben zu Wälzoxid

Schrottkategorie	Deutschland 2016	Deutschland 2030 min.	Deutschland 2030 max.
KRA in 1000 t	364	406	443
KEA in 1000 GJ	4.969	5.540	6.051
Carbon Footprint in 1000 t	721	803	877

3 AP 3 - Analyse innovativer Aufbereitungs- und Sortiertechniken, Durchführung von Sortierversuchen (Helmholtz-Institut Freiberg für Ressourcentechnologie)

3.1 Ziele

Die Gewinnung von möglichst sortenreinen Metalllegierungen aus bereits vorsortiertem Schrott bei gleichzeitiger Minimierung der Verluste an Legierungsbestandteilen ist eine große und gesellschaftspolitisch äußerst relevante Herausforderung. Aktuell gehen die Legierungsbestandteile aufgrund ihrer niedrigen Konzentration und unökonomischen Rückgewinnung (da ihre Abtrennung derzeit sehr aufwändig ist) im pyrometallurgischen Prozess verloren (Schlacke, Flugasche oder Verbleib im Sekundärrohstoff als störende Komponente einer neuen Legierung, die verdünnt werden muss).

Der Status Quo stellt sich meist so dar, dass grob nach Legierungsarten händisch und durch Inaugenscheinnahme kompetenter Mitarbeiter*innen auf dem Schrottplatz getrennt wird und eine feinere Sortierung durch eine Handheld XRF erfolgt.

Beim Recycler werden dann zunehmend vor der eigentlichen technischen Trennung der Legierungsarten durch Magnetscheidung oder Windsichten etc. Sensorsysteme eingesetzt, die meist durch 1D-Charakterisierung (wie z.B. LIBS für Al-Legierungen) die chemische Zusammensetzung der Begleitelemente nahezu in Echtzeit bestimmen, um dann sortenreiner trennen zu können. Die Bestimmung der Konzentration der Begleitelemente in der jeweiligen Legierung ist dann ein wichtiges Detail für die Auswahl der daraus herzustellenden neuen Legierungen im pyrometallurgischen Prozess. Es wäre gut, wenn Legierungen mit ähnlicher Begleitelementzusammensetzung gemeinsam abgetrennt werden und weiterverarbeitet werden. Denn sollte dies nicht in dieser Weise erfolgen und Begleitelemente (wie z.B. Silicium) als Störstoff fungieren, müssen diese im pyrometallurgischen Prozess entsprechend der Vorgaben für Legierungsarten auf eine bestimmte Größenordnung reduziert bzw. mit Primärmaterial verdünnt werden. Das wiederum lässt Rückschlüsse auf das unerwünschte Downcycling, und wie man es vermeiden kann, zu.

Ein Weg zur Vermeidung des Downcyclings ist die sinnvolle Nutzen von Kamera-/Sensorsysteme in Kombination mit den bekannten Trenn- bzw. Sortierverfahren. Dies erfordert jedoch ein tiefes Verständnis der Komplexität des zu trennenden Stoffstroms (u.a. Materialzusammensetzung, Form, Farbe) sowie umfangreiche Kenntnisse zu den derzeit am Markt befindlichen sensorbasieren Sortier- und Analysetechniken im Recyclingbereich. Von Interesse ist es, im Kontext dieses Projektes, über die am Markt befindlichen und durch das UBA vorgegebenen analytischen Messmethoden (Sensortechnik etc.) zu ermitteln, welche Analyse- und Sortierverfahren bei den im AP 2 beschrieben gemischten Schrottfraktionen (Anteil 30-40 % des Gesamtaufkommens) Sinn machen und welche analytischen und technischen Grenzen im Fall der Legierungs- und Veredelungsmetallurgie bestehen.

Eine technische Grenze ist beispielsweise, dass sensorbasierte Sortierprozesse bisher nur auf Materialien größer 10 mm wirtschaftlich angewendet werden können. Im Recyclingbereich insbesondere bei Elektronikschrotten haben wir es aber oft mit komplex zusammengesetzten Produkten zu tun, bei denen eine Zerkleinerung auf eine Partikelgröße von größer 10 mm Partikeln nicht ausreichend ist. Die einzelnen Bestandteile sind bei dieser Größenordnung noch nicht liberiert bzw. noch nicht in die einzelnen Materialien aufgeschlossen. Eine Separation in die einzelnen Bestandteile wie unterschiedliche Metalllegierungen und Kunststoffe ist somit nicht mög-

lich. Für einen vollständigen Aufschluss liegen die Partikelgrößen meist unter 2 mm. Die Kernfrage ist nun, zu verstehen und zu quantifizieren, wie sich durch die, insbesondere ökonomisch oder technologisch bedingte relativ ungenaue, Vorsortierung durch eine dem Trennprozess (Magnetscheidung etc.) vorgeschaltete sensorbasierte Feinsortierung (LIBS, XRT etc.) auf die Reinheit der zu trennenden Fraktionen auswirkt und wie sich diese Materialien dann im sich anschließenden Aufbereitungsprozessen mechanisch, physikalisch, chemisch oder auch pyrometallurgisch trennen lassen.

Das Arbeitspaket 3 fokussierte sich somit auf zwei Schwerpunkte: Zum einen sollen verschiedene Methoden der Charakterisierung von vier unterschiedlichen, durch das UBA vorgegebene, Legierungsarten getestet, bewertet und untereinander verglichen werden. Dabei sollen die, ebenfalls durch das UBA vorgegebene, Analysemethoden Röntgenfluoreszenzspektroskopie (XRF), Röntgentransmissionsanalyse (XRT), laserinduzierte Plasmaspektroskopie (LIBS) und Neutronenaktivierungsanalyse (NAA) hinsichtlich ihrer Eignung zur Erkennung von Legierungsarten und ihrer jeweiligen Begleitelemente evaluiert werden. Aufgrund unserer Einschätzung, dass auch die bildgebende Reflektanzspektroskopie (HSI) in verschiedenen Wellenlängenbereichen für eine bessere Charakterisierung der Elementzusammensetzung von Materialströme nutzbar ist, wird diese ebenfalls betrachtet. Um es bereits hier vorwegzunehmen: Diese, dem eigentlichen Trenn- bzw. Sortierprozess vorgelagerten, Analysemethoden sind entscheidend für die Verbesserung des Trennfaktor bzw. für die Qualität des Gesamtprozesses.

In einem Folgeschritt wurden diese innovativen Untersuchungsmethoden, die insbesondere zur Identifikation der Legierungsbestandteile der einzelnen Legierungsarten dienen, mit am Markt befindlichen Sortiermethoden gekoppelt, um damit, wie vom Projektträger gewünscht auch den Gesamtprozess nachzubilden und entsprechende Empfehlungen aussprechen zu können. An dieser Stelle sei aber angemerkt, dass die Trennverfahren wie Magnetscheidung, Sichtung oder Druckluft selbst nur einen sehr geringen Einfluss auf die Qualität des Gesamtprozesses haben. Erfahrungen aus der Recyclingindustrie zeigen, dass dies weniger als 5 Prozent sind. Denn die eigentliche Entscheidung, in welches „Töpfchen“ ein Partikel gehört, fällt in dem Moment der Charakterisierung durch LIBS, XRT etc. direkt auf dem Förderband innerhalb 2m/s. Die Druckluft befördert das Teilchen dann nur noch an den durch die Sensoren vorgegeben Ort. Fehlwürfe liegen in unseren Untersuchungen bei etwa 3 %.

Mit unseren Versuchen auf einem mit der industriellen Praxis vergleichbaren Förderband wird die Bewertung der unterschiedlichen Analysen-/Sortiermethoden hinsichtlich praxisrelevanter Parameter wie Genauigkeit und Durchsatzvermögen vorgenommen und Aussagen darüber getroffen, welche Methode/n für welche Legierungsarten die Geeignete/n ist/sind.

Die Ergebnisse der Bewertung von Sortier- und Analysetechniken gehen am Ende in die Auswertung der gesammelten Resultate aller Arbeitspakete ein und dienen der Information von Akteuren im Recyclingbereich aus Wirtschaft und Politik. Somit soll eine Empfehlung für die für den jeweiligen Stoffstrom am besten geeigneten Analysentechnik gegeben werden. Die Anwendungsgrenzen der gegenwärtig verfügbaren Techniken werden aufgezeigt.

3.2 Methodische Herangehensweise

Zur Evaluierung der zu betrachtenden Analysemethoden verwendeten wir Legierungsproben aus dem Stahl-, Aluminium-, Kupfer- und Zinkrecycling. Für die letzte Legierungsklasse konnten nur vereinzelte Untersuchungen mit Reinlegierungen vorgenommen werden, da keine spezifischen Zinkschrotte verfügbar waren. Es stellte sich während der Projektlaufzeit heraus, dass es nur sehr wenige Unternehmen gibt, die uns bereitwillig für Forschungszwecke reale vorsortierte Schrottproben zur Verfügung stellten.

Wie schon in AP 1 und 2 erwähnt, tritt Zink meist als Beschichtung oder als zulegiertes Element, wie in Messing, auf. Deshalb konnten nur zwei Legierungen untersucht werden, die Zink als Hauptelement enthielten. Wir verwendeten unterschiedliche Materialtypen als Proben, um die verschiedenen Komplexitätsstufen für die Messmethoden annähernd realistisch abzubilden. Wie wir in den ersten Tests am Projektbeginn feststellten, ist bereits die Probennahme und -vorbereitung sowie die Homogenisierung von Mischschrotten nicht trivial und beeinflusst die weitere Analyse stark. Deshalb wurden die Methoden erst mit homogenen, sauberen Reinlegierungen getestet, um sie anschließend anhand der Analyse von schmutzigen, oxidierten Mischschrotten zu vergleichen. Als Startpunkt wurden Proben genau bekannter Zusammensetzung ausgewählt, die parallel von externen Laboren zertifiziert wurden. In unserem Fall handelte es sich um zertifizierte Referenzlegierungen (CRM), die von der Bundesanstalt für Materialforschung (BAM) erworben wurden.

Des Weiteren bezogen wir handelsübliche Metalllegierungen, die nur anhand einer europäischen Norm innerhalb von gewissen Konzentrationsbereichen spezifiziert waren. Die genauen Konzentrationen dieser Testlegierungen sind im Gegensatz zu den CRMs nicht referenziert, was dem in der Praxis verbreiteten Fall des Recyclings von Produktionsabfällen entspricht. Auch von diesen hat der Recycler, häufig der Hersteller, eine gute Kenntnis der Zusammensetzung, kennt aber nicht die exakten Gehalte der Legierungsbestandteile, die mit analytischen Methoden zu bestimmen sind. Dazu erhielten wir aus den Zuarbeiten von AP 1 eine Auflistung häufig verwendeter Stähle, Kupfer-, Aluminium- und Zinklegierungen, die über Metallhändler bezogen wurden. Diese wurden nach einem vordefinierten Versuchsplan untersucht, aufgrund dessen statistisch gesicherte Aussagen über relevante Messparameter wie z. B. Messzeit, Genauigkeit und Detektionsgrenzen getroffen werden können. Zugleich wurde damit die laterale Homogenität der Probenstücke im Zentimeterbereich untersucht, die wir mithilfe von XRF ermittelten.

In einem letzten Schritt wurden repräsentative Stichproben aus hochverunreinigten Mischschrotten aus aktuellen Materialströmen von Partnern der Recyclingindustrie ausgewählt und untersucht. Neben der Evaluierung von Analysemethoden und dem Einfluss der Probenvorbehandlung stand auch deren Verhalten in Sortierversuchen im Mittelpunkt unserer Experimente. Im Rahmen des Projekts wurden dabei zwei verschiedene Herangehensweisen zur Beprobung getestet. Einerseits wurden Versuche der Homogenisierung der Schrottfraktionen über Schmelzen bzw. Zerkleinern und chemischer Lösung durchgeführt. Zum anderen wurde eine Vielzahl von Einzelmessungen (meist mit XRF) an ausgewählten Einzelschrottteilen getätigt, deren Resultate anschließend auf die Gesamtprobe, gewichtet, extrapoliert wurden.

Die Reihenfolge der Analysen an einer Legierung bzw. Schrottfraktion lief so ab, dass sie zunächst mittels optischer Reflektanzspektroskopie an einem neuartigen Versuchsaufbau in unserem Labor vermessen und anschließend mit den weiteren nicht-invasiven Methoden wie XRF und XRT beprobt. Erst danach wurden sie mit der etwas stärker invasiven LIBS getestet. Diese Reihenfolge ist notwendig, um Veränderungen der Probe durch die Messmethode selbst und ihre Verfälschungen für weitere Experimente zu minimieren. Bei der Röntgenfluoreszenzspektroskopie unterschieden wir noch extra zwischen Messungen mit energiedispersiver XRF (EDXRF), die an einem portablen Gerät (pXRF) durchgeführt wurde, sowie Messungen mit wellenlängendispersiver XRF (WDXRF), die an einem größeren Laborgerät vorgenommen wurden. Beide Instrumente finden zur Sortierung derzeit Einsatz in Laboratorien von größeren Metallrecyclern bzw. auf Schrotthöfen. Für einige inhomogene Schrottproben wurden NAA-Messungen durch einen externen Dienstleister eingeholt. Die Ergebnisse der genannten Methoden wurden mit den Resultaten anderer ex-situ Validierungsmethoden (z. B. Funkenspektrometer) überprüft.

3.3 Evaluierung Analysemethoden

3.3.1 Verwendete Analysengeräte

Für die Untersuchungen haben wir fünf verschiedene Analysenmethoden evaluiert: EDXRF/pXRF, WDXRF, LIBS, XRT, NAA, Reflektanzspektroskopie. Wie im vorherigen Abschnitt erwähnt, wurde die Funkenspektrometrie (spark-OES) verwendet, um die Ergebnisse der anderen Methoden zu validieren. Aufgrund ihrer hohen Genauigkeit und dem verbreiteten Einsatz in der Metallanalytik verwendeten wir die Ergebnisse als Referenzwerte, gegenüber den anderen chemischen Methoden (EDXRF, WDXRF, LIBS). Die Methoden NAA und XRT haben wir aufgrund begrenzter Verfügbarkeit nur in speziell ausgewählten Fällen genutzt. Sie werden daher bei den betreffenden Materialuntersuchungen kurz näher beschrieben.

Nachfolgend ist die Beschreibung der hauptsächlich verwendeten Analysetechniken EDXRF, WDXRF, LIBS und spark-OES zu finden. Einen zusammenfassenden Methodenvergleich mit Diskussion findet man in Abschnitt 3.5.

Funkenspektrometrie

Die überwiegende Anzahl unserer Proben kann in die drei Hauptlegierungsklassen Aluminium, Eisen/Stahl und Kupfer eingeteilt werden. Die Funkenspektrometrie (spark-OES) benötigt, wie die anderen Analysemethoden auch, je eine matrixspezifische Kalibrierung für die korrekte Quantifizierung.

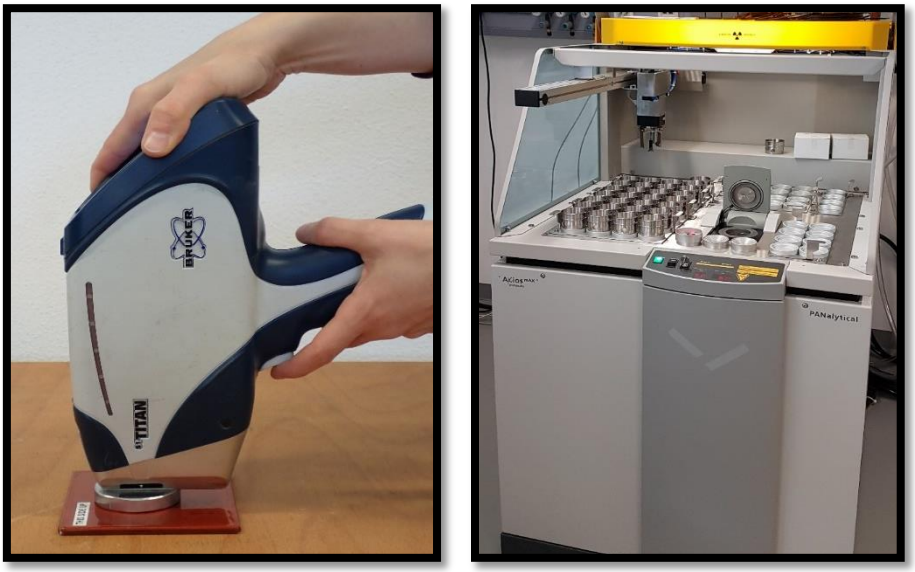
Vor allen für die spark-OES-Messungen wurden die Proben angeschliffen, um in jedem Fall eine frische, saubere Oberfläche zu erhalten. Pro Messpunkt, der jeweils wenige Zentimeter Durchmesser hat, wurden ca. 15 s gemessen. Diese Messung wurde jeweils vier Mal wiederholt und anschließend aus den Werten eine mittlere Zusammensetzung errechnet.

Zur Analyse der Al-Legierungen wurde ein Funkenspektrometer *ARL 4460* (Thermo Fisher Scientific) genutzt, welches beispielsweise am Institut für Nichteisenmetallurgie an der TU Bergakademie Freiberg vorhanden ist. Zur Messung der Stähle wurde ein Funkenspektrometer des Typs *Foundry-Master UV* (Hitachi High-Tech Analytical Science) verwendet. In diesem Gerät sind zwei spezielle Messprogramme und Kalibrierungen enthalten, die es erlauben, sowohl niedrig- als auch hochlegierte Stähle zu quantifizieren. Die Kupferlegierungen wurden mithilfe zwei verschiedener Funkenspektrometer bei der Firma Aurubis AG analysiert, wofür wir uns an dieser Stelle herzlich bedanken möchten. Bei diesen Geräten handelte es sich um ein *Spectrotest CCD* und ein *Spectro Maxx F CCD* der Firma Spectro.

EDXRF/pXRF

Für die Evaluierung der EDXRF-Methode wurde ein tragbares XRF-Handgerät verwendet (pXRF), welches vielfach zur schnellen punktförmigen Metallanalyse auf Schrottplätzen und in Recyclingbetrieben genutzt wird. Es handelte sich um *S1 Titan 600* (Bruker) mit einem großflächigen *Cube*^{TM} Si-Drift-Detektor, der eine Energieauflösung von 140 eV bei der Mn Kα-Linie besitzt und in der Kombination mit dem entsprechenden Strahlfenster die chemischen Elemente von Magnesium bis Uran quantifizieren kann (Abb. 3-1). Durch ihre leichte und kompakte Bauweise können pXRF-Geräte ortsunabhängig genutzt werden. Aus Strahlenschutzgründen verwendeten wir zumeist einen Container, in dem sich die Probe befand. Die Röntgenröhre beinhaltet ein Rh-Target, welches eine maximale Beschleunigungsspannung von 50 kV zulässt. Abhängig vom verwendeten vorinstallierten Kalibrierprogramm nutzten wir für unsere Versuche Beschleunigungsspannungen zwischen 15 und 50 kV und Emissionsströme zwischen 12 und 106 µA.

Abbildung 3-1: Verwendete Analysegeräte



Verwendetes S1 Titan 600 pXRF zur EDXRF-Analyse (links). Das Gerät wurde meist in einem Strahlenschutzcontainer betrieben, woran das Gerät von unten montiert war. Die WDXRF-Experimente wurden mit einem PANalytical Axios^{mAX} Laborgerät durchgeführt (rechts). Jede der Proben wurde in einen Metalltiegel gegeben, der eine Breite von 50 mm zulässt (im linken Bereich des Geräts zu sehen). Quelle: eigene Darstellung, HIF HZDR

Zur bestmöglichen Quantifizierung der Elementzusammensetzung wurden vier verschiedene Filterkombinationen verwendet (Cu 75µm/Ti 25µm/Al 200µm, Al 38µm, Ti 25µm/Al 300µm, Fe 25µm). Ein Messpunkt hat einen Durchmesser von ca. 4 mm, als Aufnahmezeit verwendeten wir nach einigen Vorexperimenten 60 s. Höhere Messzeiten würden die Genauigkeit verbessern, allerdings auch den praktischen Einsatz als schnelle Messung reduzieren.

WDXRF

Die WDXRF-Experimente wurden mit einem PANalytical Axios^{MAX} wellenlängendispersiven Fluoreszenzspektrometer durchgeführt (Abb. 3-1). Das Gerät ist mit einer Röntgenröhre mit Rh-Anode ausgestattet, die Experimente mit einer maximalen Röntgenstrahlleistung von 4 kW erlaubt. Die Beschleunigungsspannungen betrugen zwischen 32 und 60 kV, die Emissionsströme zwischen 66 und 12 mA. Die Einzelproben wurden in einen Edelstahltiegel gegeben, der 50 mm breite Proben erlaubt und eine Öffnung von 6 mm für den Röntgenstrahl besitzt. Drei verschiedene Kalibrierungen wurden verwendet, die spezifisch für je eine der Legierungsklassen (Stahl, Al, Cu) angepasst wurde. Je nach Messprogramm betrug die Messzeit insgesamt zwischen 430 s (Stähle) und 570 s (Cu-, Al-Legierungen). Die Korrektur für Matrixeinflüsse wurde mithilfe eines Modells durchgeführt, welches auf dem Fundamentalparameteransatz beruht.

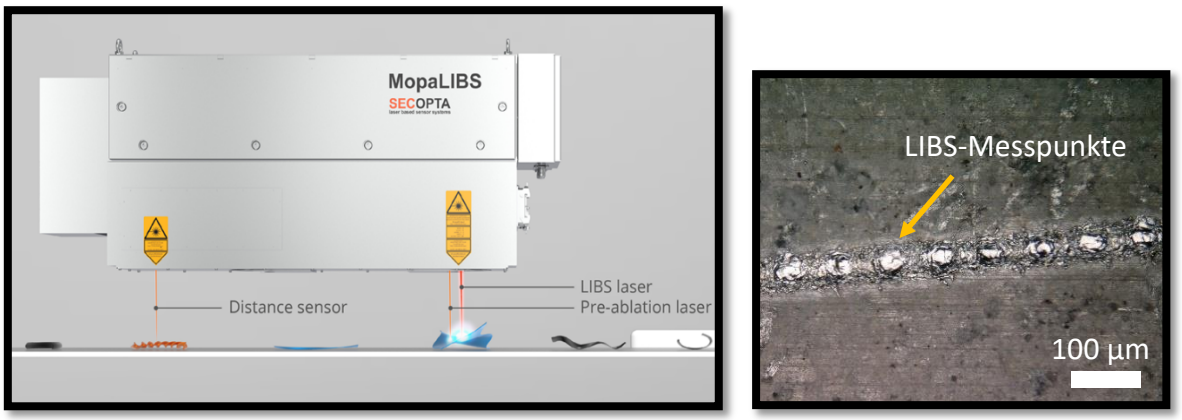
LIBS

Die Analyse mittels laserinduzierter Plasmaspektroskopie erfolgte in Zusammenarbeit mit den Firmen *Lasertechnik Berlin* und *Secopta*, die Marktführer für den Einsatz von LIBS für Recyclinganwendungen sind. Alle Referenzlegierungen wurden mit einem Gerät des Typs *Arya* (LTB) bzw. *MopaLIBS* (Secopta) untersucht, das aufgenommene Raster bzw. die Spuren ergeben eine Mittelung über die Probenoberfläche. Im Verlauf der Analyse von ersten Messreihen an den Referenzlegierungen zeigte sich deutlich wie aufwändig LIBS-Messungen zu kalibrieren zu sind, um eine sinnvolle Quantifizierung zu erreichen. Obwohl der Kalibrierprobensatz mit je 15-20 Proben pro Legierungsklasse relativ umfangreich war, konnte im ersten Versuch keine sichere Quantifizie-

rung erzielt werden (Validierung waren dabei die Konzentrationen, die mit dem Funkenspektrometer erhalten wurden). Dies zeigt wie sensitiv das LIBS-Signal auf eine leichte Veränderung der Matrix reagiert.

Aufgrund dieser Probleme bei der Matrixanpassung bzw. der fehlenden probenspezifischen Kalibrierung konnten nur qualitative Ergebnisse bei den Messdurchläufen bei LTB erhalten werden, wobei die Verhältnisse von Signalintensitäten des jeweils zu analysierenden Elements zum Hauptelement berechnet wurden. Diese Resultate zeigten die starke Abhängigkeit des Messsignals von der Beschaffenheit der Probe. Diese Datenreihen können beim Helmholtz-Institut Freiberg angefragt werden.

Abbildung 3-2: Schematische Zeichnung des verwendeten MopaLIBS-Geräts



Schematische Zeichnung des verwendeten *MopaLIBS*-Geräts über einem Förderband (links). Sowohl der LIBS- als auch der Vorablationslaser befinden sich hinter einem Distanzsensor. Die Bewegungsrichtung des Bands ist hier von links nach rechts. Nach einer Messserie an einer Probe kann man im Mikroskop gut die Spur der Messpunkte der Laser sehen (rechts). Quelle: MopaLIBS (l.), eigene Darstellung, HIF HZDR (r.)

Die Messungen bei Secopta erfolgten ebenfalls an einem in-line-fähigen Gerät *MopaLIBS*, welches schon verbreitet in der Recyclingindustrie eingesetzt wird und über einem Förderband montiert ist (Abb. 3-2). Das System besteht aus einer Laserquelle (λ = 1064 nm), die auf der Probenoberfläche ein Plasma erzeugt, dessen Emissionen mit einem schnellen Detektor analysiert werden. Die Messzeiten wurden mit ca. 7 ms pro Messpunkt so gering gewählt, dass Förderbandgeschwindigkeiten von bis zu 2 m/s gewährleistet werden können. Dies entspricht der industriellen Verwendung solcher Anlagen bei Recyclingbetrieben. Der LIBS-Laser hat eine Wiederholrate von 20 kHz und eine Pulsenergie von knapp 1 mJ. Es erfolgt in diesem System eine Vorablation, die die Probenoberfläche reinigt und somit für die anschließende eigentliche Laserablation bessere Voraussetzungen zur Analyse schafft. Damit können oberflächennahe Beschichtungen durchdrungen werden und eher eine Quantifizierung der Zusammensetzung des gesamten Probenkörpers erhalten werden. Ein weiteres Problem bei der Schrottanalyse sind die verschiedenen Formen und Ausmaße bzw. Höhen der Einzelstücke. Deshalb wird im *MopaLIBS* ein vorgeschalteter Distanzsensor verwendet, der eine die Fokussierung von Vorablations- und LIBS-Laser probenabhängig nachjustiert.

Die Detektion erfolgt mit einem hochauflösenden Spektrometer, das die Wellenlängen von 250-420 nm registriert und eine spektrale Auflösung von 0,9 nm aufweist. Zur besseren Evaluierung der großen Datenmengen (mehrere hundert Signale pro Spektrum) wurde eine multivariate Datenanalyse über *partial least squares regression (PLSR)* genutzt. Bei diesem System existieren matrixspezifische Kalibrierungen für Al-Legierungen und Stähle, aber leider nicht für Cu. Deshalb können keine LIBS-Werte für die Kupferlegierungen angegeben werden.

3.3.2 Zertifizierte Referenzmaterialien

Zur Evaluierung der Funkenspektrometrie als verlässliche Validierungsmethode sowie einem Methodenvergleich bei Legierungen mit genau bekannter Zusammensetzung haben wir von der Bundesanstalt für Materialforschung (BAM) zertifizierte Referenzproben bezogen. Dabei handelt es sich u. a. um drei Stähle (ZRM 192-1, ZRM 284-3, ZRM 297-1), drei Al-Legierungen (EB313, BAM-311, EB315a) und drei Cu-Legierungen (EB378, M394a, BAM-367). Die Übereinstimmung der Resultate der verschiedenen spark-OES mit den garantierten Werten ist in Tab. 3-1 zu erkennen. Der besseren Übersichtlichkeit sind hier die zufälligen Fehler der Messmethoden nicht angegeben, können aber beim Helmholtz-Institut Freiberg abgefragt werden bzw. einer aktuellen Publikation entnommen werden (Seidel 2021).

Tabelle 3-1: Chemische Zusammensetzung (in wt%) der Referenzmaterialien, verglichen mit den durch die BAM angegebenen Zertifikaten

	Al	Si	Fe	Cu	Mn	Mg	Cr	Ni	Zn	Ti	Mo
ZRM 192-1 - zert	0,031	0,219	96,81	0,045	1,377		0,072	0,755			0,482
Spark-OES	0,019	0,223	96,97	0,039	1,330		0,077	0,693			0,442
ZRM 284-3 - zert		0,044	67,94	0,011	0,062		17,37	12,09		0,005	2,24
Spark-OES		0,023	67,91	<0,01	0,090		17,50	12,10		0,009	2,33
ZRM 297-1 - zert	0,020	0,344	66,23	0,204	0,897		18,37	12,33		0,007	0,290
Spark-OES	0,012	0,381	68,16	0,182	0,866		18,20	11,80		0,01	0,274
EB 313 - zert	94,73	0,363	0,391	0,093	0,495	3,40	0,122	0,028	0,158	0,095	
Spark-OES	94,67	0,382	0,413	0,091	0,500	3,39	0,129	0,031	0,166	0,084	
BAM-311 - zert	91,86	0,204	0,310	4,65	0,694	1,567	0,104	0,052	0,201	0,056	
Spark-OES	91,60	0,208	0,319	4,80	0,668	1,642	0,110	0,065	0,218	0,046	
EB 315a - zert	85,04	9,88	0,621	2,46	0,311	0,446	0,027	0,096	0,801	0,142	
Spark-OES	84,73	10,02	0,616	2,53	0,313	0,479	0,028	0,092	0,825	0,138	
BAM-367 - zert			1,443	87,88	0,723	0,035	0,008	9,72	0,072		
Spark-OES			1,32	88,02	0,645	0,052	0,011	9,71	0,083		
BAM-378 - zert			0,018	94,13		0,003	0,031	0,002			
Spark-OES			0,018	93,91		0,003	0,031	0,006			

	Al	Si	Fe	Cu	Mn	Mg	Cr	Ni	Zn	Ti	Mo
BAM-394a - zert			0,132	57,64		-		0,039	40,08		
Spark-OES			0,125	57,33		0,002		0,042	40,4		

Mithilfe von spark-OES ermittelte chemische Zusammensetzung (in wt%) der Referenzmaterialien, verglichen mit den durch die BAM angegebenen Zertifikaten, gerundet auf maximal drei Nachkommastellen. Nur die Hauptelemente und wichtigsten Spurenmetalle sind angegeben. Die Werte für die Hauptmetalle Al, Cu, Fe sind nicht referenziert. Der gemessene Eisengehalt in den Stählen wird nicht durch das Funkenspektrometer direkt ausgegeben. Diese Werte wurden für diese Übersicht als Rest zu allen anderen Elementen zu 100 wt% berechnet.

Allgemein stimmen die Resultate der Funkenspektrometrie sehr gut mit den zertifizierten Werten überein. Die absoluten Abweichungen der Matrixelemente (Al, Fe, Cu) liegen unter 0,3 Gew.-% mit Ausnahme der Probe ZRM 297-1, für welche der Fe-Gehalt nicht zertifiziert ist und nur auf den Rest der Summe aller anderen Elemente zu 100 wt% berechnet wurde. Dieses Verfahren wurde angewandt, um die Unterschiede zwischen zertifizierten und Spark-OES-Werten besser zu verdeutlichen. Ein korrekter Vergleich kann jedoch nur dann gezogen werden, wenn der Fe-Gehalt zertifiziert wäre. Für den Konzentrationsbereich von 1 wt% bis 10 wt% ergeben sich nur relative Abweichungen in der Elementzusammensetzung von weniger als 5% des Wertes, allerdings zeigen einige Spark-OES-Werte höhere absolute Abweichungen zu den zertifizierten Werten als den 2s-Bereich der Messunsicherheit. Beispiele dafür sind die Cu- und Ni-Gehalte in verschiedenen Matrices und Konzentrationsbereichen. Die Ergebnisse der Spark-OES für den Konzentrationsbereich unter 1 wt% zeigen, dass die meisten relativen Abweichungen kleiner als 10% der zertifizierten Werte sind, Ausnahmen sind z.B. Al im Stahl ZRM 192-1 oder Ni in der Al-Legierung BAM-311. Abweichungen von Konzentrationen im µg/g-Bereich, die höher sind als die entsprechenden Messunsicherheiten, können nicht durch die enge Nachweisgrenze der Analysentechnik selbst erklärt werden. Üblicherweise werden kommerzielle Spark-OES-Geräte zur Bestimmung von Verunreinigungen im 100 µg/g-Bereich für die meisten Elemente eingesetzt (mit Ausnahmen sogar im 10 µg/g-Bereich) und zeigen ähnliche oder niedrigere Quantifizierungsgrenzen als einige der zertifizierten Metallkonzentrationen. Ein Grund für die Abweichungen könnte die unzureichende Kalibrierung im unteren Konzentrationsbereich für Cu, Ni, Fe, u. a. bei den von uns für diese Studie eingesetzten Geräten sein.

Da die relativen Unterschiede zwischen Spark-OES und den zertifizierten Werten für Konzentrationen > 0,1 wt% unter 10 % liegen, bewerten wir die Funkenspektrometrie als eine Methode, mit der die Ergebnisse von LIBS-, WDXRF- und EDXRF-Experimenten verglichen werden können. Dennoch müssen die Abweichungen für bestimmte Element-Matrix-Kombinationen für das Benchmarking als mögliche Fehlerquelle betrachtet werden.

Nachdem gezeigt werden konnte, dass die Funkenspektrometrie richtige Werte für die Zusammensetzungen der CRMs ergibt, kann diese Methode zur Validierung der Ergebnisse an anderen Metallproben, Testlegierungen und Schrotten, genutzt werden (siehe Abschnitte 3.3.4 bzw. 3.3.5). Nichtsdestotrotz haben wir einen Test für drei Referenzstähle vorgenommen, bei dem die Proben mit EDXRF, WDXRF und LIBS vermessen wurden, um die relativen und absoluten Abweichungen der Messmethoden an CRMs festzustellen. Die Ergebnisse der einzelnen Methoden für die CRMs sind in Tab. 3-2 zu finden.

Insgesamt sind alle Einzelmethoden gut für die Bestimmung der jeweiligen Chemie geeignet. Die relativen Fehler für die Haupt- und Nebenelemente liegen unter 10% und absolute Fehler sind immer kleiner als 1 wt%, außer in dem Fall der spark-OES für Fe in der Stahlprobe ZRM 297-1. Insbesondere positiv auffällig ist, dass die apparativ einfachste Methode, das EDXRF-Handgerät,

sehr geringe Abweichungen aufweist und bis in niedrige Konzentrationsbereiche die zertifizierte Zusammensetzung gut wiedergibt. Das hängt vermutlich mit der aufwändigen, metallspezifischen Kalibrierung zusammen, die laut Gerätehersteller aus hunderten verschiedenen Metalllegierungen aufgebaut ist. Einzig für leichtere Elemente wie Silicium weist die EDXRF aufgrund der geringeren Energieauflösung größere Abweichungen auf. Die Funkenspektrometrie funktioniert erwartungsgemäß sehr gut für die Bestimmung der Chemie, zeigt aber einige Abweichungen für Nickel (bei ZRM 192-1 und ZRM 297-1). Der Grund für diese Fehler ist unbekannt, aber vermutlich bei der Kalibrierung des verwendeten Geräts zu suchen als in der Analysenmethode selbst.

Tabelle 3-2: Vergleich der EDXRF-, WDXRF- und spark-OES-Resultate für drei zertifizierte Referenzstähle

Probenname	Fe	Ni	Cr	Mo	Cu	Si
ZRM 192-1 (Zertifikat)	96,81	0,76	0,07	0,48	0,05	0,22
Spark-OES	96,97	0,69	0,08	0,44	0,04	0,22
EDXRF	97,14	0,74	0,01	0,47	0,06	0,04
WDXRF	96,42	0,71	0,15	0,47	0,03	0,22
ZRM 284-3 (Zertifikat)	67,94	12,09	17,37	2,24	0,01	0,04
Spark-OES	67,91	12,10	17,50	2,33	<0,01	0,02
EDXRF	67,98	12,12	17,50	2,19	0,02	0,02
WDXRF	66,81	11,63	16,52	2,16	0	0,13
ZRM 297-1 (Zertifikat)	66,23	12,33	18,37	0,29	0,20	0,34
Spark-OES	68,16	11,80	18,20	0,27	0,18	0,38
EDXRF	67,15	12,40	18,67	0,29	0,21	0,26
WDXRF	66,05	11,55	18,92	0,29	0,18	0,35

Die Konzentrationen in wt% sind für ausgewählte Elemente angegeben. Die Werte für Eisen sind aus dem Rest zu 100% berechnet, da keine Werte dafür auf dem Zertifikat angegeben sind. Sie gelten somit nicht als referenziert.

Die WDXRF weist von allen verwendeten Methoden die größten Fehler für diese Stahlproben auf, obwohl diese sich auch noch im Rahmen akzeptabler Abweichungen bewegen. Der relative Fehler für diese Methode beträgt für keine der Proben mehr als 10%, wenn man die Konzentrationsbereiche höher als 0,1 wt% betrachtet. Einzig bei der Messung vom leichten Element Silicium, das für XRF schwierig zu quantifizieren ist, weicht bei einer Probe der WDXRF-Wert stärker ab. Die insgesamt etwas höheren Fehler sind kontraintuitiv, da die WDXRF eine höhere Energieauflösung als die EDXRF besitzt und eigentlich geringere Detektionsgrenzen bzw. Genauigkeiten als diese aufweist. Wahrscheinlich ist, ähnlich wie bei der Funkenspektrometrie, die Basis an Kalibrierproben aus dem Stahlbereich zu gering und bildet die Zusammensetzungen der verwendeten Stahlproben nicht adäquat ab.

Die WDXRF weist von allen verwendeten Methoden die größten Fehler für diese Stahlproben auf, obwohl diese sich auch noch im Rahmen akzeptabler Abweichungen bewegen. Der relative Fehler für diese Methode beträgt für keine der Proben mehr als 10%, wenn man die Konzentrationsbereiche höher als 0,1 wt% betrachtet. Einzig bei der Messung vom leichten Element Silicium, das für XRF schwierig zu quantifizieren ist, weicht bei einer Probe der WDXRF-Wert stärker ab. Die insgesamt etwas höheren Fehler sind kontraintuitiv, da die WDXRF eine höhere Energieauflösung als die EDXRF besitzt und eigentlich geringere Detektionsgrenzen bzw. Genauigkeiten als diese aufweist. Wahrscheinlich ist ähnlich wie bei der Funkenspektrometrie die Basis an Kalibrierproben aus dem Stahlbereich zu gering und bildet die Zusammensetzungen der verwendeten Stahlproben nicht adäquat ab.

3.3.3 Testlegierungen

Da die Analyse der in ihrer Zusammensetzung sehr unterschiedlichen Mischschrotten aufgrund schwieriger Validierung komplex ist, fokussierten wir unsere Experimente in einer zweiten Stufe auf die Untersuchung von reinen Metalllegierungen, deren Zusammensetzung in gewissen, durch Normen gegebenen Grenzen, bekannt ist. Diese wurden sortenrein im Frühjahr 2019 von verschiedenen Metallhändlern bezogen. Die Auswahl der elf Legierungen erfolgte auf Basis einer Empfehlung, die im Rahmen des AP 1 von den Partnern der Universität Augsburg erarbeitet wurde. Kriterien waren dabei die Variabilität der Zusammensetzung, um möglichst viele Elemente zu erfassen, die Einsatzhäufigkeit am Weltmarkt sowie die Verfügbarkeit bei den Händlern. Bei den elf Legierungen handelt es sich um drei Aluminiumlegierungen, drei Kupferlegierungen, drei Stähle und zwei Zinklegierungen (Normkennzeichnung und Verwendungszweck in Tab. 3-3). Deren Zusammensetzung ist durch Industrienormen innerhalb eines Schwankungsbereichs bekannt und in Tab. 3-4 aufgelistet.

Manche Elemente dürfen nur bis zu einem gewissen Höchst- bzw. Mindestgrad in der Legierung enthalten sein, andere nur in einem bestimmten Konzentrationsbereich. Für Elemente, die in der jeweiligen Legierungsnorm nicht enthalten sind, wird ein Höchstgrad von 0% angenommen, obwohl diese fehlende Spezifikation nicht automatisch eine Verträglichkeitsgrenze für die Herstellung einer neuen Legierung bedeutet. Eine bessere Klarstellung der Grenzen von solchen, bisher nicht spezifizierten Spurenelemente durch die Metallproduzenten ist wünschenswert.

Tabelle 3-3: Verwendete Testlegierungen mit ihren häufig verwendeten Abkürzungen

Elementabkürzung	Materialnummer	Hauptanwendung
Al99,5	AW 1050 A	Maschinen- und Fabrikbau, Rohre
AlMg4,5Mn	AW 5083	Schiffbau, Druckkessel
AlSi1MgMn	AW 6082	Lebensmittelindustrie, Verpackungen
CuNi10Fe1Mn	CW 352H	Wasserrohre, Kondensatoren
CuZn39Pb3	CW 614N	Werkzeugherstellung, Elektronik
CuSn8	CW 453K	Federn, Steckverbinder
X5CrNi18-10	1.4301	Baumaterial, Sanitär
45NiCrMo	1.2767	Werkzeugherstellung, Plastikformung

Elementabkürzung	Materialnummer	Hauptanwendung
42CrMo4	1.7225	Automobilbau,

Sie zeigen die Hauptelemente an und ihre Materialnummer, die durch europäische bzw. deutsche Normen gegeben sind (EN/DIN). Zusätzlich sind noch Haupteinsatzbereiche für jede Legierung angegeben.

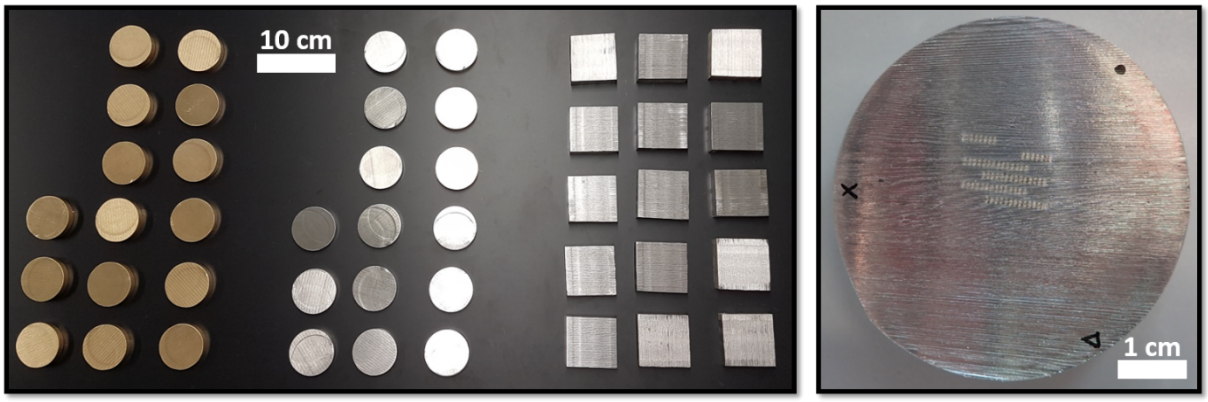
Tabelle 3-4: Durch Industrienormen gegebene Zusammensetzungen (in wt%) der verwendeten Testlegierungen

	Al	Si	Fe	Cu	Mn	Mg	Cr	Ni	Zn	Mo	Pb
Al99,5	99,5	<0,25	<0,4	<0,05	<0,05	<0,05	<0,03		<0,05		
AlMg4,5Mn0,7	92,6-95,6	<0,4	<0,4	<0,1	0,4-1,0	4,0-4,9	0,05-0,25		<0,25		
AlSi1MgMn	95,4-98,3	0,7-1,3	<0,5	<0,1	0,4-1,0	0,6-1,2	<0,25		<0,2		
CuNi10Fe1Mn			1,0-2,0	85,4-89,5	0,5-1,0			9,0-11,0	<0,5		<0,02
CuZn39Pb3	<0,05		<0,5	57-59				<0,3	36,7-40,5		2,5-3,5
CuSn8			<0,1	90,6-92,5				<0,2			<0,02
X5CrNi18-10		<1	66,5-74,9		<2		17,5-19,5	8,0-10,5			
45NiCrMo16		0,1-0,4	92,5-94,0		0,2-0,5		1,2-1,5	3,8-4,3		0,15-0,35	
42CrMo4		<0,4	96,5-97,9		0,60-0,99		0,9-1,2			0,15-0,3	
ZnAl4Cu1	3,8-4,2	<0,02	<0,02	0,7-1,1		0,035-0,06			94,3-95,5		<0,003
ZnAl4Cu3	3,8-4,2	<0,02	<0,02	2,7-3,3		0,035-0,06			92,4-93,5		<0,003

Dabei werden nicht erwähnte Elemente vernachlässigt, bei den Stählen entspricht der fehlende Anteil zu 100% der Menge an zulegiertem Kohlenstoff.

Von jeder der elf Legierungen wurde ein Block von ca. 15 cm Länge erworben, der in 15 einzelne Stücke gesägt wurde. Begleitende Analysen zeigten, dass keine Metallrückstände während des Sägeprozesses auf die Proben gelangten. Die Einzelstücke sind ca. 1 cm hoch und haben einen Durchmesser von 5 cm bzw. eine quadratische Oberfläche mit den Abmessungen 5 cm x 5 cm (Abb. 3-3).

Abbildung 3-3: Fotos von drei verschiedenen Klassen an Testlegierungen



Nach dem Schneiden (links) und als ein Beispiel ein Einzelstück nach Durchführung der Messungen (rechts). Die nach oben hin sichtbare Seite wird von den Analysemethoden beprobt. Die schwarz markierten Punkte zeigen die Stellen der pXRF-Messungen nach dem Versuchsplan an. Anhand des Rasters der einzelnen 10-20 µm tiefen Löcher erkennt man die Punkte, die vom LIBS-Laser untersucht wurden. Quelle: eigene Darstellung, HIF HZDR

Die 15 x 11 Stücke wurden nach einem im Vorfeld erstellten statistischen Versuchsplan mit pXRF, WDXRF, LIBS und Reflektanzspektroskopie untersucht. Untersuchungen mit XRT und NAA wurden nicht durchgeführt, da diese Methoden nur für begrenzte Messzeit zur Verfügung standen und ihre Stärken eher in der Analyse räumlich inhomogener Proben liegen. Zur Evaluierung der Ergebnisse der einzelnen Analysenmethoden wird als Vergleich die Funkenspektrometrie hinzugezogen, die genauer und sensitiver als die zu untersuchenden Methoden ist. Wie im vorhergehenden Abschnitt beschrieben, zeigte sich über den Vergleich mit CRMs, dass die spark-OES gut für die Validierung geeignet ist. Auch in der industriellen Praxis dient sie bei größeren Firmen als Referenzmethode im Prüflabor bzw. in der Produktkontrolle.

In Tabelle 3-5 sind die Mittelwerte der spark-OES für eine Probe jeder Legierung aufgeführt. Wie schon erwähnt, fehlt eine Kalibrierung der verwendeten Funkenspektrometer für Zn-Legierungen, weswegen für diese Stücke keine spark-OES-Werte angegeben sind.

Aus der Tabelle wird ersichtlich, dass die meisten Elementkonzentrationen der Legierungen im Rahmen der Norm liegen. Einzelne Ausreißer gibt es insbesondere bei den Werten für Kupfer in den Stahlproben. Dies ist ein gängiges Problem, was auch der Aufbereitung von Stahlschrotten in der metallurgischen Industrie Probleme bereitet (Otto 2017). Da solche Verunreinigungen auch bei handelsüblichen Stählen zu beobachten ist, vertrauen wir in diesem Fall den Validierungsmethoden, die leicht erhöhte Cu-Werte aufzeigen.

Tabelle 3-5: Ermittelte Mittelwerte in Massenprozent für die Zusammensetzung der Testlegierungen mittels spark-OES.

	Al	Si	Fe	Cu	Mn	Mg	Cr	Ni	Zn	Ti	Mo	Pb
Al99,5	99,71	0,06	0,18						0,01			
AlMg4,5Mn0,7	94,88	0,08	0,27	0,02	0,50	4,10	0,07			0,02		
AlSi1MgMn	96,71	1,14	0,21	0,03	0,78	0,85	0,15		0,02	0,04		
CuNi10Fe1Mn			1,56	87,74	0,73		0,01	9,80	0,02			
CuZn39Pb3	0,01		0,21	57,31	0,01		0,01	0,04	38,70			3,38

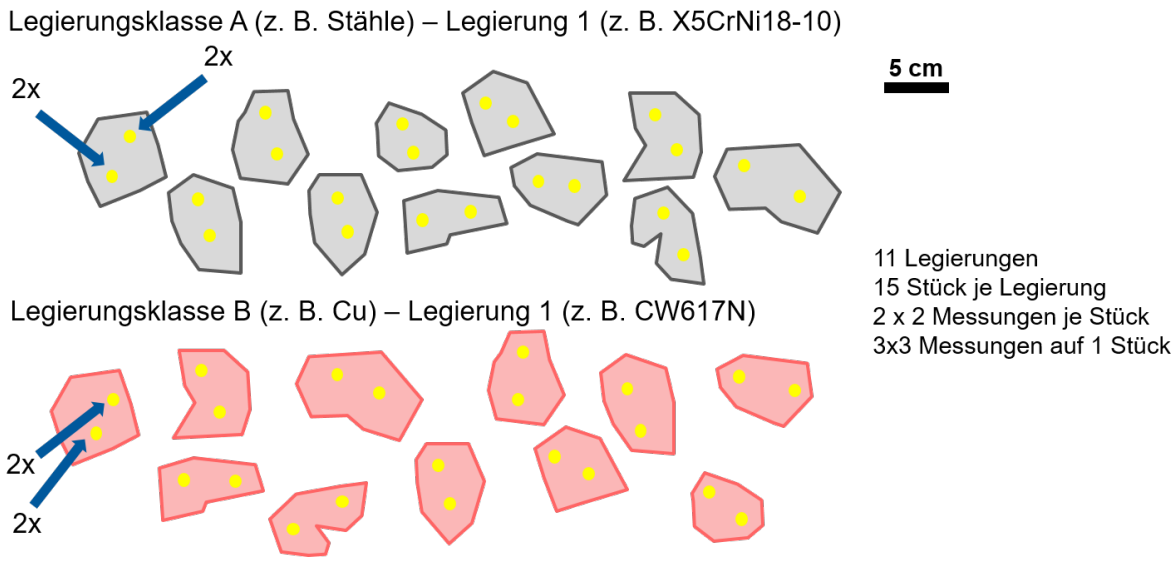
	Al	Si	Fe	Cu	Mn	Mg	Cr	Ni	Zn	Ti	Mo	Pb
CuSn8				91,82				0,01	0,10			0,01
X5CrNi18-10		0,47	70,8	0,5	1,05		18,3	8,11			0,32	
45NiCrMo16		0,26	93,84	0,09	0,34		1,36	3,96			0,2	
42CrMo4		0,27	97,4	0,02	0,66		0,99	0,06			0,2	

Rot markierte Werte entsprechen Mittelwerten, die außerhalb der Norm (siehe Tab. 3-4) liegen. Der Wert für Zinn in der Bronze CuSn8 liegt bei normkonformen 7,9 wt%. Werte, die unter 0,005 wt% liegen, aber bestimmbar waren, werden mit 0 wt% angegeben.

Der Versuchsplan sieht vor, dass wir sowohl die Präzision der verwendeten Methode, die lokalen Schwankungen der Elementgehalte auf einer einzelnen Probe als auch die Schwankungen der Elementgehalte innerhalb einer Legierung untersuchen (schematisch siehe Abb. 3-4).

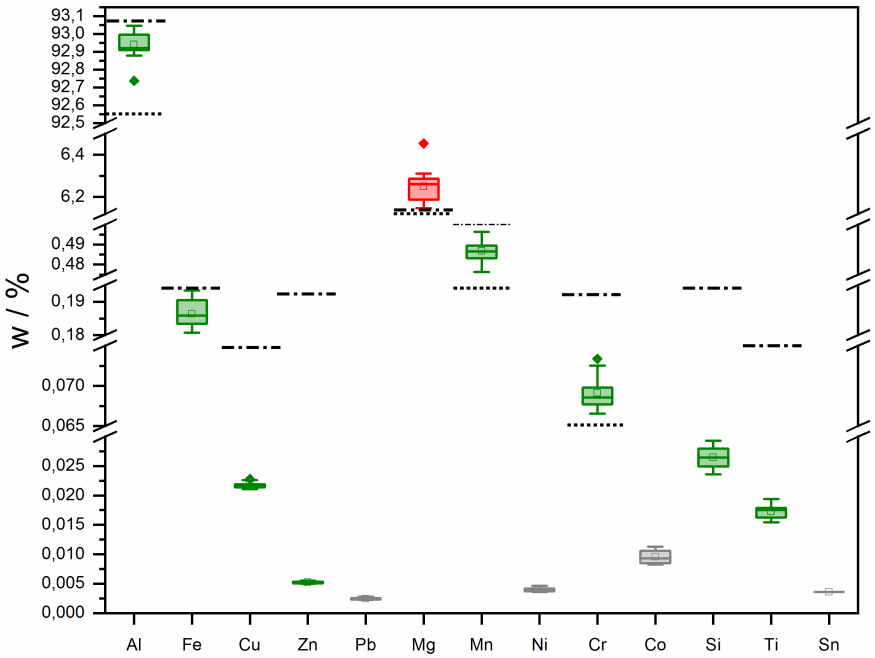
Die Präzision des Geräts wird durch dreimalige Messung unter gleichen Bedingungen an derselben Probenstelle vorgenommen. Dies wird für jede Legierung an drei verschiedenen Stellen auf einem der 15 Probenstücke durchgeführt. Nach diesem Versuchsplan wurden sowohl die Präzision und die Genauigkeit des Instruments für die Referenzlegierungen ermittelt. Im Weiteren sind mehrere ausgewählte Boxdiagramme dargestellt, die die Schwankungsbreite der Einzelmessungen für verschiedene Elemente zeigen. Aus Gründen der Übersichtlichkeit kann nur ein Ausschnitt der Resultate hier gezeigt werden.

Abbildung 3-4: Schematische Darstellung des statistischen Versuchsplans mittels pXRF



Anhand dieses Plans wurden auch die Reflektanzmessungen durchgeführt. Von je einem Stück jeder Legierung wurden an drei Punkten je drei Messungen pro Punkt durchgeführt, um die Präzision der Messmethode zu extrahieren. Quelle: eigene Darstellung, HIF HZDR

Abbildung 3-5: Mit pXRF ermittelte statistische Verteilung der Massenprozente von verschiedenen Elementen in der Aluminiumlegierung AlMg4,5Mn0,7.



Quelle: eigene Darstellung, HIF HZDR

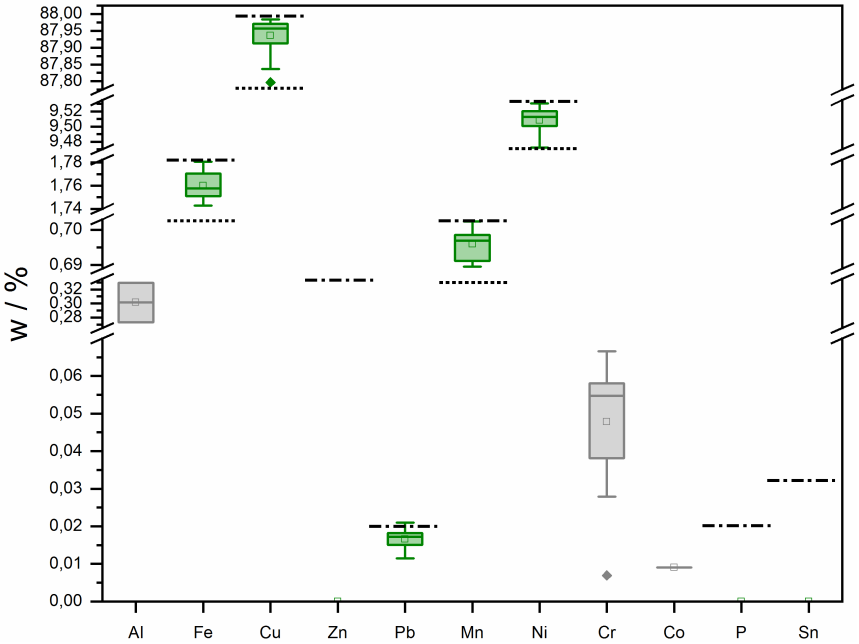
Im Folgenden wird zunächst auf die Variabilität der einzelnen Elemente innerhalb der 15 Einzelstücke einer Legierung eingegangen. Exemplarisch sind die Elementkonzentrationen in Massenprozent für ein Beispiel pro Legierungsklasse (Al-, Cu-, Stahl, Zn-) in den Abbildungen 3-5 bis 3-8 dargestellt. Die Darstellung erfolgt mithilfe von Boxdiagrammen, die statistische Parameter wie Mittelwert, Median, obere und untere Ausreißer sowie einen Rahmen für die mittleren beiden Quartilen (25-75% aller Werte, Interquartilabstand) grafisch verdeutlichen. Die beiden „Arme“ der Boxen zeigen den nächsten Messwert zum 1,5-fachen Interquartilabstand der Messwerte vom Mittelwert an (Tukey 1977). Zusätzlich haben wir noch die oberen und unteren Grenzwerte laut Norm angegeben, falls sie für das jeweilige Element existieren. Rote Boxen zeigen an, dass die Mittelwerte außerhalb der Grenzen liegen, grüne Boxen, dass sie innerhalb der Grenzen liegen. Boxen ohne definierte Normangabe sind in Grau gehalten. Zur besseren Veranschaulichung haben wir die y-Achse in mehrere Abschnitte unterteilt, sodass wir die Konzentrationsbereiche aller Elemente in einem Diagramm erfassen. Abbildung 3-5 zeigt die Elementverteilung für die Aluminiumlegierung **AlMg4,5Mn0,7** (EN 5083). Die meisten Elemente befanden sich innerhalb der Normgrenzen und konnten auch in Konzentrationsbereichen von 0,2% bis 98% mit pXRF erkannt werden. Einzig der Magnesiumgehalt scheint außerhalb der Norm zu liegen.

Ein Vergleich mit der Validierungsmessung zeigt jedoch, dass der Magnesiumgehalt 4,1% beträgt und sich somit innerhalb der Grenzen befindet. Demzufolge liegt das abweichende Messergebnis am Messgerät bzw. der -Methode selbst. Die Kα-Röntgen-Linien von Aluminium und Magnesium liegen relativ eng beisammen und ihre Wirkungsquerschnitte mit Röntgenstrahlen, insbesondere an Luft, sind gering. Dies führt dazu, dass die Magnesiumbestimmung in Aluminiumlegierungen mit pXRF-Geräten (ausgestattet mit energiedispersiven Detektoren) schwierig und nicht verlässlich ist.

Abbildung 3-6 zeigt die Elementverteilung für die Kupferlegierung **CuNi10Fe1Mn** (EN CW352). Alle Elementgehalte lagen innerhalb der Normgrenzwerte und konnten auch in einem weiten Massenprozentbereich von 0,015% bis 87,9% mit dem pXRF erfasst werden. Störstoffe in Kupferlegierungen können somit gut detektiert werden. Allerdings wurde ein mittlerer Gehalt von

0,3 % Al gemessen, zu dem es keine Normangabe gibt und der auch nicht mit der Validierungsmethode bestätigt werden konnte. Analog zur vorangegangen Diskussion wird hier wieder die Schwierigkeit, Aluminium mittels pXRF genau zu quantifizieren, deutlich. Das Auftreten von Chrom ist einer Fehlzuordnung in dem geringen Konzentrationsbereich von <0,1% zuzuschreiben.

Abbildung 3-6: Mit pXRF ermittelte statistische Verteilung der Massenprozente von verschiedenen Elementen in der Kupferlegierung CuNi10Fe1Mn



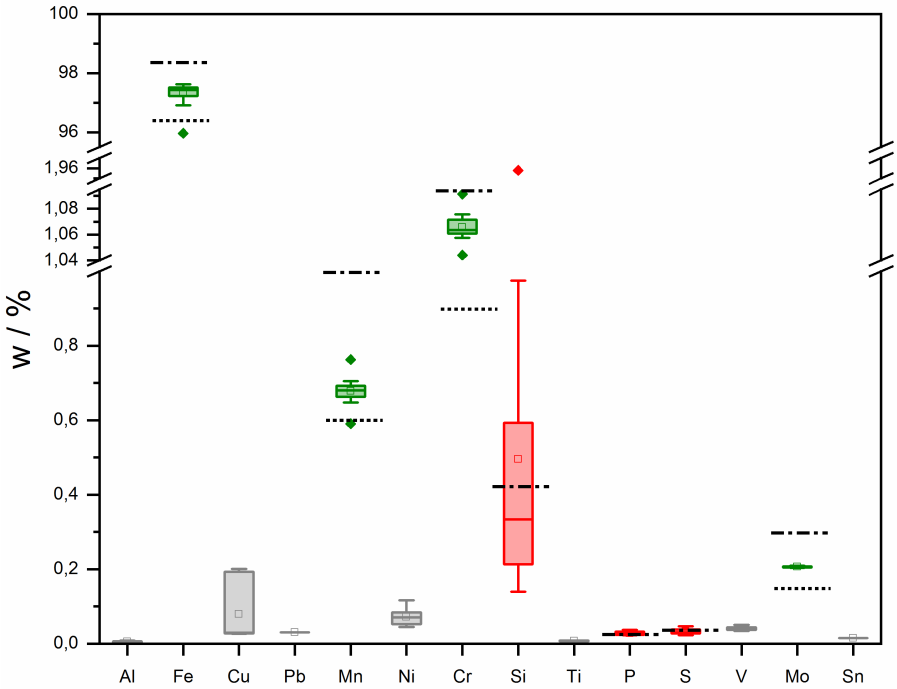
Quelle: eigene Darstellung, HIF HZDR

Abbildung 3-7 zeigt die Elementverteilung für den Stahl **42CrMo4** (DIN 1.7225). Er ist ein niedrig legierter, rostender Stahl, dessen Oberfläche für die Messungen frisch geschliffen wurde. Schleifspuren metallischer Art konnten durch Begleituntersuchungen ausgeschlossen werden. Die Hauptzuschlagsstoffe wie Mangan und Chrom konnten detektiert werden, deren Konzentrationen bewegen sich innerhalb der Normgrenzen. Gleich mehrere Elemente allerdings liegen außerhalb der gegebenen Grenzen bzw. wurden, wie im Fall von Kupfer und Nickel, detektiert, obwohl sie nicht enthalten sein sollten. Die gemessenen Werte für Phosphor und Schwefel liegen zwar über dem Normbereich, sind aber so gering, dass sie unter die sichere Nachweisgrenze für das pXRF fallen. Im Vergleich mit der Validierung fällt der durch das Gerät falsch angegebene Wert für Silicium auf, der sich laut pXRF über den Normgrenzen befindet. Insbesondere bei diesem Element ist es aber wichtig, eine genaue Quantifizierung zu erhalten, da Si als Störstoff im Stahl ein Hauptgrund für Downcycling ist und die weitere Prozesskette im Stahlrecycling negativ beeinträchtigt (Bowyer 2015). Es ist festzustellen, dass die pXRF für solche geringen Mengen (< 1 wt%) an Si in Stählen keine akkurate Werte liefert und deshalb weniger geeignet ist. Der pXRF-Wert für den Störstoff Kupfer ist zwar geringfügig höher als das Ergebnis der Validierungsmessung, aber dennoch im selben Konzentrationsbereich. Auch Kupfer ist für die weitere Verarbeitung von Stahl problematisch und kann schwer aus diesen Eisen-Kohlenstoff-Verbindungen entfernt werden. Mittels pXRF kann eine solche Kontamination erkannt werden.

Abbildung 3-8 zeigt die Elementverteilung für die Zinklegierung **ZnAl4Cu3** (EN Z0430). An dieser Probe zeigen sich deutlich die Limitationen der Messmethode pXRF bzw. der schwankenden Zusammensetzung der Legierung. Sowohl die Werte für Al und Zn liegen nicht in den vorge-

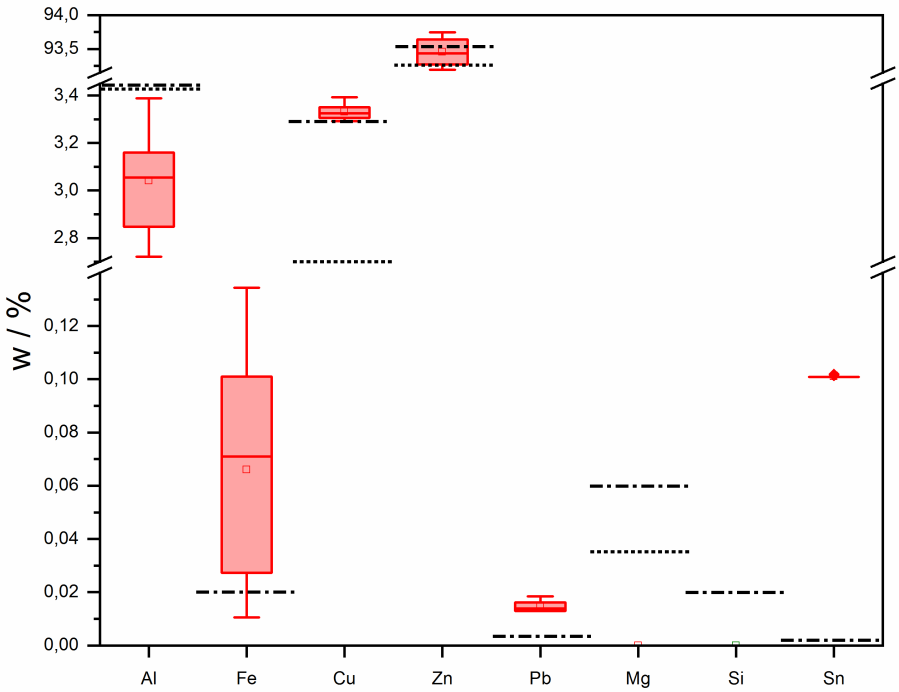
schriebenen Grenzen. Im Falle von Zink ist aber der Mittelwert innerhalb dieses Bereiches, weshalb die Hauptkomponente korrekt bestimmt wird. Da uns für diese Methode die sicheren Validierungsdaten fehlen, ist eine Abschätzung der Richtigkeit der Al-Konzentration schwierig.

Abbildung 3-7: Mit pXRF ermittelte statistische Verteilung der Massenprozente von verschiedenen Elementen in dem Stahl 42CrMo4.



Quelle: eigene Darstellung, HIF HZDR

Abbildung 3-8: Mit pXRF ermittelte statistische Verteilung der Massenprozente von verschiedenen Elementen in der Zinklegierung ZnAl4Cu3

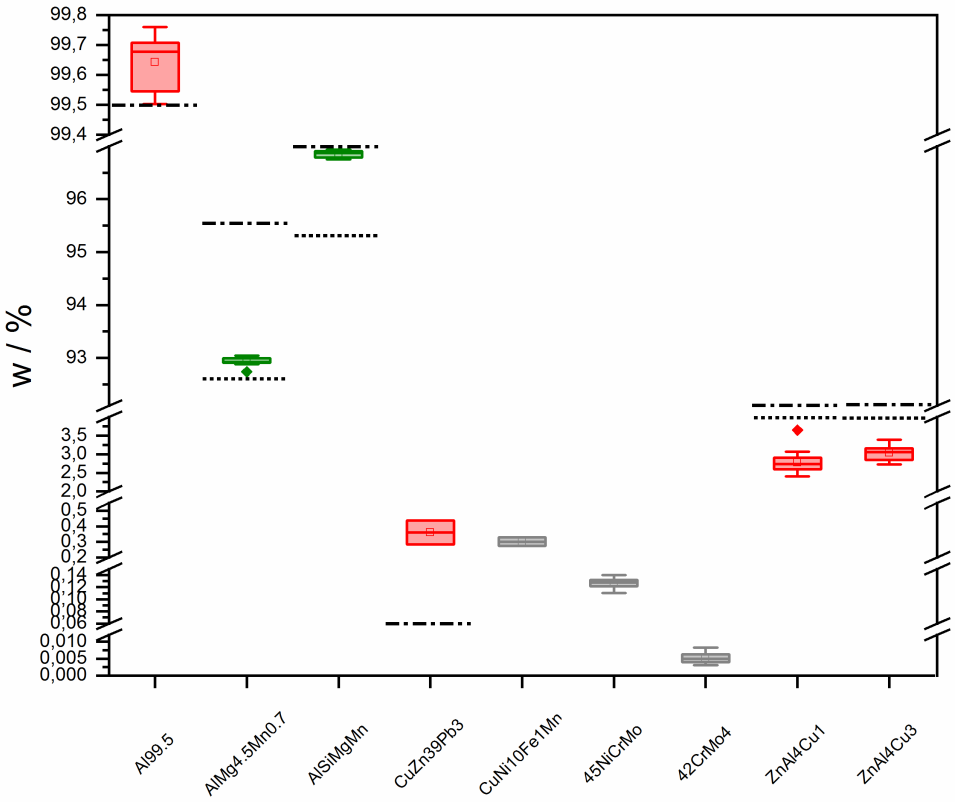


Quelle: eigene Darstellung, HIF HZDR

Für Eisen stimmt der pXRF-Wert gut mit der Validierung überein, d. h. die gemessene Legierung entspricht nicht der vorgegebenen Norm in diesem Fall. Sowohl für Blei als auch Zinn konnte in der Validierung kein signifikanter Wert ermittelt werden. Die gemessenen pXRF-Werte liegen zu hoch und suggerieren fälschlicherweise eine Nichteinhaltung der Norm. Diese schweren Elemente sind mittels Röntgenfluoreszenz schwer zu bestimmen, da beide eine hohe Selbstabsorption der Röntgenstrahlung besitzen, die zu einem Überschätzen der Elementkonzentration führt. Somit ist die genaue Bestimmung des Bleigehalts mithilfe von Röntgentechniken (XRF, XRT) ein schwieriges Unterfangen, das besondere Vorkehrungen bzw. Analyseprotokolle benötigt.

Im Weiteren (Abbildungen 3-9 bis 3-12) sind die mit dem pXRF ermittelten Werte für jeweils ein Element in verschiedenen Legierungen dargestellt, d. h. es wird eine Aufschlüsselung nach Legierungen gegeben. Diese Visualisierungsart dient zur Evaluierung der Matrixeffekte auf das Messsignal für ein spezifisches Element. Als Beispiele werden die Ergebnisse für Al, Cu, Zn und Si gezeigt. Diese Elemente sind wichtige Bestandteile der untersuchten Legierungen sowie im darauffolgenden metallurgischen Prozess. Sie können u. a. als Störstoffe fungieren, die zum Downcycling führen.

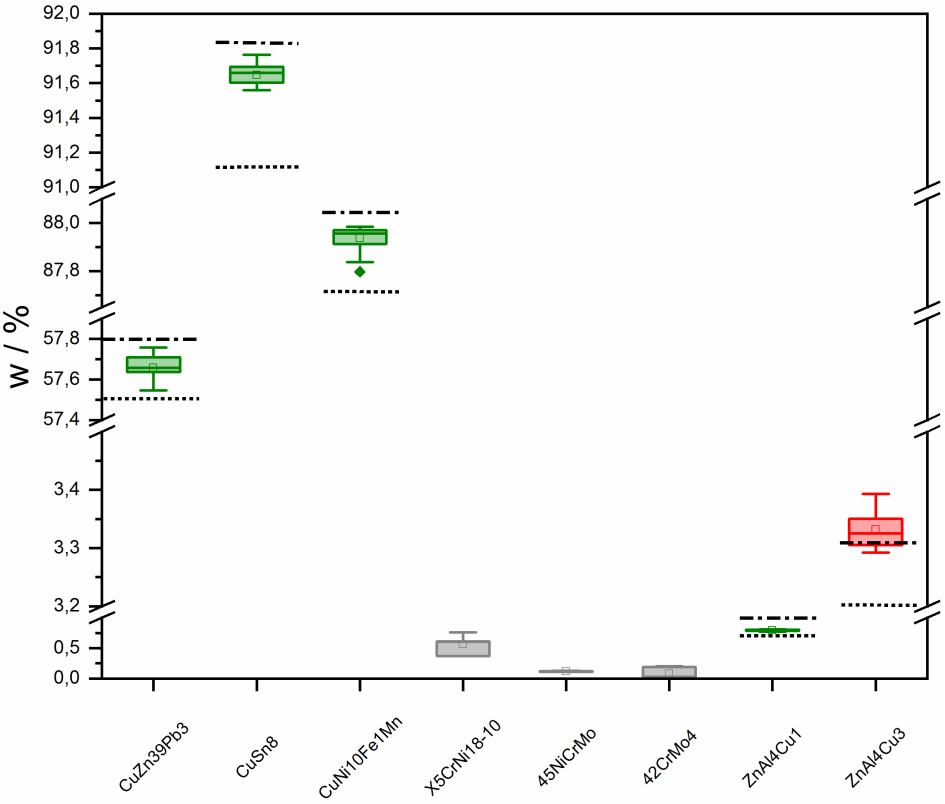
Abbildung 3-9: Mit pXRF ermittelte statistische Verteilung der Massenprozente von Aluminium in den Testlegierungen. In nicht dargestellten Legierungen konnte das Element nicht detektiert werden.



Quelle: eigene Darstellung, HIF HZDR

Wie in Abbildung 3-9 zu erkennen ist, kann Aluminium in einer Vielzahl von Legierungen und unterschiedlichen Konzentrationen (Haupt- und Spurenelement) detektiert werden. In Zinklegierungen kann es zur Unterschätzung des realen Wertes kommen. Nichtsdestotrotz ist mit einer geeigneten Kalibrierung das pXRF in der Lage, den Aluminiumgehalt richtig abzuschätzen und ist insbesondere für Produktionsschrotte im Aluminiumrecycling eine enorme Hilfe.

Abbildung 3-10: Mit pXRF ermittelte statistische Verteilung der Massenprozente von Kupfer in den Testlegierungen. In nicht dargestellten Legierungen konnte das Element nicht detektiert werden

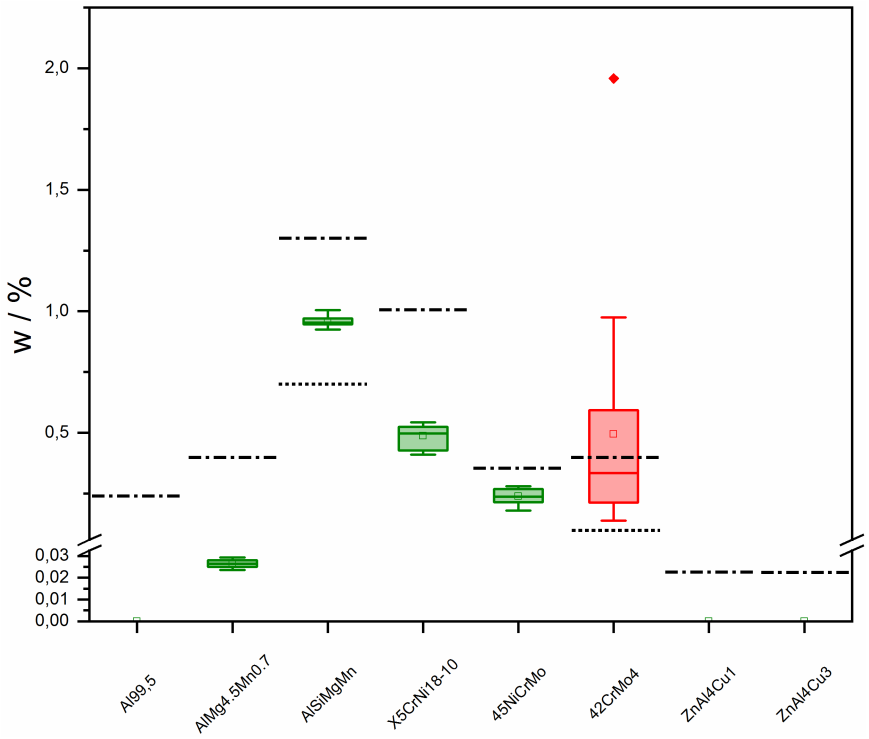


Quelle: eigene Darstellung, HIF HZDR

Ähnlich gut wie Aluminium kann Kupfer in verschiedenen Matrizen und Konzentrationsbereichen mit der pXRF sehr gut detektiert werden, was man in Abbildung 3-10 erkennen kann. Sowohl als Hauptelement in Legierungen wie Bronze oder Messing als auch als Begleitmetall in Zamak-Legierungen kann es erfasst werden. Zusätzlich kann pXRF auch Stähle identifizieren, in denen es unerwünschter Weise als Verunreinigung bzw. Störstoff vorkommt. Einzig in der Zamak-Legierung ZnAl4Cu3 wurde der Cu-Wert vom Gerät überschätzt, wobei eine geeignete Validierung durch eine externe Messung bei dieser Legierung dafür aussteht.

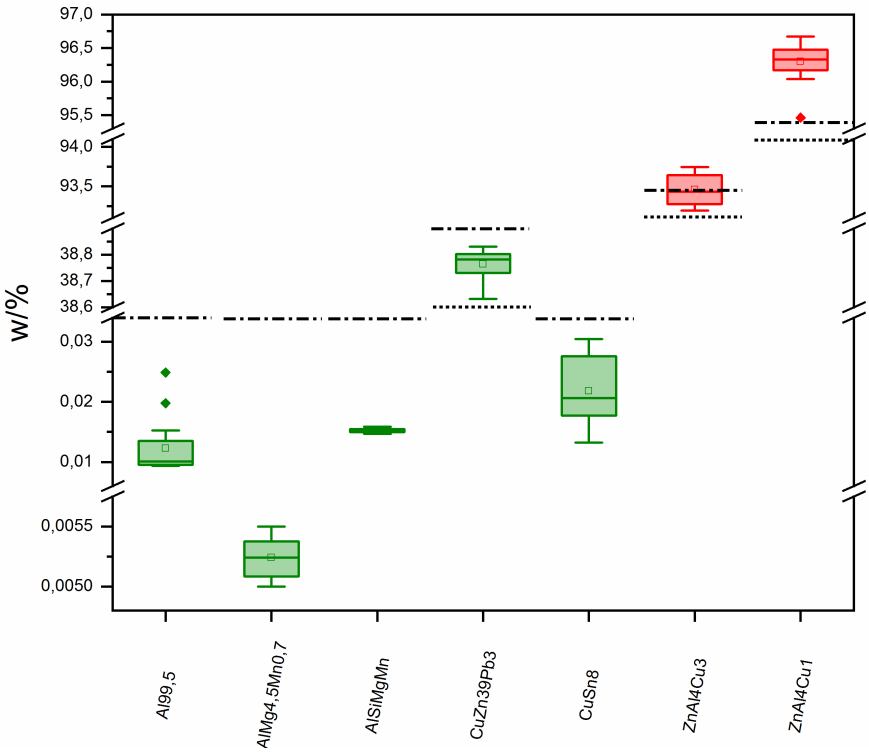
Silicium ist in den untersuchten Referenzlegierungen nur als Begleitstoff enthalten, dessen Konzentrationen unter 1 wt% liegen. Wie schon im vorherigen Abschnitt erwähnt, ist Silicium einerseits ein wichtiges Legierungselement, insbesondere für Stähle, aber kann auch ein Störstoff sein. Eine genaue Analyse ist demzufolge prozesstechnisch wichtig. Wie in Abbildung 3-11 zu erkennen ist, kann die pXRF diese Quantifizierung bis in den Bereich von 0,02 wt% leisten. Einzig bei dem rostenden Stahl 42CrMo4 wurde ein etwas zu hoher Wert gemessen, wobei die Schwankung der einzelnen Messwerte hier so hoch waren, dass auch der mit der Validierung ermittelte Wert von 0,27 wt% noch im Interquartilabstand/der Box liegt. Bei dieser Legierung kann ihre hohe Korrosivität eine Rolle bei der Bestimmung der Oberflächenzusammensetzung gespielt haben.

Abbildung 3-11: Mit pXRF ermittelte statistische Verteilung der Massenprozente von Silicium in den Testlegierungen. In nicht dargestellten Legierungen konnte das Element nicht detektiert werden



Quelle: eigene Darstellung, HIF HZDR

Abbildung 3-12: Mit pXRF ermittelte statistische Verteilung der Massenprozente von Zink in den Testlegierungen. In nicht dargestellten Legierungen konnte das Element nicht detektiert werden



Quelle: eigene Darstellung, HIF HZDR

Die Bestimmung von Zn in verschiedenen Legierungen mittels pXRF weist eine hohe Genauigkeit im geringen und mittleren Konzentrationsbereich auf (Abb. 3-12). Selbst Konzentrationen unterhalb von 0,02 wt% konnten mit geringer Schwankungsbreite sicher erfasst werden, z. B. bei den Legierungen AlMg4,5Mn0,7 oder AlSiMgMn. Diese Werte werden durch den Vergleich mit der Validierung bestätigt. Wenn Zink das Hauptelement ist, d. h. in den Zamak-Legierungen, wird ein Wert außerhalb der Norm gemessen und die Schwankungsbreite ist absolut in Massenprozent etwas größer. Wenn man aber die relativen Schwankungen betrachtet, erhält man relative Abweichungen von 0,26 % des eigentlichen Messwertes, was beachtlich wenig ist. Die pXRF ist somit gut zur Identifizierung von Zink in reinen Metalllegierungen geeignet.

Methodenvergleich WDXRF-pXRF-LIBS-sparkOES

Die Resultate für den Vergleich der WDXRF-, pXRF-, LIBS- und spark-OES-Ergebnisse für neun der elf Testlegierungen sind in Tab. 3.3.6 dargestellt. Die Zn-Legierungen wurden aufgrund mangelnder verfügbarer Geräte mit passender Kalibrierung nur mit pXRF vermessen. Zur besseren Visualisierung sind die Ergebnisse für sechs ausgewählte Metalle grafisch aufbereitet (Abb. 3-13).

Generell ist festzustellen, dass sowohl WDXRF, pXRF als auch LIBS mit ihren Ergebnissen nahe an der durch die Validierungsmethode spark-OES ermittelten Chemie liegen. Absolute Abweichungen liegen unter 2 wt% für die Hauptelemente und unter 0,25 wt% für die Neben- und Spurenmetalle (= Elemente mit einem Gehalt <2 wt%). Die relativen Abweichungen sind kleiner als 3% der jeweiligen Messwerte für die Hauptmetalle und kleiner als 25% für die Nebenelemente. Höhere relative Differenzen wurden speziell für Si in Al-Legierungen und Stählen sowie Mn in Stählen beobachtet.

Im Fall von Silicium stimmen die LIBS-Resultate besser als die XRF-Ergebnisse mit den Werten der Funkenspektrometer überein. Im Gegensatz dazu überschätzt LIBS den Mangangehalt in niedrig-legierten Stählen, wo die LIBS-Werte gegenüber dem mit spark-OES ermittelten Wert um das 3-4-fache übersteigt. Da der entsprechende LIBS-Wert für hochlegierten Stahl in etwa mit den Ergebnissen der anderen Methoden übereinstimmt, liegt die Ursache für diese Abweichung zu den XRF-Techniken eher in einer nicht-adäquaten Kalibrierung für die niedriglegierte Stahlmatrix. Interessanterweise überschätzen alle Analysemethoden im Vergleich zum Funkenspektrometer den Mn-Gehalt im hochlegierten Stahl X5CrNi18_10 (teils bis zu 65% des spark-OES-Messwerts), obwohl der gegebene Konzentrationsbereich deutlich über der Präzision der einzelnen Messmethoden liegt. Hierbei liegt die EDXRF am nächsten am Wert der Validierung, während hingegen die WDXRF am meisten abweicht. Der Grund für dieses beobachtete Verhalten ist nicht ganz klar: Sowohl die WDXRF- als auch die EDXRF-Kalibrierungen basieren auf einigen Dutzend Stahlstandardproben mit entsprechenden Mangangehalten in dem Bereich von 0,1-2 wt%. Dies sollte eigentlich eine vergleichbare und genaue Bestimmung von Mn gewährleisten. Ein solches Verhalten kann auch nicht durch einen Vergleich mit bisherigen Studien aus der Literatur erklärt werden.

Tabelle 3-6: Vergleich der Ergebnisse von pXRF, EDXRF, LIBS und spark-OES zur chemischen Zusammensetzung von den drei Al-Legierungen, drei Cu-Legierungen und den drei Stählen

Al99,5	Al	Fe	Cu	Zn	Pb	Mg	Mn	Ni	Cr	Si	Ti	Mo
EDXRF	99,65	0,194	0,002	0,012	0,003	0,196	0,004	0,004	0,007		0,002	
WDXRF	99,75	0,181		0,006	0,001				0,001	0,058		
LIBS	99,65	0,180	0,010	0,010	0,010	0,030				0,100		
spark-OES	99,71	0,184	0,001	0,008	0,002	0,004	0,001	0,002	0,001	0,060	0,004	

AlMg4,5Mn0,7	**Al**	**Fe**	**Cu**	**Zn**	**Pb**	**Mg**	**Mn**	**Ni**	**Cr**	**Si**	**Ti**	**Mo**
EDXRF	92,95	0,186	0,022	0,005	0,002	6,245	0,486	0,004	0,069	0,027	0,017	
WDXRF	94,11	0,204	0,025	0,003	0,003	4,955	0,519		0,078	0,098		
LIBS	95,14	0,160				4,050	0,440		0,090	0,110	0,010	
spark-OES	94,88	0,273	0,020	0,004	0,002	4,097	0,504	0,004	0,074	0,082	0,020	
AlSi1MgMn	**Al**	**Fe**	**Cu**	**Zn**	**Pb**	**Mg**	**Mn**	**Ni**	**Cr**	**Si**	**Ti**	**Mo**
EDXRF	96,85	0,186	0,033	0,015	0,003	0,955	0,804	0,004	0,142	0,958	0,037	
WDXRF	96,79	0,200	0,039	0,017		0,915	0,854	0,039	0,156	0,988		
LIBS	96,77	0,200	0,030	0,010	0,010	0,970	0,760		0,150	1,070	0,030	
spark-OES	96,71	0,211	0,032	0,017	0,002	0,855	0,782	0,004	0,150	1,142	0,040	
CuNi10Fe1Mn	**Al**	**Fe**	**Cu**	**Zn**	**Pb**	**Mg**	**Mn**	**Ni**	**Cr**	**Si**	**Ti**	**Mo**
EDXRF	0,301	1,758	87,94		0,017		0,696	9,508	0,045			
WDXRF		1,771	87,64	0,017	0,008		0,783	9,770				
spark-OES		1,670	87,50	0,010	0,016		0,785	9,930	0,005			
CuZn39Pb3												
EDXRF	0,386	0,304	57,66	38,77	2,896		0,011	0,012	0,022			
WDXRF	0,004	0,274	57,48	39,04	2,909	0,051	0,006	0,042	0,008			
spark-OES	0,010	0,253	57,30	38,58	3,500		0,010	0,040	0,010			
CuSn8	**Al**	**Fe**	**Cu**	**Zn**	**Pb**	**Mg**	**Mn**	**Ni**	**Cr**	**Si**	**Ti**	**Mo**
EDXRF		0,055	91,64	0,023	0,019		0,009	0,027	0,027	0	0,019	
WDXRF		0,007	92,16	0,006			0,005					
spark-OES			91,80		0,006			0,004				
45NiCrMo	**Al**	**Fe**	**Cu**	**Zn**	**Pb**	**Mg**	**Mn**	**Ni**	**Cr**	**Si**	**Ti**	**Mo**
EDXRF	0,127	93,84	0,118				0,198	3,830	1,323	0,246	0,006	0,191
WDXRF		93,98	0,067				0,331	3,498	1,669	0,244		0,196
LIBS		92,93	0,120				1,400	3,970	1,160	0,250	0,010	0,130
spark-OES	0,005	93,30	0,088				0,339	3,960	1,360	0,257	0,002	0,198
42CrMo4	**Al**	**Fe**	**Cu**	**Zn**	**Pb**	**Mg**	**Mn**	**Ni**	**Cr**	**Si**	**Ti**	**Mo**
EDXRF	0,005	97,28	0,076		0,001		0,678	0,070	1,066	0,515	0,007	0,206
WDXRF	0,004	97,57	0,016				0,651	0,044	1,299	0,202		0,213
LIBS	0,040	96,66					1,720	0,020	1,010	0,300	0,010	0,180
spark-OES	0,036	97,40	0,017				0,656	0,055	0,990	0,272	0,005	0,201

X5CrNi18_10	Al	Fe	Cu	Zn	Pb	Mg	Mn	Ni	Cr	Si	Ti	Mo
EDXRF		70,79	0,561		0,018		1,201	8,220	18,22	0,487	0,008	0,261
WDXRF		71,26	0,294				1,615	7,778	18,50	0,418		0,126
LIBS		70,87	0,340				1,430	8,690	17,85	0,450	0,010	0,090
spark-OES	0,009	70,80	0,500				1,050	8,110	18,30	0,471	0,002	0,317

Es ist jeweils die über alle Messungen gemittelte Konzentration in wt% angegeben. Aufgrund einer fehlenden Kalibrierung für Cu-Legierungen konnten für diese keine LIBS-Werte ermittelt werden.

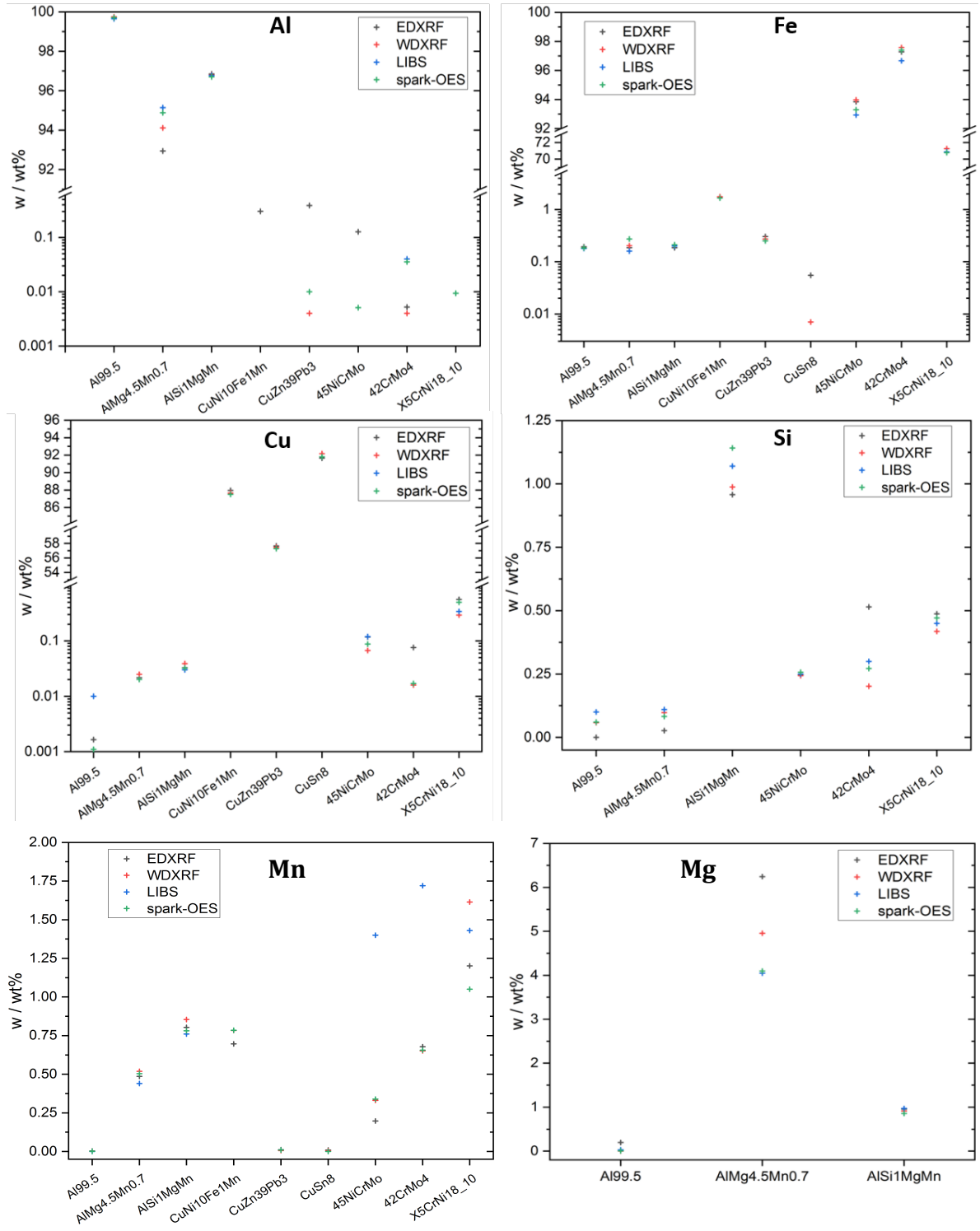
Eine weitere Auffälligkeit ist die Bestimmung von Mg in der Aluminiumlegierung AlMg4,5Mn0,7, wobei der EDXRF-Wert ca. 2 wt% (40% relativ zum Messwert) vom Ergebnis der spark-OES abweicht. Dies zeugt von einer grundlegenden Differenz zu den anderen Messmethoden, die näher am Validierwert liegen. Ein vergleichbares Verhalten wurde für die Aluminiumlegierung Al99,5 festgestellt, wo die relativen Abweichungen von EDXRF zu spark-OES bis zu 5000% betragen, allerdings in einem deutlich geringeren Absolutbereich (0,196 wt% gegen 0,004 wt%). Bei der dritten Al-Legierung stimmt das Ergebnis der EDXRF hingegen gut mit dem Funkenspektrometer überein und liegt nahe an den WDXRF- und LIBS-Resultaten. Wie schon bei den statistischen Versuchen an den Einzelstücken mittels EDXRF gezeigt wurde, konnte mit allen Techniken in allen untersuchten Stählen eine teils hohe Cu-Konzentration festgestellt werden. Während die WDXRF-Werte denen der spark-OES für die niedriglegierten Stähle am nächsten kommen, stimmt der EDXRF-Wert mit dem des Funkenspektrometers am besten für den Edelstahl überein. Weitere Tests mit einer größeren Bandbreite an reinen, hoch- und niedriglegierten Stählen würden helfen, diese Tendenz zu bestätigen bzw. zu erklären, wieso sie auftritt. Aus Zeitgründen konnte diese Teilfrage im Projekt nicht zufriedenstellend beantwortet werden. Positiv hervorzuheben ist, dass alle Methoden diese unerwünschte Verunreinigung mit Kupfer detektieren und somit in der Praxis des Metallrecyclings für die Qualitätskontrolle hinsichtlich dieses Punkts nutzbar sind.

Insgesamt sind die betrachteten Methoden also meist in der Lage, die Zusammensetzung von relativen reinen Metalllegierungen zu bestimmen und damit sie auch in einem Sortierprozess voneinander trennen zu können. Die hier untersuchten räumlich homogenen Referenzlegierungen stehen repräsentativ für die im Produktionsprozess anfallenden reinen Produktionsschrotte. Für solchen *prompt scrap* eignen sich also beide Methoden gut und werden schon in der industriellen Praxis eingesetzt, so z. B. die in-line LIBS-Analyse im Aluminiumrecycling von Fensterrahmen.

Vor allem für chemische Elemente mit niedriger Ordnungszahl wie Mg oder Li ist LIBS meist sensitiver als XRF, da es auf einem anderen physikalischen Effekt bei der Bestrahlung der Probe mit Licht setzt. In unseren Ergebnissen spiegelt sich das deutlich bei der Untersuchung der 5083-Aluminiumlegierung wider. Während die EDXRF gegenüber der Validierung deutliche Abweichungen

für Magnesium und teils für Aluminium aufweist, erfasst die LIBS-Analyse diese Elemente annähernd korrekt. Für die Quantifizierung und Identifizierung von Aluminium-Magnesium-Legierungen, die teils auch Silicium erhalten können und im Leichtbau vorkommen, sollte somit LIBS die Analysemethode der Wahl sein.

Abbildung 3-13: Vergleich der durch pXRF/EDXRF, WDXRF, LIBS und spark-OES erhaltenen chemischen Zusammensetzungen (in wt%) für die neun Testlegierungen



Aus Gründen der Übersichtlichkeit sind hier nur die Ergebnisse für die sechs wichtigsten Metalle in den verschiedenen Legierungen dargestellt: Al (oben, links), Eisen (oben, rechts), Kupfer (Mitte, links), Silicium (Mitte, rechts), Mangan (unten, links) & Magnesium (unten, rechts). Die Legierungen, in denen kein Gehalt an einem Metall bestimmbar war, werden nicht dargestellt. Es ist zu beachten, dass die y-Achsen unterschiedliche Größen & Skalenform haben. Diese teils logarithmische Einteilung ist nötig, um alle Ergebnisse im weiten Konzentrationsbereich von 0-100 wt% anschaulich zu zeigen. Die Matrixmetallkonzentrationen für LIBS und spark-OES wurden durch den Rest der Summe aller anderen Elemente zu 100 wt% berechnet. Quelle: eigene Darstellung, HIF HZDR

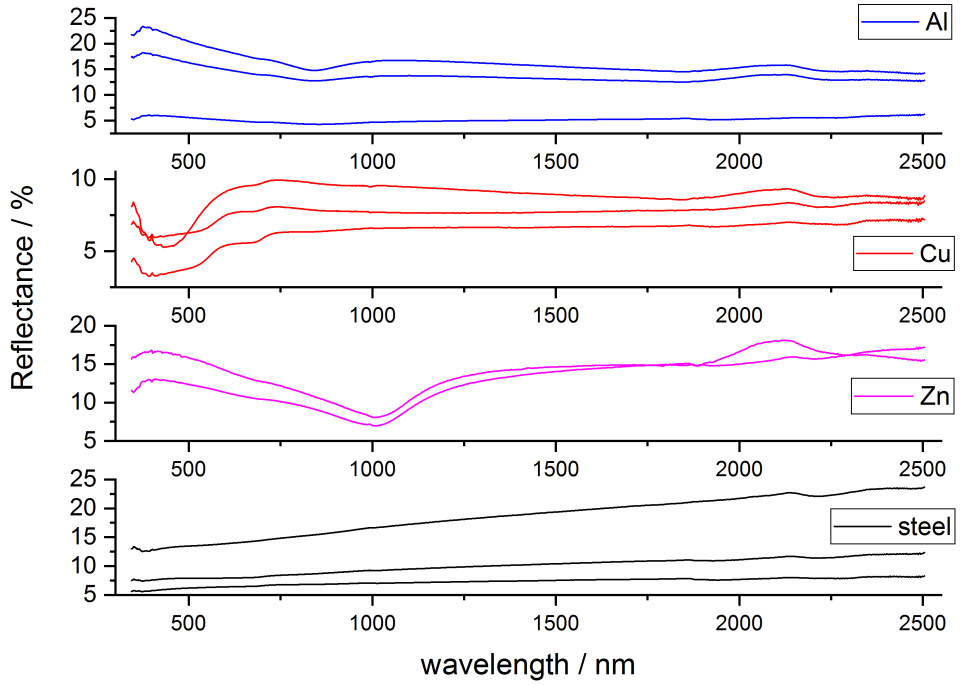
Analyse mittels Reflektanzspektroskopie

Die Reflektanzspektroskopie wird häufig in der Fernerkundung und (mit Abwandlungen) in der Halbleiter- und Dünnschichtindustrie eingesetzt. Dabei wird Licht meist im sichtbaren und Infrarotbereich auf die Probe eingestrahlt und die Reflexion von der Probe spektral gemessen. Dieses direkt oder diffus reflektierte Licht kann bei den am Helmholtz-Institut Freiberg vorhandenen Instrumenten in einem weiten Wellenlängenbereich von 400-16700 nm erfasst werden. Wir haben diese Methode noch als zusätzliche Analysenvariante mit betrachtet, da sie relativ kostengünstig ist und in Konfiguration als bildgebende Sensoren über einem Förderband schnell und nicht-invasiv Resultate liefern kann. Zudem wird insbesondere die Reflektanzmessung im Bereich von 400-1700 nm (VIS-Nahinfrarot) in der Recyclingindustrie schon verbreitet eingesetzt, u. a. zur Sortierung von Kunststoffen und Kompositmaterialien (Zheng 2017).

Diese Methode benötigt aber eine komplexe Datenanalyse, die auch die Form der Spektren in die Auswertung einbezieht. Wir haben an allen Referenzlegierungen mehrere Punktmessungen mit einem Sensor im Bereich 400-2500 nm und im Bereich 2500-16700 nm durchgeführt. Die Ergebnisse für direkt reflektierende Metalllegierungen unterscheiden sich stark vom betrachteten Wellenlängenbereich.

In Abbildung 3-14 sind die über alle Stücken gemittelten Spektren einer jeweiligen Legierung im sichtbaren und nahen Infrarotbereich dargestellt. Während die einzelnen Legierungen innerhalb einer Legierungsklasse (Al, Cu, Zn, Stahl) nicht sicher unterschieden werden können, zeigen die verschiedenen Legierungsklassen stark unterschiedliche Spektren. Mit dieser Methode könnte schnell und günstig zumindest die Grobsortierung der einzelnen Mischschrotte in einer Recyclinganlage unterstützt werden.

Abbildung 3-14: Reflektanzspektren von Referenzlegierungen im sichtbaren & nahen Infrarotbereich (VIS-SWIR)

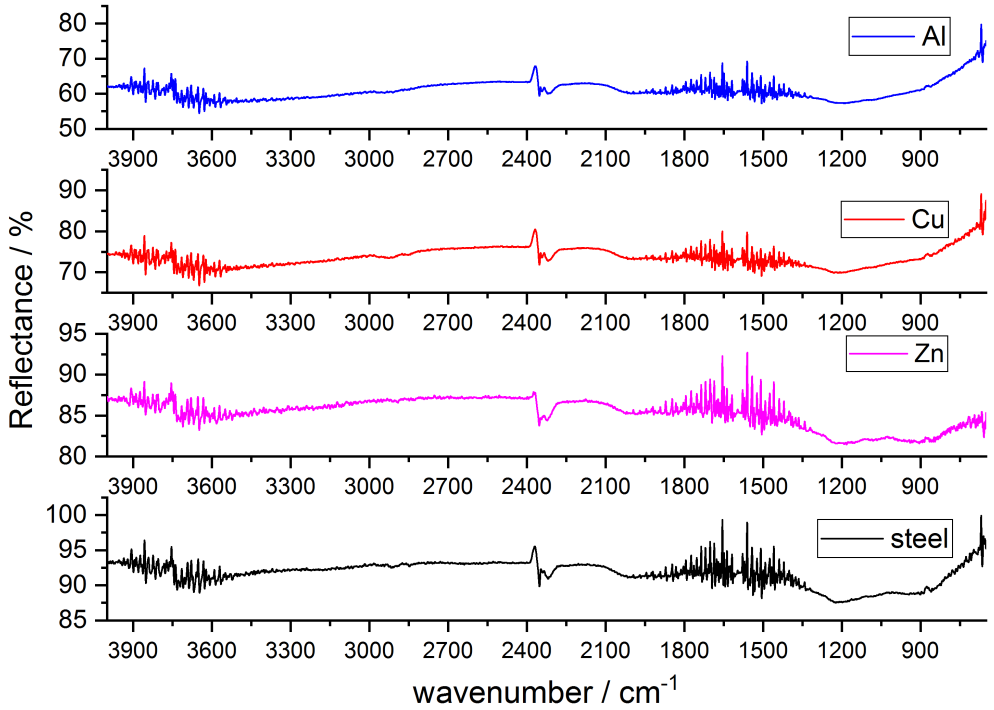


Einzelne Graphen stellen gemittelte Spektren einer Legierung da, die in den vier Legierungsklassen gruppiert sind. Quelle: eigene Darstellung, HIF HZDR

Im mittleren und fernen Infrarotbereich ist eine Differenzierung der einzelnen Legierungen bzw. Legierungsklassen nicht möglich. Wie in Abbildung 3-15 erkennbar ist, unterscheiden sich die

gemittelten Spektren der einzelnen Legierungen nicht. Die periodischen Signale bei 3800 cm^{-1} und 1500-1800 cm^{-1} kommen durch die hohe direkte Reflexion der glatten Metalloberflächen zustande. Da mit dem Sensor aber nur die diffuse Reflexion qualitativ eindeutig bestimmbar ist, ist diese Technik für einen Einsatz in einer Sortiereinheit für Metalllegierungen eher ungeeignet.

Abbildung 3-15: Reflektanzspektren von Referenzlegierungen im mittleren und fernen Infrarotbereich (MWIR-LWIR)



Die dargestellten Wellenzahlen entsprechen Wellenlängen von 2500 nm (links) bis 16600 nm (rechts). Einzelne Graphen stellen gemittelte Spektren einer ausgewählten Legierung da, die in den vier Legierungsklassen gruppiert sind. Quelle: eigene Darstellung, HIF HZDR

3.3.4 Mischschrotte

Neben der Analyse von Referenzlegierungen haben wir vielfältige Experimente an stark alterierten Mischschrotten unterschiedlicher Zusammensetzung und Partikelgröße durchgeführt. Sowohl die Probennahme als auch die Probenvorbereitung spielen eine essentielle Rolle für die Aussagekraft der jeweiligen Resultate aus den Experimenten. Die Probennahme erfolgte direkt an den Schrottplätzen, wobei versucht wurde, möglichst zufällig Stücke aus einzelnen Haufen/Schrottfraktionen zu entnehmen. Unter anderem wurde „blind“ gewählt, d. h. das händische Auflesen der Proben wurde nicht visuell überprüft. Um eine möglichst breites Spektrum an Eingangsschrottströmen abzudecken, haben wir von mehreren Partnern der Recyclingindustrie Metallschrottproben bezogen. Diese selbst entnommenen Chargen spiegeln verschiedene, üblicherweise auftretende Schrottfraktionen aus dem Aluminium- und Stahlrecycling wider. Die von uns gewählten Bezeichnungen und eine Kurzbeschreibung, wo diese Schrotte üblicherweise anfallen findet sich in Tabelle 3-7. Die Proben aus dem Stahl- und Aluminiumbereich weichen Stückgrößen von 2 – 20 cm auf, die Partikel der Fraktion aus der Kupferrückgewinnung sind < 2 mm groß. In Abbildung 3-16 sind stellvertretend Bilder von je einer Fraktion des Aluminiumrecyclings und des Stahlrecyclings nach einem Großschredder zu sehen, deren Stücke von uns analysiert wurden.

Tabelle 3-7: Verwendete Testlegierungen

Schrottfraktion	Ort des Aufkommens
Vertis-alt	Stahlschrott, nach 1. Vertikalschredder (altes Modell)
Vertis-neu	Stahlschrott, nach 1. Vertikalschredder (neues Modell)
Kondirator	Stahlschrott, nach Zerkleinerung mit Kondirator
SSR	Leichter Rückstand nach Schwimm-Sink-Trennung
Al-magnetisch	Al-Schrott nach Magnetsortierung, magnetische Fraktion
Al-Buntmetall	Al-Schrott nach Magnetsortierung, buntmetallreiche Fraktion
Al-autoshred	Al-Schrott nach Großschredder
AlMg-Schredder	Magnesiumhaltiger Al-Schrott nach Großschredder
Isoprofil	Al-Fensterprofile mit Kunststoffanhaftungen
Al-Geschirr	Stark verunreinigter Al-Mischschrott
Al-Blech	Al-Schrott, nach Schnitt von Blechen
VA-Stahl	Edelstahlschrott nach Schredder
Sorte4	Schredderstahlschrott, frei von MVA-Schrotten
Metallmix	Al-Schrott mit vielen Begleitelementen
Buntmetall	Cu-Schrott nach manueller Auslese

Verwendete Testlegierungen mit ihren häufig verwendeten Abkürzungen, die die Hauptelemente anzeigen und mit ihrer Materialnummer, die durch europäische bzw. deutsche Normen gegeben sind (EN/DIN). Zusätzlich sind noch Haupteinsatzbereiche für jede Legierung angegeben.

Abbildung 3-16: Bilder zweier Proben, die aus dem Recyclingprozess nach einem Großschredder und erster Vorsortierung entnommen wurden, aus dem Stahlrecycling (oben) bzw. aus dem Aluminiumrecycling (unten)



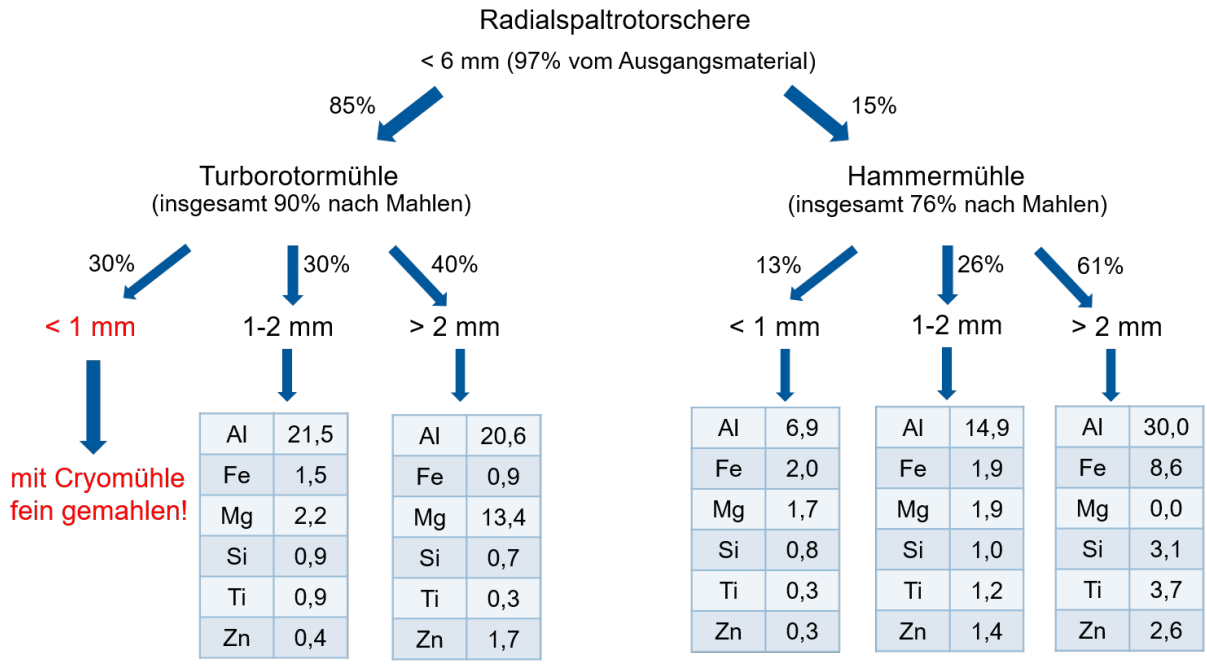
Bilder wurden nach Ausbreitung des gesamten Materials auf einem Förderband aufgenommen.
Quelle: eigene Darstellung, HIF HZDR

Probenvorbereitung

Die Homogenisierung der Proben zur Ermittlung der Gesamtmetallchemie wurde von uns intensiv untersucht. Neben einzelnen Schmelzversuchen standen dabei insbesondere die Möglichkeiten der mechanischen Zerkleinerung, die nur minimal Fremdstoffe einbringt, im Fokus. Vorteilhaft sind dabei die Möglichkeiten der Stoffbilanzierung mittels XRF. Wir haben dies für zwei verschiedene Schrotte aus dem Al- bzw. Stahlrecycling durchgeführt und die Massenbilanzen für jeden Zerkleinerungsschritt erstellt. In Abbildung 3-17 ist eine Probenvorbereitungskette für ein Gemisch von geschredderten Al-Schrotten beispielhaft dargestellt. Die Angaben der Elementgehalte (in Massenprozent) wurden mittels XRF ermittelt. Dabei ist festzustellen, dass durch das Zerkleinern leichte Elemente wie Al oder Mg selektiv in gröberen Fraktionen angereichert wurde. Damit ist eine Rückführung der Elementgehalte der erhaltenen Pulver zu den Ausgangsschrotten nicht mehr gewährleistet.

Wie sich zeigte, war die aufwändige Probenaufbereitung mit dem Ziel der vollständigen Homogenisierung von Mischschrottfraktionen nicht für unsere Zwecke dienlich. Es konnte keine statistisch repräsentative Zusammensetzung erhalten werden. Obwohl am Ende von Zerkleinerung bzw. Einschmelzen feinkörnige Pulver (bis auf < 80 µm) erhalten wurden, kam es durch die immer feinere Zerkleinerung zu einer selektiven Abreicherung von weichen Metallen wie Al oder Mg. Somit kann von der Zusammensetzung des Feingemisches nicht mehr direkt auf die Ausgangsfraktion geschlossen werden. Die Schmelzversuche sind für relativ reine Schrotte, z. B. aus dem Aluminiumrecycling mit bis zu 95% Al-Anteil, gut für die Homogenisierung der Metalllegierungen. Bei vielfältiger zusammengesetzten Proben, z. B. Buntmetallfraktionen oder Chargen aus dem Stahlrecycling, führten Schmelzversuche zu keiner homogenen Mischlegierung, womit eine repräsentative Quantifizierung nicht gewährleistet werden kann. Deshalb entschlossen wir uns, diese beiden Ansätze nicht weiter zu verfolgen, sondern uns den Messungen an vielen Einzelstücken zu widmen.

Abbildung 3-17: Prozessierungsschema eines Al-Schredderschrotts



Cryomühle TRM < 1 mm

42% → < 80 µm

Al	19,2
Fe	11,9
Mg	1,8
Si	1,5
Ti	1,0
Zn	0,6

58% → > 80 µm

Al	41,6
Fe	5,4
Mg	4,9
Si	1,4
Ti	0,6
Zn	0,5

Aufgezeigt werden unterschiedlichen Stufen der Zerkleinerung. Die angegebenen Prozentzahlen an den Pfeilen stehen für die Massenbilanz der Teilfraktionen nach dem Zerkleinerungsschritt. Die Tabellenwerte geben mit pXRF ermittelte chemische Gehalte in Massenprozent an. Quelle: eigene Darstellung, HIF HZDR

Dazu wurden je nach Gesamtprobenmenge jeweils 20 – 35 Einzelproben pro Fraktion mit einem portablen Röntgenfluoreszenzspektrometer (pXRF) gemessen. Auf größeren, optisch inhomogen wirkenden Schrottstücken wurden mehrere Messpunkte gesetzt. Außerdem haben wir alle gemessenen Proben sowie die Gesamtfraktion gewogen, um eine Massenbilanz aufzustellen und gewichtete Mittelwerte der Zusammensetzung zu berechnen. Der Hauptkritikpunkt bei dieser Methodik steckt in der Frage nach der Repräsentativität der Stichprobe für die Gesamtchemie der Fraktion. Aufgrund des großen Zeitaufwands und mangels genügend Personals können nicht alle Probenstücke gemessen werden. Zudem sind chemische Quantifizierung mit pXRF und auch LIBS auf oberflächennahe Bereiche beschränkt. Wenn sich die Zusammensetzung des Stücks in der Tiefe deutlich verändert, können falsche Ergebnisse erhalten werden. Als Vorteil ist zu sehen, dass dieser Ansatz keinen zusätzlichen Aufwand für Probenpräparation benötigt, der zu selektiver Anreicherung führen kann. Außerdem ist er vergleichbar mit der Praxis in der Recyclingindustrie, beispielsweise auf Schrottplätzen.

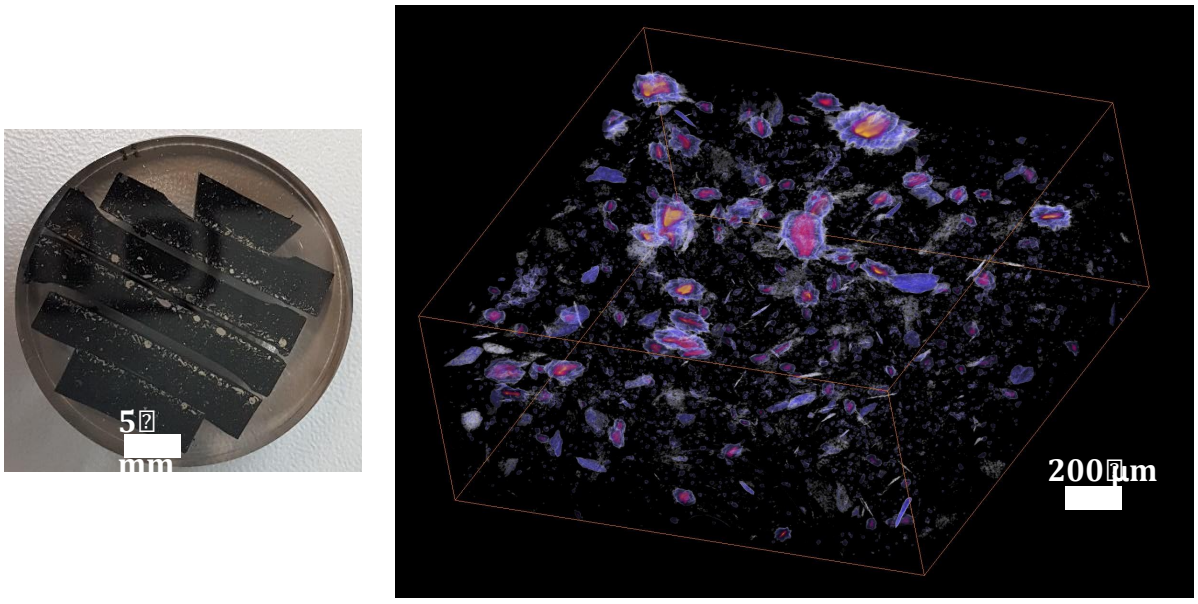
Anders stellt sich das Bild für die Quantifizierung der Chemie von Mischschrotten dar. Wie in den Ergebnissen in Tab. 3-8 ersichtlich wird, weichen die durch LIBS erhaltenen Zusammensetzungen für Stücke der Mischschrottfraktionen deutlich von den pXRF-Werten ab. Fast alle Elemente weisen große Unterschiede auf. Sehr deutlich ist dies bei den SSR- und Vertis-Stücken zu beobachten, wo die Hauptmetallgehalte um absolut 19 wt% bzw 33 wt% voneinander abweichen. Neben Eisen und Kupfer ist auch der von beiden Methoden ermittelte Si-Gehalt sehr unterschiedlich. Die spark-OES-Werte stimmen besser mit den Resultaten der LIBS-Messung überein. So sind sowohl die Al- und Fe-Gehalte als auch der Wert für Magnesium mit nur geringen Abweichungen durch LIBS bestimmt. Im Fall von Silicium ist der LIBS-Wer zwar näher am Validierungswert des spark-OES, weicht aber doch relativ stark von diesem ab (400% relativ). Bei der Untersuchung von Mischschrottstücken mit beiden Methoden muss immer die unterschiedliche Eindringtiefe beachtet werden, von denen die Elementinformationen stammen. Während pXRF-Proben nur an der Oberfläche untersucht werden, können bei LIBS durch wiederholten Beschuss mit dem Laser chemische Informationen von unter der Oberfläche liegenden Schichten erhalten werden. Für räumlich inhomogene Proben wie die oberflächenverwitterten Post-Consumer-Mischschrotte stellt dieser Effekt einen wichtigen Grund für abweichende Resultate dar. So sollte der LIBS-Wert nach einer Vorablation eher für die chemische Zusammensetzung des ausgedehnten Körpers repräsentativ sein.

Tabelle 3-8: Chemische Zusammensetzung (in wt%) von drei Einzelstücken von Mischschrottfraktionen, erhalten aus XRF- und LIBS-Messungen

Al-magnetisch_06	**Al**	**Fe**	**Cu**	**Mg**	**Mn**	**Si**
spark-OES	98,81	0,12	0,07	0,54	0,07	0,16
pXRF	88,32	1,28	0,23	3,70	0,19	3,30
LIBS	98,35	0,08	0,06	0,33	0,09	0,66
Vertis-alt_09						
spark-OES						
pXRF	1,13	79,40	0,90	1,93	0,43	5,61
LIBS	0,03	98,16	0,04	-	1,51	0,01
SSR_04						
spark-OES						
pXRF	65,71	18,43	0,03	2,00	0,19	3,30
LIBS	98,33	0,59	0,00	0,49	0,09	0,66

Im Zuge der Untersuchung von fein gemahlenen Mischschrottproben wurden auch XRT-Versuche im Computertomographiemodus (XCT) vorgenommen. Dabei wird die in Abb. 3-18 dargestellte, speziell präparierte Probe auf einer Scheibe um 360° gedreht, während von der Seite Röntgenstrahlen durch die Probe gehen und mit einem Detektor dahinter registriert werden.

Abbildung 3-18: Rekonstruiertes 3D-Bild einer speziell präparierten Al-Mischschrottprobe (Probenbild links), die auf XRT-Messungen im Computertomographiemodus (XCT, rechts) basiert.



Der Farbwechsel von blau nach orange deutet Partikel mit zunehmender Dichte an. Quelle: eigene Darstellung, HIF HZDR

Über die Transmission können Dichteunterschiede innerhalb der Probe qualifiziert und in Ausnahmefällen auch quantifiziert werden. Die zeitaufwändige 3D-Rekonstruktion zeigt eine Dichteverteilung, anhand derer die Inhomogenitäten im Festkörper deutlich werden. Das Verfahren kann vor allem im CT-Modus Einblicke in die dreidimensionale Struktur geben, allerdings geschieht dies auf Kosten eines geringen Durchsatzes. Aus diesen Gründen sollte diese Art der CT-Analyse nur für Einzelproben vorgenommen werden.

Wir haben zusätzlich noch die Proben Al-magnetisch und Vertis-alt angeschliffen und stellten fest, dass die pXRF-Werte nun besser zu den LIBS- und spark-OES-Resultaten passten. Auf diesen Effekt des Anschleifens von verunreinigten Oberflächen gehen wir im Folgenden etwas genauer ein.

Anschleiftests an Schrottproben

Um die Abweichungen von XRF- und LIBS-Analysen bei der Untersuchung von Metallschrottproben näher zu evaluieren, wurden weitere Tests unter Anschleifen von Schrotteinzelstücken durchgeführt. Insbesondere bei Proben, die aus dem Post-Consumer-Bereich stammen, treten immer wieder Fehlbestimmungen bei oberflächensensitiven analytischen Methoden wie der XRF oder Reflektanzspektroskopie auf. Das ist häufig auf eine Oxidation, Verschmutzung oder sonstige Anhaftung (z. B. bei Kompositmaterialien) an der Oberfläche zurückzuführen, die eine „falsche Chemie“ vorgaukeln, die sich nicht mit der chemischen Zusammensetzung des Festkörpers deckt. So ergeben verzinkte oder verchromte Stähle bei der Analyse mit eines portablen XRF-Geräts viel zu hohe Zn- bzw. Cr-Werte. Für eine genauere Quantifizierung des Festkörpers muss dieser entweder erst eingeschmolzen und homogenisiert oder die Oberfläche frei gelegt werden. Bei der laserinduzierten Plasmaspektroskopie kann das bei dünnen Überzügen mittels eines Ablationslasers geschehen, der vor dem eigentlichen Messlaser getaktet ist und die Probenoberfläche säubert. Für die Analyse solcher Mischschrotte mit den XRF-Methoden haben wir uns entschieden, auffällige Einzelstücke mit ungewöhnlichen XRF-Resultaten anzuschleifen und nochmals mit den Geräten zu messen.

Tabelle 3-9: Resultate der Anschleiftests für zwei verschiedene verunreinigte Schrottstücke, eines aus einer Fraktion des Stahlrecyclings (Kondi) und ein anderes aus dem Aluminiumrecycling (SSR)

	Al	Fe	Zn	Si	Mg
Kondi - 1	0,93	12,94	80,39	0,64	2,15
Kondi - 2	0,51	66,14	31,40	0,39	0,44
Kondi - 3	0	99,39	0	0	0
SSR - 1	81,19	10,43	0,12	6,45	1,37
SSR - 2	92,59	0,71	1,26	2,60	0
SSR - 3	98,51	0,20	0,01	0,58	0

Die chemische Zusammensetzung (in wt%) wurde vor und nach dem Schleifen mittels pXRF ermittelt, ausgewählte Haupt- und Nebenelemente sind aufgeführt. Die Messung an der ursprünglichen Probe ist mit „1“ nummeriert, weitere Messungen nach den jeweiligen Anschleifstufen mit „2“ bzw. „3“ markiert.

Die Ergebnisse der Anschleiftests für zwei verschiedene Stücke mit der pXRF sind in Tab. 3-9 dargestellt. Zum einen handelt es sich um eine Probe aus einem Großschredderschrott des Stahlrecyclings, der niedrig legiert ist (Kondirator), zum anderen handelt es sich um eine Probe aus dem Aluminiumrecycling, die nach einer Schwimm-Sink-Trennung anfiel (SSR). Es wurden jeweils zwei Schleifstufen mit ca. 50 µm Abrieb pro Stufe durchgeführt und danach die chemische Zusammensetzung mit der pXRF gemessen und die Abweichungen zu den Resultaten der unbearbeiteten Proben ermittelt. Für beide Stücke wird die Änderung der XRF-Werte durch das Anschleifen deutlich. Während bei der Stahlprobe an der unbearbeiteten Oberfläche hohe Konzentrationen an Zn und Mg gemessen wurden, ändert sich dieses Bild mit zunehmenden Abrieb. Sobald das blanke Stahlstück freigelegt wurde, sind diese Begleitelemente vollständig verschwunden und es befindet sich nur Eisen (und wahrscheinlich nicht mit XRF messbarer Kohlenstoff) in der Probe. Das Stahlstück ist wahrscheinlich mit einer ca. 50 µm dicken Verzinkung überzogen, die im Vergleich zum 2 mm breiten Probekörper nur marginal groß ist.Auf dem unbearbeiteten Aluminiumstück finden sich neben Aluminium auch hohe Konzentrationen an Eisen und Silicium. Mit zunehmender Freilegung des eigentlichen Al-Werkstücks reduzieren sich deren Werte deutlich und es kommt ein stark Al-reiche Legierung zum Vorschein, die nur noch geringe Mengen an Eisen, Silicium und andere Elemente enthält. Wahrscheinlich kamen die hohen Fe- und Si-Werte an der Oberfläche durch Abrieb von anderen eisenhaltigen bzw. siliciumhaltigen Schrotten zustande, die sich außerdem in der Box dieser Fraktion befanden.

Beide Ergebnisse zeigen, wie schwierig die Ergebnisse von schnellen Oberflächenmessungen zu interpretieren sind. Durch damit falsche Zuordnung bzw. automatisierte Sortierung kommt es zu Vermischung eigentlich reiner Chargen und damit zu einer schwierig aufzubereitenden Metallmischung. Unsere Empfehlung ist hier, Expertenwissen mit einzubeziehen, um in der industriellen Praxis des Recyclings eine richtige Zuordnung bei merkwürdig erscheinenden Messwerten zu gewährleisten. Außerdem sollten im Zweifel mehrere Methoden verwendet werden, die auch teilweise die Oberfläche durchdringen bzw. eine Homogenisierung einer zu untersuchenden Fraktion durchzuführen. Dies kann durch Aufschmelzen der Fraktion oder durch mechanische Zerkleinerung und nasschemischen Aufschluss geschehen. Damit verbunden sind allerdings weitere Probleme der statistischen Repräsentativität der Ergebnisse zur Ausgangszusammensetzung, die von uns bei der Probenhomogenisierung festgestellt und beschrieben wurden.

Analyse von Mischschrottfraktionen mit pXRF

Leider stand uns für die Routineanalyse kompletter Mischschrottfraktionen nur das pXRF als schnelle Methode zur Verfügung. Messungen mit WDXRF bzw. Funkenspektrometer konnten aufgrund des höheren Zeit- und Probenvorbereitungsaufwands nur an Einzelstücken vorgenommen werden.

Tabelle 3-10: Mittels pXRF ermittelte chemische Zusammensetzung (in wt%) von untersuchten Post-Consumer-Mischschrottfraktionen aus dem Al-, Stahl- und Cu-Recycling

Charge	Al	Fe	Cu	Zn	Mg	Si	Ti
Vertis-alt	0,37	**89,01**	0,35	0,17	0,89	3,20	2,99
Vertis-neu	0,23	**91,13**	0,36	0,30	0,70	3,49	1,37
Kondirator	1,55	**76,43**	0,06	0,61	0,23	3,06	0,15
VA-Stahl	0,61	**69,76**	0,36	0,04	0,08	1,91	0,02
Sorte 4	3,05	**93,41**	0,28	0,21	0,55	1,69	0,13

Charge	Al	Fe	Cu	Zn	Mg	Si	Ti
Al-magnetisch	**90,75**	1,20	0,09	0,12	1,27	2,23	1,40
Al-Buntmetall	**54,21**	2,20	19,04	9,75	1,14	4,25	1,44
AlMg-Schredder	**94,96**	0,54	0,16	0,06	2,52	1,26	0,10
Al-Blech	**94,41**	0,65	0,10	0,10	0,69	2,83	0,13
AlMg+Blech	**96,67**	0,45	0,01	0,04	0,44	1,85	0,36
Isoprofil	**84,66**	0,98	0,09	0,05	0,68	2,99	9,25
Al-Geschirr	**88,68**	0,95	0,06	0,13	0,82	7,68	1,13
Metallmix	**58,75**	1,85	13,14	3,30	0,70	3,54	0,13
Buntmetall	3,79	0,76	**65,10**	19,27	0,03	2,89	0,01

Dargestellt ist ein Ausschnitt der Gesamtergebnisse. Die sieben gezeigten Elemente repräsentieren die häufigsten in der Probe vorkommenden bzw. ökonomisch relevantesten. Fett hervorgehoben sind die Gehalte des Hauptmetalls. In der Buntmetallfraktion sind noch ca. 3 wt% an Pb und 5 wt% an Sn enthalten.

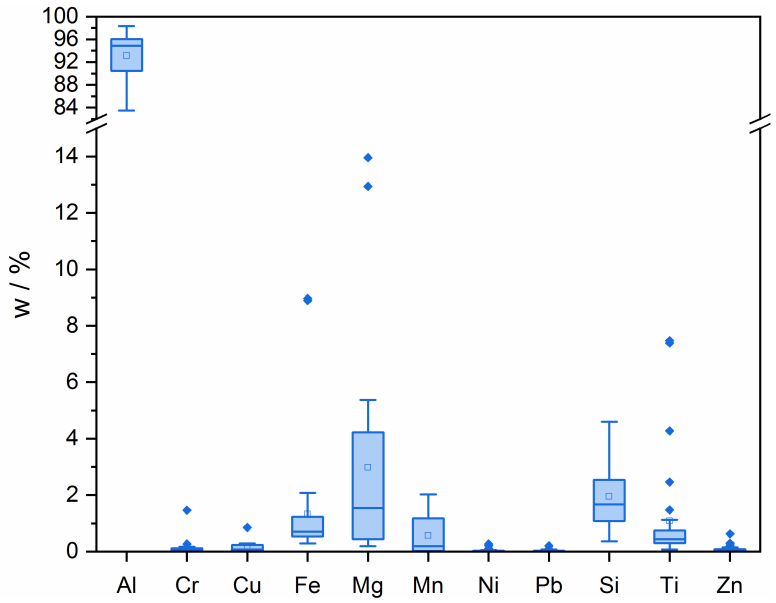
Im Gegensatz zur anfänglich getesteten Homogenisierung der kompletten Mischschrotte verwendeten wir letztendlich den Ansatz der vielen Messungen an einzelnen Schrottstücken. Dieser Ansatz ist auch in der industriellen Praxis bzw. in einigen wissenschaftlichen Untersuchungen verbreitet (Flamme 2019). Die durch pXRF ermittelten gewichteten, durchschnittlichen Zusammensetzungen der Fraktionen sind in Tab. 3-10 zu finden. Dabei wird nur eine Auswahl der am häufigsten vorkommenden Elemente gegeben.

Wie aus der Tabelle ersichtlich wird, handelt es sich bei den teilweise schon vorgetrennten Fraktionen keineswegs um reine Legierungen bzw. einfache Gemische aus reinen Legierungen. Die Chargen beinhalten häufig noch einige Störstücke, die in der gewichten Mittelung der Zusammensetzung zu hohen Fremdmetallgehalten führen. So sind viele Aluminiumfraktionen mit nennenswerten Konzentrationen an Titan und Silicium versehen, die von bestimmten Al-Legierungen und aluminiumarmen Ti-Legierungen stammen. Insbesondere der Metallmix und die buntmetallreichen Fraktionen enthalten hohe Konzentrationen an Al, Cu, Zn, Si, Sn und Pb. Nicht nur für den Sortierprozess ist eine legierungsreine Trennung dieser vielfach verunreinigten Gemische kaum möglich, sondern auch die genaue Analyse der einzelnen Komponenten mittels Methoden wie XRF oder LIBS wird erschwert. Im Folgenden wird speziell auf zwei Einzelchargen und ihre Untersuchung mittels pXRF eingegangen, die die Variabilität der Stoffströme des Metallrecyclings deutlich macht.

Mischschrott aus dem Aluminiumrecycling

Der Mischschrott aus dem Aluminiumrecycling weist Stückgrößen von 2-20 cm auf und ist sehr inhomogen aufgebaut. Daraus folgt, dass viele Einzelmessungen mit der pXRF vorgenommen werden mussten. Die statistische Auswertung ist analog zur Evaluierung der Ergebnisse für die Testlegierungen mithilfe von Box Plots grafisch dargestellt, dabei nur die Hauptelemente und wichtige Spurenelemente berücksichtigend (Abb. 3-19). Damit wird die Variation an Elementzusammensetzungen der jeweils gemessenen Einzelstücke besser sichtbar.

Abbildung 3-19: Mit pXRF ermittelte statistische Verteilung von einzelnen Schrottstücken innerhalb einer Charge aus dem Aluminiumrecycling



Hierbei ist die Verteilung der Hauptelemente dargestellt. Quelle: eigene Darstellung, HIF HZDR

Die Schwankungsbreiten der Gehalte sind deutlich höher als bei den reinen Referenzlegierungen. Erschwerend für die Analyse kommt hinzu, dass die Metalllegierungen nach Benutzung und Deponierung auf einem Schrottplatz oberflächlich oxidiert sein können, der Sauerstoff aber nicht mit der pXRF quantifiziert werden kann. Deshalb wird häufig der Gesamtmetallgehalt einer solchen Probe überschätzt. Dies kann auch in bei unserer betrachteten Charge beobachtet werden, wo die Summe aller Metallkonzentrationen einer Messung meist auf über 100% steigt. Nichtsdestotrotz kann aus der Grafik abgeleitet werden, dass hauptsächlich Aluminium enthalten ist, mit einzelnen Zuschlägen von Eisen, Magnesium, Silicium und Titan. Unser Instrument hatte zwar nach der Messung mehrere Legierungen vorgeschlagen, der Mischschrott konnte aber keiner einzigen eindeutig zugeordnet werden. Hier zeigt sich die Komplexität der Analyse, wenn alterierte Mischschrotte aus mehreren Legierungen mit einer Methode (pXRF) differenziert werden müssen und dabei noch Begleitelemente in geringeren Spuren (~1 %) detektiert werden sollen.

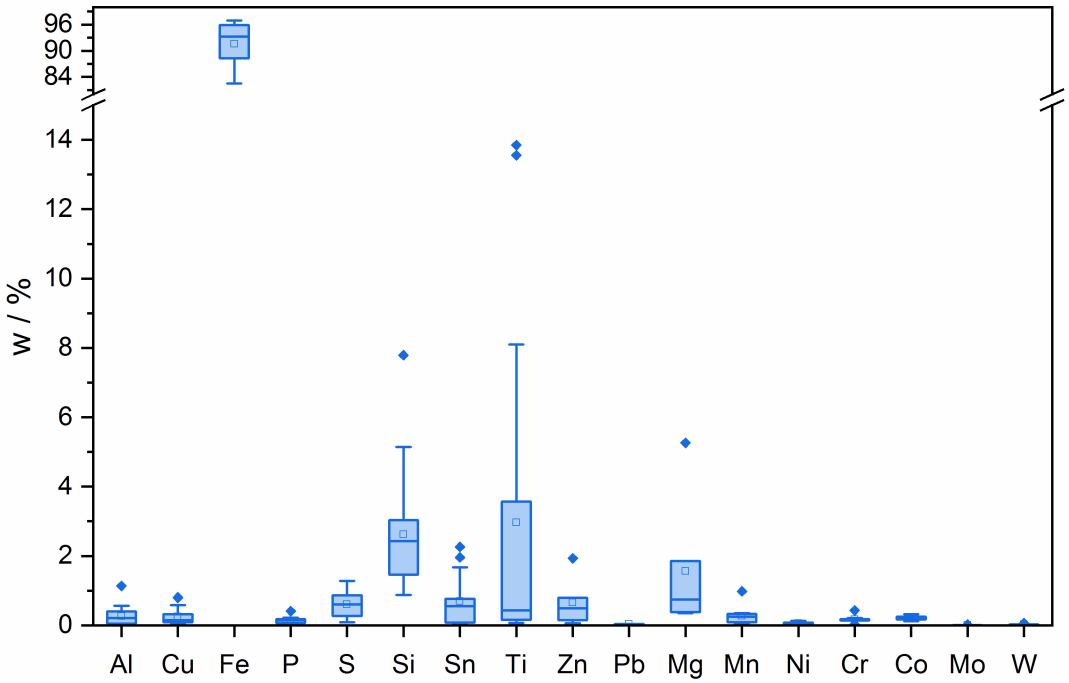
Mischschrott aus dem Stahlrecycling

Bei dem zweiten hier dargestellten Beispiel handelt es sich um die schwermetallhaltige Fraktion einer Firma, die sowohl Stahl- als auch NE-Metallrecycling betreibt. Die untersuchte Charge stammt aus einer Zerkleinerungsanlage, wobei der Eingangsstrom mit einem Vertikalshredder fraktioniert wird. Die Stückgrößen weisen hierbei eine hohe Variabilität im Bereich von 1-20 cm auf. In Abbildung 3-20 ist die statistische Verteilung der Elementkonzentrationen in Boxdiagrammen dargestellt.

Es wird ersichtlich, dass es sich bei dieser Fraktion um einen Mischschrott handelt, der hauptsächlich aus Eisen besteht. Dies wurde auch schon aufgrund der rostbraunen Farbe vieler Stücke aus der visuellen Inspektion vermutet. Um sicherzugehen, dass nicht nur die oxidierte Oberfläche erfasst wird, die einen zu hohen Metallgehalt suggerieren würde (siehe Diskussion in 3.2.1), wurden auch Messungen auf nicht-oxidierten Flächen durchgeführt. Als Begleitelement können vor allem Silicium und Titan ausgemacht werden, wobei beide Elemente eine hohe Schwankungsbreite aufweisen bzw. einzelne Ausreißer haben. Ebenfalls konnten vereinzelt Magnesium, Zinn und Schwefel detektiert werden, was auf eine komplexe Legierungszusammensetzung der

untersuchten Charge hinweist. Insgesamt wurden mit der pXRF 17 Elemente in Konzentrationen >0,1% erfasst werden. Da die Bestimmung der Gesamtchemie einer solchen Probe schwierig ist, konnten die angegebenen Werte noch nicht validiert werden. Dies wird eine Aufgabe der kommenden Woche sein, auch unter Verwendung der anderen zu evaluierenden Analysemethoden. Die pXRF zeigt sich aber imstande, auch kleinere Verunreinigungen nachzuweisen. Um eine Fraktion statistisch möglichst gut zu erfassen, werden aber viele Messungen benötigt, was einen großen Zeit-/Personalaufwand für das Unternehmen bedeutet.

Abbildung 3-20: Mit pXRF ermittelte statistische Verteilung von einzelnen Schrottstücken innerhalb einer Charge aus dem Stahlrecycling



Hierbei ist die Verteilung der Hauptelemente dargestellt. Quelle: eigene Darstellung, HIF HZDR

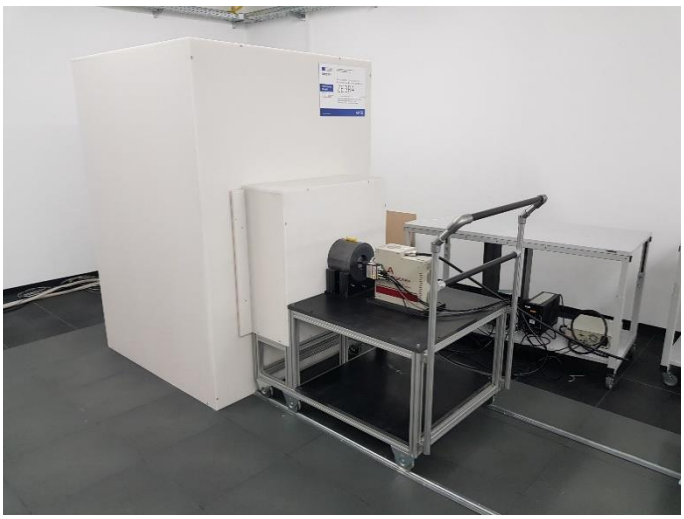
Es wird ersichtlich, dass alle Proben eine hohe Variabilität an Elementzusammensetzung aufweisen. Selbst relative reine Schrotte wie die magnetische Al-Fraktion oder die Vertikalschredderschrotte beinhalten noch nennenswerte Begleitelemente wie Si oder Ti im %-Bereich. Einige dieser Elemente wie z. B. die 0,3 wt% Cu in den Stahlschrotten können zu Problemen bei der Herstellung von neuen Stahllegierungen führen. Dann können diese Legierungen nur für minderwertigere Zwecke genutzt werden oder müssen zum Erreichen der Konzentration an Störstoffen ausreichend verdünnt werden („Downcycling“). Kleine Konzentrationen unter 1 wt% konnten mit der pXRF detektiert werden. Vergleichende Untersuchungen mit einem portablen LIBS-Gerät stehen allerdings noch aus, sollen aber zur Evaluierung der Messmethoden durchgeführt werden. Insbesondere mit Hinblick auf die Ergebnisse in Kapitel 3.1. sollten die XRF-Werte für Al, Mg und Si mit Vorsicht betrachtet werden. Nichtsdestotrotz wurden diese gemittelten Zusammensetzungen an die Partner des AP 2.2 gegeben, um als Input für die thermodynamischen Recyclingmodelle zu dienen. Diese Feedkonzentrationen stellen quasi das „Worst-Case“-Szenario für eine reale Chemie von alterierten Multilegierungsmischschrotten dar, bei dem sowohl die Anzahl als auch die Anteile der Begleitelemente hoch sind. Diese Schrotte stellen damit große Schwierigkeiten für die Analyse der Zusammensetzung und die Sortierung dar.

Neutronenaktivierungsanalyse von Mischschrottfraktionen

Im Rahmen des Abschlusses von AP 3.1., Evaluierung der Analysemethoden, möchten wir auch noch die Neutronenaktivierungsanalyse hinsichtlich ihrer Eignung zur Identifizierung und Quantifizierung von Produktionsschrotten und Mischschrotten untersuchen. Nach unserer Kenntnis sind die gegenwärtig in der Industrie (v. a. Zementindustrie) verwendeten in-line-Geräte eher für großvolumige Feststoffströme mit geringer chemischer Variabilität geeignet. Für komplexe, räumlich und zeitlich inhomogene Mischschrotte hingegen findet diese Methode derzeit keine Anwendung in der Metallrecyclingindustrie. Deshalb haben wir uns zunächst für eine offline-Messung von vereinzelten Proben entschieden, die meist an Kernreaktoren stattfinden. Als bestmögliche Quelle dafür in Deutschland haben wir das Heinz-Maier-Leibnitz-Zentrum (MLZ) am Forschungsreaktor in Garching ausgemacht, dass die national stärkste Neutronenquelle betreibt und vielfältige Messkonfigurationen erlaubt. Experimente in dieser Anordnung ergeben die höchste Präzision und die niedrigsten Detektionslimits.

Aufgrund der Verzögerungen bei den Messungen am MLZ entschlossen wir uns Ende 2020 Messungen mittels der Prompt-Gamma-Neutronenaktivierungsanalyse (PGNAA) bei einer darauf spezialisierten Firma, der AiNT GmbH, durchführen zu lassen. Mittels PGNAA können im Prinzip zerstörungsfreie Multielementanalysen von komplexen Stoffströmen oder großvolumigen Materialchargen vorgenommen werden, die auch zu neuen Sortierverfahren führen könnten. Ein Beispiel für eine derzeit im Technikum der AiNT GmbH betriebene Messanlage zur zerstörungsfreien Elementanalyse von Stoffproben mit einem Volumen von bis zu 3,5 Litern ist die ZEBRA-Messanlage, die vor allem für die Umwelt- und Gefahrstoffanalytik entwickelt, gebaut und getestet wurde (Abb. 3-21). Die Messanlage kann den Elementgehalt einer Vielzahl von unterschiedlichen Probenmatrizes ohne nasschemische Analyse oder aufwendige Probenvorbereitung direkt bestimmen. Die Analyse erfolgt zerstörungsfrei, d.h. die Proben werden nicht beschädigt und stehen somit z.B. auch für eine langfristige juristische Beweissicherung oder anderweitige Analyseverfahren zur Verfügung.

Abbildung 3-21: Foto des ZEBRA-Messaufbaus bei der AiNT GmbH



Auf der rechten Seite befindet sich die eigentliche Detektionseinheit. In dem größeren weißen Quader befindet sich der Neutronengenerator, wobei die Probenkammer auf und zu gefahren werden kann. Das Probenkammervolumen beträgt 3,5 Liter. Quelle: eigene Darstellung: HIF HZDR

Die Elementanalytik mittels PGNAA in der ZEBRA-Messanlage ist prinzipiell kalibrationsfrei. Notwendige Messparameter werden auf der Grundlage der bekannten Probeneigenschaften in einem iterativen Verfahren simulativ bestimmt. Die Photopeak-Effizienzen der Probe wurden

auf Grundlage des Füllstandes und der Probendichte mit dem AiNT-eigenen Tool TRACER berechnet. Elemente, deren Anteil in der Probe nicht bestimmt werden konnte, sind Fluor, Germanium, Kohlenstoff und Bismut da diese Elemente im Probenträger und Bestandteilen der Messanlage vorzufinden sind.

Es wurden zwei komplette Fraktionen im kg-Maßstab für die Evaluierung der PGNAA verwendet: Ein Al-Schrott, der nach unserer Magnet- und Wirbelstromscheidung der Charge *Metallmix* als Teilfraktion erhalten wurde (***Al-2***) sowie der komplette Stahlschrott der Charge *Vertis-neu* (***Stahl-2***).

Die Analyseergebnisse für die Aluminiumfraktion zeigen, dass alle Hauptbestandteile der Probe identifiziert und quantifiziert werden konnten. Zusätzlich zu den in der Referenzanalyse identifizierten Elementen konnten Anteile von Cd identifiziert werden. Dieses Element lässt sich aufgrund einer hohen Wahrscheinlichkeit für den Einfang von Neutronen mittels PGNAA sehr gut nachweisen. In Übereinstimmung mit der Referenzanalyse konnten keine Signale von Se, Y, Zr, Nb, Rh, In, Sb, In, Te und Hf nachgewiesen werden. Für die Elemente Pb, Bi, As, P, Mo, W, Pd und Ta wurde kein Signal im Spektrum identifiziert, die entsprechenden Nachweisgrenzen (vgl. Abschnitt 6.3.1) liegen konsistenterweise über den durch EDXRF bestimmten Massenanteilen. Einzig die Elementanteile von S, Co, Ti, Ag und Re, die durch EDXRF bestimmt wurden, konnten nicht bestätigt werden, obwohl die berechneten Nachweisgrenzen in diesem Massenbereich liegen. Insbesondere beim Hauptbestandteil Cu zeigen die Ergebnisse eine gute Übereinstimmung mit der Referenzanalyse bei geringer Messunsicherheit. Größere Diskrepanzen zeigen sich bei den Anteilen von Zn und Sn. Die PGNAA Auswertung für Sn ergibt einen Anteil von 1,9 %, für Zn 29,3 %, wohingegen die EDXRF Messung einen Anteil von über 24 % für Sn und nur 7,1 % für Zn ergibt. Eine repräsentativere Analyse mit einem größeren Stichprobenumfang bzw. anderer Messmethodik könnte klären, welche der ermittelten Gehalte richtig sind.

Bei der Auswertung des PGNAA Gamma-Spektrums der Fraktion *Stahl-2* wurden 14 Elemente nachgewiesen und deren Elementmassen bestimmt. In Übereinstimmung mit der Referenzanalyse konnten keine Signale von Se, Y, Zr, Ru, Rh, Pd, Sb, Hf, Ta und Re nachgewiesen werden. Für die Elemente Pb, Bi, As, P, Zn, Nb, Te und W wurde kein Signal im Spektrum identifiziert, die entsprechenden Nachweisgrenzen (vgl. Abschnitt 6.3.1) liegen konsistenterweise über den durch EDXRF bestimmten Massenanteilen. Einzig die Elementanteile von Mo, S, In, Si, Ag und Re, die durch EDXRF bestimmt wurden, konnten nicht bestätigt werden, obwohl die berechneten Nachweisgrenzen in diesem Massenbereich liegen. In Tabelle 3-11 sind die gemessenen Elementmassen pro Element mit der entsprechenden Unsicherheit aufgeführt.

Tabelle 3-11: Ergebnis der Auswertung des Gamma-Spektrums der Probe Al-2

Element	Elementmasse [g]	Rel. Massenanteil [wt%]	Rel. Unsicherheit
Mg	61,56	6,2173	13,5 %
Al*	208,95	21,1014	6,2 %
Si	7,45	0,7522	40 %
Cr*	4,69	0,4732	8,6 %
Mn	2,57	0,2596	19 %
Fe	19,27	1,9456	14 %
Ni*	3,92	0,3959	8,5 %

Element	Elementmasse [g]	Rel. Massenanteil [wt%]	Rel. Unsicherheit
Cu	373,48	37,7176	1,8 %
Zn	289,81	29,2673	2,9 %
Ag	0,57	0,0575	29,1 %
Cd	0,0036	0,0004	13,4 %
Sn	18,68	1,8863	28,1 %
Summe	**990,95 g**	**Probengewicht**	**990,2 g**

Es wurden drei Iterationen der Auswertung durchgeführt, wobei einzelne Parameter angepasst wurden. Die angegebenen Elementmassen bzw. die relativen Massenanteile der Elemente wurden auf Grundlage der Mittelwerte aller ausgewerteten Gammalinien berechnet und beziehen sich relativ auf die Summe der messtechnisch bestimmten Massen. (*) Die markierten Massen wurden um den Beitrag aus dem aktiven Untergrund der Messanlage korrigiert.

Die Analyseergebnisse zeigen, dass alle Hauptbestandteile der Probe identifiziert und quantifiziert werden konnten. Zusätzlich zu den EDXRF Ergebnissen wurden Massen der Elemente H, B und Cl in der Probe identifiziert und quantifiziert. Diese Elemente mit niedrigem Z lassen sich mittels Röntgenfluoreszenz bekanntermaßen nur schwer bis gar nicht bestimmen, sind aber aufgrund einer hohen Wahrscheinlichkeit für den Einfang von Neutronen mittels PGNAA sehr gut nachweisbar. Insbesondere beim Hauptbestandteil Fe zeigen die Ergebnisse eine sehr gute Übereinstimmung mit der Referenzanalyse.

Zusammenfassend sind in Abbildung 3-22 die relativen Massenanteile der Hauptbestandteile Fe, Cu, Al, Mg, Sn, Ni und Cd im Vergleich zu den Referenzanalysen mittels EDXRF für die zwei Proben dargestellt. Auch wenn einzelne Werte große Abweichungen von den Referenzanalyseergebnissen zeigen, gibt es eine gute qualitative Übereinstimmung im Hinblick auf die Gesamtzusammensetzung der Proben.

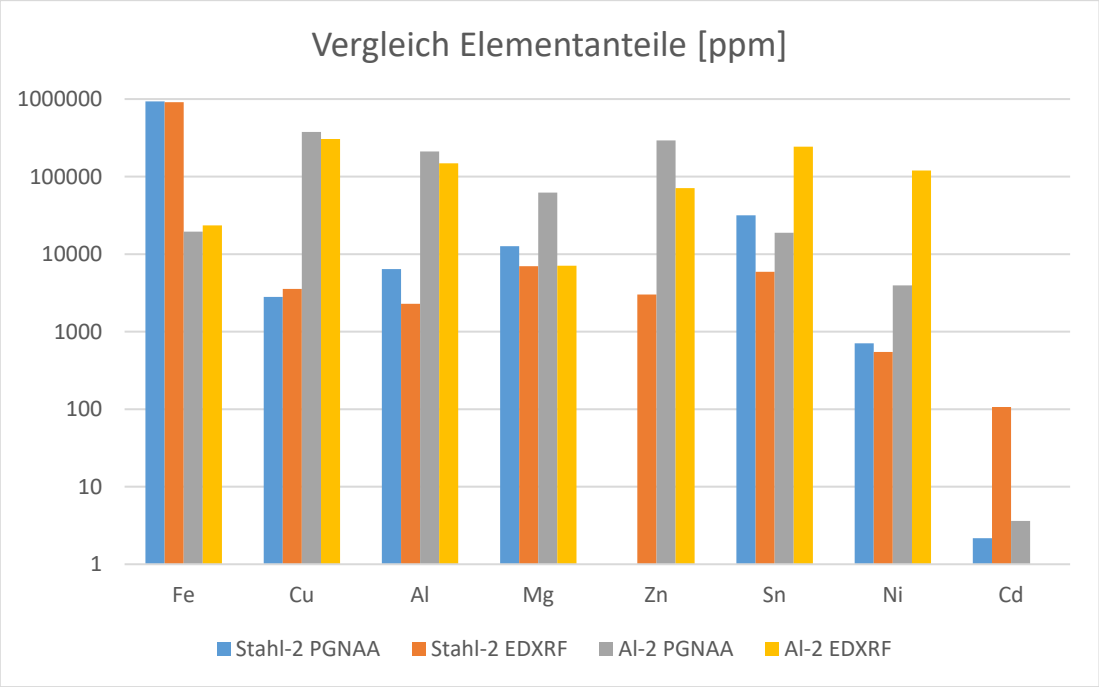
Tabelle 3-12: Ergebnis der Auswertung des Gamma-Spektrums der Probe Stahl-2

Element	Elementmasse [g]	Rel. Massenanteil [wt%]	Rel. Unsicherheit
H*	7,10	0,2634	5,9 %
B	0,05	0,0019	5,9 %
Mg	34,17	1,2683	34 %
Al*	17,26	0,6407	13,7%
Cl	3,73	0,1386	2,6 %
Ti	3,44	0,1277	5,9 %
Cr*	3,38	0,1255	27 %
Mn	8,22	0,3052	5 %
Fe	2517,94	93,4579	1,3 %
Co	0,38	0,0139	62 %
Ni*	1,90	0,0706	18,5 %
Cu	7,57	0,2808	15,4 %

Element	Elementmasse [g]	Rel. Massenanteil [wt%]	Rel. Unsicherheit
Cd	0,01	0,0002	10,8 %
Sn	85,11	3,1591	9,4 %
Summe	**2690,26 g**	**Probengewicht**	**2694,2 g**

Es wurden drei Iterationen der Auswertung durchgeführt, wobei einzelne Parameter angepasst wurden. Die angegebenen Elementmassen bzw. die relativen Elementanteile wurden auf Grundlage der Mittelwerte aller ausgewerteten Gammalinien berechnet und beziehen sich relativ auf die Summe der messtechnisch bestimmten Massen. (*) Die markierten Massen wurden um den Beitrag aus dem aktiven Untergrund der Messanlage korrigiert.

Abbildung 3-22: Vergleich der Massenanteile für ausgesuchte Elemente beider Proben



Angaben in ppm. Insbesondere bei den drei Haupbestandteilen Fe, Cu und Al zeigt sich eine gute qualitative Übereinstimmung von PGNAA Messung und EDXRF-Referenzanalyse. Quelle: eigene Darstellung, HIF HZDR

Der auffälligste Unterschied bei den Ergebnissen zeigt sich in den bestimmten Anteilen von Zn bzw. Sn in der Probe Al-2. Bei der Analyse des Sn Signals im PGNAA Spektrum wurde ein interferenzfreier Peak mit guter Messstatistik ausgewertet (Unsicherheit 5,5 %), sodass die Qualität der PGNAA-Daten als sehr vertrauenswürdig anzusehen ist. Zinn (Sn) ist ein typisches Legierungselement für Aluminiumlegierungen. Der typische Legierungsanteil von Sn beträgt in der Regel zwischen 0,3 % und 1,5 %. Seitens AiNT wird eine Elementgehalt von 24 % als äußerst unwahrscheinlich bewertet und vermutlich als Fehler in der EDXRF Referenzanalyse gedeutet. Eine so große Abweichung von ca. 22 % bei der EDXRF Referenzanalyse ist besonders schwerwiegend, weil seitens AiNT vermutet wird, dass die EDXRF Referenzanalyse die Ergebnisse auf 100 % normiert und somit auch die Ergebnisse sämtlicher anderen Elemente stark abweichen werden.

Bei der Analyse des Zn-Signals im PGNAA Spektrum wurden sogar mehr als 10 Peaks identifiziert und ausgewertet, wodurch der bestimmte Elementanteil ebenfalls plausibel und vertrauenswürdig ist. Typische Legierungsanteile des Elements Zn für 7000er-Legierungen betragen

0,8 % bis 12 %. Sollten in den Aluminiumschrotten aber Zinkbleche enthalten sein, z. B. aus der Baustoffindustrie, so ist ein Zinkgehalt von fast 30 % leicht zu erklären. Zinkbleche sind ebenfalls nicht magnetisch und würden somit bei einem magnetischen Separationsverfahren der gleichen Klasse wie Aluminium zugeordnet werden. Es wird vermutet, dass bei der Herstellung der Probe für die EDXRF Analyse eine Inhomogenität in der Materialcharge zu unterschiedlichen Werten für Sn und Zn geführt hat. In Zukunft müssen weitere Untersuchungen feststellen, ob diese Vermutung durch weitere Analysen zu untersuchen, um eine repräsentative Probennahme sicher zu stellen.

Weiterhin auffällig sind die Ergebnisse für Si und Ti in beiden Proben. Die EDXRF Analyse liefert für beide Proben vergleichbare Werte (ca. 4 % bzw. 1,5 %), während die PGNAA deutlich niedrigere Werte liefert bzw. Ti in der Probe Al-2 überhaupt nicht identifiziert werden kann, obwohl die Sensitivität der PGNAA für Ti besonders gut ist. Daher liegt die Vermutung nahe, dass es sich hierbei um einen systematischen Fehler bei der Probennahme inkl. der Probenvor- und -aufbereitung und/oder der messtechnischen Probenauswertung handelt, der zu Verunreinigungen oder Verfälschungen führt. Diese Vermutung könnte durch umfangreiche weitere Analysen mit alternativen Methoden wie ICP-OES bzw. spark-OES überprüft werden. Allerdings konnten diese aus Zeitgründen nicht während der Projektlaufzeit durchgeführt werden.

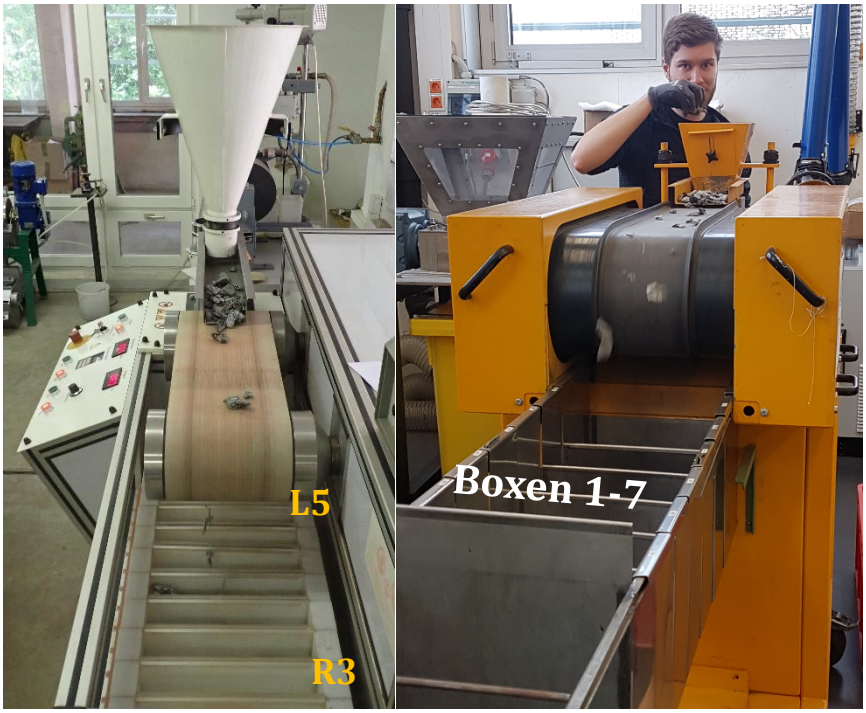
Die Messungen der zwei Proben erfolgten, um die Eignung der PGNAA zur Analyse metallischer Schrotte zur Vermeidung des Downcyclings bewerten zu können. Es lässt sich feststellen, dass diese Methode in der Lage ist, die relevanten Legierungselemente, die für die Bewertung metallischer Schrotte und ein sortenreines Recycling notwendig sind, zu identifizieren und zu quantifizieren. Die Sensitivität für metallische Elemente ist bei der PGNAA sehr gut. So konnten die Hauptbestandteile Kupfer, Eisen und Aluminium in allen Proben mit guter Genauigkeit bei geringen Messunsicherheiten bestimmt werden. Durch die PGNAA nicht identifizierte Massenanteile bewegen sich im Bereich < 1 %. Allerdings ergeben sich beim Vergleich der Ergebnisse von EDXRF und PGNAA Abweichungen zwischen beiden Methoden (andere Methoden waren nicht für eine Ermittlung der Gesamtchemie verfügbar). So sind insbesondere die Werte für Si, Ti, Zn und Sn deutlich verschieden, was unter anderem an dem Unterschied der Informationstiefe beider Techniken liegt. Während die PGNAA ein 3D-Mittelung erzielt, wird die Zusammensetzung durch die pXRF nur an den Probenoberflächen ermittelt. Durch die integrale Analyse des Messguts ist die PGNAA oberflächenanalytischen Elementanalyseverfahren wie der pXRF, WDXRF oder (mit Abstrichen LIBS) mit Stichprobenprüfung überlegen und weist hierdurch eine höhere Richtigkeit auf. Nachteilig sind dagegen die komplizierte Datenanalyse sowie die Beschränkungen an Probenvolumina.

3.4 Evaluierung Sortiertechniken zur Vorsortierung

Von Interesse ist es, im Kontext dieses Projektes, neben den am Markt befindlichen und durch das UBA vorgegebenen analytischen Messmethoden (Sensortechnik etc.) zu ermitteln, welche Sortierverfahren bei den im AP 2 beschrieben gemischten Schrottfraktionen (Anteil 30-40 % des Gesamtaufkommens) zur Effizienzsteigerung vor dem Einsatz von Sensortechniken etc. beitragen können. Der Einsatz von Trenntechniken wie mittels Luftdruck nach der in-line-Charakterisierung der Schrotte durch die beschriebenen Analysemethoden bedingt Fehlwürfe von maximal 5 Prozent. D.h. der entscheidende Schritt zur Verbesserung des Recyclings und Reduzierung des Downcycling liegt bei der in-line-Charakterisierung der Begleitelemente und der dadurch möglichen scharfen Trennbereichen. Durch eine verbesserte Vorsortierung kann dieser entscheidende Schritt noch zielgerichteter bzw. elementspezifischer erfolgen.

Die Versuche zur Vorsortierung wurden an Anlagen unseres assoziierten Partners, der Technischen Universität Bergakademie Freiberg (TUBAF), durchgeführt. Dabei kamen die gängigsten-Methoden, nämlich Magnetscheidung (MS) sowie eine Wirbelstromscheidung (*eddy current separator* - ECS) zum Einsatz (siehe Abb. 3-23).

Abbildung 3-23: Anlage für Magnet und Wirbelstromscheidung



Für die Magnetscheidung verwendete Anlage der TUBAF (links). Die Boxen L5 bis R3 geben an, wie weit die Teilchen abgelenkt wurden und wurden als Einzelfraktionen gemessen. An der für die Wirbelstromscheidung verwendete Anlage (rechts) befinden sich sieben Boxen, 1-7, die als Einzelfraktionen die unterschiedlich starke Ablenkung der Teilchen repräsentieren. Quelle: eigene Darstellung, HIF HZDR

Diese Trenntechniken werden häufig bei Metallaufbereitungsunternehmen und größeren Recyclinghöfen verwendet, welche sie nutzen, um die vorgeschredderten und klassierten Metallschrotte entsprechend ihrer unterschiedlichen Magnetisierbarkeit (MS) bzw. Wirbelstromstärke (ECS) zu trennen. Um eine solche Kaskade abzubilden, wurden zusätzlich noch Kombinationen von MS, ECS und manueller Formvorsortierung durchgeführt.

Vor der Sortierung wurde die Gesamtprobe mittels bildgebender Reflektanzspektroskopie (HSI - hier nicht gezeigt) untersucht und die Zusammensetzung von 100 Einzelstücken mittels pXRF ermittelt. Analog zur Beschreibung in Abschnitt 3.3.2. wurde aus den pXRF-Messungen eine mittlere, gewichtete Chemie der Gesamtprobe berechnet. Nach dem Sortierversuch wurden die Zusammensetzungen der sortierten Einzelfraktionen wiederum durch Messung von pXRF an Einzelstücken kalkuliert.

3.4.1 Magnetscheidung

Bei der Magnetscheidung werden die Proben auf einem Band über einen Magneten gefahren, der magnetisch suszeptible Teilchen wie eisenhaltige oder cobalthaltige Stücke stark anzieht. Dadurch werden diese Proben erst in den hinteren Boxen (L1-L5) abgeworfen. Schwächer magnetische Stücke werden eher aufgrund ihres Gewichts und der damit verbundenen unterschiedlichen Flugbahnen in den Boxen R1-R3 angereichert. Wir haben verschiedene Schrotte aus dem Aluminium- und Stahlrecycling damit untersucht, wobei letztere viele sehr stark magnetischen

Stücke beinhalteten, die ein Arbeiten an dem verwendeten Gerät erschwerten, da sie eher am Magnet selbst anhafteten und nicht abgeworfen wurden. In Tabelle 3-13 sind die mit der pXRF gemessenen Ergebnisse für eine Probe des Al-Recyclings (*Al-Buntmetall*) beispielhaft dargestellt.

Tabelle 3-13: Mittels pXRF ermittelte Elementzusammensetzungen (in wt%) der buntmetallreichen Al-Mischschrottprobe vor der Magnetscheidung und ihrer sieben Fraktionen nach der Magnetscheidung

Fraktion	Al	Fe	Cu	Zn	Si	Ni
vor Sortierung	*54,21*	*2,20*	*19,04*	*9,75*	*4,27*	*4,58*
L5 (4)	73,08	0,77	8,96	4,36	5,44	5,78
L4 (16)	73,14	1,60	7,11	3,47	3,89	7,37
L3 (73)	36,83	2,81	19,60	9,33	2,58	15,35
L2 (37)	33,35	7,45	22,30	11,10	2,35	11,58
L1 (65)	48,92	3,07	19,49	5,22	3,09	12,53
R1 (112)	48,26	3,19	22,02	9,68	3,03	3,11
R2 (44)	45,46	1,46	26,80	11,84	4,05	0,81
R3 (4)	91,33	1,77	0,99	0,23	2,39	0,01

Nur die Haupt- und Nebenelemente jeder Fraktion sind gelistet, eine senkrechte Abwurfstelle vom Band würde Box R1 entsprechen. Hinter der entsprechenden Fraktionsnummer steht noch die jeweilige Anzahl an Einzelstücken, aus denen die Fraktion besteht.

Aus der Tabelle ist zu entnehmen, dass es bereits bei der Vorsortierung zu einer An- oder Abreicherung von Begleit- bzw. Legierungselementen kommt und sich beispielsweise Aluminium im Verhältnis zu Eisen vor allem in den äußeren Boxen L5, L4, R3 anreichert, während Eisen, Kupfer und Nickel sich in den mittleren Boxen L3-R1 anreichern. Dieser Befund ist zunächst kontraintuitiv, da Eisen als stark magnetisches Material eher in den Boxen L5-L3 zu erwarten wäre. Allerdings befindet es sich nicht in der Form eines reinen Eisenwerkstoffs, sondern als Bestandteil einer Legierung in Form von Stahl. Dieses Material ist meist nicht oder nur schwach magnetisch und wird somit eher in den mittleren Fraktionen abgeworfen. Die Anreicherung von Cu und Ni ist vermutlich auf die hohe spezifische Dichte von Kupferlegierungen zurückzuführen, die somit als unmagnetische, schwere Stücke in die mittleren Boxen abgeworfen werden.

Insgesamt wird also durch den Vorsortierungsschritt Magnetscheidung für unseren buntmetallreichen Al-Schrott bereits eine mittelgute Abtrennung der Störstoffe wie Eisen oder Kupfer erreicht. Zum einen sind in den aluminiumreichen Fraktionen L5, L4, R3 beträchtliche Mengen an Eisen, Kupfer und Silicium zu finden. Zum anderen sind in den eisenreicheren, mittleren Fraktionen ausgeglichene Gemenge an mehreren Elementen zu finden, welche noch schwieriger aufzutrennen sind. Aus diesem Grund ist es ratsam, die Magnetscheidung mit einem zweiten Vorsortierschritt zu verbinden, vorzugsweise mit einer Größenklassierung bzw. Wirbelstromscheidung, bevor die Sensortechniken in Anspruch genommen werden.

3.4.2 Wirbelstromscheidung

Bei der Wirbelstromscheidung werden die Proben auf einem Fließband durch ein hochfrequentes elektromagnetisches Wechselfeld bewegt und dann entsprechend der unterschiedlichen wirkenden Kräfte in verschieden entfernte Boxen abgeworfen. Neben der Schwerkraft der Stücke und der Bandgeschwindigkeit hat die Stärke des in den Stücken induzierten Wirbelfeldes einen wichtigen Einfluss auf die Abwurfposition. Diese Wirbelfeldstärke hängt wiederum von der Materialart und der Stückform ab.

In Tabelle 3-14 sind die Ergebnisse der pXRF-Messungen im Vorher-Nachher-Vergleich dargestellt. Auch hier wird deutlich, dass es zu an- und Abreicherungseffekten in Abhängigkeit des betrachteten Elementes kommt. So wird deutlich, dass mit zunehmender Distanz zum Magneten (*1 -> 7*), d. h. für Teilchen mit stärker induziertem Wirbelstrom, beispielsweise eine Abreicherung von Eisen in den Fraktionen stattfindet.

Tabelle 3-14: Mittels pXRF ermittelte Elementzusammensetzungen (in wt%) der buntmetallreichen Al-Mischschrottprobe vor der Vorsortierung und derer sieben Fraktionen nach der Wirbelstromsortierung

Fraktion	Al	Fe	Cu	Zn	Mg	Si
vor der Sortierung	*54,21*	*2,20*	*19,04*	*9,75*	*1,26*	*4,27*
1	50,63	25,94	1,71	1,27	0,73	5,50
2	17,97	21,59	28,17	11,48	0,48	1,40
3	36,79	5,34	16,14	10,42	6,20	1,45
4	61,08	5,18	13,92	5,29	0,60	3,05
5	59,64	1,06	28,20	0,80	0,72	3,37
6	65,02	1,78	6,43	2,88	5,69	5,18
7	80,03	1,19	6,11	3,43	1,38	4,60

Die Fraktionen entsprechen einer Auffangbox, wobei mit aufsteigender Zahl diese zunehmend von den Magneten entfernt ist. Der Pfeil gibt die Stärke des induzierten Wirbelstroms an.

Außerdem kommt es in den Fraktionen 2 und 3 zu einer Häufung von Messingstücken (hohe Cu- und Zn-Gehalte), die anschließend abnimmt. Aluminium reichert sich hingegen in den entfernteren Fraktionen an. Diese Befunde können einerseits durch das Anhaften von magnetischen Eisenstücken an dem Elektromagneten des Wirbelscheiders als auch durch die bessere Induzierbarkeit von meist flacheren Aluminiumstücken erklärt werden. Trotz allem ist die Separation für alle Elemente außer Eisen nicht eindeutig und würde in der industriellen Praxis zu Fehlwürfen führen. Wie oben erwähnt, muss zusätzlich die Geometrie des jeweiligen Einzelstücks berücksichtigt werden. Flache, in Bandrichtung längliche Stücke mit geringerer Masse können bei gleicher chemischer Zusammensetzung besser weggeschleudert werden, als geknüllte oder klotzartige Proben. Aus diesem Grund muss auch die Probengeometrie bei der Versuchsdurchführung beachtet werden, was in der industriellen Praxis z. B. durch eine vorhergehende Dichtetrennung oder Größenklassierung vorgetrennt werden kann.

Dazu wurden insgesamt 50 kg der buntmetallreichen Fraktion aus dem Aluminiumrecycling über einen Wirbelstromscheider geschickt, der die Trennung aufgrund der unterschiedlichen

Wechselwirkungsstärke zwischen dem Probenstück und dem hochfrequenten Wechselfeld erzielt (s. Abb. 3-13). Der dadurch in den Proben induzierte Wirbelstrom ist umso stärker ausgeprägt, umso plattiger das Objekt ist und umso leichter dessen Material induzierbar ist. Er ist also von einer Kombination aus Objektgeometrie und Objektmaterial abhängig. Ferromagnetische Stoffe, wie z. B. Stähle sollten weniger stark induzierbar sein und eher von den Elektromagneten angezogen werden. Das führt dazu, dass sie nicht so weit weggeschleudert werden und damit sich eher in den scheidernahen Boxen anreichern sollten. Je besser ein Wirbelstrom induziert werden kann, desto stärker wird die Probe beschleunigt und fliegt dementsprechend in eine entferntere Box (Boxen 5-7).

3.4.3 Mehrstufige Versuche

Wie im vorherigen Abschnitt schon angedeutet, ist eine einstufige Vorsortierung für Materialströme wie in ihrer Zusammensetzung bekannten Produktionsabfälle selektiv, bei komplex zusammengesetzten Mischschrotten macht eine mehrstufige Vorsortierung Sinn.

Zur besseren Evaluierung des Wirbelstromscheiders haben wir die im vorherigen Abschnitt vorgestellte Schrottfraktion nochmals mit dem ECS getrennt, allerdings erfolgte dieses Mal eine vorherige manuelle Vorsortierung nach Stückform. Dafür wurden 1000 Einzelstücke zufällig per Hand in sieben verschiedene Formklassen von Projektmitarbeitern sortiert. Die Formtypen und sortierte Anzahl waren: flach-länglich (31 Stücke, „Form 1“), länglich-innen-hohl (26 Stücke, 2), länglich-ausgefüllt (28 Stücke, 3), knäuelartig (411 Stücke, 4), flach-plattig (76 Stücke, 5), kompakt-massig (55 Stücke, 6) und sonstige Form (44 Stücke, 7). Diese Formfraktionen wurden einzeln am ECS nochmals in Unterfraktionen aufgetrennt. Mit diesem Experiment wollen wir den genannten Einfluss der Stückform auf das Trennergebnis reduzieren und eher die Materialabhängigkeit der Auftrennung untersuchen. Die mittels pXRF ermittelten Ergebnisse der 41 Einzelfraktionen sind in den Tabellen Tab. 3.4.3a-c für jeweils die Ausbringung eines Elements dargestellt. Aus Übersichtsgründen sind nur die Hauptmetalle Al, Fe und Cu aufgeführt.

Die Ausbringung gibt an, welcher Massenanteil an einem Element des Ausgangsgemisches sich in einer bestimmten Unterfraktion anreichert. Beispielsweise sind 21,64 % der Ausgangsmasse an Aluminium in der Unterfraktion 4-3 zu finden, die durch Separieren des Formtyps 4, knäuelartig, mit dem Wirbelstromscheider zustande kommt. Insgesamt sollte bei Summieren aller Einträge für ein Element die Zahl Eins herauskommen. Abweichungen zu den 100% sind aufgrund von Messungenauigkeiten bzw. nicht vollständiger statistischer Repräsentativität zu erklären. Bei der Auswertung der Tabellen wird deutlich, dass die Ausbringung der einzelnen Elemente nach Unterfraktionen deutlich verschieden ist und somit ein großer Trennerfolg mit der Kombination von Formvorsortierung und anschließender Wirbelstromscheidung erreicht werden kann. Zum Beispiel ist die Anreicherung von Eisen gegenüber Aluminium in der Unterfraktion 2-3 deutlich zu sehen. Während nur kleine Mengenanteile an Al in diesen Proben zu finden ist, ist ein hoher Anteil an Eisen (bezogen auf die Gesamtmasse an Eisen) zu verzeichnen. Ähnliches gilt für die Unterfraktion 6-3. Das Auftreten von stärkerer Anreicherung an Eisen in mittleren ECS-Fraktionen, liegt vermutlich an der höheren Dichte und geringeren Induzierbarkeit von Wirbelströmen, die zu keiner Verschiebung der Auswurfweite führen. Der Einfluss der Formvorsortierung wird bei Betrachtung der Al-Ausbringung deutlich. Während hingegen knäuelförmige Al-Stücke sich besonders in den ECS-Boxen 3 und 4 anreichern, sind flach-längliche und flach-plattige Al-Stücke eher bei weiter entfernten Boxen (5, 6) zu finden.

Tabelle 3-15: Mittels pXRF ermittelte Ausbringungen (in wt%) der buntmetallreichen Al-Mischschrottprobe nach Formvorsortierung und Wirbelstromscheidung für die Hauptelemente Al (a), Fe (b) und Cu (c)

a) %Al	Form 1	Form 2	Form 3	Form 4	Form 5	Form 6	Form 7
ECS-1	0,66		0,02	0,60		0,35	
ECS-2			0,07	0,45	0,03	0,11	
ECS-3	0,25	0,59	1,13	21,64	0,49	4,71	1,24
ECS-4	1,49	0,78	1,17	21,10	4,19	5,33	0,72
ECS-5	1,66	2,36	0,15	8,87	4,78	4,31	0,86
ECS-6	1,47	3,14		0,62	1,84	0,06	1,09
ECS-7					2,01	0,43	
b) %Fe	**Form 1**	**Form 2**	**Form 3**	**Form 4**	**Form 5**	**Form 6**	**Form 7**
ECS-1	2,08	0,56	2,68	4,19		0,27	
ECS-2			0,02	0,69	2,23	0,14	
ECS-3	0,21	19,70	0,73	8,49	0,85	16,81	3,01
ECS-4	2,66	0,24	0,64	9,89	3,33	5,47	3,93
ECS-5	0,43	0,46	0,02	2,22	2,75	2,42	0,26
ECS-6	0,24	0,46		0,38	0,71	0,06	0,35
ECS-7					0,54	0,16	
c) %Cu	**Form 1**	**Form 2**	**Form 3**	**Form 4**	**Form 5**	**Form 6**	**Form 7**
ECS-1	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,05	0,00
ECS-2	0,00	0,00	1,52	0,33	0,10	1,64	0,00
ECS-3	1,90	4,28	3,49	18,65	2,85	8,91	1,17
ECS-4	2,23	3,38	0,03	19,87	4,89	7,06	4,02
ECS-5	1,22	2,56	0,00	3,18	2,30	1,52	0,89
ECS-6	0,01	0,03	0,00	0,01	0,97	0,01	0,01
ECS-7	0,00	0,00	0,00	0,00	1,54	0,06	0,00

Dabei sind die Ausbringungen für ein Element jeweils nach Formtyp und ECS-Fraktion ausgeschlüsselt. Die rot markierten Werte im Text zum Vergleich ausführlicher diskutiert. In Unterfraktionen ohne Werte wurden keine Stücke vorgefunden.

Diese Geometrien erlauben eine stärkere Induktion von den Proben beschleunigenden Wirbelströmen, während dies bei knäuelartigen Strukturen nicht der Fall ist, obwohl viele Stücke beider Formen aus demselben Material – ca. 99% Aluminium – bestehen.

Die Kupferausbringung zeigt keine eindeutige Tendenz. Sowohl in Unterfraktionen mit hoher Eisenausbringung (z. B. 2-3) als auch in Unterfraktionen mit hoher Aluminiumausbringung (z. B. 4-3) reichert es sich an. Einen klareren Trend zeigt es mit der Proportionalität zur Ausbringung von Zink (nicht hier gezeigt), was auf ein Vorliegen als Messinglegierung schließen lässt. Diese

Materialien können als geknäuelte Späne bzw. kompakte Stücke vorliegen, weshalb viel Kupfer in den Formtypen 4 und 6 zu finden ist.

Kopplung Magnet- und Wirbelstromscheidung zur Vorsortierung

Eine verbreitete Kopplung für Metallschrotte ist die Magnetscheidung von geschredderten Stücken und die anschließende Trennung im Wirbelstromscheider. Häufig wird noch eine Größenklassierung zwischen beiden Trennverfahren eingesetzt, um eine bessere Selektivität zu erzielen. Dabei wurden jeweils mehrere Fraktionen betrachtet, die aus dem Aluminium- bzw. Stahlrecycling stammen.

Tabelle 3-16: Mittels pXRF ermittelte Ausbringungen (in wt%) der Mischschrottcharge „Metallmix“ von einem Recyclinghof nach Magnetscheidung und Wirbelstromscheidung für die Hauptelemente Fe (a) und Cu (b)

a) %Fe	MS-L5	MS-L4	MS-L3	MS-L2	MS-L1	MS-R1	MS-R2	MS-R3
ECS-1	2,12	3,54	24,56	1,74	3,52			
ECS-2	0,44	0,10	25,80	0,03		3,45	0,21	
ECS-3	3,01	29,96	7,01	0,06		10,19	0,16	0,05
ECS-4	2,77	0,20	0,26			1,53	0,30	
ECS-5	0,33	0,09	0,02			0,19	0,06	
ECS-6		0,02	0,06			0,04		
ECS-7		0,04						
b) %Cu	**MS-L5**	**MS-L4**	**MS-L3**	**MS-L2**	**MS-L1**	**MS-R1**	**MS-R2**	**MS-R3**
ECS-1	0,01	0,51	3,24		0,44	0,72		
ECS-2	0,01	0,68	5,36		0,27	0,07	0,05	
ECS-3	14,25	4,48	13,68		0,90	0,20	46,78	1,79
ECS-4	0,12	0,00	1,09		0,03		3,09	0,49
ECS-5	0,54	0,22	0,04		0,21		0,15	

Dabei sind die Ausbringungen für ein Element jeweils nach Magnetscheidungsfraktion und Wirbelstromscheidungsfraktion ausgeschlüsselt. In Unterfraktionen, in denen keine Stücke vorgefunden, sind nicht aufgeführt.

Die Ergebnisse des ersten Versuchs sind in Form der Ausbringung von Eisen und Kupfer als zwei Hauptelementen im Mischschrott „Metallmix“ von einem Recyclinghof in den Tabellen Tab. 3-16 a-b zu finden. Diese Schrottcharge besteht hauptsächlich aus Aluminium (56%), Eisen (4%), Kupfer (13%), Nickel (5%) und Zinn (10%) sowie mehreren Nebenelementen, ist also komplex zusammengesetzt und sowohl für das Aluminium- als auch Buntmetallrecycling mit vielen Störstoffen behaftet.

In diesem Experiment zeigt sich der Vorteil der Kombination von Magnet- und Wirbelstromscheidung deutlich. So ist beispielsweise die Ausbringung von Kupfer im Verhältnis zu Eisen für die MS-Fraktion L3 wenig bevorzugt, sodass beide Elemente noch nach der Magnettrennung miteinander in einer Fraktion vorliegen. Durch Einsatz der Wirbelstromscheidung kann diese Fraktion stärker aufgetrennt werden und das Verhältnis der Ausbringungen von Kupfer und Ei-

sen in den Unterfraktionen L3-ECS1, L3-ECS2 und L3-ECS3 verschiebt sich deutlich auf Seite einer der beiden Elemente. In diesen Unterfraktionen findet eine stärkere Anreicherung von Eisen bzw. Kupfer statt und ein höherer Trennerfolg kann mithilfe der Sortierkombination erzielt werden. Beachtenswert ist zudem, dass Kupfer sich sehr stark in den ECS3-Unterfraktionen anreichert, da die stark kupferhaltigen Stücke eher kompakt und unmagnetisch sind. So geht die Hälfte der Ausgangsmenge an Kupfer in nur **eine** der Unterfraktionen (R2-ECS3).

Insgesamt ist bei den durchgeführten Versuchen mit Kombination von Sortiermethoden zu beachten, dass bei ungenügend großer Ausgangsprobenmenge statistisch schlecht gesicherte Resultate erzielt werden. Bei unserem Versuch der kombinierten Formvorsortierung und Wirbelstromscheidung mit einer relativ großen Anzahl von 1000 Stücken zu Beginn befanden sich nach der Feineinteilung in 41 Unterfraktionen teilweise nur noch drei Stücke in einer Unterfraktion. Die daraus erhaltene chemische Zusammensetzung ist natürlich schlechter mit derjenigen vergleichbar, welche aus Unterfraktionen mit etwa 100 Einzelstücken ermittelt wurde. Als Alternative sehen wir zwei Wege der statistisch gesicherteren Untersuchung: Entweder wird die Ausgangsprobenmenge noch deutlich vergrößert, was aber mit deutlich erhöhtem Messaufwand einhergeht oder es werden die Trennungen in einer ersten Stufe durchgeführt, die fein unterteilten Einzelfraktionen gemessen und dann in zwei neue Großfraktionen zusammengegeben, die wiederum als Ausgangsmaterial für die zweite Sortierstufe dienen.

Einen solchen Ansatz stellen wir im Folgenden vor, dabei handelt es sich um die zweite Versuchsreihe mit dem gekoppelten Magnetscheider und Wirbelstromscheider. Eine Neuerung ist, dass wir eine dritte Sortierstufe zwischen beiden Sortierverfahren einfügen: Eine Siebklassierung zur Teilung der MS-Fraktionen in zwei Größenklassen (<31,5 mm bzw. >31,5 mm). Diese Herangehensweise ist in der Recyclingindustrie verbreitet und wurde uns von deren Vertretern bei einem Expertenworkshop empfohlen. Dies haben wir für zwei Schrottchargen, *Al-Geschirr* und *VA-Stahl*, durchgeführt. Zusätzlich wurden zwei verschiedene Zählweisen für die Anzahl an aufgetretenen Fraktionen angewendet. Da bei dem verfügbaren Feinraster an Boxen sowohl bei MS und ECS zusammen mit der Siebklassierung bis zu 102 Fraktionen auftreten können, haben wir diese zusammengefasst, um noch eine genügend große Anzahl an Einzelstücken pro Fraktion zu gewährleisten. So werden alle Fraktionen links bzw. rechts von der senkrechten MS-Bandabwurfstelle zusammengefasst. Außerdem wurden beim ECS die Boxen 1-7 in drei Klassen eingeteilt: A (1+2), B (3-5), C (6+7). Dieses Vorgehen erspart nicht nur Messaufwand, sondern entspricht auch mehr der Praxis in der Recyclingindustrie, wo meist nicht mehr als dreikanalig sortiert wird.

Nichtsdestotrotz ergeben sich trotz der Fraktionszahlreduktion Schwierigkeiten bei der tabellarischen bzw. grafisch anschaulichen Darstellung. Zudem ist für die Berechnung der Verminderung von Downcycling in dem Projekt DownMet ein Verfahren der Quantifizierung von Sortiereffizienzen gesucht. Diese Berechnung soll möglichst einfach sein und trotzdem den Sortiervorgang adäquat abbilden. Da wir keine geeignete, einfache Methode in der Literatur fanden, entwickelten wir selbst eine Variante, die dies leisten kann. Im folgenden Abschnitt wird diese anhand des Beispiels des eben erwähnten komplexen, dreistufigen Sortierversuchs gezeigt. Die kompletten Tabellen für die Einzelausbringungen können bei Bedarf beim Helmholtz-Institut Freiberg angefragt werden.

3.4.4 Berechnung der Sortiereffizienzen

Unsere anfänglichen Versuche der Berechnung der Sortiereffizienzen unserer Versuche mittels der Ausbringung an Einzelelementen (siehe Abschnitt 3.4.3) führten leider zu keinem praktikablen Weg, um den Erfolg von Sortierversuchen durch einfache Zahlen bzw. Grafiken auszudrücken. Ende 2020 fanden wir dann einen anderen Weg, der nach unserer Meinung dies leisten

kann. Er beruht auf der Berechnung von element- und versuchsspezifischen Einzelverhältnissen der Einzelfraktion bezogen auf das Verhältnis der unsortierten Probe. Die Formel für das Beispiel eines mit Eisen verunreinigten Al-Mischschrotts für einen Sortierschritt in der *i*-ten Fraktion lautet:

$$s_{Fe,i}[\%] = \left(\frac{\left(\frac{c(Fe)_i}{c(Al)_i}\right)}{\left(\frac{c(Fe)_0}{c(Al)_0}\right)} - 1 \right) \times 100\%.$$

Hierbei ist $s_{Fe,i}$ die Sortiereffizienz für Eisen in der *i*-ten Fraktion, $c(Fe)_i$ und die $c(Al)_i$ die jeweiligen Konzentrationen von betrachtetem Nebenelement bzw. Matrixelement in der *i*-ten Fraktion sowie $c(Fe)_0$ und $c(Al)_0$ die entsprechenden Elementkonzentrationen vor dem Sortierschritt. Damit wird für jedes Element in jeder Fraktion eine Sortiereffizienz errechnet. Diese können anschließend fraktionsweise zusammengefasst werden, sodass für jeden Sortiervorgang einer Schrottcharge elementspezifische Sortiereffizienzen angegeben werden. Die elementweise Zusammenfassung erfolgt über den Mittelwert der Absolutbeträge der Sortiereffizienzen aller aus dem Sortierversuch resultierenden Fraktionen. Zu beachten ist dabei, dass die Absolutbeträge verwendet werden, da sowohl eine Anreicherung als auch eine Abreicherung von einem Element im Vergleich zum Hauptmetall zu einer Separation von Verunreinigungen führt. Je selektiver eine Methode ist, desto höher ist dieser Mittelwert, der in Relativ-% gegeben ist. Anschaulich bedeutet beispielsweise ein Wert von s_{Fe} = 150% nach obigem Beispiel, dass Eisen gegenüber dem Hauptmetall (hier Al) um den Faktor 1,5 aufkonzentriert wurde. Das heißt, dass im nun reineren, sortierten Al-Schrott dann nur noch 2/3 des ursprünglichen Eisengehalts als Verunreinigung enthalten ist. Die Effizienz für das Hauptmetall wird durch das Verhältnis der Konzentrationen in der i-ten Fraktion zu seiner Ausgangskonzentration ermittelt.

Diese Effizienzen können nun über verschiedene Unterfraktionen (bei mehrstufigen Sortierverfahren) und für mehrere Schrottchargen an derselben Trenntechnik verglichen werden und in einem weiteren Vereinfachungsschritt arithmetisch gemittelt werden. Beides haben wir für all unsere in Sortiertests untersuchten Schrottchargen berechnet. Die Ergebnisse sind in Tabelle 3-16 für die Hauptmetalle und wenige andere wichtige Spurenmetalle aufgeführt. Für die Mittelung wurden nur die Sortiereffizienzen der Elemente berücksichtigt, die im jeweiligen Schrott eine Anfangskonzentration von >0,1 wt% aufwiesen. Aufgrund der unterschiedlichen Basismetalle haben wir die Fraktionen nach Al-Schrotte bzw. Stahl (Fe)-Schrotte eingeteilt.

Diese Tabelle ist die Kondensation unserer Versuche zur Vorsortierung. Wie deutlich wird, sind die Sortiereffizienzen für die Hauptmetalle Al und Fe jeweils geringer als die für die Begleitelemente. Insbesondere für die Charge *Al-Geschirr* sind die Effizienzen für Aluminium gering, in allen Fraktionen tritt es mit Konzentrationen von 80-90 wt% auf. Anders sieht es hingegen mit den Verunreinigungen wie z. B. Zn oder Mg aus. Diese befinden sich nur in bestimmten Schrottstücken bzw. Legierungen, die relativ gut durch ECS und MS trennbar sind. Des Weiteren zeigt sich der vorteilhafte Effekt der Formvorsortierung auf die ECS-Separation von Al, Cu, Zn und Si. Die Sortiereffizienzen für den kombinierten, zweistufigen Versuch sind höher als für die einfache ECS-Trennung. Elemente mit wie Fe, Mg oder Mn weisen eine niedrigere Effizienz auf, sind allerdings nur in relativ geringen Konzentrationen (0,2-0,5 wt%) vorhanden, weshalb diese Werte möglicherweise nicht repräsentativ sind. Insgesamt weisen Elemente Fe, Cu, Mn, Zn und Ni durchweg eine gute Aufkonzentration durch die Sortiermethoden auf, während hingegen für

Al oder Si geringe Effizienzen zu beobachten sind. Beide Elemente sind stark miteinander in verschiedenen Legierungen vergesellschaftet und können nur schwer getrennt werden. Beim Vergleich der unterschiedlichen Betrachtungsweise der Unterfraktionen des dreistufigen Sortierversuchs ist deutlich die höhere Sortiereffizienz für die feinere Unterteilung zu beobachten. Je feiner diese Auftrennung in Unterfraktionen ist, umso besser ist der Sortiererfolg. Demgegenüber kommt bei der einstufigen Magnetscheidung des Edelstahlschrotts eine umgekehrte Tendenz zum Vorschein, wo die zusammengefassten Fraktionen bessere Auftrennung bedeuten. Dieser Befund kann nicht gegenwärtig nicht zufriedenstellend erklärt werden.

Tabelle 3-17: Berechnete und gemittelte Sortiereffizienzen in % für in Sortierversuchen untersuchten Schrottchargen, unterteilt in die Matrixmetalle Al (a) und Stahl/Fe (b)

a) Al-Schrott	**Al**	**Fe**	**Cu**	**Zn**	**Mg**	**Mn**	**Ni**	**Si**
Al-Buntmetall_ECS1	28	649	99	100	156	124	190	26
Al-Buntmetall_Form	25	120	70	38	45	50	169	31
Al-Buntmetall_Form+ECS2	51	369	185	139	50	88	165	61
Al-Buntmetall_MS	29	67	49	65,8	37	47	90	19
Metallmix_MS	38	669	385	346	98	131	716	93
Metallmix_MS+ECS gekoppelt	66	3366	1103	1125	583	673	2372	231
Al-Geschirr_ECS	5	29	35	172	56	39	60	22
Al-Geschirr_MS_einzeln	4	73	53	70	47	46	66	28
Al-Geschirr_MS_zusammen	1	21	12	57	13	29	48	12
Al-Geschirr_MS+Klass+ECS_kopp.	3	46	65	103	29	62	110	26
Al-Geschirr_MS+Klass+ECS_zus.	2	20	49	60	8	30	19	12
b) Stahlschrott	**Al**	**Fe**	**Cu**	**Zn**	**Mg**	**Mn**	**Ni**	**Si**
VA-Stahl_ECS	107	21	203	140	16	15	25	84
VA-Stahl_MS_einzeln	37	5	77	97	138	21	22	43
VA-Stahl_MS_zusammen	76	19	389	489	11	10	16	39
VA-Stahl_MS+Klass+ECS_kopp.	42	8	73	97	227	34	20	47
VA-Stahl_MS+Klass+ECS_zus.	5	30	28	28	45	10	9	4
c) Zusammenfassung	**Al**	**Fe**	**Cu**	**Zn**	**Mg**	**Mn**	**Ni**	**Si**
Durchschnitt - ECS	34	198	112	113	92	71	91	40
Durchschnitt - MS	31	142	225	188	71	26	38	39

Ausgegraute Werte stehen für Elemente mit Ausgangsgehalten unter 0,1 wt%. Zudem ist ein Vergleich für den dreistufigen, komplexen Sortierversuch mit MS, Siebklassierung und ECS angestellt, bei dem die Sortiereffizienzen der Unterfraktionen sowohl einzeln als auch in zusammengefassten Überfraktionen berechnet wurden. Die Mittelwerte für die Effizienz des MS sowie des ECS sind in (c) dargestellt.

Die Kopplung der Magnetscheidung, Siebklassierung und Wirbelstromscheidung wirkt sich am stärksten auf stark vermischte Schrottchargen aus, die neben den Hauptelementen viele andere

Metalle in hohen Konzentrationen enthalten. So sind die Sortiereffizienzen für die Charge *Metallmix* deutlich gegenüber den einstufigen Sortierversuchen erhöht, während hingegen der Unterschied für weniger heterogene Chargen wie *Al-Geschirr* geringer ausfällt.

Insgesamt muss beachtet werden, dass die Berechnung und Zusammenfassung in wenige Zahlen wie in Tab. 3.4.5c eine starke Vereinfachung ist, um verschiedene Versuche und verschiedene Techniken zu vergleichen. Insbesondere beruht unsere Ermittlung der Sortiereffizienzen auf der Annahme, dass die mit pXRF vermessenen Einzelstücke repräsentativ für die Gesamtheit sind bzw. dass bei Messung der Gesamtheit diese manchmal nur wenige Proben umfasst. Aus diesen Gründen wurde die Zählung der Effizienz einer Fraktion in den Mittelwert nur für Fraktionen mit mehr als 2 Stücken zugelassen. Durch die Mittelung über verschiedene Fraktionen und Versuche wird dieser Effekt der manchmal fehlenden statistischen Sicherheit aber etwas abgemildert. Weitere Sortierversuche sowie eine höhere Varietät an Eingangsschrottfraktionen würden helfen, diese Zahlen zu verifizieren. Die berechneten Werte verwenden wir als Quantifizierung des Sortiererfolgs und damit auch der Verbesserung der Separation von Metallen durch eine (oder mehrere) Sortiertechniken. Die Zahlen wurden für die makroökonomische Betrachtung der Steigerung der Ressourceneffizienz im AP 4 als prozesstechnische Grundlage genommen.

Da das Downcycling hauptsächlich durch die Legierungselemente bedingt wird, die mittlerweile nahezu das gesamte Periodensystem abbilden, zeigt sich, dass eine gute Vorsortierung bereits die Trennung in Fraktionen ermöglicht, die eine Anreicherung von beispielsweise Si-reichen Fraktionen sichert, die dann durch die nachfolgende Analytik über Kamera-/Sensorsysteme eine scharfe elementspezifische Trennung von Legierungsarten gestattet und damit das Downcycling drastisch reduziert.

3.5 Zusammenfassung und Empfehlungen

Im letzten Abschnitt wird eine Zusammenfassung der bisher gezeigten Resultate gegeben, die einen Vergleich der betrachteten Analysemethoden sowie die Empfehlungen für die Akteure im Recyclingbereich von Metallschrotten, Politik und Wirtschaft, gibt. Diese finden zugleich Eingang in AP4 und AP 5 sowie in die Gespräche mit Experten.

3.5.1 Vergleich Analysemethoden

Aufgabenstellung war es, vier unterschiedliche und am Markt befindliche Analysemethoden (Sensor-/Kamerasysteme) untereinander hinsichtlich ihres Potentials für verschiedene Legierungsarten zu ermitteln. Dabei ging es vor allem darum, die Begleit- bzw. Legierungselemente bzw. Störstoffe in der jeweiligen Legierung zu erkennen und ihre Konzentration richtig zu bestimmenden, was einfach klingt, aber nicht trivial ist. Das ist zum einen für ein funktionserhaltendes Recycling als auch für das Vermindern des Downcyclings der Schlüssel. Denn Downcycling entsteht vor allem dadurch, dass in den Post-Consumer-Schrotten mittlerweile nahezu das gesamte Periodensystem an Elementen enthalten ist, es aber bestimmte Vorgaben an Elementgehalten für daraus herzustellende neue Legierungen gibt. Liegen die Gehalte der Begleitelemente in den Schrotten über einem bestimmten Grenzwert, dann wird aktuell mit Primärrohstoff solange verdünnt, bis man im Normbereich ist. Das können tlw. über 100 Prozent der eigentlichen Schrottmenge sein. Zuzüglich zum Einsatz von Primärrohstoffen zur Verdünnung werden fehlende Legierungsbestandteile zulegiert. Aus diesem Kreislauf kann man nur entkommen, wenn die Schrotte enger entsprechend ihrer Begleitelemente getrennt und beispielsweise aus Si-reichen Legierungen auch wieder Si-reiche Legierungen hergestellt werden. Dafür ist es notwendig, möglichst in Echtzeit die Charakterisierung (u.a. chemische Zusammensetzung) der Schrotte auf dem Förderbandvornehmen vornehmen zu können. Das ist der entscheidende

Schritt des Trenn- bzw. Sortierverfahrens. Die Trennung mittels Druckluft im Nachgang der Messungen verursacht dann maximal 5 Prozent Fehlwürfe. Bei eigenen Messungen im Kleintechnischen Maßstab waren es 3 Prozent.

In Tabelle 3-17 ist eine Zusammenfassung in Kurzform der Bewertung der im Rahmen von AP 3 untersuchten Analysemethoden. Die von uns evaluierten Kriterien sind vor allem ökonomischer (Aufwand, Durchsatz) als auch messtechnischer Art (Eindringtiefe, Genauigkeit, Detektionslimits). Die Methoden, wie sie in der Tabelle dargestellt werden, sind aufgrund unserer Erfahrungen mit den vorhandenen und auch auf dem Markt sonst erhältlichen Messgeräten evaluiert worden. Insbesondere für die pXRF ergibt sich aber eine Besonderheit, da wir von einem portablen Punktmessgerät ausgehen, wohl wissend, dass auf dem Markt auch Linien-XRF-Sensoren für kontinuierliche Messungen auf einem Förderband erhältlich sind, die vereinzelt Anwendung in der Recyclingpraxis finden. Mit diesen sind höhere Durchsätze möglich, allerdings auf Kosten der Genauigkeit und Sortiereffizienz. Die Detektionsgrenzen können hier bis auf >2 wt% steigen. Es werden auch keine Mehrfachanordnungen von Sensoren berücksichtigt, die aber Potential für höhere Sortiererfolge zeigen und schon seit einigen Jahren Anwendung finden. Wir betrachten auch nicht die Verdoppelung von Einzelsensoren, z. B. können zwei XRF-Sensoren in Reihe eine größere Linie über einem Band abdecken, da dies eher eine Skalierungsaufgabe ist, die mehr mit Kosten als der eigentlichen Messmethode verbunden ist. Der Durchsatz ist der ungewöhnlichen Einheit m^2/h angegeben, da die oftmals in der Literatur bzw. Werbebroschüren von Sensoranbietern beschriebenen *m/s* Analysengeschwindigkeit für den Stromdurchsatz nicht unbedingt aussagekräftig sind. So kann zwar LIBS über eine schmale Rinne von 5 cm eine Geschwindigkeit von 6 m/s abdecken, aber in der Flächengeschwindigkeit (d. h. der eigentlichen Stromgeschwindigkeit) liegt sie unter anderen Methoden. Die Neutronenaktivierungsanalyse konnten wir aufgrund einer geringen Anzahl an Experimenten nur mit größerer Unsicherheit evaluieren. Die Angabe der (unteren) Detektionslimits erfolgt einfachhalber nur mit einer Zahl. Wir sind uns aber bewusst, dass dieser Wert elementspezifisch ist und je nach Kalibrierung auch Obergrenzen beinhaltet. Vielmehr dient diese Zahl als Orientierung und dem relativen Vergleich der Methoden untereinander.

Tabelle 3-18: Bewertung der einzelnen Analysemethoden hinsichtlich mehrerer qualitativer und quantitativer Kriterien

	pXRF	WDXRF	XRT/CT	LIBS	NAA	HSI
Detektionslimits	0,2 wt%	0,05 wt%	niedriger wt%-Bereich	0,02%	ppm-Bereich	5 wt%
Eindringtiefe	20 µm	50 µm	durchstrahlend	100 µm pro Schuss	durchstrahlend	1 µm bis 10 mm
Genauigkeit	hoch	hoch	gering/mittel	hoch	hoch	gering (für Metalle)
Durchsatz	gering (1 m^2/h)	offline, gering (0,1 m^2/h)	hoch, (gering im CT-Modus)	mittel (70 m^2/h)	Offline, gering	hoch (700 m^2/h)
Aufwand/ Kosten	gering	hoch, aufwendige Probenpräparation	mittel, hohe Anfangskosten	mittel (hoher Kalibrieraufwand)	mittel, hohe Anfangskosten	gering

Generell gilt für die evaluierten Methoden für die Metallanalytik, dass teure, stationäre Geräte, die entweder offline (WDXRF) oder inline (LIBS, XRT) arbeiten, eine höhere Genauigkeit und geringere Detektionslimits aufweisen. Das heißt, diese können zuverlässig mehr Elemente in kleineren Spuren nachweisen. Allerdings können diese Fähigkeiten nur dann vollends genutzt werden, wenn vorher eine aufwendige Probenkalibrierung bzw. Probenvorbereitung getätigt wird. So zeigt die Quantifizierung von Stoffströmen mit LIBS große Schwächen, wenn ein inhomogener Mischschrottstrom analysiert werden soll. Diese benötigt eine ausführliche Matrixkorrektur, die bei solchen Mischschrotten mit bis zu 20 verschiedenen chemischen Elementen sehr ausführlich und zeit- und kostenintensiv ist. Es gibt zwar Ansätze für die kalibrierungsfreie WDXRF- und LIBS-Analyse von Feststoffen, die auf physikalischen Gesetzen und Berechnungen beruhen. Diese sind allerdings (noch) nicht für solche komplexen Stoffströme aus Mischlegierungsschrotten verfügbar. Ein weiterer wichtiger Punkt ist die benötigte Messzeit für eine sichere Detektion bzw. zumindest eine Unterscheidung der Einzelstücke. Die Messzeit ist direkt mit dem Durchsatz verknüpft, der für die Wirtschaftlichkeit eines Analyse- und Sortierverfahren eminent wichtig ist. Die schnelleren Methoden der in-line-Analyse wie LIBS oder HSI bzw. die nur eine Minute dauernde pXRF-Messung erlauben höhere Durchsätze und sind weniger anfällig für inhomogene Proben. Allerdings haben diese den Nachteil der niedrigeren Genauigkeiten und damit eine erhöhte Gefahr für Fehlidentifizierung/-sortierung. Insbesondere die HSI im sichtbaren und nahen Infrarotbereich ist für Metalle nicht zur Elementquantifizierung geeignet, sondern sollte eher zur Phasenunterscheidung eingesetzt werden.

Ein weiterer Punkt in der Betrachtung ist die Eindringtiefe: Während die XRF-Methoden, HSI und LIBS nur die Oberfläche einer Probe analysieren und somit eventuell eine nicht-repräsentative Stichprobe erfassen, sind NAA und XRT durchstrahlende Methoden. Diese können die Zusammensetzung des Volumenstroms gemittelt aus allen drei Dimensionen detektieren. Im Falle der langsamen CT-Variante des XRT können auch dreidimensionale Verteilungen von Einzelstücken erstellt werden, was allerdings für die Praxis des Recyclings weniger interessant ist als für die Forschung bzw. der Qualitätskontrolle des Mikrogefüges von neu hergestellten Metalllegierungen. Die einzige Messmethode, mithilfe derer wir eine dreidimensional gemittelte Chemie von inhomogenen Proben erhielten, ist die (PG)NAA. Die Messanlage bietet Vorteile im Vergleich zu bestehenden Verfahren, insbesondere wenn eine schnelle und repräsentative Analytik großvolumiger Proben benötigt wird. Während die Standardlaboranalytik eine aufwändige Probenvorbereitung erfordert und hierfür in der Regel mindestens mehrere Tage benötigt, ist es mit der ZEBRA-Messanlage möglich, direkt großvolumige Proben im Kilogrammbereich repräsentativ innerhalb weniger Stunden zu untersuchen. Dafür ist bei dieser Technik die in-line-Fähigkeit (noch) nicht gegeben und die Auswertung der Messungen recht komplex, sodass sie nicht standardisiert ist. Zudem können insbesondere bei der Analyse von Stählen größere Unsicherheiten bei der Quantifizierung der Legierungszuschläge auftreten, die durch den Messaufbau bedingt sind.

Eine enorm wichtige Rolle spielen auch die Kosten für eine Analysenmethode, sowohl für die Anschaffung des Geräts als auch für den Unterhalt mit entsprechenden Personalaufwand. Die pXRF ist in diesem Fall sehr gut, da das Gerät inklusive geeigneter Kalibrierungen für relativ wenig Geld zu haben ist und die Analyse selbst kaum Probenvorbereitung verlangt. Somit kann sie von Personal bedient werden, die hauptsächlich eine Strahlenschutzunterweisung haben, da sie zugleich auch die Methode mit der höchsten unmittelbaren Gefahr für die Arbeitssicherheit darstellt. Andere Methoden sind meist als Vollschutzgeräte konzipiert, womit das Expositionsrisiko deutlich gemindert ist. Der Einsatz von WDXRF und LIBS-Geräte sind mit höheren Anschaffungskosten sowie (im Fall der WDXRF) mit deutlich mehr Personalaufwand für Probenvorbereitung und Datenauswertung verbunden. Am oberen Ende der Kostenskala stehen die XRT- und

PGNAA-Geräte, wobei PGNAA-Geräte für den Recyclingbereich noch nicht auf dem Markt routinemäßig erhältlich sind. Einfache XRT-Geräte sind mit WDXRF- und LIBS-Analysatoren von der Anschaffung vergleichbar, allerdings benötigen Mischschrotte mit stark variablen Zusammensetzungen höherentwickelte Modelle, die z. B. mit zwei Detektionsenergien arbeiten (duel-energy XRT).

Wie aus der Diskussion deutlich wird, gibt es für die komplexen Post-Consumer-Mischschrotte gegenwärtig keine allumfassende Analysemethode, die einfach und schnell, aber auch mit hoher Genauigkeit misst und zugleich selbst preisgünstig ist und keine Probleme mit der Vielfalt der Schrottströme aufweist. Der Markt ist eher segmentiert und es gibt maßgeschneiderte Einzellösungen, wobei vor und bei dem Einsatz sehr genau darauf geachtet werden muss, wie aussagekräftig die jeweiligen Resultate sind. Dieses Bewusstsein in Politik und Wirtschaft möchten wir mit den Ergebnissen dieses Arbeitspakets schärfen. Des Weiteren liegt nach unserer Meinung eine Stärke in der Kombination von Analysemethoden (z. B. LIBS für die Leichtelementbestandteile von Al- und Stahlschrotten, gekoppelt mit XRF für die Hauptlegierungselemente), wobei insbesondere bildgebende Techniken wie die HSI eine Voridentifizierung ermöglichen kann, die anschließend durch eine elementspezifische Detektion, z. B. XRF, verfeinert wird.

Wichtig ist, festzustellen, dass sich die Auswahl der Messmethode nach den zu bestimmenden Legierungselementen bzw. Störstoffen und der Legierungsart richtet. Es gibt nicht **DIE METHODE** für alle Elemente und jede Legierungsart. Und es gibt nicht **DIE SORTIEREFFIZIENZ** für alle Legierungen und die betrachteten Methoden. Der konkrete Anwendungsfall und das Ziel müssen jeweils bekannt sein. Entsprechend werden die Methoden definiert und die Sortiereffizienzen vorhergesagt. Entscheidungshilfen geben die Vielzahl an Untersuchungen, die in AP 3 durchgeführt und hier ausführlich besprochen wurden.

Zwei Interpretationsmöglichkeiten der Versuchsergebnisse sollen an dieser Stelle für die allgemeine Verständlichkeit und zur Erklärung für den Umgang mit den angeführten Resultaten angeführt werden. Das erste Beispiel orientiert sich an der Sortiereffizienz hinsichtlich der Elementerkennung (Störstoff). Das zweite Beispiel beschreibt die Sortiereffizienz hinsichtlich eines vorgegebenen Grenzwertes eines bestimmten Elementes um die Trennung von störstoffreichen und störstoffarmen Fraktionen zu beschreiben.

Erstes Beispiel: In der Tabelle 3-19 sind die Faktoren für die Erkennung eines Elements in einer Legierungsart (Stahl, Aluminium, Kupfer) aufgeführt. Sie beziehen sich immer auf das Verhältnis der Messwerte einer Methode auf eine andere.

Tabelle 3-19: Faktoren (Maß für die Sortiereffizienz) für die Erkennung eines Elements in einer Legierungsart (Stahl, Aluminium, Kupfer)

	Probe	Methode	Fe	Cu	Sn	Cd	Sn
Stahl	Referenzlegierungen	Faktor LIBS		0,65	< NWG	< NWG	
	Referenzlegierungen	Faktor pXRF	1,00	1,96	< NWG	< NWG	
	Referenzlegierungen	Faktor WDXRF	0,99	0,72	< NWG	< NWG	
	Schrotte LIBS	Faktor pXRF		2,70	< NWG	< NWG	
	Schrotte NAA	Faktor pXRF	0,98	1,27	0,19	< NWG	

	Probe	Methode	Fe Al	Cu Fe	Sn Si	Cd Cd	Sn Sn
Al	Schrotte LIBS	Faktor pXRF unangeschliffen	0,87	9,52	14,14		
	Schrotte	*Faktor pXRF gemittelt (NAA+sparkOES)*	0,85	1,47	6,39		
	Schrotte	*Faktor LIBS gemittelt*	1,00	1,69	1,90		
	Schrotte	*Faktor WDXRF*	0,91	1,14			
			Cu	**Zn**	**Pb**	**Ni**	**Sn**
Cu	Referenzlegierungen	Faktor pXRF gemittelt	1,00	1,00	0,89	0,98	1,22
	Referenzlegierungen	Faktor WDXRF gemittelt	1,00	1,01	0,89	1,01	1,30

Sie beziehen sich immer als Verhältnis von Messwerten einer Methode auf eine andere.

Erklärung des Beispiels Al-Schrotten und des Si-Gehalt:
Wenn man die Methode pXRF mit der Referenzmethode (Funkenspektrometrie) vergleicht, ergibt sich ein 14-mal überschätzer Wert (!) für eine unangeschliffene Schrottprobe. Für eine angeschliffene Probe wurden dagegen "nur" 6,4-mal mehr Silicium erkannt. Im Vergleich dazu ist die Methode LIBS deutlich besser, da sie mit unangeschliffenen Proben gleich auf einen Faktor 1,9 kommt, also das Ergebnis nur um 90% überschätzt. Damit ist sie in dem konkreten Fall ca. 3,5 mal genauer am wahren Messwert.

Mit der Verwendung von LIBS statt pXRF kann man den Si-Gehalt in Al-Schrotten also 3,5-mal besser erkennen. Das heißt, dass das Downcycling, welches auf einer falschen Konzentrationsbestimmung beruht, da, wie die Untersuchungen zeigen die Methode für diesen Anwendungsfall ungeeignet ist, mit LIBS als Analysemethode auf 1/3,5, d. h. um ca. 72 Prozent gesenkt werden kann. Kombiniert man dieses Ergebnis mit den Fehlwürfen bei der Druckluftsortierung (5 Prozent), dann kann man das Downcycling für Al-Schrotte insgesamt um 71 Prozent vermindern. Das gilt also für den Fall, dass Silicium der Störstoff ist und Legierungen mit einem zu hohen Anteil an Si mit der geeigneten Methode gezielt abgetrennt werden können.

Tabelle 3-20: Exemplarische Berechnungen bzw. Sortiereffizienzen zu den Masse- und Konzentrationsänderungen ausgewählter Elementen in Al- und Stahllegierungen in Abhängigkeit der verwendeten Methode und vorgegebenen Grenzwertes

	Methode	Fe < 1 Gew%		Fe > 1 Gew%	
		Fe %	Masse %	Fe %	Masse %
Al-Legierungen	LIBS	-29,67	15,06	167,19	84,94
	pXRF	-28,93	13,97	178,11	86,03
	WDXRF	-28,43	13,26	185,91	86,74

	Methode	Fe < 1 Gew% Mg < 2,5 Gew%		Fe > 1 Gew% Mg > 2,5 Gew%	
		Mg %	Masse %	Mg %	Masse %
Al-Legierungen	LIBS	-31,36	10,36	270,86	89,64
	pXRF	-1,72	0,32	518,84	99,68
	WDXRF	-12,20	3,37	348,73	96,63
		Cu < 0,5 Gew%		**Cu > 0,5 Gew%**	
		Cu %	Masse %	Cu %	Masse %
Stahl	LIBS	-95,81	64,5	52,73	35,5
	pXRF	-94,09	32,64	194,2	67,36
	WDXRF	-96,09	68,49	44,22	31,51

Negative Konzentrationsänderungen zeigen eine relative Reduzierung bzw. Abreicherung von Störstoffen gegenüber der Ausgangszusammensetzung an. Dementsprechend weist eine positive Änderung auf eine relative Anreicherung der Störstoffe in einer Fraktion hin. Die Massen beziehen sich auf die abgetrennten Fraktionen. Beispielhaft wurden folgende Sortierkriterien (Grenzwerte) angewendet: Mg 2,5 Gew%, Fe 1 Gew% und Cu 0,5 Gew%.

Zweites Beispiel: In Tabelle 3-20 sind exemplarisch Berechnungen bzw. Sortiereffizienzen zu den Masse- und Konzentrationsänderungen ausgewählter Störstoffe bzw. Legierungsbestandteile in Al- und Stahllegierungen in Abhängigkeit der verwendeten Methode und vorgegebenen Grenzwertes aufgeführt. Negative Konzentrationsänderungen zeigen eine relative Reduzierung bzw. Abreicherung von Störstoffen gegenüber der Ausgangszusammensetzung. Dementsprechend weist eine positive Änderung auf eine relative Anreicherung der Störstoffe in einer Fraktion hin. Das heißt, man kann die Störstoffe entsprechend des vorgegebenen Grenzwertes mittels der unterschiedlichen Methoden in unterschiedlichen Fraktion anreichern. Das wiederum ist ebenfalls ein wichtiger Schritt zum funktionserhaltenden Recycling bzw. zum Minimieren des Downcyclings.

Die Massen in der Tabelle beziehen sich auf die abgetrennten Fraktionen. Beispielhaft wurden folgende Sortierkriterien (Grenzwerte) angewendet: Mg 2,5 Gew%, Fe 1 Gew% und Cu 0,5 Gew%.

Es wurden Grenzwerte ausgewählt, die im Recycling von Legierungen tatsächlich eine Rolle spielen und zu den häufig vorhandenen Proben und Störstoffen (Mg, Fe in Aluminiumlegierungen) bzw. aus pyrometallurgischen Betrachtungen (Cu in Stahl) zählen. Je nachdem, wie der Grenzwert und die Sortierung (Annäherung an den Grenzwert von kleineren oder größeren Gehalten) gewählt werden, ergeben sich unterschiedliche Gehalte und Massen der daraus resultierenden Fraktionen. Darüberhinausgehende Limitierungen ergeben sich aus dem im Anschluss an die Charakterisierung verwendeten Trennverfahren z.B. mittels Druckluft (5 Prozent). Die methodischen Abweichungen wurden berücksichtigt.

Es ergeben sich bei diesem konkreten Beispiel folgende Ergebnisse: Bei einem gewählten, oberen Grenzwert von 1 Gew% Fe in Al-Legierungen wird durch die Nutzung von LIBS Fe zu ca. 30% reduziert – bei einer Massereduzierung von ca. 15 %. Hierbei ist die Wahl der Messme-

thode für diesen Fall irrelevant, da alle untersuchten Methoden ähnliche berechnete Sortierergebnisse aufweisen. Für die Annäherung an den Grenzwert „von oben“ d.h. von höheren Werten ergibt sich ein ähnliches Bild mit nur geringen Unterschieden zwischen den Methoden.

Andererseits unterscheiden sich für Mg in Al-Legierungen bei einem gewählten, maximalen Grenzwert von 2,5% die Methoden deutlich. Für LIBS, die ohnehin die niedrigsten analytischen Abweichungen aufweist (im Vergleich zum Funkenspektrometer), liegen die Sortierergebnisse bei einer Reduzierung um ca. 31% bei einer Masse von 10% des Aufgabegutes, wohingegen sich die Konzentrationen und Masseabscheidungen für pXRF kaum und für WDXRF wenig ändern. Dementsprechend ergeben sich für die Masseabscheidungen nur geringe Werte, bei hohen Konzentrationsänderungen, da nur einzelne Stücke abgetrennt werden.

Für Cu in Stählen ist die Anreicherung für die untersuchten Methoden ähnlich, jedoch unterscheiden sich die resultierenden Massen leicht, wobei LIBS und WDXRF ähnliche Werte aufweisen und für diesen Anwendungsfall nicht geeignet sind. Hier, wie in vielen anderen Fällen auch ist pXRF die Methode der Wahl. Für die Annäherung „von oben“ ergeben sich kaum Massereduzierungen in den Fraktionen, lediglich LIBS zeigt eine Änderung von ca. 90% der Ausgangsmasse mit 270% höheren Mg-Gehalten.

Zusammenfassend kann konstatiert werden. Um das Downcycling deutlich zu vermindern und möglichst qualitäts- bzw. funktionserhaltend zu recyceln, ist es erforderlich die Legierungselemente exakt zu bestimmen und entsprechend der Ziellegierung in entsprechende scharfe (enge Konzentrationsbereiche) Fraktionen zu überführen. Dabei weißt in den meisten Fällen die Methode pXRF die besten Ergebnisse auf. Im Fall von Aluminiumlegierungen werden die Störstoffe auch durch LIBS sehr gut erkannt.

Die Verminderung des Downcyclings kann in der Größenordnung von mindestens 70 Prozent erwartet werden, wenn beispielsweise pXRF in der Recyclingindustrie breite Anwendung findet. Eine verbesserte Vorsortierung reduziert den Messaufwand und damit die erzeugte Datenmenge im Folgeschritt und trägt zur weiteren Verbesserung des qualitativen Recyclings bei.

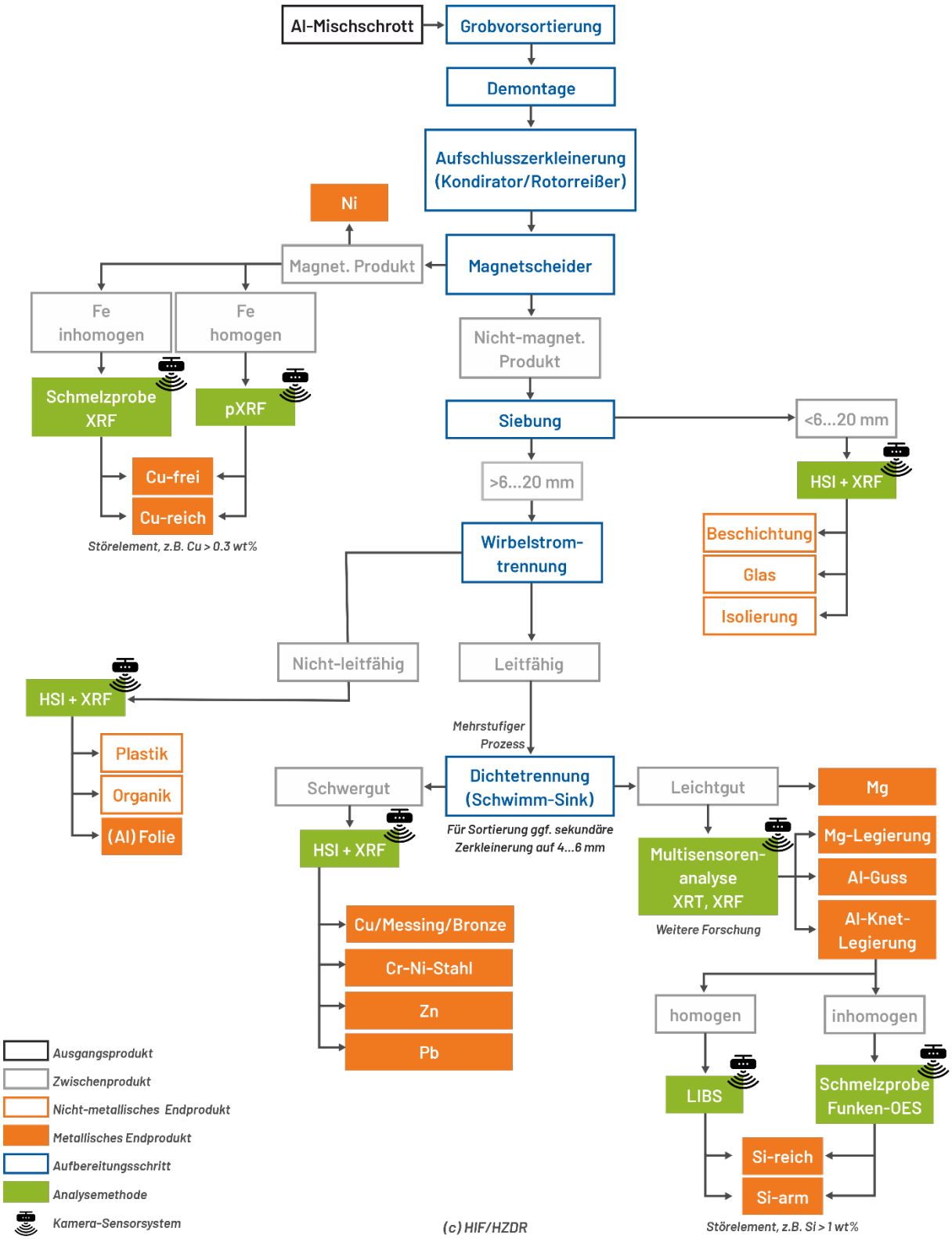
3.5.2 Vergleich Methoden zur Vorsortierung

Die Sortiermethoden, die wir im Rahmen der Arbeiten zu AP 3 untersuchten, sind vielerorts im Metallrecycling verbreitet. Obwohl häufig die technisch-automatisierten Methoden wie Wirbelstromscheidung, Siebklassierung und Magnetscheidung die Prozessstrecken dominieren, kommen oft noch händische (Vor-)Sortierungsschritte wie die Form- oder Größensortierung in der Praxis vor. Wir konnten zeigen, dass all diese Techniken einzeln in der Lage sind, Metallschrotte bis zu einem gewissen Grad zu trennen und Störstoffe in bestimmten Fraktionen aufzukonzentrieren. So ist die Magnetscheidung etwas besser für die Separation der Stahlschrotte geeignet. Weitere Experimente mit unterschiedlichen Stahlschrotten werden helfen, dieses Ergebnis weiter zu untersetzen. Aluminiumschrotte wurden durch den Wirbelstromscheider besser aufgetrennt. Eine Kombination verschiedener Sortiertechniken ist generell am besten geeignet, die mit unterschiedlichen Störstoffen belasteten Legierungen in scharfe Fraktionen aufzutrennen. Zwar muss der jeweilige Schrottstrom spezifisch betrachtet werden (dafür benötigt man wiederum eine genaue Analyse), aber allgemein ist eine Reihenfolge von Magnetscheidung-Siebklassierung-Wirbelstromscheidung sinnvoll, um Metallmischschrotte bereits im Vorfeld der analytischen Methoden (wie LIBS und XRT) besser zu sortieren. Leichtere Anteile von Kunststoffen, Gläsern o. ä. wurden im Rahmen des Projekts nicht betrachtet, können aber mit Dichtetrennung oder Windsichtern vor den anderen Methoden abgetrennt werden.

Das Berechnung der Sortiereffizienzen, die wir in diesem Bericht verwendet haben, hilft, die Verbesserung der Reinheit von Metallschrotten durch Sortiermethoden einfach quantitativ darzustellen. In der Praxis muss sich zeigen wie robust dieses Schema ist und ob es auf andere Sortiereinheiten und Stoffströme ausgedehnt werden kann.

Aufbauend auf unseren Versuchen und Diskussionen mit Experten zur Analyse und Sortierung von Metallschrotten zeigen wir in Abb. 3-24 eine **idealtypische Prozesskette** für die stufenweise Separation von Mischschrotten. Obwohl es eine große Vielfalt an Stoffströme und Möglichkeiten der Analyse und Behandlung gibt, wollen wir die generelle Verfahrensweise der stufenweisen Anreicherung anhand des Beispiels eines Al-Mischschrotts aufzeigen. Die dahintersteckende Denkweise kann selbstverständlich auch auf andere Stoffströme des Metallrecyclings übertragen werden.

Abbildung 3-24: Beispiel einer idealtypischen Prozesskette für einen Al-Mischschrott.



Quelle: HIF HZDR

Ausgangspunkt ist ein Post-Consumer-Mischrott (z.B. E-Waste), der zwar aluminiumreich ist, aber auch noch nennenswerte Mengen u. a. an Kupfer, Eisen, Zink und Silicium enthält.

Am Anfang der Prozesskette steht eine manuelle (visuelle) Grobvorsortierung, bei dem das Expertenwissen von Fachleute auf den Wertstoffhöfen oder Annahmestellen entscheidend ist. Häufig kommt hier bereits ein Handheld XRF zum Einsatz. Nach anschließender Zerkleinerung der vorsortierten Fraktionen in einem Zerkleinerungsaggregat (z.B. Schredder) werden in einem ersten Sortierschritt Kunststoffe und andere organische Bestandteile wie Holz über einen Windsichter abgetrennt. Über geeignete analytische Methoden (z. B. HSI und XRF) werden die Kunststoffe dann in möglichst sortenreine Fraktionen getrennt, um sie einer Wiederverwendung, meist in Granulatform, zuzuführen. Der verbleibende Teil geht in den nächsten Prozessschritt, in unserem Beispiel ist das eine Dichtetrennung. In diesem Schritt werden Leicht- und Schwermetallfraktionen voneinander separiert.

Über Magnetscheider erfolgt dann die Trennung in Eisen (magnetische) – und nichtmagnetische Metallfraktionen. Die Fe-Fraktion mit den entsprechenden Störstoffanteilen wird mittels XRF in störstoffarme (z.B. Cu-freie) und störstoffreiche (z.B. Cu-haltige) Fraktionen separiert. Die nichtmagnetische Fraktion wird einer Siebklassierung und Wirbelstromscheidung unterzogen, um in einem nächsten Schritt Edelstahl-Buntmetalle und Leichtmetalle voneinander zu trennen. Genau hier setzen aktuelle Forschungen an. Denn die Trennung in Fraktionen wie Edelstahl- oder Al-Guss-Legierungen kann nicht mehr mit einer analytischen Methode wie LIBS oder XRT erfolgen. Die gewünschte scharfe Trennung in beispielsweise Si-reiche und – arme Fraktionen erfordert an dieser Stelle Multisensorsysteme, also eine Kombination verschiedener Methoden. Welche Kombination uns hier, nach Auswertung aller Ergebnisse, sinnvoll erscheint, kann der Prozesskette in Abb. 3-24 entnommen werden. Eine weitere Untersetzung war nicht Inhalt des Projektes. Ein Blick auf das Schema macht jedoch deutlich, an wie vielen Stellen Sensor-/Kamerasysteme zukünftig zum Einsatz kommen müssen, um das Ziel, das Downcycling drastisch zu vermindern, tatsächlich zu erreichen.

Als letzter Schritt, der aufgrund der Übersichtlichkeit nicht mit ins das Schema aufgenommen wurde, folgt die entsprechende Weiterverarbeitung der entsprechend getrennten Fraktionen. Dies kann beispielsweise eine pyro- oder hydrometallurgische aber auch chemische Aufbereitung sein.

Insbesondere bei den analytischen Methoden (Multisensoranalysen) und der Kopplungen zu den entsprechenden (Vor-)Sortierschritten besteht noch erheblicher Entwicklungsbedarf sowohl bei der Sensorentwicklung (Messung in Echtzeit) als auch der Integration und Schaffung voll verzahnter Vorsortier-Sensor-Trenn-Systeme. Falls es sich um weniger komplexe Mischschrotte, wie z.B. Produktionsabfälle mit bekannter Zusammensetzung als Ausgangsfraktion handelt, können gegebenenfalls Schritte entfallen und die Analyse und Sortierung dadurch einfacher und kostengünstiger werden.

3.5.3 Handlungsempfehlungen aus AP 3

Ausgehend von den geleisteten Untersuchungen im Rahmen des AP 3 (Evaluierung von Analyse- und Sortiermethoden) ergeben sich verschiedene Empfehlungen an die Akteure im Bereich des Metallrecyclings. Diese sind sowohl an Metallproduzenten und -recycler, die Politik bzw. die Unternehmen im Bereich der Sensorentwicklung gerichtet.

Wie wir zeigen konnten, haben alle Analysemethoden ihre Stärken aber auch Limitationen. Um alle Stoffströme, wie in der Prozesskette abgebildet, akkurat zu quantifizieren und den Sortiererfolg zu gewährleisten, benötigt man eine Kombination an Sensor-/Kamerasystemen. Für Produktionsabfälle mit bekannter Zusammensetzung gibt es verständlicher Weise einfachere Lösungen, die bereits häufig im Metallrecycling Anwendung finden. Wie an der Prozesskette gezeigt, müssen jedoch für komplexere Stoffströme, wie Post-Consumer-Mischschrotte, Kaskaden

an (Vor-)Sortiermethoden Anwendung finden, die einer starken Kopplung mit Multisensorsystemen bedürfen. Selbst diese können selbst unter hohem Aufwand eine nicht immer ideale Sortenreinheit gewährleisten, wenn Schrotte stark vermischt und in hoher Komplexität vorliegen.

Die Hauptforderung, die sich aus AP 3 ergibt, ist, schon beim Produktdesign auf Recyclingfähigkeit zu achten. Das schließt beispielsweise die einfache Demontage ein, so dass Produkte nach ihrer Nutzungsdauer (EoL) gut in ihre Einzelbestandteile trennbar sind. Dazu gehört aber auch, dass Produkte aus möglichst wenigen Legierungsarten bzw. wenig mit Störstoffen belasteten Metallen bestehen. Das vereinfacht die sortenreine Trennung und vermindert die Verluste an Begleitelementen im pyrometallurgischen Prozess.

Beispielsweise führt eine Verringerung der Vielfalt von eingesetzten Aluminiumlegierungen in einem Fahrzeug zu einer einfacheren Analyse- und Trennaufgabe für das spätere Recycling. Der Recyclingbetrieb braucht dann z. B. seine auf Leichtmetalle spezialisierte aber in der Kalibrierung hochkomplexe LIBS-Analyse nur noch für wenige Legierungen zu „trainieren", die erkannt und unterschieden werden sollen. Das erhöht nicht nur den Sortiererfolg, sondern senkt auch den Aufwand mehrstufiger Analyse- und Sortierkaskaden und steigert gleichzeitig die Wirtschaftlichkeit der angestrebten scharfen bzw. sauberen Trennung.

Neben dieser Hauptforderung gibt es noch einige andere Punkte, die wir basierend auf den Ergebnissen von AP 3 empfehlen:

- Bei der Erstellung von Grenz-/Normwerten muss geklärt sein, welche Messtoleranzen erlaubt sind und welche Analysemethoden verwendet werden können/sollen. Das muss auch mit der Frage geschehen, ob sich alle Akteure, auch kleine Betriebe des Recyclingbereichs, die benötigte Ausrüstung leisten können.
- An die Sensorentwickler wird appelliert, dass das Metallrecycling innovative multimodalen inline-Analysentechnik benötigt, um damit die Erkennung von Störstoffen zu verbessern. Der Markt ist zwar fragmentiert, aber insgesamt groß genug, dass sich solche Entwicklungen mittelfristig refinanzieren.
- Wie schon gegenwärtig häufig angewendet, werden matrixspezifische Kombinationen von Sortiermethoden empfohlen. So kann z. B. die Abfolge von Magnetscheidung - Siebklassierung - Wirbelstromscheidung eine gute (Vor-)Sortierung komplexer Schrottströme realisieren. Diese weitere Trennung sollten dann möglichst die Möglichkeit besitzen, je Stufe mehrkanalig zu sortieren, statt dem bisher verbreiteten binären Schema weiter zu folgen.

Einige große Unternehmen versuchen bereits, kombinierte Analysen- und Sortiertechnik anzuwenden. Allerdings geht damit einher, die dabei entstehende Datenmenge auch sinnvoll zu nutzen. Das ist derzeit ein wichtiges Thema zwischen entsprechenden Forschungseinrichtungen und Unternehmen. Es wäre der Ressourceneffizienzsteigerung auf jeden Fall dienlich, solche Anlagen zukünftig verbreitet zu nutzen und Sensor-/Kamerasysteme entlang der Prozesskette zur Aufbereitung von Metallschrotten einzusetzen. Die Politik sollte dazu Anreize setzen und gerade kleinere Unternehmen bei der Beschaffung solcher Geräte unterstützen. Sensorentwickler sollten dabei weiter den Weg verfolgen, kombinierte Systeme maßgeschneidert auf firmenspezifische Trennprobleme anzupassen. Insbesondere bei der Vereinfachung/Verbesserung der Datenauswertung für die Methoden LIBS und PGNAA sehen wir Potentiale für die kommenden Jahre. Der Vergleich der Sortiermethoden kann über die hier vorgeschlagenen Sortiereffizienzen erfolgen. Dieses Schema muss noch an einer Vielzahl weiterer Schrottströme und Sortiertechniken getestet werden, um letztendlich seine Nutzbarkeit zu bestätigen.

4 AP 4 Auswertung (Helmholtz-Institut Freiberg für Ressourcentechnologie, Wuppertal Institut)

4.1 AP 4.1 – Quantifizierung der Einspareffekte durch optimierte Sortierung

Die Ergebnisse in AP2.2 zeigen die aktuellen Verluste und Nachverdünnungseffekte, die sich aus dem Status Quo im Vergleich zu einem hypothetischen Zustand ohne jegliche Verluste ergeben. Gleichzeitig wurde dieser Status Quo auf das Mengenmodell der für das Jahr 2030 zu erwartenden Schrottmenge in Deutschland, Europa und weltweit übertragen. In AP4.1 werden die Ergebnisse der Sortier- und Analyseversuche aus AP3 und den daraus abgeleiteten verbesserten Sortiereffizienzen auf das Mengenmodell des Jahres 2030 in AP2.2. übertragen und so die Einspareffekte verdeutlicht, die sich aus einer umfassenden Anwendung dieser optimierten Sortier- und Analysekombinationen auf die jeweiligen Ergebnisse in AP2.2. für das Jahr 2030 auswirken würden. Die Differenz zwischen den Ergebnissen in AP2.2 und AP4 für das Jahr 2030 sind jährlichen Einspareffekte, die potentiell im Jahr 2030 bei einem flächendeckenden Einsatz dieser Sortier- und Analysetechniken erreicht werden könnten. Auf eine kumulierte Ausweisung der jährlichen Einspareffekte bis zum Jahr 2030 wurde verzichtet. Es liegen zwar Trendverläufe mit Abschätzungen der jährlichen Schrottmengen bis zum Jahr 2030 vor. Jedoch hätte dann auch abgeschätzt werden müssen, wie hoch die jährliche Marktdurchdringung der verbesserten Sortier- und Analysekombination bis zum Jahr 2030 sein müssten. Vereinfachend wurde daher in diesem Projekt die Annahme getroffen, dass im Jahr 2030 überall diese Sortier- und Analysekombination zum Einsatz kommen. Weiterhin ist noch einmal zu betonen, dass für die Analysen in AP2.2 nur Teilsegmente der Schrottmengen für die Berechnungen verwendet werden. Und zwar die Mengen, die nach unseren Abschätzungen stärker vermischt sind und als relativ unsortiert gelten können. Das sind, wie bereits an mehreren Stellen erwähnt, 30-40 Prozent des gesamten Schrottaufkommens. Die genaue Herleitung und Begründung dieser Einschränkung der Analyse auf 30-40% der Schrottmenge befindend sich in AP2.2, konkret in Kapitel „2.3.1 Korrektur des Mengenmodells aus AP2.1“.

Daraus lässt sich auch ableiten, dass die in AP3 genutzten (Vor-)Sortiertechniken auch heute schon in vielen Unternehmen des Metallrecyclings zum Einsatz kommen, aber ggf. nicht für alle Schrottchargen genutzt werden. Die Unterschiede der Versuche in AP3 liegen vielmehr in den unterschiedlichen vorgeschalteten Analysemethoden (XRF, LIBS oder NAA). Die Sortier- und Analyseversuche in AP3 starten immer mit vorsortierten Schrotten und die daraus ermittelte Sortiereffizienz bezieht sich immer auf diese Ausgangsqualität. Also zum Bsp. auf eine Sortierqualität wie Buntmetall, bei der Kupfer-Legierungen mit Messing und einzelnen Aluminiumschrottteilen vermischt sind, oder VA-Stahl, bei dem jedes Schrottteil der Probe aus stark chromhaltigem Schrott besteht, aber reiner Chromstahl noch mit Chrom-Nickel-Stahl und anderen Edelstählen vermischt sind.

Die (Vor-)Sortier- und Analyseversuche in AP3 wurden für verschiedenen Schrottproben mit verschiedenen Kombinationen von Wirbelstromscheider und Magnetscheider und unterschiedliche vorgeschalteten Analysemethoden durchgeführt. Dabei wurden zum Teil Schrottproben verwendet, die in AP2.2 für die Abschätzung nicht zum Einsatz kamen, da jedes Basismetall mit seinen Legierungen in AP2.2. unterschiedlich analysiert wurde und z.B. Kupfer und Zink nicht mittels Simulationsrechnungen bearbeitet wurden. Gleichzeitig wurden bei den sehr aufwendigen Sortier- und Analyseversuchen nur die Gesamtcharge des VA-Stahlschrottes verwendet. Dieser wurde in AP2.2 jedoch in zwei Fraktionen (Chrom-Nickel-Stahlschrott und Cr-Stahlschrott) unterschieden. Weiterhin wurden in AP2.2. vielen Simulationsrechnungen mittels der chemischen Zusammensetzung der zur Verfügung stehenden Probe aus Sorte 4-Stahlschrotts gerechnet, für

die aus Zeit- und Kapazitätsgründen allerdings keine (Vor-)Sortierversuche mehr durchgeführt werden konnten. Daher wurde die ermittelte verbesserte Sortiereffizienz für VA-Stahlschrott mangels Alternativen auf alle drei in AP2.2. genutzten Stahlschrottsorten angewandt.

Für die Simulationsrechnungen von Aluminiumschrott wurde die Sortiereffizienz für die Schrottprobe aus Aluminium-Geschirr verwendet, die aus 100, zum Teil sehr unterschiedlichen Schrottteile besteht. Diese Probe enthält sehr hochreine Aluminium-Knetlegierungen mit einem Aluminium-Anteil von über 99%, aber auch Aluminium-Guss-Schrott mit hohen Siliziumanteilen. Zusätzlich sind auch Schrottteile in der Probe enthalten, die einen sehr hohen Titananteil aufweisen, aber nur geringe Aluminiumanteile von unter 10%.

Die Sortier- und Analyseversuche der verwendeten Schrottproben kombinieren schrittweise verschiedenen Sortier- und Analysetechnologien und analysieren für jede Sortierkombination anschließend die chemische Zusammensetzung der verunreinigungsarmen und verunreinigungsreichen Schrottfraktion, aus der dann mathematisch eine Sortiereffizienz für jede Sortieranordnung ermittelt wurde. Dabei funktionieren einzelne Sortier- und Analysetechniken bei einzelnen chemischen Elementen besser als bei anderen, wie in AP3 ausführlich erläutert. Häufig findet jedoch eine stufenweise Verbesserung der Sortiereffizienz statt, wenn verschiedenen Sortiermethoden miteinander kombiniert werden. In AP3 wurden zunächst die Versuche mit pXRF-Analysen durchgeführt und anschließend untersucht, wie sich die elementspezifische Qualität der Analyse für einzelnen relevante Elemente (Si, Fe und Al im Bereich der Al-Schrotte, Fe, Cu, Sn und Cd im Bereich der Stahlschrotte sowie Cu, Zn, Pb, Ni, Sn im Bereich der Kupferschrottproben) durch LIBS oder NAA verändert. Für die Berechnungen in AP4 wurden zunächst jeweils die Ergebnisse des kombinierten und gekoppelten Einsatzes der Vorsortierung durch Magnetscheider und Wirbelstromscheider und einer händischen Formsortierung in Kombination mit der Analysetechnologie pXRF verwendet. Dabei wurden für einzelne, aber nicht alle chemischen Elemente, die in der Schrottprobe in der Analyse nachgewiesen werden konnten, ein Sortiereffizienzverbesserung ermittelt. Diese ist für einzelne Elemente sehr hoch, für andere dagegen niedrig. Die niedrigen Verbesserungen liegen in der Regel daran, dass z.B. in der VA-Stahlschrott-Probe jedes einzelne Teil der Schrottprobe einen hohe Eisen- und Chromanteile aufweisen, die auch mit einer Kombination von verschiedenen Sortiertechniken nur wenig weiter optimiert werden können: Bei jeder Sortierung wird in beiden Teilmengen immer noch eine hohe Fraktion an Chrom und Eisen enthalten sein. Es kann hier keine Aufkonzentration nur in einer Teilmenge bzw. Fraktion geben. Für die Elemente, die zwar Teil der chemischen Zusammensetzung der Schrottprobe sind, aber für die keine Sortiereffizienzwerte ermittelt werden konnten, bleiben die Werte in AP4 normalerweise gleich den Werten in AP2.2., womit kein Einspareffekt abgebildet wird. Diese betrifft jedoch nur Legierungselemente, die nur in geringer Konzentration enthalten sind und das Gesamtergebnis auch in der Umweltbewertung aufgrund ihrer geringen Relevanz nicht wesentlich beeinflussen (z.B. Zirkonium im Aluminiumschrott). Anschließend wurde ergänzend die Veränderung in AP4 berechnet, die sich ergibt, wenn statt der pXRF-Technologie die Analysetechnologien LIBS und NAA für ausgewählte relevante Elemente verwendet wurde.

Methodisch sauber müssten die verbesserten Sortiereffizienzen und damit die verbesserte Trennung von verunreinigungsreichen und verunreinigungsarmen Schrottteilen auf die dadurch verbesserte chemische Zusammensetzung der Schrottproben angewandt werden. Mit diesen verbesserten Schrottqualitäten müssten anschließend die Simulationsrechnungen aus AP2.2 wiederholt werden und die Ergebnisse der beiden Simulationsrechnungen anschließend verglichen werden. Wie schon beim Problem weiterer Sortier- und Analyseversuche mit allen vorhandenen Schrottproben war auch dies aus Kapazitäts- und Zeitgründen innerhalb dieses Projektes nicht durchführbar. Daher wurden die Ergebnisse der Sortierversuche vielmehr auf die eigentlichen

Simulationsergebnisse aus AP2.2. angewandt. Inwieweit sich die Ergebnisse unterscheiden, wenn die Sortiereffizienzen nicht auf die Konzentration der chemischen Elemente im Schrott, sondern auf die absoluten Ergebnisse angewandt werden, wären Fragen, die ein mögliches Nachfolgeprojekt untersuchen sollte, bzw. muss dies hier als offene Frage stehen bleiben.

Aufgrund der Anwendung der Sortiereffizienzen auf die Ergebnisse aus AP2.2 selbst und nicht auf die chemische Zusammensetzung der Schrotte kommt das Problem der zuvor benannten geringen Sortiereffizienzsteigerung für die Hauptmetalle im Stahlschrott (Eisen) und Aluminiumschrotte (Aluminium) zum Tragen: Dank hoher Sortiereffizienzverbesserungen der Legierungsbestandteile würde zwar der Nachlegierungsaufwand deutlich zurückgehen, der rechnerische Aufwand zum Nachverdünnen mit Roheisen oder Primäraluminium aufgrund der geringen Sortiereffizienz bei den Basismetallen jedoch nicht. Dieser Aufwand ergibt sich in den Simulationsrechnungen aber gerade durch die zu hohe Konzentration von Legierungsbestandteilen im Schrott. Dies lässt sich durch die niedrige Sortiereffizienz für Aluminium und Roheisen jedoch nicht abbilden. Die mathematische Herleitung der Sortiereffizienz (siehe Kapitel 3) funktioniert gut für die Legierungsmetalle, nicht jedoch für das Hauptmetall. Daher wurden für Stahlschrott und für Aluminiumschrott jeweils ein bestimmendes Element definiert, dass den Nachverdünnungsaufwand jeweils stark definiert. Im Fall von Stahlschrott ist dies Kupfer und beim Aluminiumschrott die Konzentration von Silizium. In beiden Fällen wurde für das Hauptmetall die jeweilige Sortiereffizienz dieses bestimmenden Elementes verwendet. Eine hohe Sortiereffizienz von Kupfer für den VA-Stahlschrott sorgt also dafür, dass auch der Nachverdünnungsaufwand mit Roheisen im gleichen Umfang sinkt.

Da sich die Sortiereffizienzen aus konkreten Sortierversuchen ergeben und diese sich wiederum auf die chemische Zusammensetzung der Schrotte bezieht, kann dieser Ansatz der Sortiereffizienzen zunächst nur auf Stahl- und Aluminiumschrott und deren Ergebnisse aus AP2.2 ohne weiteres bezogen werden. Für Zinklegierungen lagen keine Schrottproben vor, so dass hier weder chemische Analysen der Schrotte noch Sortierversuche vorgenommen werden konnten. Zudem wurde in AP2.2. die Zinkverluste und deren Umweltwirkung auf Basis von Abschätzungen vorgenommen, die sich mehr an der Methodik des UBA-Projektes „Stoffstromorientierte Ermittlung des Beitrags der Sekundärrohstoffwirtschaft zur Schonung von Primärrohstoffen und Steigerung der Ressourcenproduktivität“ (ReSek) orientiert. Für Kupferschrotte liegt zwar eine Schrottprobe vor, für die auch Sortierversuche durchgeführt wurden. Aber auch hier wurden in AP2.2. die Kupfer-Verluste, die nicht im Stahl- bzw. Aluminiumkreislauf auftreten, in einem iterativen Prozess anhand der Informationen des ReSek-Projektes abgeschätzt. Hier wäre also maximal eine pauschale Verwendung der verbesserten Sortiereffizienz von Kupfer und Zink aus den Sortierversuchen der Bundmetall-Probe (überwiegend Kupfer- und Messingschrott) möglich. Für Buntmetall ist eine Verwendung eines Magnetschneiders in den Sortierversuchen überflüssig. Daher werden hier die verbesserten Sortiereffizienzen aus der Versuchsreihe einer Kombination aus händischer Formsortierung und Wirbelstromscheider verwendet.

4.2 Aluminium

In Tabelle 4-1 und Tabelle 4-2 sind zunächst die Veränderungen der Nachverdünnungseffekte dargestellt, die sich aus der in AP3 abgeleiteten verbesserten Sortiereffizienz mittels pXRF ergibt. Wie man sieht, sind die Rückgänge für Rohaluminium identisch zur Größenordnung für Silizium, weil wie oben erläutert, für Rohaluminium die Sortiereffizienzverbesserung von Silizium als wichtiges Legierungselement, dass entscheidend die Verwendungsmöglichkeit von Aluminiumschrotten beeinflusst, zur Anwendung kommt. Der höchste Anstieg der Sortiereffizienz wird für Titan erreicht, während die Nachverdünnung mit Nickel und Zink sich durch verbes-

serte Sortier- und Analysemethoden nicht wesentlich verbessert. Insgesamt wird eine Verbesserung um – 26,3% erreicht im Vergleich zur Ausgangsqualität des Aluminiumschrottes. Die absoluten Rückgänge werden ganz wesentlich vom Rückgang an Rohaluminium bestimmt, dass weniger für die Nachverdünnung eingesetzt werden muss. Für die chemischen Elemente, ohne eine prozentuale Veränderung, konnten keine Sortiereffizienzen ermittelt werden und sind daher gegenüber den Ergebnissen in AP2.2 unverändert.

Tabelle 4-1: Verdünnungseffekte von Aluminium, Deutschland 2030 min

	30% Vermischung			**40% Vermischung**		
Element	**Zulegierung bzw. Nachverdünnen ohne Sortiereffizienz, in Tonnen**	**Zulegierung bzw. Nachverdünnen mit Sortiereffizienz pXRF, in Tonnen**	**Veränderung zum Status Quo (AP2.2).**	**Zulegierung bzw. Nachverdünnen ohne Sortiereffizienz, in Tonnen**	**Zulegierung bzw. Nachverdünnen mit Sortiereffizienz pXRF, in Tonnen**	**Veränderung zum Status Quo (AP2.2).**
AL	217.697	161.290	- 25,9%	290.263	215.053	- 25,9%
Si	744	551	- 25,9%	992	735	- 25,9%
Fe	1.504	812	- 46,0%	2.006	1.083	- 46,0%
Cu	491	171	- 65,1%	655	229	- 65,1%
Mn	719	274	- 61,9%	959	366	- 61,9%
Mg	2.181	1.557	- 28,6%	2.908	2.076	- 28,6%
Cr	303	119	- 60,7%	404	159	- 60,7%
Ni	10,2	9,3	- 9,2%	13,6	12,4	- 9,2%
Zn	619	604	- 2,5%	826	805	- 2,5%
Ti	262	33,3	- 87,3%	349	44	- 87,3%
Ag	0,0	0,0	0,0%	0,0	0,0	0,0%
B	12,9	12,9	0,0%	17,1	17,1	0,0%
Bi	10,5	10,5	0,0%	14,0	14,0	0,0%
Ga	6,4	6,4	0,0%	8,5	8,5	0,0%
Li	0,0	0,0	0,0%	0,0	0,0	0,0%
Pb	63,5	19,6	- 69,2%	84,6	26,1	- 69,2%
Sn	10,3	10,3	0,0%	13,8	13,8	0,0%
V	0,0	0,0	0,0%	0,0	0,0	0,0%
Zr	9,1	9,1	0,0%	12,1	12,1	0,0%
Total	**224.644**	**165.489**	**- 26,3%**	**299.525**	**220.652**	**- 26,3%**

Tabelle 4-2: Verdünnungseffekte von Aluminium, Deutschland 2030 max

	30% Vermischung			40% Vermischung		
Element	**Zulegierung bzw. Nachverdünnen ohne Sortiereffizienz, in Tonnen**	**Zulegierung bzw. Nachverdünnen mit Sortiereffizienz pXRF, in Tonnen**	**Veränderung zum Status Quo (AP2.2).**	**Zulegierung bzw. Nachverdünnen ohne Sortiereffizienz, in Tonnen**	**Zulegierung bzw. Nachverdünnen mit Sortiereffizienz pXRF, in Tonnen**	**Veränderung zum Status Quo (AP2.2).**
AL	236.159	174.968	- 25,9%	314.879	233.291	- 25,9%
Si	807	598	- 25,9%	1.076	797	- 25,9%
Fe	1.632	881	- 46,0%	2.176	1.174	- 46,0%
Cu	533	186	- 65,1%	711	248	- 65,1%
Mn	780	298	- 61,9%	1.040	397	- 61,9%
Mg	2.366	1.689	- 28,6%	3.154	2.252	- 28,6%
Cr	329	129	- 60,7%	439	172	- 60,7%
Ni	11,1	10,1	- 9,2%	14,8	13,4	- 9,2%
Zn	672	655	- 2,5%	896	873	- 2,5%
Ti	284	36,2	- 87,3%	379	48,2	- 87,3%
Ag	0,0	0,0	0,0%	0,0	0,0	0,0%
B	14,0	14,0	0,0%	18,6	18,6	0,0%
Bi	11,4	11,4	0,0%	15,1	15,1	0,0%
Ga	6,9	6,9	0,0%	9,2	9,2	0,0%
Li	0,0	0,0	0,0%	0,0	0,0	0,0%
Pb	68,8	21,2	- 69,2%	91,8	28,3	- 69,2%
Sn	11,2	11,2	0,0%	14,9	14,9	0,0%
V	0,0	0,0	0,0%	0,0	0,0	0,0%
Zr	9,9	9,9	0,0%	13,1	13,1	0,0%
Total	243.695	179.524	- 26,3%	324.927	239.365	- 25,9%

Neben den Nachverdünnungseffekten gibt es auch geringe Verluste an Legierungsmetallen, die zumeist in Stäuben oder Schlacken gebunden werden. Diese sind in Tabelle 4-3 und 4-4 dargestellt. Insgesamt gehen die Verluste des Herstellungsprozesses durch verbesserte Reinheit der Aluminiumschrotte um 14% zurück. Auch spiegelt sich die prozentual besonders hohe Sortiereffizienzsteigerung bei Titan wider. Die größten Verluste entstehen beim chemischen Element Bi, das in den rechnerischen Schrotten der 6xxx-Legierungen enthalten ist. Wahrscheinlich sind in den realen Schrott-Proben aber keine 6xxx-Legierungen mit hohem Bismut-Anteil enthalten. Entsprechend kann in AP3 auch keine Sortiereffizienz für Bismut ermittelt werden und die Verluste bleiben in den Berechnungen von AP4 identisch zu den errechneten Werten in AP2.2. In absoluten Werten haben die Rückgänge an Bleiverlusten den größten Anteil am Gesamtergebnis.

Tabelle 4-3: Verluste im Sekundär-Aluminium-Prozess, Deutschland 2030 min

	30% Vermischung			40% Vermischung		
Element	**Zulegierung bzw. Nachverdünnen ohne Sortiereffizienz, in Tonnen**	**Zulegierung bzw. Nachverdünnen mit Sortiereffizienz, in Tonnen**	**Veränderung zum Status Quo (AP2.2).**	**Zulegierung bzw. Nachverdünnen ohne Sortiereffizienz, in Tonnen**	**Zulegierung bzw. Nachverdünnen mit Sortiereffizienz, in Tonnen**	**Veränderung zum Status Quo (AP2.2).**
Mg	14,6	10,4	- 28,6%	19,5	13,9	- 28,6%
Cr	2,0	0,8	- 60,7%	2,6	1,0	- 60,7%
Ni	5,8	5,3	- 9,2%	7,7	7,0	- 9,2%
Ti	10,9	1,4	- 87,3%	14,6	1,9	- 87,3%
Ag	0,8	0,8	0,0%	1,0	1,0	0,0%
B	4,0	4,0	0,0%	5,4	5,4	0,0%
Bi	141	141	0,0%	188	188	0,0%
Ga	6,0	6,0	0,0%	8,0	8,0	0,0%
Li	12,8	12,8	0,0%	17,1	17,1	0,0%
Pb	56,6	17,4	- 69,2%	75,4	23,2	- 69,2%
Sn	96,1	96,1	0,0%	128	128	0,0%
V	26,8	26,8	0,0%	35,7	35,7	0,0%
Zr	12,3	12,3	0,0%	16,5	16,5	0,0%
Total	**390,0**	**335,4**	**- 14,0%**	**520**	**447**	**- 14,0%**

Die prozentualen Veränderungen spiegeln sich entsprechend in den Indikatoren der Umweltbewertung wider. In Tabelle 4- 5 und Tabelle 4- 6 sind jeweils für die untere Grenze des Mengenmodells die Werte für die Annahme eines 30%-Anteils an vermischten Knet- und Gusslegierungen, sowie einem 40%-Anteils für Deutschland im Jahr 2030 abgebildet. Die prozentualen Verbesserungen liegen jeweils näher an den Werten des Verdünnungseffektes, da dieser mengenmäßig für die Abschätzungen relevanter ist. Die Werte für die obere Grenze des Mengengerüsts (2030 max.) sieht prinzipiell gleich aus. Die prozentuale Verbesserung ist identisch zum unteren Mengenmodell. Die Summe des KRA aller Elemente reduziert sich bei einem Vermischungsverhältnis von 40% von 5,18 Mio. t durch eine verbesserte Sortiereffizienz auf 3,76 Mio. t. Die Werte des KRA insgesamt sind gegenüber der unteren Grenze des Mengenmodels um rund 400 kt höher, sowohl bei der Ausgangslage ohne Sortierverbesserung als auch bei den Werten, die sich aus den Verbesserungen der Sortiereffizienz ergeben (siehe Tabelle 4-14 und Tabelle 4-15 im Anhang). Die Summe des KEA sinkt beim höheren Mengenmodell und der Annahme einem 40% Vermischungsverhältnis von 80,33 Mio. GJ ohne Sortierverbesserung auf 59,20 Mio. GJ und der Carbon Footprint von 8,15 Mio. t CO_2-Äquivalent auf 6,02 Mio. t. Diese sind jeweils minus 27,5%, und entspricht somit den Werten der Gesamtsummen in Tabelle 4-5 und Tabelle 4-6.

Tabelle 4-4: Verluste im Sekundär-Aluminium-Prozess, Deutschland 2030 max

	30% Vermischung			40% Vermischung		
Element	**Zulegierung bzw. Nachverdünnen ohne Sortiereffizienz, in Tonnen**	**Zulegierung bzw. Nachverdünnen mit Sortiereffizienz pXRF, in Tonnen**	**Veränderung zum Status Quo (AP2.2).**	**Zulegierung bzw. Nachverdünnen ohne Sortiereffizienz, in Tonnen**	**Zulegierung bzw. Nachverdünnen mit Sortiereffizienz pXRF, in Tonnen**	**Veränderung zum Status Quo (AP2.2).**
Mg	15,9	11,3	- 28,6%	21,1	15,1	- 28,6%
Cr	2,1	0,8	- 60,7%	2,8	1,1	- 60,7%
Ni	6,3	5,7	- 9,2%	8,4	7,6	- 9,2%
Ti	11,9	1,5	- 87,3%	15,8	2,0	- 87,3%
Ag	0,8	0,8	0,0%	1,1	1,1	0,0%
B	4,4	4,4	0,0%	5,8	5,8	0,0%
Bi	153	153	0,0%	204	204	0,0%
Ga	6,5	6,5	0,0%	8,7	8,7	0,0%
Li	13,9	13,9	0,0%	18,6	18,6	0,0%
Pb	61,4	18,9	- 69,2%	81,8	25,2	- 69,2%
Sn	104	104	0,0%	139	139	0,0%
V	29,0	29,0	0,0%	38,7	38,7	0,0%
Zr	13,4	13,4	0,0%	17,8	17,8	0,0%
Total	**423**	**364**	**- 14,0%**	**564**	**485**	**- 14,0%**

Tabelle 4-5: Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, Deutschland 2030 min, 30% Vermischung

	Ohne Sortierverbesserung			Mit Sortierverbesserung pXRF			
Element	**KRA in 1000 t in 2030 min**	**KEA in 1000 GJ in 2030 min**	**Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu. In 2030 min**	**KRA in 1000 t in 2030 min.**	**KEA in 1000 GJ in 2030 min.**	**Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu. In 2030 min.**	**Prozentuale Veränderung**
AL	3.020	52.005	5.471	2.238	38.530	4.053,2	- 25,9%
Si	7,8	113,4	8,4	5,8	84,0	6,2	- 25,9%
Fe	8,8	24,1	3,2	4,8	13,0	1,7	- 46,0%
Cu	90,6	82,9	3,9	31,6	28,9	1,4	- 65,1%
Mn	15,6	43,2	2,5	6,0	16,5	1,0	- 61,9%
Mg	161,2	2.814	115,9	115	2.009	82,7	- 28,6%
Cr	10,3	155,0	9,1	4,1	60,9	3,6	- 60,7%

	Ohne Sortierverbesserung			Mit Sortierverbesserung pXRF			
Ni	1,9	2,5	0,2	1,7	2,3	0,2	- 9,2%
Zn	13,5	35,1	2,9	13,1	34,2	2,9	- 2,5%
Ti	82,3	123,6	8,7	10,5	15,7	1,1	- 87,3%
Ag	4,8	4,5	0,3	4,8	4,5	0,3	0,0%
B	0,1	0,7	0,0	0,1	0,7	0,0	0,0%
Bi	14,1	52,1	3,4	14,1	52,1	3,4	0,0%
Ga	1,8	31,7	1,8	1,8	31,7	1,8	0,0%
Li	15,5	10,5	0,8	15,5	10,5	0,8	0,0%
Pb	1,3	3,8	0,3	0,4	1,2	0,1	- 69,2%
Sn	126,0	34,1	2,3	126	34,1	2,3	0,0%
V	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0%
Zr	7,0	0,9	0,1	5,0	0,6	0,0	- 28,8%
Total	**3.583**	**55.538**	**5.634**	**2.598**	**40.930**	**4.163**	**- 27,5%**

Tabelle 4-6: Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, Deutschland 2030 min, 40% Vermischung

	Ohne Sortierverbesserung			Mit Sortierverbesserung pXRF			
Element	**KRA in 1000 t in 2030 min**	**KEA in 1000 GJ in 2030 min**	**Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu. In 2030 min**	**KRA in 1000 t in 2030 min.**	**KEA in 1000 GJ in 2030 min**	**Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu. In 2030 min.**	**Prozentuale Veränderung**
AL	4.027	69.340	7.294	2.984	51.374	5.404	- 25,9%
Si	10,4	151	11,1	7,7	112	8,3	- 25,9%
Fe	11,7	32,1	4,2	6,3	17,3	2,3	- 46,0%
Cu	121	111	5,2	42,2	38,6	1,8	- 65,1%
Mn	20,8	57,6	3,4	7,9	22,0	1,3	- 61,9%
Mg	215	3.753	155	153	2.679	110,3	- 28,6%
Cr	13,8	207	12,2	5,4	81,2	4,8	- 60,7%
Ni	2,5	3,3	0,2	2,3	3,0	0,2	- 9,2%
Zn	18,0	46,8	3,9	17,5	45,6	3,8	- 2,5%
Ti	110	165	11,6	14,0	21,0	1,5	- 87,3%
Ag	6,3	6,1	0,4	6,3	6,1	0,4	0,0%
B	0,2	0,9	0,0	0,2	0,9	0,0	0,0%
Bi	18,8	69,5	4,5	18,8	69,5	4,5	0,0%

	Ohne Sortierverbesserung			**Mit Sortierverbesserung pXRF**			
Ga	2,4	42,2	2,4	2,4	42,2	2,4	0,0%
Li	20,7	14,0	1,0	20,7	14,0	1,0	0,0%
Pb	1,7	5,0	0,4	0,5	1,6	0,1	- 69,2%
Sn	168	45,4	3,0	168	45	3,0	0,0%
V	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0%!
Zr	9,3	1,2	0,1	6,6	0,8	0,1	- 28,8%
Total	**4.777**	**74.051**	**7.513**	**3.464**	**54.573**	**5.550**	**- 27,5%**

Auf EU-Ebenen und im globalen Mengenmodell kommen die gleichen Annahmen zum Tragen. Die Sortiereffizienzen der chemischen Elemente sind identisch mit denen für die Berechnung in Deutschland. In Tabelle 4-7 und Tabelle 4-8 sind jeweils die Summe der Umweltwirkungen für das jeweilige Mengenmodell dargestellt. Die detaillierten Tabellen, unterteilt nach chemischen Elementen finden sich im Anhang 8. In der Tabelle 4-7 sind die Werte aus AP2.2 ohne Sortiereffizienz abgebildet, in Tabelle 4-8 dagegen die Umwelteffekte, wenn die verbesserte Sortiereffizienz mit pXRF im Jahre 2030 zum Tragen kommt. Die drei Umweltindikatoren verbessern sich durch die verbesserter Sortier- und Analysetechnik gegenüber dem Status Quo in Kapitel 2.2 für jedes Mengenmodell jeweils knapp um ein Viertel: KRA: -27,6%, KEA -26,3% und der Carbon Footprint -26,1%.

Tabelle 4-7: Umweltwirkung der Verdünnungseffekte und Verluste beim Aluminiumrecycling für das europäische und globale Mengenmodel in 2030, ohne Sortiereffizienz

Mengenmodell	**KRA in 1000 t**	**KEA in 1000 GJ**	**Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.**
EU 2030 min 30% Vermischung	44.155	680.077	68.904
EU 2030 min 40% Vermischung	58.873	906.769	91.873
EU 2030 max 30% Vermischung	51.171	788.133	79.853
EU 2030 max 40% Vermischung	68.227	1.050.845	106.470
GLO 2030 min 30% Vermischung	206.075	3.163.844	320.543
GLO 2030 min 40% Vermischung	274.767	4.218.459	427.391
GLO 2030 max 30% Vermischung	245.631	3.771.127	382.070
GLO 2030 max 40% Vermischung	327.507	5.028.169	509.427

Tabelle 4-8: Umweltwirkung der Verdünnungseffekte und Verluste beim Aluminiumrecycling für das europäische und globale Mengenmodell in 2030, mit Sortiereffizienz

Mengenmodell	**KRA in 1000 t**	**KEA in 1000 GJ**	**Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.**
EU 2030 min 30% Vermischung	31.978	501.107	50.900
EU 2030 min 40% Vermischung	42.638	668.143	67.867

Mengenmodell	KRA in 1000 t	KEA in 1000 GJ	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.
EU 2030 max 30% Vermischung	37.059	580.728	58.988
EU 2030 max 40% Vermischung	49.412	774.304	78.650
GLO 2030 min 30% Vermischung	149.297	2.331.300	236.796
GLO 2030 min 40% Vermischung	199.063	3.108.399	315.728
GLO 2030 max 30% Vermischung	177.954	2.778.780	282.248
GLO 2030 max 40% Vermischung	237.272	3.705.040	376.330

Aus diesen beiden Tabellen lassen sich für die verschiedenen Mengenmodelle sehr ähnliche prozentuale Veränderungen ablesen wie für die Mengenmodelle für Deutschland.

Tabelle 4-9: Prozentuale Veränderung für das europäische und globale Mengenmodell in 2030, zwischen Ergebnissen Tabelle 4-6 und Tabelle 4-7

Mengenmodell	KRA in 1000 t	KEA in 1000 GJ	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.
EU 2030 min 30% Vermischung	- 27,6%	- 26,3%	- 26,1%
EU 2030 min 40% Vermischung	- 27,6%	- 26,3%	- 26,1%
EU 2030 max 30% Vermischung	- 27,6%	- 26,3%	- 26,1%
EU 2030 max 40% Vermischung	- 27,6%	- 26,3%	- 26,1%
GLO 2030 min 30% Vermischung	- 27,6%	- 26,3%	- 26,1%
GLO 2030 min 40% Vermischung	- 27,6%	- 26,3%	- 26,1%
GLO 2030 max 30% Vermischung	- 27,6%	- 26,3%	- 26,1%
GLO 2030 max 40% Vermischung	- 27,6%	- 26,3%	- 26,1%

Veränderung LIBS im Vergleich zu den Analysen mit pXRF

Um auch moderne Analysenmethoden mit einzubeziehen (wie es die Leistungsbeschreibung erfordert) wurden verschiedene Neumessungen mittels LIBS, WDXRF und NAA durchgeführt. Allerdings wurden diese neuen Analysen nur für eine sehr eingeschränkte Auswahl an Elementen durchgeführt. Im Fall von Aluminium für das Basiselement Aluminium. Zudem für Eisen und Silizium. Die Messwerte zeigen an, wie je nach Technologie die gemessenen Werten gegenüber den tatsächlichen Werten überschätzt bzw. unterschätzt werden. Die bisher dargestellten Effizienzverbesserungen der Sortierung und Analyse bezogen sich auf Versuche, die mit pXRF durchgeführt wurden. Die Versuche mit LIBS haben gezeigt, dass hier die Überschätzung der Silizium-Konzentration um den Faktor 3,35 kleiner ausfiel als mit der pXRF-Methode. Das bedeutet im Sinne der Sortiereffizienzwerte, dass sich die Sortiereffizienz für Aluminium mit hohen Si-Gehalten mittels LIBS noch einmal stark verbessert.

Für das Basismetall Aluminium wiederum zeigen die Versuche, dass LIBS die Konzentration sehr gut abschätzen kann, während pXRF die Aluminiumkonzentration um 15% unterschätzt. Weiter oben wurde jedoch angemerkt, dass die Formeln zur mathematischen Herleitung von Sortiereffizienz für die Legierungselemente gut funktionieren, aber für das Basismetall nur sehr schlecht.

Weshalb entschieden wurde, die Sortiereffizienzen von kritischen Legierungselementen auch für das Basismetall zu verwenden (Si für Aluminium und Cu für Eisen). Eine 15% Verbesserung der niedrigen Sortiereffizienz für Primäraluminium würde hier jedoch keine relevante Verbesserung bedeuten, so dass methodisch bei dem Vorgehen der Sortiereffizienzen aus den pXRF-Versuchen verbliebe wurde und die verbesserte Sortiereffizienz für Silizium durch LIBS im Vergleich zu pXRF auch wiederum auf Primäraluminium bezogen wurde.

In Abstimmung mit den Bearbeitern der Tests am Helmholtz-Zentrum in Freiberg wurde entschieden, dass diese Sortiereffizienzen grundsätzlich als elementspezifischen Sortiereffizienzen zu verstehen sind und die Verbesserung der Sortiereffizienz von Silizium um den Faktor 3,35 im Vergleich LIBS zu pXRF für AL-Schrotte gilt und daher nicht auf beliebige andere Schrotte und Legierungselemente übertragen werden kann. Das hat zur Folge, dass im Vergleich LIBS vs. pXRF sich nur die Werte (und damit auch die Umweltwirkung) verbessern, die mit Primäraluminium und Silizium verbunden sind. Da Primäraluminium die mengenmäßig größte Variable in den Berechnungen der Umweltwirkungen darstellt, ändert sich das Gesamtergebnis der Sortierung und Analyse mit LIBS gegenüber pXRF also deutlich. Gleichzeitig verschlechtert sich die Sortiereffizienz für Eisen nur geringfügig gegenüber pXRF. D.h. sowohl LIBS als auch pXRF sind für die Erkennung von Fe gleich gute Methoden.

Da die verwendeten LIBS-Sortiereffizienzen sich auf den Unterschied zwischen pXRF und LIBS hinsichtlich des Mengenmodells in AP2.2. beziehen, können diese Werte entweder auf das Mengenmodell in AP2.2 bezogen werden oder auf das pXRF-Mengenmodell in AP4. Im ersten Fall würde sich für die Legierungselemente, für die mit pXRF eine Sortiereffizienz ermittelt werden konnte, in LIBS jedoch nicht, die Ergebnisse von LIBS im Vergleich zu pXRF verschlechtern, da diese dann wiederum den Werten in AP2.2 entsprechen. Würde man die neuen LIBS-Sortiereffizienzen auf das neue pXRF-Mengenmodell aus Kapitel 4 anwenden, würde dies eine Kombination beider Methoden bedeuten und die Ergebnisse rechnerisch weiter verbessern. Für die Dokumentation in diesem Projektbericht wurde letzterer Ansatz ausgewählt.

Tabelle 4-10: Verdünnungseffekte von Aluminium mit pXRF + LIBS, Deutschland 2030 min

	30% Vermischung			**40% Vermischung**		
Element	**Zulegierung bzw. Nachverdünnen ohne Sortierverbesserung, in Tonnen**	**Zulegierung bzw. Nachverdünnen mit Sortierverbesserung pXRF + LIBS, in Tonnen**	**Unterschied Status Quo und pXRF+ LIBS**	**Zulegierung bzw. Nachverdünnen ohne Sortierverbesserung, in Tonnen**	**Zulegierung bzw. Nachverdünnen mit Sortierverbesserung pXRF + LIBS, in Tonnen**	**Unterschied Status Quo und pXRF+ LIBS**
AL	217.697	21.347	- 90,2%	290.263	28.462	- 90,2%
Si	744	72,9	- 90,2%	992	97,3	- 90,2%
Fe	1.504	487	- 67,6%	2.006	649	- 67,6%
Cu	491	171	- 65,1%	655	229	- 65,1%
Mn	719	274	- 61,9%	959	366	- 61,9%
Mg	2.181	1.557	- 28,6%	2.908	2.076	- 28,6%
Cr	303	119	- 60,7%	404	159	- 60,7%
Ni	10,2	9,3	- 9,2%	13,6	12,4	- 9,2%
Zn	619	604	- 2,5%	826	805	- 2,5%

	30% Vermischung			40% Vermischung		
Ti	262	33	- 87,3%	349	44,4	- 87,3%
Ag	0,0	0,0	0,0%	0,0	0,0	0,0%
B	12,9	12,9	0,0%	17,1	17,1	0,0%
Bi	10,5	10,5	0,0%	14,0	14,0	0,0%
Ga	6,4	6,4	0,0%	8,5	8,5	0,0%
Li	0,0	0,0	0,0%	0,0	0,0	0,0%
Pb	63,5	19,6	- 69,2%	85	26,1	- 69,2%
Sn	10,3	10,3	0,0%	13,8	13,8	0,0%
V	0,0	0,0	0,0%	0,0	0,0	0,0%
Zr	9,1	9,1	0,0%	12,1	12,1	0,0%
Total	**224.644**	**24.743**	**- 89,0%**	**299.525**	**32.991**	**- 89,0%**

Wie den Tabelle 4-10 und Tabelle 4-11 zu entnehmen ist, reduziert sich der Nachverdünnungsaufwand in der Nutzung der Kombination pXRF und LIBS insgesamt beträchtlich um - 89%, da die über dreifach bessere Sortiereffizienz von LIBS bei Silizium auch auf das Basismetall Primäraluminium angewandt wird und so den hohen Nachverdünnungsbedarf von Primäraluminium um über - 90% senkt. Im Vergleich zu pXRF ist die Sortiereffizienz von Eisen zwar leicht schlechter, aber der doppelte Sortiereffekt beider Technologien zusammen verringert den Zulegierungsbedarf gegenüber pXRF noch einmal (z.B. 487 Tonnen bei 2030 min, 30% Vermischung für pXRF plus LIBS im Vergleich zu 812 Tonnen bei nur pXRF, siehe Tabelle 4-1). Der Zulegierungsaufwand für die restlichen Legierungselemente sind entweder unverändert, da hier weder Sortiereffizienzen mit LIBS noch mit pXRF vorliegen oder sinken gegenüber dem Status Quo aufgrund der pXRF-Sortierung allein.

Mit einem höheren Aufwand könnten auch LIBS-Sortiereffizienzen für weitere Legierungsmetalle wie Mg oder Cr ermittelt werden, die dann entsprechend weitere reduzierte Zulegierungs- oder Nachverdünnungseffekte auch im Mengenmodell der Tabellen 4-11 und 4-12 ermöglichen würde.

Tabelle 4-11: Verdünnungseffekte von Aluminium mit LIBS, Deutschland 2030 max

	30% Vermischung			40% Vermischung		
Element	**Zulegierung bzw. Nachverdünnen ohne Sortierverbesserung, in Tonnen**	**Zulegierung bzw. Nachverdünnen mit Sortierverbesserung pXRF + LIBS, in Tonnen**	**Unterschied Status Quo und pXRF+ LIBS**	**Zulegierung bzw. Nachverdünnen ohne Sortierverbesserung, in Tonnen**	**Zulegierung bzw. Nachverdünnen mit Sortierverbesserung pXRF + LIBS, in Tonnen**	**Unterschied Status Quo und pXRF+ LIBS**
AL	236.159	23.157	- 90,2%	314.879	30.876	- 90,2%
Si	807	79,1	- 90,2%	1.076	105	- 90,2%
Fe	1.632	528	- 67,6%	2.176	704	- 67,6%
Cu	533	186	- 65,1%	711	248	- 65,1%

	30% Vermischung			**40% Vermischung**		
Mn	780	298	- 61,9%	1.040	397	- 61,9%
Mg	2.366	1.689	- 28,6%	3.154	2.252	- 28,6%
Cr	329	129	- 60,7%	439	172	- 60,7%
Ni	11,1	10,1	- 9,2%	14,8	13,4	- 9,2%
Zn	672	655	- 2,5%	896	873	- 2,5%
Ti	284	36	- 87,3%	379	48,2	- 87,3%
Ag	0,0	0,0	0,0%	0,0	0,0	0,0%
B	14,0	14,0	0,0%	18,6	18,6	0,0%
Bi	11,4	11,4	0,0%	15,1	15,1	0,0%
Ga	6,9	6,9	0,0%	9,2	9,2	0,0%
Li	0,0	0,0	0,0%	0,0	0,0	0,0%
Pb	68,8	21,2	- 69,2%	92	28,3	- 69,2%
Sn	11,2	11,2	0,0%	14,9	14,9	0,0%
V	0,0	0,0	0,0%	0,0	0,0	0,0%
Zr	9,9	9,9	0,0%	13,1	13,1	0,0%
Total	**243.695**	**26.841**	**- 89,0%**	**324.927**	**35.789**	**- 89,0%**

Da immer noch die identischen Schrottmengen aus Kapitel 2.2. zum Einsatz kommen und die drei durch LIBS veränderten Elemente (Al, Fe, Si) bei der Analyse der Verluste, die sich nicht durch Verdünnung erklären lassen, nicht enthalten sind, bleibt sowohl das Mengenmodell der Verlust als auch die Umweltbewertung dieser Verlust unverändert gegenüber den Ergebnissen die sich nur aus pXRF ergeben und wird hier nicht weiter analysiert, sondern auf die Tabelle 4-4 verwiesen.

Mit dem deutlich niedrigeren Nachverdünnungsaufwand bei pXRF + LIBS sinken folglich auch Umweltbewertungsindikatoren, wenn im Jahr 2030 eine 100% Verwendung von pXRF + LIBS unterstellt wird (Tabelle 4-12 bis Tabelle 4-15).

Tabelle 4-12: Veränderung der Umwelteffekte Aluminium, Deutschland 2030 min, 30% Vermischung

	Mit Sortierverbesserung pXRF + LIBS			**Ohne Sortierverbesserung (AP2.2)**			**Prozentuale Veränderung**		
Element	**KRA in 1000 t in 2030 min**	**KEA in 1000 GJ in 2030 min**	**Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu. In 2030 min**	**KRA in 1000 t in 2030 min.**	**KEA in 1000 GJ in 2030 min.**	**Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu. In 2030 min.**	**KRA**	**KEA**	**Carbon Footprint**
AL	296	5.099	536	3.020	52.005	5.471	- 90,2%	- 90,2%	- 90,2%
Si	0,8	11,1	0,8	7,8	113,4	8,4	- 90,2%	- 90,2%	- 90,2%

	Mit Sortierverbesserung pXRF + LIBS			Ohne Sortierverbesserung (AP2.2)			Prozentuale Veränderung		
Fe	2,8	7,8	1,0	8,8	24,1	3,2	- 67,6%	- 67,6%	- 67,6%
Cu	31,6	28,9	1,4	90,6	82,9	3,9	- 65,1%	- 65,1%	- 65,1%
Mn	6,0	16,5	1,0	15,6	43,2	2,5	- 61,9%	- 61,9%	- 61,9%
Mg	115	2.009	83	161	2.815	116	- 28,6%	- 28,6%	- 28,6%
Cr	4,1	60,9	3,6	10,3	155,0	9,1	- 60,7%	- 60,7%	- 60,7%
Ni	1,7	2,3	0,2	1,9	2,5	0,2	- 9,2%	- 9,2%	- 9,2%
Zn	13,1	34,2	2,9	13,5	35,1	2,9	- 2,5%	- 2,5%	- 2,5%
Ti	10,5	15,7	1,1	82,3	123,6	8,7	- 87,3%	- 87,3%	- 87,3%
Ag	4,8	4,5	0,3	4,8	4,5	0,3	0,0%	0,0%	0,0%
B	0,1	0,7	0,0	0,1	0,7	0,0	0,0%	0,0%	0,0%
Bi	14,1	52,1	3,4	14,1	52,1	3,4	0,0%	0,0%	0,0%
Ga	1,8	31,7	1,8	1,8	31,7	1,8	0,0%	0,0%	0,0%
Li	15,5	10,5	0,8	15,5	10,5	0,8	0,0%	0,0%	0,0%
Pb	0,4	1,2	0,1	1,3	3,8	0,3	- 69,2%	- 69,2%	- 69,2%
Sn	126	34,1	2,3	126	34,1	2,3	0,0%	0,0%	0,0%
V	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0%	0,0%	0,0%
Zr	5,0	0,6	0,0	7,0	0,9	0,1	- 28,8%	- 28,8%	- 28,8%
Total	**649**	**7.421**	**640**	**3.583**	**55.538**	**5.634**	**- 81,9%**	**- 86,6%**	**- 88,6%**

Tabelle 4-13: Veränderung der Umwelteffekte Aluminium, Deutschland 2030 min, 40% Vermischung

	Mit Sortierverbesserung pXRF + LIBS			Ohne Sortierverbesserung (AP2.2)			Prozentuale Veränderung		
Element	**KRA in 1000 t in 2030 min**	**KEA in 1000 GJ in 2030 min**	**Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu. In 2030 min**	**KRA in 1000 t in 2030 min.**	**KEA in 1000 GJ in 2030 min.**	**Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu. In 2030 min.**	**KRA**	**KEA**	**Carbon Footprint**
AL	395	6.799	715	4.027	69.340	7.294	- 90,2%	- 90,2%	- 90,2%
Si	1,0	14,8	1,1	10,4	151	11,1	- 90,2%	- 90,2%	- 90,2%
Fe	3,8	10,4	1,4	11,7	32,1	4,2	- 67,6%	- 67,6%	- 67,6%
Cu	42,2	38,6	1,8	121	111	5,2	- 65,1%	- 65,1%	- 65,1%
Mn	7,9	22,0	1,3	20,8	57,6	3,4	- 61,9%	- 61,9%	- 61,9%
Mg	153	2.679	110	215	3.753	155	- 28,6%	- 28,6%	- 28,6%

	Mit Sortierverbesserung pXRF + LIBS			**Ohne Sortierverbesserung (AP2.2)**			**Prozentuale Veränderung**		
Cr	5,4	81,2	4,8	13,8	207	12,2	- 60,7%	- 60,7%	- 60,7%
Ni	2,3	3,0	0,2	2,5	3,3	0,2	- 9,2%	- 9,2%	- 9,2%
Zn	17,5	45,6	3,8	18,0	46,8	3,9	- 2,5%	- 2,5%	- 2,5%
Ti	14,0	21,0	1,5	110	165	11,6	- 87,3%	- 87,3%	- 87,3%
Ag	6,3	6,1	0,4	6,3	6,1	0,4	0,0%	0,0%	0,0%
B	0,2	0,9	0,0	0,2	0,9	0,0	0,0%	0,0%	0,0%
Bi	18,8	69,5	4,5	18,8	69,5	4,5	0,0%	0,0%	0,0%
Ga	2,4	42,2	2,4	2,4	42,2	2,4	0,0%	0,0%	0,0%
Li	20,7	14,0	1,0	20,7	14,0	1,0	0,0%	0,0%	0,0%
Pb	0,5	1,6	0,1	1,7	5,0	0,4	- 69,2%	- 69,2%	- 69,2%
Sn	168	45,4	3,0	168	45,4	3,0	0,0%	0,0%	0,0%
V	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0%	0,0%	0,0%
Zr	6,6	0,8	0,1	9,3	1,2	0,1	- 28,8%	- 28,8%	- 28,8%
Total	**866**	**9.895**	**853**	**4.777**	**74.051**	**7.513**	**- 81,9%**	**- 86,6%**	**- 88,6%**

Tabelle 4-14: Veränderung der Umwelteffekte Aluminium, Deutschland 2030 max, 30% Vermischung

	Mit Sortierverbesserung pXRF + LIBS			**Ohne Sortierverbesserung (AP2.2)**			**Prozentuale Veränderung**		
Element	**KRA in 1000 t in 2030 min**	**KEA in 1000 GJ in 2030 min**	**Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu. In 2030 min**	**KRA in 1000 t in 2030 min.**	**KEA in 1000 GJ in 2030 min.**	**Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu. In 2030 min.**	**KRA**	**KEA**	**Carbon Footprint**
AL	321	5.532	582	3.277	56.416	5.935	- 90,2%	- 90,2%	- 90,2%
Si	0,8	12,1	0,9	8,5	123,0	9,1	- 90,2%	- 90,2%	- 90,2%
Fe	3,1	8,5	1,1	9,5	26,2	3,4	- 67,6%	- 67,6%	- 67,6%
Cu	34,3	31,4	1,5	98,3	89,9	4,2	- 65,1%	- 65,1%	- 65,1%
Mn	6,5	17,9	1,0	17,0	46,8	2,7	- 61,9%	- 61,9%	- 61,9%
Mg	125	2.179	90	175	3.053	126	- 28,6%	- 28,6%	- 28,6%
Cr	4,4	66,0	3,9	11,2	168,2	9,9	- 60,7%	- 60,7%	- 60,7%
Ni	1,8	2,4	0,2	2,0	2,7	0,2	- 9,2%	- 9,2%	- 9,2%
Zn	14,3	37,1	3,1	14,6	38,1	3,2	- 2,5%	- 2,5%	- 2,5%
Ti	11,4	17,1	1,2	89,2	134,1	9,4	- 87,3%	- 87,3%	- 87,3%

	Mit Sortierverbesserung pXRF + LIBS			**Ohne Sortierverbesserung (AP2.2)**			**Prozentuale Veränderung**		
Ag	5,2	4,9	0,3	5,2	4,9	0,3	0,0%	0,0%	0,0%
B	0,1	0,8	0,0	0,1	0,8	0,0	0,0%	0,0%	0,0%
Bi	15,3	56,6	3,7	15,3	56,6	3,7	0,0%	0,0%	0,0%
Ga	1,9	34,4	2,0	1,9	34,4	2,0	0,0%	0,0%	0,0%
Li	16,8	11,4	0,8	16,8	11,4	0,8	0,0%	0,0%	0,0%
Pb	0,4	1,3	0,1	1,4	4,1	0,3	- 69,2%	- 69,2%	- 69,2%
Sn	137	37,0	2,5	137	37,0	2,5	0,0%	0,0%	0,0%
V	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0%	0,0%	0,0%
Zr	5,4	0,7	0,0	7,6	0,9	0,1	- 28,8%	- 28,8%	- 28,8%
Total	**704**	**8.051**	**694**	**3.887**	**60.248**	**6.112**	**- 81,9%**	**- 86,6%**	**- 88,6%**

Tabelle 4-15: Veränderung der Umwelteffekte Aluminium, Deutschland 2030 max, 40% Vermischung

	Mit Sortierverbesserung pXRF + LIBS			**Ohne Sortierverbesserung (AP2.2)**			**Prozentuale Veränderung**		
Element	**KRA in 1000 t in 2030 min**	**KEA in 1000 GJ in 2030 min**	**Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu. In 2030 min**	**KRA in 1000 t in 2030 min.**	**KEA in 1000 GJ in 2030 min.**	**Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu. In 2030 min.**	**KRA**	**KEA**	**Carbon Footprint**
AL	428	7.376	776	4.369	75.221	7.913	- 90,2%	- 90,2%	- 90,2%
Si	1,1	16,1	1,2	11,3	164	12,1	- 90,2%	- 90,2%	- 90,2%
Fe	4,1	11,3	1,5	12,7	34,9	4,6	- 67,6%	- 67,6%	- 67,6%
Cu	45,7	41,8	2,0	131	120	5,6	- 65,1%	- 65,1%	- 65,1%
Mn	8,6	23,8	1,4	22,6	62,4	3,6	- 61,9%	- 61,9%	- 61,9%
Mg	166	2.906	120	233	4.071	168	28,6%	28,6%	28,6%
Cr	5,9	88,1	5,2	14,9	224	13,2	- 60,7%	- 60,7%	- 60,7%
Ni	2,4	3,3	0,2	2,7	3,6	0,3	- 9,2%	- 9,2%	- 9,2%
Zn	19,0	49,5	4,1	19,5	50,8	4,2	- 2,5%	- 2,5%	- 2,5%
Ti	15,1	22,8	1,6	119	179	12,6	- 87,3%	- 87,3%	- 87,3%
Ag	6,9	6,6	0,4	6,9	6,6	0,4	0,0%	0,0%	0,0%
B	0,2	1,0	0,1	0,2	1,0	0,1	0,0%	0,0%	0,0%
Bi	20,4	75,4	4,9	20,4	75,4	4,9	0,0%	0,0%	0,0%
Ga	2,6	45,8	2,6	2,6	45,8	2,6	0,0%	0,0%	0,0%

	Mit Sortierverbesserung pXRF + LIBS			Ohne Sortierverbesserung (AP2.2)			Prozentuale Veränderung		
Li	22,4	15,2	1,1	22,4	15,2	1,1	0,0%	0,0%	0,0%
Pb	0,6	1,7	0,1	1,9	5,5	0,4	- 69,2%	- 69,2%	- 69,2%
Sn	182	49,3	3,3	182	49,3	3,3	0,0%	0,0%	0,0%
V	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0%	0,0%	0,0%
Zr	7,2	0,9	0,1	10,1	1,3	0,1	- 28,8%	- 28,8%	- 28,8%
Total	**939**	**10.734**	**925**	**5.182**	**80.331**	**8.150**	**- 81,9%**	**- 86,6%**	**- 88,6%**

Die detaillierten Tabellen für die Ebenen EU und Global sind wiederum im Anhang 8 zu finden.

Für Al und Fe liegen ebenfalls neue Sortiereffizienzen für WDXRF vor, die sich aber kaum von den Sortiereffizienzen aus den pXRF-Versuchen unterscheiden. Für NAA liegen im Bereich Aluminium keine gesonderten Sortiereffizienzen vor, so dass hier nur neue Ergebnisse für LIBS versus pXRF präsentiert werden.

4.3 Stahl

Für die Abschätzung der Wirkung einer verbesserten Sortiereffizienz im Stahlrecycling wurde, wie erwähnt, die Ergebnisse der Sortierversuche für VA-Stahl verwendet. Auch hier wurden wiederum elementspezifische Sortiereffizienzen ermittelt, die mit den Simulationsergebnissen aus AP2.2. verknüpft wurden. Auch hier bestand die Schwierigkeit, dass die geringe Sortiereffizienzverbesserung von Roheisen, die sich aus den Sortierversuchen ergibt, in AP4 zu falschen Ergebnissen führen würde. Daher musste ähnlich wie bei Aluminium erneut ein kritisches Element definiert werden, welches im Stahlrecycling-Prozess häufig zu Nachverdünnungen führt. Hier käme vor allem Kupfer und Zinn in Frage, deren Vorhandensein im Schrott häufig Probleme bereitet und deren Konzentration möglichst gering sein sollte. Für die Analysen in AP4 wurde daher Kupfer als bestimmendes Element verwendet, da auch in den Simulationsrechnungen in AP2.2. die Modellierungen in der Regel auf bestimmte max. zulässige Kupferkonzentrationen optimiert wurden. Daher wurde die Sortiereffizienz von Kupfer auch auf die Werte für Roheisen angewandt. Der Bedarf an Nachverdünnung mit Roheisen entfällt in AP4 also im gleichen Maße wie die verbesserte Sortiereffizienz die Kupferverluste im Stahlkreislauf reduziert.

In Tabelle 4-16 und Tabelle 4-17 werden jeweils die Ergebnisse der Nachverdünnungseffekte und die Mengen an zusätzlichem Legierungsmetallen dargestellt. Tabelle 4-16 zeigt dabei die Ergebnisse aus AP2.2 während Tabelle 4-17 die durch die verbesserte Sortiereffizienz optimierten Ergebnisse für das Mengenmodell im Jahr 2030 auf den jeweiligen räumlichen Ebenen darstellt. Die Sortiereffizienzverbesserung von Kupfer ist in den Sortierversuchen in AP3 mit 75% sehr hoch. Da diese hohe Verbesserung der Sortiereffizienz auch für Roheisen verwendet wird, das für die Nachverdünnungsmengen den größten Einfluss hat, reduzieren sich der Rohstoffbedarf für die Nachverdünnung beträchtlich. Wie schon weiter oben benannt, verbesserte sich Sortiereffizienz für Chrom nur geringfügig, da alle Schrottteile der verwendeten Probe hohe Chromanteile enthalten. Entsprechend gering sind die Verbesserungen für die Reduzierung an zusätzlichem Ferrochrom zur Auflegierung.

Tabelle 4-16: Überblick Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung Stahlrecycling für 2030 ohne Sortierverbesserung

Element	D 2030 min, in Tonnen	D 2030 max, in Tonnen	EU 2030 min, in Tonnen	EU 2030 max, in Tonnen	GLO 2030 min, in Tonnen	GLO 2030 max, in Tonnen
Fe	7.016.222	7.543.708	32.601.448	35.421.619	158.447.563	167.428.017
Si	34.780	37.395	152.156	165.319	662.044	699.567
Mn	27.465	29.529	149.104	162.002	864.111	913.087
Cr	201.735	216.902	698.016	758.398	2.855.939	3.017.807
Ni	27.258	29.307	100.099	108.758	408.517	431.670
Mo	3.177	3.416	15.649	17.003	77.191	81.566
V	926	995	4.272	4.641	19.272	20.364
Al	611	657	3.358	3.649	5.627	5.946
Cu	764	821	3.197	3.474	15.477	16.354
Ti	775	833	1.907	2.072	2.124	2.245
Total	7.313.713	7.863.565	33.729.208	36.646.935	163.357.865	172.616.624

Tabelle 4-17: Überblick Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung im Bereich Stahlrecycling für 2030 mit Sortierverbesserung pXRF

Element	D 2030 min, in Tonnen	D 2030 max, in Tonnen	EU 2030 min, in Tonnen	EU 2030 max, in Tonnen	GLO 2030 min, in Tonnen	GLO 2030 max, in Tonnen
Fe	1.904.328	2.047.497	8.848.616	9.614.061	43.005.502	45.442.958
Si	18.487	19.877	80.877	87.873	351.901	371.846
Mn	17.404	18.713	94.487	102.661	547.586	578.622
Cr	194.149	208.745	671.766	729.876	2.748.533	2.904.314
Ni	21.851	23.494	80.244	87.186	327.487	346.048
Mo	156	168	770	837	3.799	4.014
V	926	995	4.272	4.641	19.272	20.364
Al	354	381	1.949	2.117	3.265	3.450
Cu	207	223	868	943	4.201	4.439
Ti	404	435	995	1.081	1.108	1.171
Total	2.158.268	2.320.528	9.784.843	10.631.276	47.012.653	49.677.226

Tabelle 4-18: Prozentuale Veränderung der Mengenmodelle im Bereich Stahlrecycling für 2030 mit Sortierverbesserung durch pXRF im Vergleich zum Status Quo (Kapitel 2.2), Vergleich Tabelle 4- 16 und 4 - 17

Element	D 2030 min, in Tonnen	D 2030 max, in Tonnen	EU 2030 min, in Tonnen	EU 2030 max, in Tonnen	GLO 2030 min, in Tonnen	GLO 2030 max, in Tonnen
Fe	- 72,9%	- 72,9%	- 72,9%	- 72,9%	- 72,9%	- 72,9%
Si	- 46,8%	- 46,8%	- 46,8%	- 46,8%	- 46,8%	- 46,8%
Mn	- 36,6%	- 36,6%	- 36,6%	- 36,6%	- 36,6%	- 36,6%
Cr	- 3,76%	- 3,8%	- 3,8%	- 3,8%	- 3,8%	- 3,8%
Ni	- 19,8%	- 19,8%	- 19,8%	- 19,8%	- 19,8%	- 19,8%
Mo	- 95,1%	- 95,1%	- 95,1%	- 95,1%	- 95,1%	- 95,1%
V	0,0%	0,0%	- 0,0%	- 0,0%	- 0,0%	- 0,0%
Al	- 42,1%	- 42,0%	- 42,0%	- 42,0%	- 42,0%	- 42,0%
Cu	- 72,9%	- 72,8%	- 72,8%	- 72,8%	- 72,8%	- 72,8%
Ti	- 47,9%	- 47,8%	- 47,8%	- 47,8%	- 47,8%	- 47,8%
Total	- 70,5%	-70,5%	- 71,0%	- 71,0%	- 71,2%	- 71,2%

Tabelle 4-19: Überblick über Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für 2030 ohne Sortierverbesserung

Element	D 2030 min, in Tonnen	D 2030 max, in Tonnen	EU 2030 min, in Tonnen	EU 2030 max, in Tonnen	GLO 2030 min, in Tonnen	GLO 2030 max, in Tonnen
FE	7.890.617	8.483.841	36.745.751	39.924.423	177.775.892	187.851.833
Si	1.462.457	1.572.406	6.850.723	7.443.341	34.878.221	36.855.041
Mn	399.988	430.060	1.810.099	1.966.680	8.896.942	9.401.201
Cr	268.905	289.121	959.417	1.042.411	4.096.674	4.328.865
Ni	36.943	39.720	144.846	157.376	644.109	680.616
Mo	5.198	5.589	23.231	25.240	110.742	117.019
V	926	995	4.272	4.641	19.272	20.364
Al	583.718	627.603	2.749.126	2.986.938	13.594.481	14.364.986
Cu	22.899	24.620	106.193	115.379	572.620	605.075
Ti	99.149	106.603	467.394	507.825	2.393.573	2.529.236
Zr	198	213	939	1.021	4.763	5.033
Nb	25,2	27,1	84,9	92,3	345	365
W	2.750	2.957	12.907	14.024	65.181	68.875

Element	D 2030 min, in Tonnen	D 2030 max, in Tonnen	EU 2030 min, in Tonnen	EU 2030 max, in Tonnen	GLO 2030 min, in Tonnen	GLO 2030 max, in Tonnen
Co	1.737	1.868	8.012	8.705	40.185	42.463
Sn	2.312	2.486	10.876	11.816	54.962	58.077
Zn	18.861	20.279	89.172	96.886	451.685	477.285
Pb	158	170	700	760	3.425	3.620
Mg	48.588	52.241	225.689	245.212	1.117.557	1.180.897
As	198	212	884	960	4.383	4.631
Cd	9,7	10,4	30,1	32,7	122	129
Te	192	207	909	987	4.602	4.863
Ta	15,5	16,7	48,1	52,3	195	207
Bi	888	954	4.207	4.570	21.332	22.541
Total	10.846.733	11.662.201	50.215.508	54.559.373	244.751.264	258.623.220

Die Effekte der verbesserten Sortiereffizienz auf die Verluste in den Schlacken und die sonstigen Verluste verhalten sich ähnlich, sind jedoch mengenmäßig weniger relevant. Kalkulatorisch ergeben sich durch die Verwendung der Sortiereffizienzen neue Schrottmengen, da die verbesserte Sortierung besser nach verunreinigungsarmen und verunreinigungsreichen Schrotten trennt. Die Menge der verunreinigungsreichen Schrotte wird somit geringer und entspricht methodisch den Schrottqualitäten, die in AP2.2. zum Einsatz gekommen sind. Daher wurde in AP4 die sonstigen Verluste nur noch für den Anteil der verunreinigungsreichen Schrottmenge gerechnet. Diese Berechnungsmethode sorgt dafür, dass die hohe Sortiereffizienz für Kupfer (und damit auch für Roheisen) auch auf andere Legierungselement durchschlägt, die zwar in den Schrottmengen enthalten sind, aber für die keine individuelle Sortiereffizienzen ausgewiesen sind. So reduziert sich der Verlust von Niob, der in den sonstigen Verlusten als ein Element enthalten ist, für Deutschland im Jahr 2030 von 25,2 bis 27,1 Tonnen (je nach Mengenmodell) bei der Beachtung der verbesserten Sortiereffizienz auf 6,2 – 6,7 Tonnen.

Die Tabelle 4-19 bis Tabelle 4-21 zeigen die Gesamtveränderung der Mengenmodelle aufgrund der neuen Sortiereffizienzen mittels der pXRF-Tests und beinhalten sowohl die Nachverdünnungsbedarfe als auch die Verluste an Legierungsmetallen, die (zunächst) in die Schlacke oder Rauchgas übergehen oder aber im Stahl als Tramp Metals gebunden bleibt. Die Unterschiede zu den Ergebnistabellen, die nur die Nachverdünnungseffekte abbilden sind wie erläutert gering. Allerdings ist die Gesamtveränderung etwas geringer gegenüber dem Status Quo.

Tabelle 4-20: Überblick Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung im Bereich Stahlrecycling für 2030 mit Sortierverbesserung pXRF

Element	D 2030 min, in Tonnen	D 2030 max, in Tonnen	EU 2030 min, in Tonnen	EU 2030 max, in Tonnen	GLO 2030 min, in Tonnen	GLO 2030 max, in Tonnen
FE	2.141.655	2.302.666	9.973.454	10.836.202	48.251.556	50.986.347

Element	D 2030 min, in Tonnen	D 2030 max, in Tonnen	EU 2030 min, in Tonnen	EU 2030 max, in Tonnen	GLO 2030 min, in Tonnen	GLO 2030 max, in Tonnen
Si	777.349	835.791	3.641.410	3.956.408	18.539.052	19.589.804
Mn	266.174	286.185	1.204.539	1.308.737	5.920.516	6.256.078
Cr	258.792	278.248	923.335	1.003.208	3.942.607	4.166.066
Ni	24.249	26.072	90.931	98.797	381.148	402.751
Mo	657	706	2.581	2.804	11.441	12.089
V	926	995	4.272	4.641	19.272	20.364
Al	321.521	345.693	1.511.411	1.642.155	7.385.077	7.803.647
Cu	5.688	6.115	25.466	27.669	131.103	138.534
Ti	51.735	55.625	243.882	264.979	1.248.946	1.319.734
Zr	49,1	52,8	224	244	1.085	1.146
Nb	6,2	6,7	20,3	22,0	78,6	83,0
W	681	732	3.083	3.349	14.846	15.688
Co	430	462	1.913	2.079	9.153	9.672
Sn	572	616	2.597	2.822	12.519	13.228
Zn	4.670	5.021	21.297	23.139	102.882	108.713
Pb	39,2	42,1	167	182	780	824
Mg	21.417	23.027	99.481	108.086	492.604	520.524
As	48,9	52,6	211	229	998	1.055
Cd	2,4	2,6	7,2	7,8	27,9	29,4
Te	47,6	51,2	217	236	1.048	1.108
Ta	15,5	16,7	48,1	52,3	195	207
Bi	888	954	4.207	4.570	21.332	22.541
Total	3.877.612	4.169.135	17.754.753	19.290.618	86.488.269	91.390.231

In AP2.2 wurden für die Umweltbewertung für eine Reihe von Legierungselemente, die bei der Stahlherstellung zum Einsatz kommen, die Ecoinvent-Prozessdaten für Ferro-Legierungen verwendet (Ferrochrom, Ferromangan, Ferrosilizium und Ferronickel). Der Eisenanteil in diesen Legierungselementen wurde als Gutschrift dem Roheisenbedarf, der sich aus der Nachverdünnung bzw. den Verlusten in der Schlacke ergeben, abgezogen. Die unterschiedlich hohen Sortiereffizienzen zwischen Roheisen und den Ferro-Legierungselemente (und hier vor allem Ferrochrom) hat in AP4 jedoch zur Folge, dass die niedrigeren Roheisenbedarfe zusätzlich noch durch weiterhin hohe Gutschriften der Ferro-Legierungsmetallen weiter reduziert werden und teilweise bei den Schlackeverlusten sogar die geringeren Roheisenverlusten übersteigen und somit die Indikatoren negativ werden lässt. Die Verwendung von Ferro-Legierungen und die Gutschrift des darin enthaltenen Eisenanteils, wie er in AP2.2. verwendet wird, ist methodisch gut

zu begründen: Mit der Verwendung von Ferro-Legierungen wird ein Teil des ebenfalls benötigten Roheisens substituiert und gleichzeitig fällt eine weitere Aufkonzentration von Chrom, Mangan oder Nickel weg. Negative Indikatoren für KRA, KEA und Carbon Footprint für Roheisen aufgrund der Gutschriften und unterschiedlichen Sortiereffizienzen sind jedoch deutlich schwieriger zu interpretieren. Es stellt sich auch die Frage, ob diese Ergebnisse vor allem daher stammen, dass die verbesserten Sortiereffizienzen hier auf die absoluten Werte übertragen werden und nicht wie es methodisch sinnvoller wäre auf die chemische Zusammensetzung der Schrottqualität und einer erneuten Simulationsrechnung, bei der die Ziellegierungen mit den optimierten Schrottqualitäten neu modelliert werden. Ggf. würden diese Ergebnisse den Aufwand zum Nachverdünnen mit Ferrochrom stärker sinkend lassen als dies in den Berechnungen in AP4 der Fall ist.

Tabelle 4-21: Prozentuale Veränderung der Mengenmodelle im Bereich Stahlrecycling für 2030 mit Sortierverbesserung durch pXRF im Vergleich zum Status Quo (Kapitel 2.2), Vergleich Tabelle 4-19 und 4 -20

Element	D 2030 min, in Tonnen	D 2030 max, in Tonnen	EU 2030 min, in Tonnen	EU 2030 max, in Tonnen	GLO 2030 min, in Tonnen	GLO 2030 max, in Tonnen
FE	- 72,9%	- 72,9%	- 72,9%	- 72,9%	- 72,9%	- 72,9%
Si	- 46,8%	- 46,8%	- 46,8%	- 46,8%	- 46,8%	- 46,8%
Mn	- 33,5%	- 33,5%	- 33,5%	- 33,5%	- 33,5%	- 33,5%
Cr	- 3,8%	- 3,8%	- 3,8%	- 3,8%	- 3,8%	- 3,8%
Ni	- 34,4%	- 34,4%	- 34,4%	- 34,4%	- 34,4%	- 34,4%
Mo	- 87,4%	- 87,4%	- 87,4%	- 87,4%	- 87,4%	- 87,4%
V	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Al	- 44,9%	- 44,9%	- 44,9%	- 44,9%	- 44,9%	- 44,9%
Cu	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%
Ti	- 47,8%	- 47,8%	- 47,8%	- 47,8%	- 47,8%	- 47,8%
Zr	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%
Nb	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%
W	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%
Co	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%
Sn	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%
Zn	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%
Pb	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%
Mg	- 55,9%	- 55,9%	- 55,9%	- 55,9%	- 55,9%	- 55,9%
As	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%
Cd	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%
Te	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%	- 75,2%

Element	D 2030 min, in Tonnen	D 2030 max, in Tonnen	EU 2030 min, in Tonnen	EU 2030 max, in Tonnen	GLO 2030 min, in Tonnen	GLO 2030 max, in Tonnen
Ta	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Bi	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Total	- 64,3%	- 64,3%	- 64,3%	- 64,3%	- 64,3%	- 64,3%

Wie anhand des Bsp. für Deutschland (Tabelle 4-22 bis Tabelle 4-24) zu erkennen ist, halbiert sich der KEA, wenn die mit pXRF-Analysen verbesserten Sortiereffizienzen für die Kalkulation verwendet werden. Der Carbon Footprint reduziert sich ebenfalls um über 50% gegenüber den Ergebnissen in AP2.2. Der KRA sinkt noch deutlicher und entspricht nur noch 41% der Werte ohne Sortiereffizienzverbesserung. Die Rückgänge an Roheisen und Legierungsmetallen, die entweder zusätzlich für Auflegierung und Nachverdünnung benötigt werden, oder die in Schlacken oder auf andere Weise verloren gehen, sind zum Teil noch deutlicher. Es gibt aber auch Legierungsmetalle wie Chrom und Nickel, deren Rückgänge aufgrund der oben beschrieben Problematik und der sich daraus abzuleitenden niedrigen Sortiereffizienz, kaum zurückgehen und das Gesamtergebnis weniger stark reduzieren. Die niedrigeren Rückgänge beim KEA und Carbon Footprint lassen darauf schließen, dass Legierungsmetalle mit ausgesprochen hohen Energiebedarfen weniger stark von der verbesserten Sortierung profitieren konnten als z.B. Roheisen.

Tabelle 4-22: Zusammenfassende Umweltwirkung aller drei Effekte im Bereich Stahlrecycling für Deutschland 2030, ohne Sortierverbesserung

Element	KRA 2030 min in 1000 t	KEA 2030 min in 1000 GJ	Carbon Footprint 2030 min. in 1000 t CO_2-Äqu	KRA 2030 max. in 1000 t	KEA 2030 max. in 1000 GJ	Carbon Footprint 2030 max. in 1000 t CO_2-Äqu.
Fe	40.480	110.878	14.510	43.523	119.213	15.601
Si	9.650	173.262	5.206	10.376	186.287	5.597
Mn	6.970	12.141	623	7.494	13.054	669
Cr	4.535	13.948	864	4.876	14.997	929
Ni	6.730	16.039	1.093	7.236	17.245	1.175
Mo	5.141	774	17,9	5.528	832	19,2
V	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Al	8.099	139.443	14.669	8.708	149.927	15.772
Cu	4.224	3.864	181	4.541	4.154	194
Ti	29.893	44.912	27.846	32.141	48.289	29.940
Zr	64,5	8,0	0,6	69,3	8,6	0,6
Nb	0,3	0,1	0,0	0,4	0,1	0,0
W	943	144	8	1.014	155	8,6
Co	110	243	19	118	262	19,9

Element	KRA 2030 min in 1000 t	KEA 2030 min in 1000 GJ	Carbon Footprint 2030 min. in 1000 t CO_2-Äqu	KRA 2030 max. in 1000 t	KEA 2030 max. in 1000 GJ	Carbon Footprint 2030 max. in 1000 t CO_2-Äqu.
Sn	2.738	740	49	2.943	796	53,2
Zn	411	1.069	89	441	1.149	96,0
Pb	1,7	5,0	0,4	1,8	5,4	0,4
Mg	3.567	62.289	2.565	3.835	66.972	2.758
As	4,9	3,3	0,2	5,3	3,5	0,2
Cd	0,0	0,2	0,0	0,0	0,2	0,0
Te	19,8	36,3	1,9	21,3	39,0	2,0
Ta	10,7	77,5	4,8	11,5	83,3	5,2
Bi	82,6	305	19,7	88,8	328,2	21,2
Total	123.675	580.181	67.768	132.974	623.800	72.863

Tabelle 4-23: Zusammenfassende Umweltwirkung aller drei Effekte im Bereich Stahlrecycling für Deutschland 2030, mit Sortierverbesserung

Element	KRA 2030 min in 1000 t	KEA 2030 min in 1000 GJ	Carbon Footprint 2030 min. in 1000 t CO_2-Äqu	KRA 2030 max. in 1000 t	KEA 2030 max. in 1000 GJ	Carbon Footprint 2030 max. in 1000 t CO_2-Äqu.
Fe	8.026	21.984	2.877	8.629	23.636	3.093
Si	5.129	92.095	2.767	5.515	99.019	2.975
Mn	4.638	8.079	414	4.987	8.687	445
Cr	4.364	13.423	832	4.692	14.433	895
Ni	5.091	12.132	827	5.474	13.045	889
Mo	650	97,8	4,4	698	105,1	4,7
V	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Al	4.461	76.808	8.080	4.796	82.582	8.687
Cu	1.049	960	45	1.128	1.032	48,3
Ti	15.598	23.435	14.530	16.771	25.197	15.622
Zr	16,0	2,0	0,1	17,2	2,1	0,2
Nb	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
W	234	35,7	2,0	251	38,4	2,1
Co	27,1	60,2	4,6	29,2	64,8	4,9
Sn	678	183	12	729	197	13,2
Zn	102	265	22,1	109	285	23,8

Element	KRA 2030 min in 1000 t	KEA 2030 min in 1000 GJ	Carbon Footprint 2030 min. in 1000 t CO_2-Äqu	KRA 2030 max. in 1000 t	KEA 2030 max. in 1000 GJ	Carbon Footprint 2030 max. in 1000 t CO_2-Äqu.
Pb	0,4	1,2	0,1	0,5	1,3	0,1
Mg	1.572	27.456	1.131	1.691	29.520	1.216
As	1,2	0,8	0,1	1,3	0,9	0,1
Cd	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Te	4,9	9,0	0,5	5,3	9,7	0,5
Ta	10,7	77,5	4,8	11,5	83,3	5,2
Bi	82,6	305,2	19,7	88,8	328,2	21,2
Total	51.735	277.409	31.573	55.625	298.265	33.947

Tabelle 4-24: Prozentuale Veränderung der Umweltwirkung aller drei Effekte im Bereich Stahlrecycling für Deutschland 2030 für pXRF im Vergleich zum Status Quo (siehe Kapitel 2.2)

Element	KRA 2030 min in 1000 t	KEA 2030 min in 1000 GJ	Carbon Footprint 2030 min. in 1000 t CO_2-Äqu	KRA 2030 max. in 1000 t	KEA 2030 max. in 1000 GJ	Carbon Footprint 2030 max. in 1000 t CO_2-Äqu.
Fe	- 80,17%	- 80,17%	- 80,17%	- 80,17%	- 80,17%	- 80,17%
Si	- 46,85%	- 46,85%	- 46,85%	- 46,85%	- 46,85%	- 46,85%
Mn	- 33,45%	- 33,45%	- 33,45%	- 33,45%	- 33,45%	- 33,45%
Cr	- 3,76%	- 3,76%	- 3,76%	- 3,76%	- 3,76%	- 3,76%
Ni	- 24,36%	- 24,36%	- 24,36%	- 24,36%	- 24,36%	- 24,36%
Mo	- 87,37%	- 87,37%	- 75,41%	- 87,37%	- 87,37%	- 75,41%
V	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Al	- 44,92%	- 44,92%	- 44,92%	- 44,92%	- 44,92%	- 44,92%
Cu	- 75,16%	- 75,16%	- 75,16%	- 75,16%	- 75,16%	- 75,16%
Ti	- 47,82%	- 47,82%	- 47,82%	- 47,82%	- 47,82%	- 47,82%
Zr	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%
Nb	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%
W	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%
Co	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%
Sn	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%
Zn	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%
Pb	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%

Element	KRA 2030 min in 1000 t	KEA 2030 min in 1000 GJ	Carbon Footprint 2030 min. in 1000 t CO_2-Äqu	KRA 2030 max. in 1000 t	KEA 2030 max. in 1000 GJ	Carbon Footprint 2030 max. in 1000 t CO_2-Äqu.
Mg	- 55,92%	- 55,92%	- 55,92%	- 55,92%	- 55,92%	- 55,92%
As	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%
Cd	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%
Te	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%	- 75,24%
Ta	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Bi	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Total	- 58,17%	- 52,19%	- 53,41%	- 58,17%	- 52,19%	- 53,41%

Veränderung LIBS/NAA im Vergleich zu den Analysen mit pXFR

Auch mit den zur Verfügung stehenden Stahlschrottproben wurden neben den Sortier- und Analyseversuchen mit pXRF anschließend auch Versuche mit LIBS und NAA durchgeführt. Wie im Fall von Aluminium wurden aber auch bei den Versuchen mit Stahlschrott nur für einige ausgewählte Legierungselemente (Cu, Sn, Cd) und das Basismetall Fe die Veränderung zwischen pXRF und LIBS bzw. NAA ermittelt. Für LIBS liegen zudem nur Ergebnisse für das Legierungsmetall Kupfer vor. Die Ergebnisse der Unterschiede zwischen pXRF und LIBS für Sn und Cd waren jeweils unterhalb der Nachweisgrenze, so dass hier keine Vergleiche zu den ursprünglichen Sortiereffizienzen mit pXRF ermittelt werden konnten. Für NAA liegen Faktoren für Cu, Fe und Sn im Vergleich zu den Sortiereffizienzen mit pXRF vor.

Mit LIBS verbessert sich die Sortiereffizienz für Kupfer um den Faktor 2,7 gegenüber pXRF. Wird als Analysemethode NAA eingesetzt, ist die Sortiereffizienz für Fe fast identisch gegenüber pXRF; für Kupfer erhöht sie sich um den Faktor 1,27, während die Sortiereffizienz für Zinn deutlich sinkt (auf den Faktor 0,19). Auch hier wird entsprechend der pXRF-Methodik die verbesserte Sortiereffizienz für das kritische Legierungsmetall Kupfer auch für das Basismetall angewandt. Daraus ergeben sich die weiter unten präsentierten Veränderungen gegenüber Status Quo, wenn statt der bisher genutzten pXRF-Analysemethoden eine Kombination aus pXRF und LIBS bzw. NAA verwendet werden würden. Während Kupfer sowohl Einfluss auf die Ergebnisse der Nachverdünnungs- bzw. Auflegierungseffekte als auch der anderen Verluste hat, würde die veränderte Sortiereffizienz für Zinn keinen Einfluss auf diese Teil-Ergebnisse haben, da Zinn nur in den Berechnungen der Verluste von Legierungsmetallen relevant wird, die im Metall gebunden bleiben. Allerdings wird durch die verbesserte Sortiereffizienz von Kupfer der für diese Berechnungen angewandte Schrottanteil indirekt reduziert, während die verschlechterte Sortiereffizienz für Zinn eher einen höheren Zinnverlust anzeigen würde. Hier wurde schließlich ein iterativer Ansatz gewählt, der erste die Zinnverluste indirekt durch die verbesserte Sortierung anhand der Kupferwerte verringert um anschließend diese Zinnverluste rechnerisch wieder erhöht (aufgrund des Sortierfaktor 0,19 gegenüber einem Faktor von 1.00, der keine Veränderung bedeuten würde).

Tabelle 4-25: Überblick über die Veränderung Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Deutschland 2030 min Status Quo (AP2.2) gegenüber pXRF + LIBS bzw. NAA

Element	D 2030 min AP2.2, in Tonnen	D 2030 min pXRF + LIBS, in Tonnen	D 2030 min pXRF +NAA, in Tonnen	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung AP2.2 -> pXRF + NAA in %
Fe	7.890.617	793.205	1.686.342	- 89,9%	- 78,6%
Si	1.462.457	777.349	777.349	- 46,8%	- 46,8%
Mn	399.988	266.174	266.174	- 33,5%	- 33,5%
Cr	268.905	258.792	258.792	- 3,8%	- 3,8%
Ni	36.943	22.987	23.823	- 37,8%	- 35,5%
Mo	5.198	393	568	- 92,4%	- 89,1%
V	926	926	926	0,0%	0,0%
Al	583.718	314.781	319.245	- 46,1%	- 45,3%
Cu	22.899	2.673	4.670	- 88,3%	- 79,6%
Ti	99.149	51.735	51.735	- 47,8%	- 47,8%
Zr	198,2	23,3	40	- 88,3%	- 79,6%
Nb	25,2	3,0	5	- 88,3%	- 79,6%
W	2.750	323	560	- 88,3%	- 79,6%
Co	1.737	204	354	- 88,3%	- 79,6%
Sn	2.312	271	2.478	- 88,3%	7,2%
Zn	18.861	2.212	3.840	- 88,3%	- 79,6%
Pb	158,3	18,6	32	- 88,3%	- 79,6%
Mg	48.588	21.417	21.417	- 55,9%	- 55,9%
As	197,5	23,2	40	- 88,3%	- 79,6%
Cd	9,7	1,1	2	- 88,3%	- 79,6%
Te	192,3	22,6	39	- 88,3%	- 79,6%
Ta	15,5	15,5	16	0,0%	0,0%
Bi	888	888	888	0,0%	0,0%
Total	7.890.617	2.514.439	3.419.335	- 76,8%	- 68,5%

Damit wird methodisch auf gleiche Weise verfahren wie bei den Berechnungen der verschiedenen Sortiereffizienzen mittels pXRF (siehe Erläuterungen dazu in Abschnitt unter Tabelle 4-18).

Tabelle 4-25 und Tabelle 4-26 zeigen die Veränderungen des Mengenmodells mit den Analysenmethoden pXRF + LIBS bzw. NAA gegenüber dem Status Quo aus AP2.2. für Deutschland. Die

Veränderungen für die europäische Region und global finden sich im Anhang 8, sind prozentual vergleichbar zu den Veränderungen in Deutschland im Jahr 2030.

Tabelle 4-26: Überblick über die Veränderung Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Deutschland 2030 max Status Quo (AP2.2) gegenüber pXRF + LIBS bzw. NAA

Element	D 2030 max AP2.2, in Tonnen	D 2030 max pXRF + LIBS, in Tonnen	D 2030 max pXRF + NAA, in Tonnen	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung AP2.2 -> pXRF + NAA in %
Fe	8.483.841	852.839	1.813.123	- 89,9%	- 78,6%
Si	1.572.406	835.791	835.791	- 46,8%	- 46,8%
Mn	430.060	286.185	286.185	- 33,5%	- 33,5%
Cr	289.121	278.248	278.248	- 3,8%	- 3,8%
Ni	39.720	24.716	25.614	- 37,8%	- 35,5%
Mo	5.589	423	611	- 92,4%	- 89,1%
V	995	995	995	0,0%	0,0%
Al	627.603	338.447	343.247	- 46,1%	- 45,3%
Cu	24.620	2.874	5.021	- 88,3%	- 79,6%
Ti	106.603	55.625	55.625	- 47,8%	- 47,8%
Zr	213,1	25,0	43	- 88,3%	- 79,6%
Nb	27,1	3,2	6	- 88,3%	- 79,6%
W	2.957	347	602	- 88,3%	- 79,6%
Co	1.868	219	380	- 88,3%	- 79,6%
Sn	2.486	292	2.664	- 88,3%	7,2%
Zn	20.279	2.379	4.129	- 88,3%	- 79,6%
Pb	170,2	20,0	35	- 88,3%	- 79,6%
Mg	52.241	23.027	23.027	- 55,9%	- 55,9%
As	212,4	24,9	43	- 88,3%	- 79,6%
Cd	10,4	1,2	2	- 88,3%	- 79,6%
Te	206,8	24,3	42	- 88,3%	- 79,6%
Ta	16,7	16,7	17	0,0%	0,0%
Bi	954	954	954	0,0%	0,0%
Total	11.662.201	2.703.477	3.676.404	- 76,8%	- 68,5%

Die Nachverdünnungseffekte und Verluste in Schlacken, Rauchgas oder in Form von gebundenen Tramp-Metallen verringert sich mit pXRF + LIBS gegenüber den Ergebnissen in AP2.2. um -77% und mit pXRF + NAA gegenüber dem Status Quo in AP2.2 um -69%. Die Reduktionen von

Roheisen finden sowohl bei den Nachverdünnungseffekten wie auch bei den Schlacken statt. Für Kupfer wiederum bei den Nachverdünnungen wie auch den Verlusten im Stahlkreislauf selbst als im Metall gebundenes Legierungselement. Für die verschiedenen Legierungselemente, für die mit LIBS oder NAA keine individuellen Sortiereffizienz gemessen wurde, ergeben sich diese Veränderungen aus den indirekten Effekten, die sich aus der Annahme ergeben, dass durch die verbesserte Sortierung sich das Verhältnis zwischen anreicherungsarmen und anreicherungsreichen Schrottqualitäten ändert und die anreicherungsreichen Schrottfraktionen reduzieren. Für die Legierungselemente, die keine Veränderungen zwischen pXRF und der Kombination aus pXRF + LIBS aufweisen (und damit die gleichen Minderungen gegenüber dem Status Quo aufweisen, siehe Tab. 4-20), sind entweder die Nachverdünnungsaufwände unverändert (z.B. Mn), oder die technisch bedingten Verluste in den Schlacken bleiben aufgrund unveränderter Gesamtschrottmengen gleich. Für Elemente wie Al oder Ni mit geringen Veränderungen gegenüber pXRF sind diese geringen Änderungen auf die geringe Reduktion von sonstigen Verlusten, die sich aus den zugrunde gelegten geringeren anreicherungsarmen Schrottmenge ergeben, während die mengenmäßig bedeutsameren Nachverdünnungs- und Auflegierungseffekte (Ni) bzw. Verluste in Schlacken (Al) unverändert blieben.

Für NAA ist die Veränderung der Sortiereffizienz für Kupfer und damit auch Roheisen gegenüber pXRF geringere als bei LIBS. Daher sind die Reduzierungen der Mengenmodelle bei NAA auch insgesamt geringer als bei LIBS. Aufgrund der sinkenden Sortiereffizienz für Zinn mit NAA gegenüber pXRF steigen die Zinn-Verluste in Form von im Metall gebundene Zinn sogar an. Allerdings wird die verringerte Sortiereffizienz für Zinn iterativ erst auf das verringerte Mengenmodell durch NAA angewandt. Trotzdem sind die Verringerungen der Nachverdünnungseffekte und Verluste auch in der Kombination pXRF + NAA gegenüber dem Status Quo aus AP2.2. für den Großteil der Legierungselemente deutlich.

Tabelle 4-27: Überblick über die Veränderung des KRA aus Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Deutschland 2030 min Status Quo AP2.2 gegenüber pXRF+LIBS bzw NAA

Element	KRA AP2.2, in 1000 t	KRA pXRF + LIBS, in 1000 t	KRA pXRF + NAA, in 1000 t	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung AP2.2 -> pXRF + NAA in %
Fe	40.480	136	5.362	- 99,66%	- 86,75%
Si	9.650	5.129	5.129	- 46,85%	- 46,85%
Mn	6.970	4.638	4.638	- 33,45%	- 33,45%
Cr	4.535	4.364	4.364	- 3,76%	- 3,76%
Ni	6.730	5.020	5.067	- 25,42%	- 24,71%
Mo	5.141	389	562	- 92,43%	- 89,08%
V	0,0	0,0	0,0	0,00%	0,00%
Al	8.099	4.367	4.429	- 46,07%	- 45,31%
Cu	4.224	493	861	- 88,33%	- 79,61%
Ti	29.893	15.598	15.598	- 47,82%	- 47,82%
Zr	64,5	7,6	13,1	- 88,27%	- 79,64%
Nb	0,3	0,0	0,1	- 88,27%	- 79,64%

Element	KRA AP2.2, in 1000 t	KRA pXRF + LIBS, in 1000 t	KRA pXRF + NAA, in 1000 t	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung AP2.2 -> pXRF + NAA in %
W	943	111	192	- 88,27%	- 79,64%
Co	110	12,9	22,3	- 88,27%	-79,64%
Sn	2.738	321	2.934	- 88,27%	7,15%
Zn	411	48,2	83,6	- 88,27%	- 79,64%
Pb	1,7	0,2	0,3	- 88,27%	- 79,64%
Mg	3.567	1.572	1.572	- 55,92%	- 55,92%
As	4,9	0,6	1,0	- 88,27%	- 79,64%
Cd	0,0	0,0	0,0	- 88,27%	- 79,64%
Te	19,8	2,3	4,0	- 88,27%	- 79,64%
Ta	10,7	10,7	10,7	0,00%	0,00%
Bi	82,6	82,6	82,6	0,00%	0,00%
Total	123.675	42.305	50.927	- 65,79%	- 58,82%

Die Umweltbewertungsindikatoren verändern sich entsprechend der Veränderungen der unterlegten Mengenmodelle. Allerdings sieht man in Tabelle 4-27 bis Tabelle 4-29, dass die Rückgänge für die Umweltwirkungen für Roheisen sogar noch ausgeprägter sind als im Mengenmodell selbst. Dies ergibt sich aus dem Umstand, dass zur Berechnung der Umweltindikatoren für die Legierungsmetallen im Bereich Stahl mit Ferro-Legierungen gearbeitet wurde und der dort enthalten Roheisenanteil bei den Umweltbewertungen für Roheisen gegengerechnet wurden. Die Rückgänge der Nachverdünnungseffekte für Chrom und Nickel sind allerdings gering und damit stehen aus den hier verwendeten Prozessdaten für Ferrochrom und Ferronickel entsprechend hohe Mengen an Roheisenanteile zur Verfügung. Damit reduzieren sich die Umwelteffekte des Roheisenanteil, der nicht durch Ferrolegierungen-Prozessen schon abgedeckt werden in der Kombination pXRF und LIBS fast vollständig. Gleichzeitig sieht man, dass die Legierungselemente mit hohem Umweltbelastungspotential wie Chrom, Nickel oder Titan in den Analysen mit pXRF + LIBS bzw. NAA sich gegenüber pXRF kaum bis überhaupt nicht verändern und somit die Veränderungen der Gesamtergebnisse für den KRA, den KEA und den Carbon Footprint entsprechend geringer ausfallen als für Roheisen oder Kupfer oder im Vergleich zu den Veränderungen der Mengenmodelle an sich. Im Fall von pXRF + NAA sind die Rückgänge der Umweltindikatoren im Vergleich zu pXRF fast identisch (KRA: -58,2% pXRF und -58,8% für pXRF +NAA, KEA: -52,2% pXRF und -53,5% pXRF + NAA, CF: -53,4% pXRF und -54,9% pXRF + NAA), obwohl die die Rückgänge des Mengenmodells für die Kombination pXRF + NAA 4,2% höher sind als nur für pXRF. Das Mengenmodell gegenüber den Ergebnissen in AP2.2. geht für die Kombination pXRF + LIBS sogar um 12,5%-Punkte zurück gegenüber pXRF (-64,3% für pXRF vs. -76,8% für pXRF + LIBS). Aber auch hier sind die Verbesserungen, die sich aus der Kombination pXRF + LIBs gegenüber nur pXRF für die drei Umweltindikatoren ergeben geringer als im Mengenmodell: Der KRA sinkt zusätzlich um weitere -7,6% Punkte, der KEA um -4,2% und der CF um -4,5% gegenüber den Ergebnissen, die nur mit pXRF erreicht werden.

Tabelle 4-28: Überblick über die Veränderung des KEA aus Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Deutschland 2030 min Status Quo AP2.2 gegenüber pXRF+LIBS bzw. NAA

Element	KEA AP2.2, in GJ	KEA pXRF + LIBS, in GJ	KEA pXRF + NAA, in GJ	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung AP2.2 -> pXRF + NAA in %
Fe	110.878	372	14.686	- 99,66%	- 86,75%
Si	173.262	92.095	92.095	- 46,85%	- 46,85%
Mn	12.141	8.079	8.079	- 33,45%	- 33,45%
Cr	13.948	13.423	13.423	- 3,76%	- 3,76%
Ni	16.039	11.962	12.075	- 25,42%	- 24,71%
Mo	774,0	58,6	84,6	- 92,43%	- 89,08%
V	0,0	0,0	0,0	0,00%	0,00%
Al	139.443	75.198	76.264	- 46,07%	- 45,31%
Cu	3.864	451	788	- 88,33%	- 79,61%
Ti	44.912	23.435	23.435	- 47,82%	- 47,82%
Zr	8,0	0,9	1,6	- 88,27%	- 79,64%
Nb	0,1	0,0	0,0	- 88,27%	- 79,64%
W	144,2	16,9	29,3	- 88,27%	- 79,64%
Co	243,3	28,5	49,5	- 88,27%	-79,64%
Sn	740	86,8	793	- 88,27%	7,15%
Zn	1.069	125	218	- 88,27%	- 79,64%
Pb	5,0	0,6	1,0	- 88,27%	- 79,64%
Mg	62.289	27.456	27.456	- 55,92%	- 55,92%
As	3,3	0,4	0,7	- 88,27%	- 79,64%
Cd	0,2	0,0	0,0	- 88,27%	- 79,64%
Te	36,3	4,3	7,4	- 88,27%	- 79,64%
Ta	77,5	77,5	77,5	0,00%	0,00%
Bi	305,2	305	305	0,00%	0,00%
Total	580.181	253.176	269.869	- 56,36%	- 53,49%

Tabelle 4-29: Überblick über die Veränderung des Carbon Footprint aus Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Deutschland 2030 min Status Quo AP2.2 gegenüber pXRF+LIBS bzw. NAA

Element	CF AP2.2, in 1000 t CO_2-Äqu.	CF pXRF + LIBS, in 1000 t CO_2-Äqu.	CF pXRF + NAA, in 1000 t CO_2-Äqu.	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung AP2.2 -> pXRF + NAA in %
Fe	14.510	48,7	1.922	- 99,66%	- 86,75%
Si	5.206	2.767	2.767	- 46,85%	- 46,85%
Mn	623	414	414	- 33,45%	- 33,45%
Cr	864	832	832	- 3,76%	- 3,76%
Ni	1.093	815	823	- 25,42%	- 24,71%
Mo	17,9	2,1	3,6	- 92,43%	- 89,08%
V	0,0	0,0	0,0	0,00%	0,00%
Al	14.669	7.911	8.023	- 46,07%	- 45,31%
Cu	181	21,1	36,9	- 88,33%	- 79,61%
Ti	27.846	14.530	14.530	- 47,82%	- 47,82%
Zr	0,6	0,1	0,1	- 88,27%	- 79,64%
Nb	0,0	0,0	0,0	- 88,27%	- 79,64%
W	8,0	0,9	1,6	- 88,27%	- 79,64%
Co	18,5	2,2	3,8	- 88,27%	-79,64%
Sn	49	5,8	53,0	- 88,27%	7,15%
Zn	89,3	10,5	18,2	- 88,27%	- 79,64%
Pb	0,4	0,0	0,1	- 88,27%	- 79,64%
Mg	2.565	1.131	1.131	- 55,92%	- 55,92%
As	0,2	0,0	0,0	- 88,27%	- 79,64%
Cd	0,0	0,0	0,0	- 88,27%	- 79,64%
Te	1,9	0,2	0,4	- 88,27%	- 79,64%
Ta	4,8	4,8	4,8	0,00%	0,00%
Bi	19,7	19,7	19,7	0,00%	0,00%
Total	67.768	28.516	30.584	- 57,92%	- 54,87%

Die Ergebnisse für die Umweltbewertung für das Mengenmodell Deutschland 2030 max sowie für Europa und Global befinden sich im Anhang 8. Sind in ihren prozentualen Veränderungen jedoch vergleichbar wie die hier präsentierten Veränderungen der Umweltbewertungen der Ergebnisse mit pXRF +LIBS bzw. NAA gegenüber den Ergebnissen für das Mengenmodell Deutschland 2030 min in AP2.2 (Status Quo).

4.4 Kupfer und Zink

Die in AP3 durchgeführten Sortierversuche und die Ermittlung von Sortiereffizienzen sind auf die iterative Herleitung der Umweltwirkung des Kupfer- und Zinkrecyclings im Bereich Messing und niedriglegiertem Kupferschrott auf der einen Seite und den EAF-Stäuben auf der anderen Seite nicht direkt anwendbar. Zinkanreicherungen in EAF-Stäuben, die anschließend mit hohem Aufwand wieder zu Wälzoxid aufbereitet werden müssen, sind kein Problem von zu schlechter Sortierung, sondern würde einen zusätzlichen Aufbereitungsschritt für verzinkten Stahlschrott erforderlich machen. Daher ist die Frage der Verwendung einer verbesserten Sortiereffizienz nur für die Abschätzung des Messing-Anteils und der niedriglegierten Kupferschrotte, die den Weg der Raffination gehen, von Relevanz.

Die Sortiereffizienz von Kupfer und Zink wird in den Sortierversuchen der Buntmetall-Probe in der Kombination aus Formvorsortierung und Wirbelstromscheider als Wert 185,1% (Kupfer) bzw. 139,3% (Zink) angegeben. Werden diese Werte ins Verhältnis zu 100% gesetzt, ergibt sich daraus die Interpretation, dass aufgrund der verbesserten Sortierung, die Kupferkonzentration in der geringer angereicherten Schrottfraktion anschließend auf 54% der zuvor gemessenen Konzentration der unsortierten Schrottprobe gesunken ist, während die Konzentration von Zink auf den Wert von 71,8% der vorherigen Konzentration fiel. Bezogen auf die durchschnittliche Kupferkonzentration der Buntmetall-Probe würde somit die Kupferkonzentration rechnerisch in der anreicherungsarmen Schrottfraktion sinken. Allerdings ist Kupfer das Hauptelement im Buntmetallschrott und wie schon bei den Berechnungen für Stahl und Aluminium erläutert, funktioniert die Berechnungsmethode nicht für das Hauptmetall der einzelnen Schrottproben. Daher wurde für alle restlichen chemischen Elemente der Buntmetall-Schrottprobe die Sortiereffizienz ermittelt und anschließend die Summe ihrer Metall-Konzentration im verunreinigungsarmen Schrott ermittelt. Die Differenz dieser Summe von 100% wurde als Kupferanteil interpretiert. Damit stieg also die Kupferkonzentration in der anreicherungsarmen Fraktion, da sich die anderen Legierungselemente stärker in der zweiten, angereicherten Fraktion konzentrieren. Die Begrifflichkeiten „anreicherungsreich“ und „anreicherungsarm“ bezieht sich dabei immer auf die Legierungselemente und nicht das Hauptmetall, dass sich vielmehr in der anreicherungsarmen Schrottfraktion aufkonzentriert. Betrug die Summe der Legierungsmetalle in der unsortierten Buntmetallprobe zusammen 41,6%, so sank deren Anteil in der verunreinigungsarmen Fraktion aufgrund der Sortierung auf 25,3%. Die Differenz zu 100% wird als Kupferanteil interpretiert. Werden nun diese beiden Kupferkonzentrationen ins Verhältnis gesetzt, kann daraus eine 28,7% verbesserte Sortierung von Kupfer abgeleitet werden

Im Bereich Stahl und Aluminium wurden diese einzelnen Sortiereffizienzen auf Absolutwerte der Simulation angewandt. Allerdings auf die Mengenanteile bei denen angenommen wird, dass diese als relativ vermischte Schrotte vorliegen. Analog könnte auch für Messingschrott und niedriglegierter Kupfer-Schrott vorgegangen werden und eine verbesserte Sortierung für die Anteile unterstellt werden, die aktuell nicht direkt wieder eingeschmolzen werden können, sondern in die Raffination gehen. Die Menge an Messing, die in die Abschätzung mit einfließt, sollte dabei aufgrund des höheren Kupferanteils in der Legierung und der ökonomischen Bedeutung von Kupfer anhand der Sortiereffizienz von Kupfer bewertet werden und nicht aufgrund der Sortiereffizienz von Zink.

In AP2.2 wurden die Zink- und Kupferanteile des Messingschrotts sowie die Anteile an niedriglegiertem Kupferschrott, die aufgrund von Vermischung über die Raffination rezykliert werden, mengenmäßig bestimmt und anschließend aus der Gegenüberstellung der Prozessdaten der Raffination mit der Direkteinschmelze eine Umweltbewertung vorgenommen. Mit Hilfe der hier skizzierten Verwendung der verbesserten Sortiereffizienz kann somit dargestellt werden, wie sich die Mengenverhältnisse der Schrottanteile reduzieren, die aufgrund von Vermischung über

die Raffination rezykliert werden müssen. Dieses reduzierte Mengenmodell kann anschließend wieder mit der Umweltbewertung aus AP2.2 analysiert und die Differenz und damit die Einspareffekte für diese Kupfer- und Zinkschrottfraktionen dargestellt werden.

In Tabelle 4-30 ist erkennbar, dass die Gesamtsumme an Schrotten gleichbleibt, es aber aufgrund der verbesserten Sortierung mehr Schrotte direkt wieder eingeschmolzen werden können. Daher sinkt der Anteil der Raffination, während der Anteil der Direkteinschmelzung ansteigt.

Tabelle 4-30: Zusammensetzung Kupferschrotte in Deutschland in 2030, in Tonnen mit und ohne Sortierverbesserung

Schrottkategorie	Ohne Sortierverbesserung		Mit Sortierverbesserung		Prozentuale Veränderung	
	DE 2030 min	DE 2030 max	DE 2030 min	DE 2030 max	DE 2030 min.	DE 2030 max
Kupfer aus der Aufbereitung von Altschrotten	359.336	403.999	256.206	288.051	- 28,70%	- 28,70%
Davon Messing (Anteil Kupfer)	70.661	79.444	50.382	56.644	- 28,70%	- 28,70%
Davon reines Kupfer/niedriglegiertes Kupfer	216.506	243.416	154.369	173.556	- 28,70%	- 28,70%
Davon sonstige Kupferlegierungen	72.169	81.139	51.456	57.852	- 28,70%	- 28,70%
Kupfer Neuschrotte	291.472	327.701	357.675	402.132	22,71%	22,71%
Davon reines Kupfer/niedriglegiertes Kupfer	218.604	245.776	268.257	301.599	22,71%	22,71%
Davon sonstige Kupferlegierungen	72.868	81.925	89.419	100.533	22,71%	22,71%
Messingschrott zum Direkteinschmelzen	162.575	182.783	199.502	224.299	22,71%	22,71%
Summe Raffination	359.336	403.999	256.206	288.051	- 28,70%	- 28,70%
Summe Direkteinschmelzung	454.048	510.483	557.177	626.431	22,71%	22,71%
Gesamt	**813.384**	**914.483**	**813.384**	**914.483**	**0,00%**	**0,00%**

Aus den drei nachfolgenden Tabellen kann man erkennen, dass aufgrund der Sortierverbesserung der Anteil der Raffination in Deutschland um rund 100 kt sinkt und global gesehen sogar um ca. 600 kt (bezogen auf den Kupferanteil im Messing).

Tabelle 4-31: Zusammensetzung Kupferschrotte in Europa in 2030, in Tonnen mit und ohne Sortierverbesserung

Schrottkategorie	Ohne Sortierverbesserung		Mit Sortierverbesserung		Prozentuale Veränderung	
	EU 2030 min	EU 2030 max	EU 2030 min	EU 2030 max	EU 2030 min.	EU 2030 max
Kupfer aus der Aufbereitung von Altschrotten	1.969.207	2.283.397	1.404.044	1.628.062	- 28,70%	- 28,70%
Davon Messing (Anteil Kupfer)	315.871	366.269	276.098	320.150	- 12,59%	- 12,59%
Davon reines Kupfer/niedriglegiertes Kupfer	1.240.001	1.437.846	845.960	980.934	- 31,78%	- 31,78%
Davon sonstige Kupferlegierungen	413.334	479.282	281.987	326.978	- 31,78%	- 31,78%
Kupfer Neuschrotte	1.163.258	1.348.858	1.432.782	1.661.385	23,17%	23,17%
Davon reines Kupfer/niedriglegiertes Kupfer	872.443	1.011.643	1.074.587	1.246.039	23,17%	23,17%
Davon sonstige Kupferlegierungen	290.814	337.214	358.196	415.346	23,17%	23,17%
Messingschrott zum Direkteinschmelzen	503.529	583.868	799.168	926.676	58,71%	58,71%
Summe Raffination	1.969.207	2.283.397	1.404.044	1.628.062	- 28,70%	- 28,70%
Summe Direkteinschmelzung	1.666.787	1.932.726	2.231.950	2.588.061	33,91%	33,91%
Gesamt	**3.635.994**	**4.216.123**	**3.635.994**	**4.216.123**	**0,00%**	**0,00%**

Tabelle 4-32: Zusammensetzung Kupferschrotte weltweit in 2030, in Tonnen mit und ohne Sortierverbesserung

Schrottkategorie	Ohne Sortierverbesserung		Mit Sortierverbesserung		Mit Sortierverbesserung	
	GLO 2030 min	GLO 2030 max	GLO 2030 min	GLO 2030 max	GLO 2030 min	GLO 2030 max
Kupfer aus der Aufbereitung von Altschrotten	9.009.062	9.766.001	6.423.461	6.963.159	- 28,70%	- 28,70%
Davon Messing (Anteil Kupfer)	894.730	969.904	637.942	691.542	- 28,70%	- 28,70%
Davon reines Kupfer/niedriglegiertes Kupfer	6.085.750	6.597.073	4.339.139	4.703.713	- 28,70%	- 28,70%

Schrottkategorie	Ohne Sortierverbesserung		Mit Sortierverbesserung		Mit Sortierverbesserung	
	GLO 2030 min	GLO 2030 max	GLO 2030 min	GLO 2030 max	GLO 2030 min	GLO 2030 max
Davon sonstige Kupferlegierungen	2.028.583	2.199.024	1.446.380	1.567.904	- 28,70%	- 28,70%
Kupfer Neuschrotte	4.755.704	5.155.277	6.034.170	6.541.159	26,88%	26,88%
Davon reines Kupfer/niedriglegiertes Kupfer	3.566.778	3.866.458	4.525.627	4.905.869	26,88%	26,88%
Davon sonstige Kupferlegierungen	1.188.926	1.288.819	1.508.542	1.635.290	26,88%	26,88%
Messingschrott zum Direkteinschmelzen	2.058.563	2.231.523	3.365.699	3.648.484	63,50%	63,50%
Summe Raffination	9.009.062	9.766.001	6.423.461	6.963.159	- 28,70%	- 28,70%
Summe Direkteinschmelzung	6.814.267	7.386.800	9.399.868	10.189.643	37,94%	37,94%
Gesamt	**15.823.330**	**17.152.801**	**15.823.330**	**17.152.801**	**0,00%**	**0,00%**

Aus diesen Veränderungen der Zusammensetzung der Kupferschrotte ergeben sich zwangsläufig auch Änderungen bei den Umweltbewertungsindikatoren im gleichen prozentualen Umfang. Diese sinken, wenn der Anteil der Direkteinschmelze gegenüber der Raffination steigt. Dies wird in den nächsten Tabellen deutlich:

Tabelle 4-33: Gegenüberstellung der Einspareffekt bei höheren Anteilen an Direkteinschmelzung von niedriglegiertem Kupfer und Messingschrott (Kupferanteil) aufgrund verbesserter Sortiertechnik, Deutschland 2030

Umweltkategorie	Ohne Sortierverbesserung		Mit Sortierverbesserung		
	D 2030 min	D 2030 max	D 2030 min	D2030 max	Veränderung in %
KRA in 1000 t	2.548	2.864	1.817	2.042	- 28,7%
KEA in 1000 GJ	5.994	6.739	4.274	4.805	- 28,7%
Carbon Footprint in 1000 t	336	378	240	270	- 28,7%

Tabelle 4-34: Gegenüberstellung der Einspareffekt bei höheren Anteilen an Direkteinschmelzung von niedriglegiertem Kupfer und Messingschrott (Kupferanteil) aufgrund verbesserter Sortiertechnik, Europa 2030

Umweltkategorie	Ohne Sortierverbesserung		Mit Sortierverbesserung		
	EU 2030 min	EU 2030 max	EU 2030 min	EU 2030 max	Veränderung in %
KRA in 1000 t	13.798	15.999	9.837	11.408	- 28,7%

Umweltkategorie	Ohne Sortierverbesserung		Mit Sortierverbesserung		
	EU 2030 min	EU 2030 max	EU 2030 min	EU 2030 max	Veränderung in %
KEA in 1000 GJ	32.393	37.561	23.096	26.781	- 28,7%
Carbon Footprint in 1000 t	1.817	2.107	1.296	1.502	- 28,7%

Tabelle 4-35: Gegenüberstellung der Einspareffekt bei höheren Anteilen an Direkteinschmelzung von niedriglegiertem Kupfer und Messingschrott (Kupferanteil) aufgrund verbesserter Sortiertechnik, Global 2030

Umweltkategorie	Ohne Sortierverbesserung		Mit Sortierverbesserung		
	GLO 2030 min	GLO2030 max	GLO 2030 min	GLO 2030 max	Veränderung in %
KRA in 1000 t	61.858	67.055	44.105	47.810	- 28,7%
KEA in 1000 GJ	144.689	156.846	103.163	111.831	- 28,7%
Carbon Footprint in 1000 t	8.117	8.799	5.797	6.274	- 28,7%

Schließlich muss noch der Zinkanteil im Messing analysiert werden. Aus dem Mengenmodell für Kupfer, und hier aus dem Kupferanteil im Messing der in die Raffination geht, können anhand einer durchschnittlichen Zusammensetzung des Messings aus 61% Kupfer und 39% sowohl gesamte die Messingmenge als auch der Zinkanteil für die drei räumlichen Ebenen und den jeweils zwei Wachstumspfaden für das Jahr 2030 abgeschätzt werden. Und zwar einmal im Status Quo ohne Sortierverbesserung und einmal mit Sortierverbesserung.

Tabelle 4-36: Mengenmodell Messingrecycling über Raffination insgesamt und Zinkanteil, ohne Sortierverbesserung

Element	D 2030 min, in Tonnen	D 2030 max, in Tonnen	EU 2030 min, in Tonnen	EU 2030 max, in Tonnen	GLO 2030 min, in Tonnen	GLO 2030 max, in Tonnen
Messing	115.838	130.237	517.822	600.441	1.466.770	1.590.007
Zinkanteil im Messing	45.177	50.792	201.951	234.172	572.040	620.103

Tabelle 4-37: Mengenmodell Messingrecycling über Raffination insgesamt und Zinkanteil, mit Sortierverbesserung

Element	D 2030 min, in Tonnen	D 2030 max, in Tonnen	EU 2030 min, in Tonnen	EU 2030 max, in Tonnen	GLO 2030 min, in Tonnen	GLO 2030 max, in Tonnen
Messing	82.593	92.859	369.207	428.115	1.045.807	1.133.675
Zinkanteil im Messing	32.211	36.215	143.991	166.965	407.865	442.133

Die Mengenveränderungen zwischen den Berechnungen mit einer verbessersten Sortiereffizienz und ohne sind prozentual identisch zu den Berechnungen für Kupfer und auch die Umweltindikatoren für die Unterschiede zwischen Direkteinschmelzung:

Tabelle 4-38: Prozentuale Veränderung des Mengenmodell Messingrecycling über Raffination insgesamt und Zinkanteil, mit und ohne Sortierverbesserung

Element	D 2030 min, in Tonnen	D 2030 max, in Tonnen	EU 2030 min, in Tonnen	EU 2030 max, in Tonnen	GLO 2030 min, in Tonnen	GLO 2030 max, in Tonnen
Messing	- 28,70%	- 28,70%	- 28,70%	- 28,70%	- 28,70%	- 28,70%
Zinkanteil im Messing	- 28,70%	- 28,70%	- 28,70%	- 28,70%	- 28,70%	- 28,70%

Und für den Zinkanteil kann wiederum eine Umweltbewertung anhand der Differenz zwischen dem ökologischen Aufwand der Direkteinschmelze und des Weges über die Raffination vorgenommen werden. Diese Daten sind in den nachfolgenden Tabellen aufgeführt.

Tabelle 4-39: Gegenüberstellung der Einspareffekt bei höheren Anteilen an Direkteinschmelzung von niedriglegiertem Messingschrott (Zinkanteil) aufgrund verbesserter Sortiertechnik, Deutschland 2030

Umweltkategorie	Ohne Sortierverbesserung		Mit Sortierverbesserung		
	D 2030 min	D 2030 max	D 2030 min	D2030 max	Veränderung in %
KRA in 1000 t	404	454	288	324	- 28,7%
KEA in 1000 GJ	985	1.107	702	789	- 28,7%
Carbon Footprint in 1000 t	55,3	62,1	39,4	44,3	- 28,7%

Tabelle 4-40: Gegenüberstellung der Einspareffekt bei höheren Anteilen an Direkteinschmelzung von Messingschrott (Zinkanteil) aufgrund verbesserter Sortiertechnik, Europa 2030

Umweltkategorie	Ohne Sortierverbesserung		Mit Sortierverbesserung		
	EU 2030 min	EU 2030 max	EU 2030 min	EU 2030 max	Veränderung in %
KRA in 1000 t	1.805	2.093	1.287	1.493	- 28,7%
KEA in 1000 GJ	4.403	5.105	3.139	3.640	- 28,7%
Carbon Footprint in 1000 t	247	286	176	204	- 28,7%

Die neuen Sortierversuche mit Kupferschrotten ergaben keine veränderten Sortiereffizienzen gegenüber pXRF. Daher können hier keine weiteren Berechnungen mit LIBS oder NAA durchgeführt und ausgewertet werden.

Tabelle 4-41: Gegenüberstellung der Einspareffekt bei höheren Anteilen an Direkteinschmelzung von Messingschrott (Zinkanteil) aufgrund verbesserter Sortiertechnik, Global 2030

Umweltkategorie	Ohne Sortierverbesserung		Mit Sortierverbesserung		
	GLO 2030 min	GLO2030 max	GLO 2030 min	GLO 2030 max	Veränderung in %
KRA in 1000 t	5.114	5.544	3.646	3.953	- 28,7%
KEA in 1000 GJ	12.470	13.518	8.891	9.639	- 28,7%
Carbon Footprint in 1000 t	700	758	499	541	- 28,7%

5 AP 5 Handlungsempfehlungen (TU Dortmund)

Basierend auf den Ergebnissen der AP 1 bis 4 sind Optionen zu unterbreiten, wie sich die dort entwickelten Konzepte in der Metallrecyclingwirtschaft zur Hebung der ermittelten Potentiale und zur flächendeckenden Verbreitung der legierungsspezifischen Sortierung verankern lassen. Hierzu sind sowohl Anstöße zu Eigeninitiativen der betroffenen (Wirtschafts-) Akteure zu geben als auch Vorschläge für politische Impulse und rechtliche Vorgaben zu unterbreiten. Dabei ist die Vereinbarkeit mit EU-rechtlichen Vorgaben zu berücksichtigen. Es ist auf die vorgesehenen Rollen der beteiligten Akteure einzugehen. Der geographische Bezug (für Deutschland, EU, global) sowie der Grad der Verbindlichkeit der Option sind anzugeben. Das prioritäre Ziel dieser Handlungsempfehlungen ist die Etablierung eines möglichst hochwertigen Recyclings der untersuchten Metalle und ihrer Legierungselemente durch Vermeidung des Downcyclings.

Tabelle 5-1 zeigt das Vorgehen zur Bearbeitung des AP5 und stellt den Aufbau des Kapitels 5 dar.

Tabelle 5-1: Aufbau des Arbeitspakets 5

Arbeitspaket	Aufgaben
5.1	***Technische Herausforderungen und Handlungsfelder*** Ableitung technischer Herausforderungen und Handlungsfelder der Vermeidung von Downcycling aus AP1 bis AP4
5.2	***Politische Handlungsempfehlungen*** Darlegung politischer Instrumentarien als Handlungsempfehlungen zur Vermeidung von Downcycling-Effekte, einschließlich Risiken und Herausforderungen mit Lösungsansätzen
5.3	***Gesamteinschätzung*** Zusammenfassung und Gegenüberstellung von Chancen, Zielen sowie Risiken und Herausforderungen der politischen Handlungsempfehlungen

5.1 Technische Herausforderungen und Handlungsfelder

Aus AP1 bis AP4 lassen sich technische Herausforderungen und Handlungsfelder ableiten, anhand derer sich politische Handlungsoptionen begründen lassen. Die technischen Handlungsfelder werden im Folgenden erläutert.

5.1.1 Handlungsfeld: Datengrundlage

In AP2 führen Informationsdefizite der Schrottqualität und -zusammensetzung zu methodischen Schwierigkeiten der Berechnung „verlorener Massen“ durch Downcycling. Reale Berechnungen sind seitens der Wissenschaft mit aktueller Datenlage aus diesem Grund nicht durchzuführen, lediglich experimentelle Berechnungen. Die Herstellung der Nachvollziehbarkeit der Vielfalt legierungsspezifischer Eigenschaften und Stoffströme durch fortlaufende Erfassung, Ermittlung und Dokumentation von legierungsspezifischen Stoffströmen, Legierungselementanteilen und Kontaminationen bei Erzeugnissen, Materialien und Stoffen sowie der Quelle und Behandlung von Abfallströmen nimmt daher eine entscheidende Rolle ein. Ziel ist eine realistische technische Quantifizierung und Modellierung zu ermöglichen, anhand derer ermittelt werden kann, welche Massen an Metallen, Metalllegierungen und Legierungselemente durch Downcycling-Effekte dauerhaft ihre technische Nutzbarkeit verlieren. Voraussetzung ist, dass Kooperationen zwischen Recyclingwirtschaft und Wissenschaft stattfinden, um quantitative Recyclingziele zur Vermeidung von Downcycling festzusetzen.

5.1.2 Handlungsfeld: Klare Definition von Recycling und Downcycling

Gemäß AP1 gennannte heterogene und unklare Definitionen des Recyclings stehen einem einheitlichen Verständnis im Wege. Aus diesem Grund ist der Zweck des Recyclings zu definieren, um Downcycling und die damit zusammenhängende Einschränkung des Zweckes des Rezyklats zu identifizieren (Richtlinie 2008/98/EG 2008; KrWG). Daneben ist zwischen verschiedenen Arten des Downcyclings zu unterscheiden: funktionales (Einschränkung des Einsatzspektrums), thermodynamisches (Überschreitung des thermodynamischen Aufwands der Herstellung) und ökonomisches Downcycling (Verringerung des Gebrauchswerts bzw. Handelspreises) (Europäische Kommission 2013a; Geyer et al. 2016; Koffler und Florin 2013; Gößling 2001; Chen und Graedel 2012; Kristof Kora und Hennicke 2010). Downcycling ist im Rahmen der Recyclingziele als Phänomen zu verankern, das auftreten kann, nicht erwünscht, aber nicht immer unumgänglich ist (Koffler und Florin 2013; Geyer et al. 2016; Europäisches Parlament 2017). Hervorzuheben ist in diesem Zusammenhang das Ziel des hochwertigen Recyclings. Hierbei ist das „vermeidbare“ von dem „unvermeidbaren“ Downcycling abzugrenzen. Forschung und Industrie müssen eine breite Datenbasis für das Downcycling schaffen, die in zukünftigen Überarbeitungen des KrWG in Form von Quoten und Grenzwerten eingebunden wird (siehe hierzu AP1 bis AP4).

5.1.3 Handlungsfeld: Spezifikation der Produkteigenschaften

Für fundierte Entscheidungen relevanter Akteur*innen der Wissenschaft, Politik und Recyclingwirtschaft sind Stoffströme aus Demontage, Sortierung und Recycling standardisiert und fortlaufend zu ermitteln, zu dokumentieren und zu berichten. Neu entwickelte, optimierte und effizient integrierte Analyseverfahren sowie stetig verbesserte Sensortechnik sollten das technische Equipment für die zuverlässige Erfassung und Dokumentation darstellen. Mithilfe dieser Grundlage sind Produkteigenschaften zu spezifizieren und Ziel- bzw. Grenzwerte zu quantifizieren, wie z. B. der Verzicht auf definierte Legierungselemente, die keine Funktion erfüllen oder keinen Teil der Ausgangslegierung darstellen, jedoch zu Downcycling führen, z. B. Kobalt in Chrom-Nickel-Legierungen (siehe hierzu AP1 bis AP4).

5.1.4 Handlungsfeld: Technische Optimierung des End-of-Life

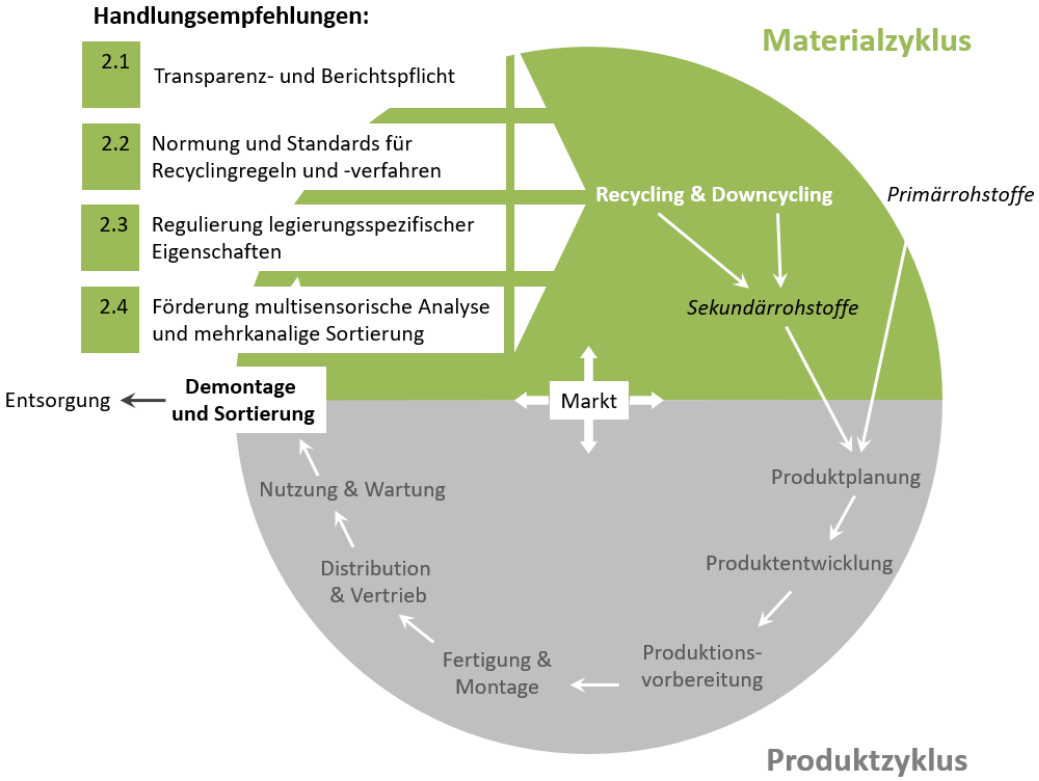
Um ein hochwertiges Recycling zu gewährleisten, sind legierungsspezifische Stoffströme mit möglichst hoher Sortiertiefe voneinander zu trennen. In diesem Zusammenhang wird angestrebt, binäre Einzelsortierverfahren durch mehrkanalige Mehrstufensortierung zu ersetzen. Ziel ist die zuverlässige Abtrennung von Elementen außerhalb der Ausgangslegierung (Berger 2020; Raabe et al. 2019). Die geeignete Sortiertechnik ist dabei möglichst frühzeitig zu nutzen, um eine Anreicherung von unerwünschten und nicht notwendige Elementen zu vermeiden, insbesondere bei Aluminium-Legierungen, die besonders anfällig für Verunreinigungen sind (Raabe et al. 2019). Um Schwächen einzelner Analyse-, Sortier- und Recyclingtechniken, wie in AP3 identifiziert, zu kompensieren, wird darüber hinaus der verbreitete Einsatz moderner und vor allem kombinierbarer Analyse-, Sortier- und Recyclingtechnik angestrebt, beispielsweise Kombination der Analysemethoden XRF und LIBS sowie Kamera-/Sensortechnik. Eine spezifische (Stahl, Aluminium, Kupfer, Zink) Auslegung der Anlagen begünstigt die genauere Sortierung.

5.2 Politische Handlungsempfehlungen

Anhand der beschriebenen technischen Herausforderungen und Handlungsfelder sind politische Handlungsoptionen entlang den Metalllegierungen angehörigen Material- und Produktzyklen zu

erschließen. Abbildung 5-1 zeigt eine schematische Prozesskette, die einzelne Wertschöpfungsprozesse sowie Prozesse des End-of-Life abdeckt und zur Einordnung abgeleiteter Handlungsempfehlungen dient.

Abbildung 5-1: Schematische Prozesskette und politische Handlungsfelder



Quelle: Eigene Darstellung, TU Dortmund

Gemäß der in Kapitel 5.1 geschilderten Herausforderungen stellen die Transparenz- und Berichtspflicht, die Normung und Standardisierung von Recyclingregeln und -verfahren, die Regulierung legierungsspezifischer Eigenschaften sowie die Förderung multisensorischer Analyse und mehrkanaliger Sortierung Maßnahmen dar, die zur Vermeidung von Downcycling-Effekten beitragen können.

Im weiteren Verlauf werden die Handlungsempfehlungen mit möglichen Umsetzungswegen auf politischer Ebene, Chancen und Risiken sowie Lösungsansätzen näher beleuchtet.

5.2.1 Transparenz- und Berichtspflicht

Aufgrund von Informationsdefiziten bestehen methodische Schwierigkeiten realer Berechnungen, die zu Unsicherheiten der Ergebnisse führen. Daher ist es erforderlich eine zuverlässige und umfassende Datengrundlage, wie in Abschnitt 5.1.1 erläutert, auf Basis fortlaufender Ermittlung legierungsspezifischer Stoffströme und Produkteigenschaften zu schaffen. Mit der Voraussetzung der Anwendung moderner Technik sind so Schwachstellen und Hotspots zu identifizieren, sowie zielgerichtete Maßnahmen, wie Grenzwerte, Quoten und Zielwerte zu definieren, die hochwertiges Recycling gewährleisten. In diesem Zuge sind weitere Handlungsempfehlungen mit quantitativen Daten untermauern. Aus diesem Grund wird zum einen die Transparenz- und Berichtspflicht dynamischer, legierungsspezifischer Stoffströme relevanter Akteur*innen, zum anderen die Nachweispflicht der Zusammensetzung und Recyclingeigenschaften von Produkten

empfohlen. Der hohe Aufwand der Erfassung und Dokumentation ist dabei durch die Ausarbeitung eines effizienten Vorgehens, Standardisierung sowie den Einsatz moderner Analyse- und Sortiertechnik minimal zu halten.

5.2.1.1 Transparenz- und Berichtspflicht legierungsspezifischer Stoffströme

Die quantitative Berechnung der durch Downcycling-Effekte hervorgerufenen Verluste ist mit hohen Unsicherheiten behaftet, wie AP2 zeigte. Zum Teil konnten lediglich experimentelle Kalkulationen durchgeführt werden, für die rechnerische Schrottqualitäten und-zusammensetzungen herangezogen wurden. Bei Aluminiumknetlegierung-Schrotten liegt der Grund in dem Informationsdefizit der chemischen Zusammensetzung der Schrotte. Im Bereich des Stahls liegen zwar Werte für reale sortierte Schrottchargen (post consumer Schrotte) eines Abfallunternehmens vor, jedoch fehlen hier Informationen über die legierungsspezifische Stahlnachfrage, weswegen entsprechende Kalkulationen anhand von Beispiel-Ziellegierungen je Branche durchgeführt werden mussten. Zu beachten ist, dass Stahlwerke noch weitere Sortierungen des Stahlschrotts vornehmen oder ein Vermischen mit Neuschrotte stattfindet. Daher müssten zur Berechnung der Verluste die von Stahlwerke benutzten Schrottzusammensetzungen als mengenbezogene Datenbasis dienen. Es sind folglich Informationslücken zu schließen, um reale Werte als Basis für politische Entscheidungen, wie der Festlegung von Grenzwerten sowie der Regulierung von Downcycling-Effekten, zur Verfügung zu haben. Als weiteres Ziel ist die zuverlässige und vollständige Kenntnis relevanter Informationen für eine sorgfältige Demontage, Sortierung und Trennung zu nennen. Eine fortlaufende Ermittlung von legierungsspezifischen Stoffströmen sowie die Angabe von Quelle und Behandlung von Abfällen gelten außerdem als Voraussetzung, um Verwerter*innen die erforderlichen Informationen der aufzubereitenden Produkte und Materialien bereit zu stellen.

Die aktuelle Abfallstatistik gliedert die Daten zur Überwachung der Ziele für Verwertung und Recycling lediglich in Batterien, Altfahrzeuge, Verpackungen und Verpackungsabfälle, und Elektronik und Elektronik-Altgeräte (eurostat). Von Bedeutung ist darüber hinaus die spezifische und separate Erfassung und Angabe einzelner Legierungen und Legierungselemente. Eine fortlaufende Nachweisverpflichtung der Materialzusammensetzung von Produkten kann in diesem Zusammenhang als unterstützendes Instrument dienen. Entsorgungsunternehmen, Hersteller*innen, Aufbereiter*innen sowie Verwerter*innen sind mit diesem Hintergrund zur Transparenz und Berichterstattung der Menge, Zusammensetzung und Behandlung von legierungsspezifischen Produkten bzw. des Schrotts zu verpflichten.

Gesteigerte Transparenz bietet die Berichterstattung über verkaufte, gesammelte sowie behandelte Einheiten. So besteht beispielsweise in Deutschland eine Registrierungspflicht von Elektrogeräten, Verpackungen sowie Batterien, um diese in den Verkehr zu bringen (siehe z. B. ElektroG). Registrierungspflichten können um regulative Maßnahmen ergänzt werden. Beispielsweise sind in Schweden Hersteller*innen und Händler*innen von elektronischen Geräten dazu verpflichtet, sich beim schwedischen Umweltbundesamt eintragen zu lassen und die Menge der verkauften, gesammelten und behandelten Einheiten zu berichten. Erfolgt dies nicht oder verspätet, droht ein Bußgeld von umgerechnet knapp 1.000 Euro. (Wilts et al. 2014; Kjellsdotter Ivert et al. 2015)

Ebenso bestehen für den Wissenstransfer zwischen Hersteller*innen und Aufbereiter*innen rechtlich verbindliche Regelungen (z. B. SCIP-Datenbank; ELV-RL, …) sowie freiwillige Initiativen (z. B. ISO/CEN-Normungsaktivitäten). Eine Ergänzung um verbindliche Regelungen, die speziell für Metalle und Metalllegierungen und die Nachvollziehbarkeit derer Stoffströme und -bestände ausgelegt sind, wird empfohlen. Dabei sind Doppelarbeiten durch Ergänzung, Adaption

und Spezifizierung bestehender Regularien zu umgehen und ein maximaler Mehrwert zusätzlicher Regelungen anzustreben.

Von Bedeutung ist die Integration und Umsetzung dieser Verpflichtungen nicht nur auf nationaler, sondern auch auf europäischer und internationaler Ebene. An dieser Stelle wird auf Kapitel 5.2.2 verwiesen, in dem Handlungsempfehlung zu EU-weiten Normen und Regulierungen bei gleichzeitiger gegenseitiger Stärkung der EU-Länder ausgeführt werden.

Metallspezifische Informationen der Stoffströme und -bestände können in Datenbanken hinterlegt, archiviert und für Forschungszwecke zugänglich gemacht werden, um die genannten Ziele zu erreichen. Darüber hinaus lässt sich die stetige Datenerfassung mit dem „digitalen Zwilling" eines Produktes, in den kontinuierlich aktuelle prozess- und produktbezogenen Informationen einfließen, verbinden. Für Akteur*innen mit berechtigtem Interesse kann dieser für die Informationsbereitstellung nutzbar gemacht werden. Hierbei ist ein Spagat zwischen Firmenwissen, das der Geheimhaltung unterliegt, und dem Berichtswesen, das der Allgemeinheit nutzt, zu schaffen.

5.2.1.2 Nachweis der Zusammensetzung und Recyclingeigenschaft

Eingetragene Einheiten sind weiterhin aufzuschlüsseln und zu konkretisieren, um zum einen möglichst detaillierte Analysen der Stoffströme zu erlauben, zum anderen Ansatzpunkte für eine erhöhte Sortiertiefe zu generieren. Hierfür müssen erforderliche Informationen für gewählte Akteur*innen in jedem Prozessschritt des Produktlebenszyklus abrufbar sein. Ein Lösungsansatz besteht in der Einführung von Kennzeichnung und Nachweis der Zusammensetzung und der Recyclingeigenschaften von Produkten. Denn ein schwerwiegendes Hemmnis für hochwertiges Recycling ist, dass Verwerter*innen nicht ausreichend Informationen zu Menge und Lokalisierung der Materialien kennen (Wilts et al. 2014).

Ein Beispiel hierfür ist ein Produktpass für Metalllegierungen und zugehörige Produkte, dem entnommen werden kann, aus welchen Legierungselementen sich Produkte und Produktkomponenten zusammensetzen und wie sie sich recyceln lassen (Europäische Kommission 2013b). Als Implikation empfiehlt sich eine Produktkennzeichnung entsprechend der Vorschläge der KRU (2017)7, die ausweist, wie hoch der Anteil der Recyclingmaterialien in einem Produkt ist. Hierfür kann zukünftig der „digitale Zwilling" genutzt werden, der das Produkt entlang des Lebenszyklus begleitet (Lell et al. 2020). Eine Kennzeichnung von Materialien und Produkten muss dabei unmittelbar im Prozess der Sortierung, Demontage oder der Verwertung, also inline messbar sein, z. B. mithilfe von RFID Kennzeichnung oder anderen digitalen Lösungen. Ergänzt werden sollte dies mit optimierter und sensorgestützter Sortierung sowie einem recyclinggerechten Produktdesign. Hierfür kann ein Produktpass einen ersten Anreiz schaffen. Mit der Verpflichtung seitens Hersteller*innen einen Produktpass offenzulegen, wird Transparenz geschaffen. Zudem mündet dies in einen marktwirtschaftlichen Anreiz, das Produkt recyclinggerecht zu entwickeln und herzustellen. Ist im Produktpass eine hohe Recyclingfähigkeit ausgewiesen, werden Wettbewerber*innen dazu angeregt, entsprechend nachzuziehen. Der Ausweis einer „recyclinggerechten" Zusammensetzung kann Kaufentscheidungen beeinflussen, wodurch auch langfristig eine hochwertige Kreislaufführung gestärkt wird (BMU 2020). Eine solche Praxis hat sich beispielsweise in der Lebensmittelindustrie in Form von einer Deklaration wie „ohne Konservierungsstoffe" längst etabliert. Ein gesteigertes Bewusstsein für Kreislaufführung könnte auch zukünftige Ansätze des recyclinggerechten Designs unterstützen.

5.2.1.3 Risiken und Lösungsansätze

Mit der fortlaufenden Ermittlung von legierungsspezifischen Stoffströmen sowie deren Dokumentation geht ein hoher Aufwand einher: Die Daten, die zu berichten und zu dokumentieren

sind, müssen zuerst erhoben werden. Hierfür wird moderne Analysetechnik mit geeigneter Sensorik notwendig. Wie aus AP3 hervorgeht, ist diese zu optimieren, um eine effiziente und zuverlässige Datenerhebung zu gewährleisten.

Die Effektivität der Transparenz- und Berichtpflicht ist nur dann sichergestellt, wenn das Ziel der Nachvollziehbarkeit dokumentierter Daten erfüllt wird. Eine heterogene Dokumentation kann dieser Nachvollziehbarkeit im Wege stehen. Dies ist insbesondere für Legierungsbezeichnungen und -nummern relevant, da bestehende Bezeichnungsstandards für Metalllegierungen bislang entweder national, auf europäischer Ebene oder weltweit gelten.

Diese Transparenz kann mit der Geheimhaltung von Firmenwissen und -eigentum im Widerspruch stehen. Um einen ungewollten Abfluss von wichtigem Firmenwissen und eine dadurch verursachte Wettbewerbsverzerrung zu vermeiden, ist ein Spagat zwischen der Nachvollziehbarkeit durch Transparenz und dem Berichtswesen zu schaffen. Hierfür ist ein Kompromiss zwischen zwei Extremszenarien zu finden: Auf der einen Seite steht die vollständige Darlegung recyclingrelevanter Informationen zugunsten der regulierenden Behörden, auf der anderen Seite eine geringe Regulierung zum Schutz des Firmenwissens, was jedoch die Nutzbarkeit der Daten deutlich einschränkt.

Auch der Aufwand seitens der Unternehmen ist nicht unerheblich. Eine Lösung, den Aufwand für Unternehmen der Herstellung, Entsorgung und Aufbereitung gering zu halten, ist ein standardisiertes Dokumentationsverfahren, das beispielsweise in einem Leuchtturmprojekt in Form eines Best-Practice Beispiels ausgearbeitet werden kann. Die Entwicklung eines legierungsspezifischen Qualitätssystems kann in diesem Zusammenhang dazu dienen, Schrottqualitäten neu zu definieren, die von Wissenschaft und Politik allgemein, jedoch legierungsspezifisch genutzt werden können. Die schnittstellenorientierte Ausrichtung ist dabei ausschlaggebend, um Ziele der Politik, Wissenschaft und Industrie zu berücksichtigen. Dabei sind möglichst viele verschiedene europäische Akteur*innen der Herstellung, Entsorgung und Aufbereitung miteinzubeziehen, um möglichst viele der Metalllegierungen und Legierungselemente sowie Produkte abzudecken.

Weitere Lösungsansätze ergeben sich mit der Förderung der multisensorischen Analyse sowie Harmonisierung von Legierungsbezeichnungen und -nummern, die eigenständige politische Handlungsempfehlungen darstellen und aus Abschnitt 5.2.2.4 und 5.2.4 zu entnehmen sind.

5.2.2 Normung und Standards für Recyclingregeln und –verfahren

Technische Herausforderungen der unklaren und unzureichenden Definition von Recycling und Downcycling können durch die Umsetzung der Handlungsempfehlung einer Normung und Standardisierung von Recyclingregeln und -verfahren gemindert werden. Hierbei wird die Vereinheitlichung von Recyclingregeln bei gleichzeitiger EU-weiten Kooperation gefordert. Auf Basis eines einheitlichen Verständnisses des Recyclingprozesses sowie der Recyclingziele, wie zum Beispiel Quoten, wird somit Transparenz erreicht. Außerdem werden Qualitätsverluste minimiert, in dem eine übergreifende und vernetzte Optimierung des Recyclings angeregt wird. Eine Standardisierung darf dabei einem effizienten, auf spezifische Anforderungen abgestimmtem Recycling jedoch nicht im Wege stehen.

5.2.2.1 Stärkung der EU-weiten Zusammenarbeit

Die EU-weite Zusammenarbeit dient der Sicherstellung der Effektivität der Maßnahmen zur Vermeidung von Downcycling und ist nationalen oder sektorspezifischen Aktivitäten vorzuziehen. Leuchtturmprojekte erlauben vorbildliches Verhalten hervorzuheben und eine Signalwirkung auf Folgevorhaben mit hoher wissenschaftlicher Qualität und wirtschaftlicher Relevanz auszulö-

sen. So sind Akteur*innen im Bereich des Recyclings, des Sammelns und Vorsortierens, der Vorbehandlung und Demontage, der Aufbereitung sowie der Herstellung von Werk- und Grundstoffen zusammenzubringen (Martens und Goldmann 2016). Damit kann das Know-How verschiedener europäischer Akteur*innen gebündelt werden, um gemeinsame Recyclingverfahren und -strategien zu entwickeln. Dank des hohen Entwicklungsstandards könnte sich Deutschland als Vorreiter hervorheben.

Während die Rohstoffstrategie der Bundesregierung bei bilateralen Rohstoffpartnerschaften bislang vor allem rohstoffproduzierende Länder einbezieht, um die Versorgungssicherheit mit solchen Rohstoffen zu gewährleisten und die Entwicklungsarbeit zu stärken (BMWi 2019), empfiehlt es sich, zukünftig auch den Recyclingmaterialmarkt mit einzuschließen, um damit Recycling im Inland und in Europa zu fördern. Dabei sind insbesondere Akteur*innen der Herstellung und Recyclingwirtschaft stärker als bisher mit einzubinden. Die Verantwortung der Hersteller*innen sollte nicht nach der Nutzung enden, wenn ein Produkt die nationalen oder EU-Grenzen verlässt. Export- und Importland sowie Hersteller- und Recyclingindustrie sind untereinander zu vernetzen und müssen sich auf langfristige und spezifische Zielvorgaben für die Rückgewinnung von Rohstoffen einigen (Lucas et al. 2011).

In diesem Rahmen ist seitens der beteiligten Staaten Stabilität zu gewährleisten, um die Unsicherheiten über die zukünftige Entwicklung des Rechtsrahmens zu mindern und Hemmnisse für Investitionen in Recycling-Infrastrukturen zu reduzieren. Weitere Ziele beziehen sich auf definierte und zu definierende Quoten, Grenzen und Substitutionsvorgaben, deren Effektivität bei der Festlegung im nationalen Alleingang leidet. Aus diesem Grund sind diese beispielsweise im Rahmen des europäischen Circular-Economy-Pakets (Europäische Kommission 2020) einzubetten (level-playing-field). Es sind hohe Rücklaufquoten anzustreben, die eine hohe Qualität des Recyclings implizieren. Neben der Minderung von Unsicherheiten und Informationsdefiziten der Beteiligten, kann die Vernetzung ein effizientes Instrument zur Innovationsförderung im Bereich der Schließung internationaler Stoffkreisläufe darstellen. (Wilts 2011; Wilts et al. 2014)

Auf einzelne der in Kapitel 5 genannten Ziele, wie z.B. Entbürokratisierung von Recyclingtransporten in der EU, Beschränkungen des Exports von Abfällen außerhalb der OECD/EU, Exportverbot für nicht-gefährliche Abfälle bzw. Einführung einer Notifizierungspflicht, wird in der aktuell laufenden Novellierung der EU-AbfallverbringungsVO eingegangen (AbfallverbringungsVO).

5.2.2.2 Integration einer einheitlichen Definition von Recycling & Downcycling

Um hochwertiges Recycling zu gewährleisten sind eindeutige und einheitliche Definition von Recycling und Downcycling notwendig. Allgemein ist Recycling als „jedes Verwertungsverfahren, durch das Abfallmaterialien zu Erzeugnissen, Materialien oder Stoffen entweder für den ursprünglichen Zweck oder für andere Zwecke aufbereitet werden“ (Richtlinie 2008/98/EG 2008) definiert. Auch der Begriff des Downcyclings ist im Zusammenhang mit dem Metallrecycling in der wissenschaftlichen Literatur etabliert. Für die vorliegende Studie wird die bestehende Begrifflichkeit aufgegriffen und weiterentwickelt (siehe hierfür AP1). Wichtig ist, die Begriff des „Zweckes“ und des „ursprünglichen Zweckes“, z. B. in der AbfallRRL, dem KrWG und der AltfahrzeugRL, klar zu definieren. Es ist festzustellen, dass bisher kein universelles Maß für die Materialqualität vorliegt, auf das die aktuelle Definition Bezug nehmen kann. Darüber hinaus ist Downcycling zukünftig quantifizierbar zu machen, um Downcycling-Effekte zu berücksichtigen und die Vermeidbarkeit von Downcycling zu beurteilen. Weiterhin ist deutlich zu machen, welches Einsatzspektrum des Rezyklats und resultierender Produkte angestrebt wird.

Es ergeben sich drei Arten des metall- und metalllegierungsspezifischen Downcyclings, die sich wie folgt definieren und quantifizieren lassen:

a) Funktionales Downcycling liegt vor, wenn das mögliche Einsatzspektrum eines aus Abfällen aufbereiteten Erzeugnisses, Materials oder Stoffes weniger Zwecke abdeckt, als das Einsatzspektrum des gleichen, durch reines Umschmelzen hergestellten Erzeugnisses, Materials oder Stoffes. Berechnet wird der funktionale Downcycling-Grad δ_f als Verhältnis des möglichen Einsatzspektrums E_U der umgeschmolzenen Materialien, gemessen in Anwendungsanteilen in Prozentwerten, zum Einsatzspektrum E_S der Recyclingmaterialien:

$$\delta_f = \frac{S_U}{S_S} = \frac{Einsatzspektrum\ der\ umgeschmolzenen\ Materialien}{Einsatzspektrum\ der\ Recyclingmaterialien}$$

Je stärker das Anwendungsspektrum eines Recyclingmaterials eingeschränkt wird, desto größer der Downcycling-Grad.

Qualitätsangaben sind stets an Anwendungsbereich und Funktion gebunden. Außerdem liegt funktionales Downcycling lediglich vor, wenn miteinander vergleichbare Sekundär- und Primärmaterialien angegeben sind. Deswegen sollte der Vergleich nicht an unterschiedlichen Prozessstufen im Materialkreislauf ansetzen, sondern immer an der Prozessstufe, an der Primärmaterialien direkt mit dem Einsatz von Sekundärmaterialien konkurrieren.

b) Ökonomisches Downcycling liegt vor, wenn der spezifische Gebrauchswert (der Handelspreis) eines aus Abfällen aufbereiteten Erzeugnisses, Materials oder Stoffes niedriger ist als der Wert des gleichen, durch reines Umschmelzen hergestellten Erzeugnisses, Materials oder Stoffes. Zur Quantifizierung von δ_e dient das Verhältnis der spezifischen Werte P_P der durch Umschmelzen hergestellten Erzeugnisses, Materials oder Stoffes zu dem Wert P_S der Recyclingmaterialien. Dabei beziehen sich die spezifischen Werte auf die Marktpreise je Masseeinheit:

$$\delta_e = \frac{P_U}{P_S} = \frac{spezifischer\ Wert\ der\ umgeschmolzenen\ Materialien}{spezifischer\ Wert\ der\ Recyclingmaterialien}$$

Je stärker der Marktwert der Recyclingmaterialien unter dem Marktwert der durch Umschmelzen erzeugten Materialien liegt, desto höher ist der Downcycling-Grad.

c) Thermodynamisches Downcycling liegt vor, wenn für die Aufbereitung eines Erzeugnisses, Materials oder Stoffes aus Abfällen mehr thermodynamischer Aufwand in Form von Energie, Wärme, Arbeit oder Zuschlagsstoffen benötigt wird als für die Herstellung des gleichen Erzeugnisses, Materials oder Stoffes durch reines Umschmelzen. Als „Aufwand“ bezeichnet man dabei den für den Herstellungsprozess notwendigen Einsatz von Materialien und Energie, einschließlich Recyclingmaterialien, Primärmaterialien zur Verdünnung, Zuschlagsstoffen zur Entfernung von Verunreinigungen, Prozessarbeit und -wärme. Die Berechnungsformel lautet wie folgt:

$$\delta_t = \frac{A_S}{A_U} = \frac{thermodynam.\ Aufwand\ Sekundärproduktion}{thermodynam.\ Aufwand\ Umschmelzen}$$

Je stärker der Aufwand bei Verwendung von Recyclingmaterialien den Aufwand durch Umschmelzen übersteigt, desto höher ist der Downcycling-Grad.

Wenn das Einsatzspektrum des Rezyklats gegenüber dem umgeschmolzenen Material eingeschränkt ist, der ökonomische Gebrauchswert unter dem des umgeschmolzenen Materials liegt oder der thermodynamische Aufwand des Rezyklats über dem Aufwand des Umschmelzens liegt, handelt es sich um Downcycling. Dabei können einzelne Arten des Downcyclings auftreten, während der Eintritt anderer Arten des Downcyclings ausbleibt. Beispielsweise kann es sich um funktionales Downcycling handeln, obwohl der ökonomische Gebrauchswert mit der Aufbereitung nicht gesenkt wird. In diesem Zusammenhang ist der Effekt des Downcycling bei der Identifizierung immer zu spezifizieren, und es ist anzugeben, ob thermodynamisches, ökonomisches oder funktionales Downcycling vorliegt. Können unterschiedliche Downcycling-Arten auftreten, ist abzuwägen, mit welchen Maßnahmen ein bestmögliches, hochwertiges Recycling erreicht werden kann.

Definition, Methodik und Indikatoren sind ferner auf andere Anwendungsfelder, Branchen und Stoffe, wie Glas, Textilien, Kunststoffe und Holz/Papier zu beziehen. Das Zusammenspiel der angeführten Indikatoren schließt das Metallrecycling genauso wie die Verwertung anderer Materialien ein.

Weiterführend ist die Definition sowie Integration von ökologischem Downcycling in bestehende Regularien vorstellbar. Dies liegt dann vor, wenn die Umweltwirkung des Recyclings höher ist, als die der Primärgewinnung oder des Ausgangsmaterials. In diesem Zusammenhang ist der zu ermittelnde Downcycling-Effekt auf den ökologischen Indikator zu konkretisieren, z. B. Treibhausgaspotenzial oder Landnutzung.

In Regularien sollte Downcycling klar definiert werden. Entsprechend der Definition von Downcycling sind Materialen dann gemäß dem Stand der Technik so zu behandeln, dass funktionales, ökonomisches sowie thermodynamisches Downcycling vermieden werden. Um dieses Ziel zu erreichen, ist eine EU-weite Verpflichtung zur Vermeidung von Downcycling und zum hochwertigen Recycling mithilfe von definierten Zielwerten einzuführen. Hierbei ist jedoch zu betonen, dass das Recycling nicht im Allgemeinen zu meiden ist. Die Einbettung des Ziels des hochwertigen Recyclings in die Abfallhierarchie wird in diesem Zusammenhang als sinnvoll erachtet. Eine Weiterentwicklung der Abfallhierarchie hin zu der Aufwertung hochwertiger Recyclingvorgänge wie „Vermeidung“ bzw. „Wiederverwendung“ ist europarechtlich angelegt. Der EU-Gesetzgeber hat in der novellierten EU-AbfallRRL Materialien, die ein Potenzial für mehrfaches Recycling darstellen, explizit anerkannt (AbfallRRL; IHK Karlsruhe 2018). Im europäischen und nationalen Recht sind jedoch weitergehende Schritte notwendig. Zur Datenerhebung sowie Zielerreichung ist die Zusammenarbeit europäischer Akteur*innen aus Forschung und Industrie, z. B. im Rahmen von Leuchtturmprojekten, unerlässlich.

Wird die Handlungsempfehlung der Transparenz- und Berichtspflicht erfüllt, die eine zuverlässige und nachvollziehbare Berechnung von legierungsspezifischen Stoffströmen zulässt, könnten Downcycling-Grade und Downcycling-Verluste realistisch quantifiziert werden. Auf dieser Basis könnten Durchschnittswerte ermittelt werden, die zur Orientierung und Prognose möglicher Downcycling-Effekte dienen können. Ergänzend dazu können Grenzwerte festgesetzt werden, anhand derer Akteur*innen der Industrie beurteilen können, ob Downcycling-Effekte zu erwarten sind und wie hoch diese sein werden (z. B. anhand der durchschnittlichen Anreicherung, Verdünnung oder dem durchschnittlichen Überangebot). Weitere politische Handlungsoptionen können regulative Maßnahmen für die Durchführung von nachweislich vermeidbarem Downcycling beinhalten. Dieser Nachweis könnte anhand der am Markt herrschenden und tech-

nisch realisierbaren Recyclingqualitäten erfolgen. Wenn beispielsweise ein Unternehmen die gewünschte Recyclingqualität erfüllen kann, also das Rezyklat keinen oder maximal zulässigen funktionalen, ökonomischen und thermodynamischen Downcycling-Effekten unterliegt, so ist von vermeidbarem Downcycling eines anderen Unternehmens zu sprechen, wenn dieses dasselbe Produkt mit Downcycling-Effekten recycelt.

Grundsätzlich gilt es anzumerken, dass die Grenzen der Vermeidung von Downcycling erreicht werden, wenn durch diese Vermeidung die Erreichung anderer Nachhaltigkeitsziele eingeschränkt wird.

5.2.2.3 Vereinheitlichung von Recyclingregeln und -verfahren

Eine EU-weite Vereinheitlichung von Recyclingregeln und -verfahren unterstützt die Sicherstellung funktionierender Recycling-Binnenmärkte. Aktuell bestehen innerhalb der EU erhebliche Unterschiede in der Prozessqualität des Recyclings hinsichtlich Schadstoffentfrachtung, Prozessemissionen, Sicherheits- und Umweltstandards und dem Vollzug der Abfallgesetzgebung. Nur wenige Staaten wie Frankreich, Irland und Niederlande haben bisher verpflichtende Recyclingstandards (DKE 2020). Dadurch kommt es zu Abflüssen von Abfällen in Länder mit nur freiwilliger Anwendung und weniger guten Recyclingprozessen. Es fehlt an Vorgaben für die technische Leistungsfähigkeit der Verfahren, also zur Ausbeute und zur Bandbreite der zurückgewonnenen Materialien. Unterschiede innerhalb Europas führen dazu, dass häufig nicht die besten, sondern die günstigsten Recyclingprozesse genutzt werden.

Europäische Normungsorganisationen arbeiten bereits an der Entwicklung von Standards für Reparatur, Recycling und Wiederverwendung. Unter dem Mandat M/518 hat die EU Kommission die Entwicklung von Standards für WEEE (Waste of Electrical and Electronic Equipment) in Auftrag gegeben. Ziel sind Standards und technische Spezifikationen, die den Stand der Recyclingtechnik der gesamten Wertschöpfungskette berücksichtigen und dabei auch Umwelt, Gesundheit und Verfahrenseffizienz betrachten. Der Vorschlag der Kommission sieht jedoch keine verpflichtende Einführung dieser Standards vor, sondern industriegetriebene freiwillige Standards. Die von der European Educational Research Association (EERA) und Eurometaux 2014 entwickelten Standards für das Recycling von Kupfer- und edelmetallhaltigen WEEE-Fraktionen, in dem technische Mindestanforderungen und Effizienzvorgaben vorgegeben sind, stellt die Basis für die Entwicklung einer europäischen Norm im Rahmen der DIN EN 50625 dar, die bereits verabschiedet wurde (DIN 2014). Die Standards, deren Anwendung bislang freiwillig ist, stellen laut Hagelüken (2017) eine Grundlage zur Entwicklung einer europäischen Norm im Rahmen der DIN EN 50625 Reihe sowie zur Verpflichtung für WEEE-Recycler*innen dar, die Anforderungen zu erfüllen. Im Zuge der Einführung von verpflichtenden Standards stellt eine Behandlungsverordnung eine Option dar, die bereits von mehreren Akteur*innen der Forschung und Industrie diskutiert wird (UBA 2019a; ALBA Electronics Recycling GmbH 2015; REMONDIS Electrorecycling GmbH).

In diesem Zuge wird empfohlen, die Vernetzung europäischer Akteur*innen der Abfall- und Recyclingwirtschaft und Normung zu fördern, um Recyclingregeln und -verfahren, die in konkurrierendem Verhältnis stehen, anzupassen. Zunächst ist in EU-weiter Zusammenarbeit von Forschung und Industrie aufzunehmen und zu diskutieren, welche Recyclingregeln und -verfahren bestehen und angewendet werden. Auf dieser Grundlage kann die Harmonisierung des Recyclings auf EU-Ebene, mit dem Ziel eines effizienten, recyclinggerechten Wertschöpfungsprozesses, vorangetrieben werden. Hierfür können Inhalte der WEEE-Richtlinie für andere Bereiche, wie Metalllegierungen und deren zugehörige Produkte, adaptiert werden. So soll die WEEE-Richtlinie beispielsweise sicherstellen, dass der Anteil unsortiert entsorgter Elektro- und Elektronik Altgeräte gering zu halten ist, die Quote der getrennten und gesammelten Elektro- und

Elektronikaltgeräte möglichst hoch ist, die Sammlung und Beförderung die Recyclingbedingungen optimiert wird und die Behandlung ordnungsgemäß geschieht. Die ordnungsgemäße Behandlung umfasst dabei mindestens die Entsorgung von Flüssigkeiten und die getrennte Sammlung definierter Stoffe, Gemische und Bauteile, wie z. B. Leiterplatten, deren Oberfläche größer als 10 cm^2 ist (Richtlinie 2012/19/EU - WEEE2, Artikel 5-8).

5.2.2.4 Harmonisierung von Legierungsbezeichnungen und -nummern

Legierungsnummern sind zu standardisieren, vor allem aber EU-weit zu harmonisieren, um die Nachvollziehbarkeit legierungsspezifischer Stoffströme zu steigern. Bestehende Bezeichnungsstandards gelten entweder national, auf europäischer Ebene oder weltweit. Innerhalb Deutschlands sind Legierungen in der DIN klar definiert, werden jedoch auf der darunterliegenden Ebene beispielsweise durch die VDI-Richtlinien, VDE-Druckvorschriften, DGQ-Schriften und REFA-Blätter ergänzt. Ziele der Normierung sind die Gewährleistung von Qualitätssicherung, Sicherheit und Umweltschutz sowie eine bessere Verständigung in Wirtschaft, Technik, Wissenschaft, Verwaltung und Öffentlichkeit. Die europäischen und internationalen Normen verfolgen zudem das Ziel, Handelshemmnisse abzubauen und den Binnenmarkt bzw. den weltweiten Handel zu stärken (Xometry Europe GmbH 2019a, 2019b).

Heterogene Standards können am Beispiel von Stahllegierungen verdeutlich werden. Hier stellen führende Nationen jeweils eigene Standards, so zum Beispiel UNS (USA), ANFOR (Frankreich), BS (Großbritannien), UNE (Spanien), SIS (Schweden), UNI (Italien), JIS (Japan) und DIN (Deutschland) (Xometry Europe GmbH 2019b). Ziel muss es sein, diese Vielfalt abzubauen und beispielsweise für EU-Staaten die Übernahme eines europäischen Standards verpflichtend zu machen und damit sich widersprechende nationale Normen aus dem Verkehr zu ziehen. Die Anwendung ist bislang jedoch freiwillig und nur Frankreich, Irland und die Niederlande haben sich zur Anwendung verpflichtet. Eine Verpflichtung Deutschlands wäre hier zu empfehlen. Werden die europäischen Normen im Amtsblatt Official Journal gelistet, gelten sie als harmonisiert (DKE 2020).

Tabelle 5-2 zeigt einen Ausschnitt international sowie national herrschender Normen für Aluminiumlegierungen. Eine ausführliche Darlegung mit Erklärung, Zweck und Inhalt verschiedener Normen ist außerdem aus der Literatur, wie beispielsweise Fischer et al. (2011) zu entnehmen.

Tabelle 5-2: Übersicht diverser Normen für Al-Legierungsbezeichnungen und -nummern

DIN (Deutschland)	EN	ISO	ANSI/AA (USA)	BS (Großbritannien)	AFNOR (Frankreich)	UNE (Spanien)	UNS	JIS (Japan)
3.0255	EN AW-1050A	Al99,5	AA1050A	1B	A5.	L-3051	A91050	A1050
3.0275	EN AW-1070A	Al99,7	AA1070A	2L 48	A7	L-3071	A91070	A1070
3.0285	EN AW-1080A	Al99,8	AA1080A	1A	A8	L-3081	A91080	A1080
3.0385	EN AW–1199	.	AA1199				A91199	A1199

Quelle: Xometry Europe GmbH (2019a)

Harmonisierte Standards können am Beispiel des Aluminiums veranschaulicht werden. Das geschaffene numerische Bezeichnungssystem hat den Vorteil der eindeutigen Zuordnung zur Legierungszusammensetzung und sollte vorzugsweise verwendet werden. Die AA (Aluminium-Association) stellt die Basis für Aluminiumnormen und Aluminiumbezeichnungen dar und wurde für Aluminium Knetlegierungen übernommen. Diese ist bereits auf internationaler Ebene eingeführt. Allerdings ist auch diese Harmonisierung noch nicht abgeschlossen: Nicht alle in der europäischen Industrie erzeugten und verarbeiteten Aluminium-Knetlegierungen sind durch EN-Normen gedeckt, sondern teils nur im AA-Register enthalten. Zudem werden einige AA-Legierungen nicht im EN-Register geführt. Weiterhin besteht für Gusswerkstoffe in der EU ein eigenes Bezeichnungssystem. (Xometry Europe GmbH 2019a; DIN 2009)

Es ist davon auszugehen, dass eine Harmonisierung von Legierungen nicht nur den Handel mit Neuware, sondern auch den Einsatz und Handel von Rezyklaten erleichtert. Weiterhin kann die harmonisierte Legierungsbezeichnung zusätzlich die Angabe enthalten, für welche Legierungen Recyclingmaterial und für welche Primärmaterial eingesetzt wurde.

5.2.2.5 Risiken und Lösungsansätze

Die Standardisierung und Vereinheitlichung von Recyclingverfahren, beginnend bei der Entsorgung, setzt voraus, dass alle Recyclinghöfe ähnliches technisches Equipment einsetzen. Eine Spezialisierung des Recyclings auf bestimmte Metalle, Legierungen und Legierungselemente widerspricht solch einer Standardisierung. Eine Spezialisierung kann zur Vermeidung von Downcycling-Effekten führen, in dem einzelne Metalle, Legierungen oder Elemente zu spezialisierten Recyclinghöfen befördert werden und dort aufbereitet werden. Ist dies nicht möglich, werden hohe Anforderungen an die Demontage-, Analyse- und Sortiertechnik sowie Verwertungstechnik gestellt, um die Vielfalt an Metallen, Legierungen und Legierungselementen ohne Downcycling-Effekte aufzubereiten.

Der Herausforderung kann entsprochen werden, indem strategisch günstig liegende Recyclingbetriebe hinsichtlich einer Spezialisierung gefördert werden und sich mit weniger spezialisierten Betrieben vernetzen. Es ist einer Vernetzung aller Akteur*innen anzustreben, die die kommunale Ebene überschreitet, um verschiedene Kompetenzen für ein hochwertiges Recycling auszutauschen und zu nutzen. Dabei kommt neben der Metallurgie insbesondere der Aufbereitung eine Schlüsselrolle zu, da hier komplexe und heterogene Produkte so aufgeschlossen und vorbehandelt werden müssen, dass die dabei erzeugten Output-Fraktionen in die für bestimmte Materialkombinationen jeweils bestgeeigneten Endverarbeitungsprozesse eingesteuert werden können. Für die Metallurgie sind drei Hauptrouten (a. Eisen/Stahl, b. Aluminium, c. Kupfer/Edelmetalle/einige Sondermetalle) sowie eine Reihe von spezialisierten metallurgischen Prozessen zu unterscheiden. (Hagelüken 2017) Solch spezialisierte Recyclinglösungen bieten beispielsweise Unternehmen, wie Panizzolo S.r.l., Barradas GmbH und Recuperma GmbH sowie Weitere, an (siehe hierzu Easyfairs Deutschland GmbH).

5.2.3 Regelung legierungsspezifischer Eigenschaften

Mithilfe einer genormten und umfassenden Datenbasis lassen sich gemäß Kapitel 5.1.3 legierungsspezifische Eigenschaften von Produkten regeln, sodass Downcycling umgangen werden kann. Beispielsweise ist dies durch hohe Substitutionsquoten bzw. Rezyklateinsatzquoten sowie durch die Angabe von Grenzwerten umsetzbar. Da Downcycling, wie auch in Kapitel 5.2.2.2 deutlich wird, mit Wechselwirkungen verbunden ist und die Effekte nicht immer eindeutig sind, sollten genannte Vorgaben am Gesamtnutzen für die Nachhaltigkeit unter Berücksichtigung breiter Kriterien gemessen werden. In diesem Zusammenhang ist sicherzustellen, dass der Einsatz eines Substitutionsguts nicht nur zur Vermeidung von Downcycling beiträgt, sondern auch

im Gesamtkontext nachhaltiger ausfällt. Weiterhin gilt, dass Transparenz, z. B. in Form eines Produktpasses, ein Instrument ist, Anreize für recyclinggerechte Produkte und Legierungen zu schaffen. Der Nachweis sollte in Orientierung an Best-Practice-Beispiel erfolgen, um den bürokratischen Aufwand gering zu halten.

5.2.3.1 Einführung einer Mindestvorgabe der Substitutionsquote

In der Regel sind Recyclingquoten unzureichend spezifiziert, weswegen die Recyclingquoten kritisch zu betrachten sind, da in diesem Zusammenhang nur bedingt Anreize für das Recycling niedrig konzentrierter Elemente, wie der Edelmetalle, gegeben werden. Das Ziel, hohe Massen beim Recycling umzusetzen, lässt die Zielsetzung einer möglichst feinen Trenn- und Sortiertiefe und folglich die Vermeidung von Downcycling-Effekten in den Hintergrund rücken (Hagelüken 2017). In der Vergangenheit wurden die Abfallströme zudem von allen Mitgliedsstaaten unterschiedlich berechnet, die Recyclingquote selbst teils anhand der Inputströme und teils anhand der Outputströme von Verwertungsanlagen. Seit der Novelle der AbfallRRL ist die Umstellung der Berechnungsgrundlagen für die EU-Recyclingquoten auf Inputquoten für finale Recyclinganlagen geltendes EU-Recht. Eine ambitionierte und einheitliche Realisierung in der nationalen Gesetzgebung, einschließlich der Vorhaben zur statistischen Erfassung von legierungs- und elementspezifischen Daten, ist weiterhin von Bedeutung. Werden Anforderungsniveaus und Berichtspflichten nicht einheitlich adaptiert, werden die Stoffströme weiterhin den leichtesten und zumeist günstigsten Weg suchen, was einer Kreislaufführung im Wege stehen kann (Hagelüken 2017). Die einheitliche Definition von Recycling und Downcycling ist in diesem Zusammenhang ausschlaggebend, um die Vergleichbarkeit verschiedener Recyclingniveaus herzustellen (siehe Abschnitt 5.2.2.2).

Die Berechnung von Recyclingquoten ist jedoch nicht ausreichend. Sie bilden zwar die Sammelrate an recyclingfähigem Material ab, haben jedoch keine Aussagekraft wie viel recyceltes Material tatsächlich wieder in das Wirtschaftssystem einfließt (UBA 2019b). Beispielsweise liegt die Recyclingquote bei Stahl bei etwa 90 Prozent, während die Rezyklateinsatzquote bei nur 43 Prozent liegt (BMWi 2019). Zielführender ist eine Substitutionsquote, die bereits von der Ressourcenkommission am Umweltbundesamt vorgeschlagen wurde. Diese gibt das Verhältnis von eingesetzten Recyclingrohstoffen bezogen auf den insgesamt genutzten Materialaufwand (Primärrohstoffe und Recyclingrohstoffe) an. Die Substitutionsquote sollte die Material- bzw. Rohstoffmenge messen, die als Recyclingrohstoff in die Produktion oder die Verarbeitung rückgeführt wird und dort Primärrohstoffe ersetzt. Sie sollte kurzfristig auf Ebene der einzelnen Materialien/Elementen ausgewiesen werden, langfristig aber auch die produkt(gruppen)-spezifische Ebene miteinschließen. Ziel ist es, die Qualität des Recyclings zu berücksichtigen, sodass eine Aussage darüber getroffen werden kann, welches Primärmaterial mit welcher Funktion ersetzt wird. Letzteres dient zur Identifizierung von Downcycling und bildet als Kennzahl die Grundlage zur Vermeidung von Downcycling-Effekten. Durch eine Mindestvorgabe für die Substitutionsquote in bestehenden Richtlinien und Gesetzen, z. B. Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie, Deutsches Ressourceneffizienzprogramm, Abfallvermeidungsprogramm, Nationales Programm nachhaltiger Konsum, Ökodesign-Richtlinie/Nationale Top-Runner-Initiative, Kreislaufwirtschaftsgesetz, Verpackungsgesetz, Digitalisierungsstrategie, High-Tech Strategie (UBA 2016), sind Hersteller*innen dazu verpflichtet einen definierten Anteil an Rezyklat, unter Berücksichtigung der Qualität des Rezyklats, in ihre Produkte einfließen zu lassen. Mit einer Mindestvorgabe der Substitutionsquote und der Berücksichtigung der Qualität des Verwertungsprozesses sowie möglicher Downcycling-Effekte wird veranlasst, dass der Anteil der in einem Produkt eingesetzten Recyclingrohstoffen, die keinem Downcycling unterliegen, erhöht wird. Dabei sind alle Phasen des Lebenszyklus, von Produktentwicklung und Materialauswahl bis hin zum End-of-Life, möglichst recyclinggerecht und ressourcenschonend zu gestalten. Daraus ergibt sich ein verbindlicher und

marktwirtschaftlicher Anreiz die gesamte Wertschöpfungskette hinsichtlich der Erfüllung der Mindestgrenze zu optimieren.

Durch umfassendes Monitoring entsprechender Stoffströme soll eine Datenbasis geschaffen werden, die das Fundament für Handlungsempfehlungen zur Umsetzung einer Circular Economy bilden kann. Dies dient der politischen Koordination und Integration von Rohstoffen und Materialien sowie zur Ableitung des Forschungs- und Handlungsbedarf auf Basis stoff-, werkstoff- und produktbezogener Modellierung sowie der Festlegung von Zielvorgaben, die über bisherige Quoten hinausgehen (UBA 2019b; Birnstengel et al. 2020). Ein öffentliches Monitoring der Substitutionsquote kann zudem den Wettbewerb der umweltfreundlichsten Variante fördern (BMWi 2019). Die Mindestvorgabe der Substitutionsquote kann schrittweise erhöht werden und beispielsweise durch eine Reduktion der Mehrwertsteuersätze auf das Recycling selbst sowie recycelte Produkte oder Materialien mit bestimmten Mindestanteilen an Rezyklat unterstützt werden (Wilts et al. 2014).

Eine Abfrage von Informationen über Recyclinganteile findet bei der BtB-Verkehr durch Lieferant*innen bereits zunehmend statt. Außerdem führt die novellierte EN 15804 ein „Circularity modul“ auf, in dem der Rezyklatanteil eines Produktes künftig in der Umwelt-Produktdeklarationen (EPD) angegeben werden kann (DIN 2020; Institut Bauen und Umwelt e.V. 2020, EPD-Typ-A2) . Durch Auswahl der Lieferant*innen hat der Produkthersteller*innen dadurch Einfluss auf die Höhe des Rezyklatanteils in der gekauften Ware.

In diesem Zuge wird eine Ausweitung verpflichtender Regeln für material- und elementspezifische Quoten in allen Branchen und Anwendungsfelder metallhaltiger Produkte empfohlen. Hierbei ist jedoch nicht nur die Quantität der rezyklierten Materialien zu erfassen, die wieder in Produkte fließen, sondern auch Downcycling-Grade, wie in Kapitel 5.2.2.2, zu berücksichtigen. Im Zuge dessen ist zu gewährleisten, dass die eingesetzten Recyclingmaterialien mit möglichst geringem thermodynamischem Aufwand, den zumindest gleichen ökonomischen Gebrauchswert besitzen und eine mindestens gleiche Qualität besitzen, sodass diese wieder im ursprünglichen Einsatzspektrum Anwendung finden können. Das Monitoring ist im Rahmen der Transparenz- und Berichtspflicht zu implementieren, um Kennzahlen zu erheben, auszuwerten und aus dynamischen Daten regulatorische Maßnahmen abzuleiten.

5.2.3.2 Einführung von Grenzwerten für Legierungselemente

Besonders bei Metallen ist eine Diskrepanz zwischen hohen Recyclingquoten und ausschließlich niedrigen Rezyklateinsatzquoten zu beobachten. Das hängt mit der langen Bindungsdauer von Metallen in Produkten und mit der hohen Nachfrage nach Metallen zusammen (Bargel et al. 2004). Die Abtrennung mancher Legierungselemente wie z. B Kupfer aus Eisen sind außerdem nicht leicht durchzuführen. Ziel sollte es daher sein den Anteil von Elementen außerhalb der Ausgangslegierung konstant zu halten, im Idealfall zu mindern. Instrument hierfür können, analog zur Mindestvorgabe für den Rezyklateinsatz, Grenzwerte für Legierungselemente sein. Für Begleitelemente, die der Funktionsvollbringungen im Wege stehen oder den ökonomischen Aufwand der Herstellung eines Produktes erhöhen, bestehen bereits Grenzwerte. Für Elemente, die in bestimmten Legierungen enthalten sind, jedoch keine Funktion erfüllen und die somit unnötig sind, sind weitere Grenzwerte festzulegen. Ein besonderes Augenmerk sollte dabei zum einen auf wertvolle Elemente (z. B. Edelmetalle) gelegt werden, zum anderen auf Elemente, die vorteilhaft, z. B. für geringere Umweltwirkungen der Herstellung oder zur Schonung knapper Rohstoffe sind. Wenn möglich sollten diese bei gleichzeitiger Funktionserhaltung durch Elemente ersetzt werden, die ohnehin Teil der Ausgangslegierung sind. Um die Maximalgrenzen einzuhalten, wer-

den Produktentwickler*innen und Hersteller*innen dazu motiviert, die entsprechenden Legierungselemente, wenn technisch möglich, durch Elemente zu substituieren, die Bestandteil der Ausgangslegierungen sind.

Dabei ist von Legierungselementen zu unterscheiden, die mit einem konkreten Ziel dem Stahl oder Aluminium-, Kupfer- oder Zink-legierungen beigefügt sind. Beispielhaft genannt seien für Aluminiumlegierungen die bessere Gießbarkeit (bis 3,5 % Silizium), erhöhte Festigkeit (bis 1 % Magnesium) oder verminderte Dichte (Lithium bis 3 %) (Roos 2015). Hierbei wäre eine Substitution nur sinnvoll, wenn die Politik dies vorgibt und das ersetzende Element die gleichen Eigenschaften mit sich bringt, aber der Ressourcensicherung zugutekommt. Bisherige Ergebnisse zeigten allerdings, dass beispielsweise bei den drei Stahlschrottsorten, die in diesem Projekt für die Abschätzung der Verluste verwendet wurden, 23 Legierungselemente nachgewiesen werden konnten, jedoch lediglich die Hälfte der enthaltenen Legierungselemente als chemisches Elemente, entweder als notwendiges Legierungsmetall oder als maximal zulässige Obergrenze, in einer der 30 verwendeten Ziellegierungen festgelegt sind. Für weitere Metalle, wie Kupfer, Zink, Zinn, Wolfram, Kobalt, Blei und Silber, die häufig bis immer kein Funktionsbestandteil einer Stahllegierung darstellen, aber im eingesetzten Schrott häufig zu finden sind, könnten (gemeinsame) Grenzwerte definiert werden, um den Anteil an Legierungselemente, die nicht der Ausgangslegierung angehören, zu mindern. Solche Grenzwerte für maximal zulässige Konzentrationen sämtlicher sonstiger Legierungselemente existieren schon heute bei vielen Aluminium-Knetlegierungen. Es sollte geprüft werden, ob dies auch bei Stahllegierungen möglich ist, gegebenenfalls auch nur für einzelne, knappe bzw. ökologisch relevante Legierungsmetalle. Übertragen könnte man hier einen Ansatz, der für Lötverbindungen mit dem Ziel der Vermeidung von Blei in Elektronikgeräten verfolgt wird: Durch die Richtlinie zur Beschränkung der Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe in Elektro- und Elektronik-geräten werden hier klare Grenzwerte definiert und die Substitution von Blei in der Unterhaltungselektronik gefördert (Europäische Union 2020). Ergebnis ist, dass das ursprünglich eingesetzte Blei durch Alternativen mit geringem Zinngehalt ersetzt werden kann, z. B. SnAgCu, SnCu oder SnAgSbBi (Reuter et al. 2004).

Für das Monitoring ist eine Zusammenarbeit von Forschung und Industrie erforderlich, um effiziente Wege auszuarbeiten wie Grenzwerte, auch von allen Akteuren des Recyclings, gemessen werden können. Ein Instrument zur Kontrolle und Überwachung ist mithilfe einer EU-weiten Nachweisführung und Verordnung, ähnlich der REACH-Verordnung, deren Geltungsbereich auf Chemikalien beschränkt ist, durchzuführen (REACH 2006). Mit einer Verordnung für Metalle und Metalllegierungen sowie Legierungselemente sind die Materialien ganz nach dem Motto „Keine Daten, kein Markt“ zu erfassen, zu registrieren, zu bewerten und nur bei Einhaltung der Beschränkungen und Grenzwerte zuzulassen (UBA 2016). Des Weiteren ist langfristig ein verpflichtendes Produktzulassungsverfahren von Metalllegierungen unter Anwendung moderner Analysetechnik denkbar.

5.2.3.3 Einführung eines Produktpasses

Eine erhöhte Transparenz legierungsspezifischer Eigenschaften eines Produktes lässt sich darüber hinaus mit einem Produktpass, in Zukunft mit einem „digitalen Zwilling“ generieren, der bereits in Kapitel 5.2.1.2 benannt ist. Dem Recycler würde dieses Instrument ein wichtiges Hilfsmittel für ein qualitätserhaltendes Recycling sein und ein Downcycling damit drastisch reduzieren. Wettbewerb und öffentliche Aufmerksamkeit, die Kaufentscheidungen lenkt, münden gleichzeitig in einen marktwirtschaftlichen Anreiz zur recyclinggerechten Produktgestaltung mit hohem Anteil an Recyclingrohstoffen. In diesem Zuge kann die Optimierung von Recyclingprozessen und Produkten für hochwertiges Recycling angeregt werden.

5.2.3.4 Risiken und Lösungsansätze

Es besteht die Gefahr, Marktbereiche, die bereits heute eine große Nachfrage bzw. einen großen Umsatz an Recyclingmaterialien aufweisen, zu überregulieren. Jedoch ist insbesondere in diesen Bereichen hochwertiges Recycling wichtig. Denn es geht eben nicht nur um ein einfaches sondern um ein qualitativ hochwertiges Recycling. Das Verhindern von Downcycling kann hier nicht nur dazu beitragen, die Hauptmetalle sondern auch die Begleitelemente langfristig im Kreislauf zu führen, die bisher in der Schlacke oder dem Hauptmetall durch Verdünnung „verschwinden". In diesem Zusammenhang ist eine umfassende Datenbasis, beispielsweise im Form eines Produktpasses, dringend erforderlich.

Hierbei liegt die Herausforderung im Aufwand der Nachweisführung. Dies betrifft zum einen das Schaffen einer Datengrundlage, anhand der eine Verordnung aufgestellt werden kann, zum anderen die Unternehmen, die ihre Daten offenlegen müssen. Die Umsetzungsschwierigkeiten der REACH-Verordnung lassen einen hohen Aufwand für die Umsetzung und Einhaltung komplexer Vorgaben erwarten (BDI 2019). Aber dieser Aufwand lohnt sich, wenn man zukünftig den Anteil an Sekundärrohstoffen in neuen Produkten erhöhen möchte.

Um eine Umsetzung im Einklang mit der Industrie zu ermöglichen, sollten Gremien von Expert*innen aus Wissenschaft, Industrie und Politik gebildet werden. Die darin ausgehandelten Maßnahmen sollten in einer Einführungsphase mittels Best-Practice-Beispielen kommuniziert und erst im Anschluss rechtlich bindend umgesetzt werden. Auch hierbei spielt der bereits angesprochene Kompromiss zwischen Berichtswesen und der Geheimhaltung von Firmenwissen eine große Rolle.

5.2.4 Förderung multisensorische Analyse und mehrkanalige Sortierung

Für die technische Quali- und Quantifizierung einer zuverlässigen Datenbasis sowie die damit einhergehende technologische Gewährleistung eines hochwertigen Recyclings ist eine Optimierung von Prozessen und Verfahren, die nach der Nutzung eines Produktes folgen, erforderlich. So kann eine tatsächliche Kreislaufführung nur dadurch sichergestellt werden, indem Stoffe getrennt bzw. in einem engen Konzentrationsbereich sortiert einem effizienten Aufbereitungsprozess zugeführt werden. Gemäß Abschnitt 5.1.4 ist in diesem Zuge eine Anwendung und Kombination verschiedener Kamera-/Sensorsysteme für eine erhöhte Sortiertiefe notwendig, um Kontaminationen zu verhindern und unerwünschte Legierungselemente weitestgehend zu entfernen. Die Förderung solcher Technologien impliziert einen Finanzierungsaufwand, der mit Risiken behaftet ist, die beispielsweise der unzureichenden Auslastung geförderter Technologien und einem Informationsdefizit bei Verwerter*innen zuzuordnen sind. Risikokapital, Schrottprämien, ein Fond, der Verwertungsstandards gewährleistet, ausgeweitete Exportstatistiken und -Kontrollen sowie eine erhöhte Nachvollziehbarkeit gemäß Kapitel 5.2.1 können in diesem Zusammenhang Abhilfe schaffen, genannte Risiken zu mindern.

5.2.4.1 Subvention, Prämien, Investitionsprogramme, Technikfolgenabschätzung

Um detailliertere Daten über Legierungen zu erheben und somit eine sichere und fundierte Entscheidungsgrundlage für nachgelagerte Sortier- und Recyclingprozesse zu ermöglichen, wird die Förderung des verbreiteten Einsatzes von kombinierbaren Sensorik- und Inline-Analysemethoden empfohlen. Ergebnisse der Untersuchung verschiedener Analysemethoden aus AP3 zeigen, dass einzelne Analysemethoden Limitationen besitzen kritische Legierungselemente, wie z. B. Kupfer und Zinn in Stahllegierungen, zu detektieren. Stattdessen beschränken sie sich auf die Detektion spezifischer Legierungen. Beispielsweise können Leichtmetalle in Aluminiumschrotten vor allem mit LIBS identifiziert werden, während schwere Legierungselemente mit XRF zu-

verlässig detektiert werden können. Neue Entwicklungen, wie die Inline-Analyse von Metalllegierungen, erfordern eine komplexe Kombination von Sensoren, Steuerung sowie eine Miniaturisierung der Komponenten und Integration (EU-Recycling 2018). Dabei sind solche Sensoren zur Inline-Analyse verbreitet einzusetzen, die niedrigen ökonomischen Aufwand zu hohem Durchsatz erlauben. Weiterhin müssen sie die messtechnische Eignung, wie eine hohe Eindringtiefe und Genauigkeit sowie geringe Detektionslimits, ausweisen. Bei letzterem Aspekt bestehen Herausforderungen der Kamera- und Sensortechnik Metalllegierungen über oberflächennahe Bereiche hinaus zu analysieren und entsprechende Materialien zu identifizieren. Für die effiziente Kombination, Integration und Vernetzung verschiedener Sensorik und Inline-Analysemethoden fehlen bislang Lösungen, weshalb die Forschung und Entwicklung hinsichtlich einer Optimierung zu fördern ist. Denkbar ist, dass in Zukunft KI-basierte Ansätze die Recyclingtechnik optimieren können.

Ist die Kenntnis über legierungsspezifische Stoffströme und produktbezogene Legierungselemente gegeben, sind diese möglichst effizient und mit hoher Segmentiertiefe zu sortieren. In diesem Zuge ist der verbreitete Einsatz mehrkanaliger Mehrstufensortierung anzusteuern. Schredderanlagen dienen hauptsächlich zur Rückgewinnung von Eisen und Stahl sowie von Nicht-Eisenmetallen. Im Schredderprozess werden unter anderem Karossen und gebrauchte Haushaltsgeräte, wie Waschmaschinen oder Trockner, zerkleinert und in drei Fraktionen getrennt: Stahlschrott, Schredderschwerfraktionen und Schredderleichtfraktionen (Förtsch und Meinholz 2015; Martens 2011). In den Schredderschrott fließt folglich der Schrott aus Produkten verschiedener Segmente und Zusammensetzungen ein, weswegen eine genauere Sortierung vor allem in diesem Bereich an Bedeutung gewinnt. Um einen hohen Sortiererfolg zur Vermeidung von nachgelagerten Downcycling-Effekten zu gewährleisten, ist eine erhöhte Sortiertiefe verschiedener Legierungen gefordert, sodass z. B. 6000er- von 8000er-Aluminium-Legierungen voneinander abgeschieden werden können.

Da die Anlagenkombination von Analysemethoden gemäß AP3 ebenso wie der Einsatz mehrkanaliger Sortiertechnik mit matrixspezifischer Auslegung von Anlagen mit hohen Anfangskosten und wesentlichem Kalibrierungsaufwand verbunden ist, wird eine Förderung notwendig. Diese motivierten Akteur*innen der Recycling- und Abfallwirtschaft zum Einsatz moderner Analyse- und Sortiertechnologien, um den Sortiererfolg als Wettbewerbsvorteil auszuweisen. Eine solche Förderung kann über eine Subvention als Zuschuss für die Anschaffung und Kalibrierung realisiert werden, um den ökonomischen Aufwand zu senken. Weitere Alternativen, die einen höheren marktwirtschaftlichen Anreiz schaffen, sind Belohnungen des Einsatzes in Form von Prämien, die an Akteur*innen der Recycling- und Abfallwirtschaft ausgezahlt werden. Eine Quantifizierung kann anhand des Konzepts der Sortiereffizienz geschaffen werden: Hierbei wird der Sortiererfolg unter Berücksichtigung verschiedener Kombinationen der Sortierverfahren und deren Reihenfolge mittels Mess- und Laborergebnissen quantifiziert, um eine legierungsspezifische Vergleichbarkeit herzustellen (siehe hierzu AP3 und AP4). Mit den Ergebnissen lassen sich nicht nur mit modernen Sortierverfahren realisierbare Grenzwerte für Legierungselemente als Störfaktoren feststellen, sondern die Sortiereffizienz kann auch als Kennzahl herangezogen werden, um den Sortiererfolg der Akteur*innen nachzuweisen. Je höher diese ausfällt, desto höhere Prämien könnten eingesetzt werden. Dies treibt nicht nur den Einsatz von Sortiertechnik mit hoher Sortiertiefe an, sondern motiviert Akteur*innen zur Forschung und Entwicklung von optimierten Sortieranlagen, die eine hohe Sortiereffizienz erzielen. Als Erweiterung ist eine Prämie entlang der Wertschöpfungskette (z. B. Herstellung) von Metalllegierungen für den „freiwilligen“ Einsatz kombinierbarer Analysemethoden zur Steigerung der Nachvollziehbarkeit von legierungsspezifischen Stoffströmen denkbar. Die Forschung und Entwicklung von kombinierbarer Sensorik für Inline-Analyse ist als elementarer Teil der Förderung des Einsatzes kombinierbarer Analysemethoden zu erachten.

Weitere politische Instrumente sind hierbei die Förderung des Diskurses, langfristige Investitionsprogramme und die Technikfolgenabschätzung, also die Frage welche Effekte mit der Nutzung bzw. der ausbleibenden Nutzung moderner Technik einhergehen. Die gewonnenen Daten können weiterhin im Produktpass bzw. im Digitalen Zwilling hinterlegt werden, um für die Verarbeitenden auch für Rezyklate umfassende Materialkenntnisse zur Verfügung zu stellen.

5.2.4.2 Finanzielle Unterstützung von strategischen Leuchtturmprojekten

Die finanzielle Unterstützung von strategischen Leuchtturmprojekte, die das Ziel einer innovativen und „idealen Prozesskette“ der Entsorgung, Demontage, Sortierung und Aufbereitung verfolgen, stellt ein weiteres politisches Instrument dar, um Downcycling entgegenzuwirken. Solche Projekte können aufgrund ihrer Größe und Öffentlichkeitswirksamkeit die „Funktion eines Richtungsweisers erfüllen“ (Wilts et al. 2014). Mit ihnen bekommen die Akteur*innen die Chance sich als Vorbild von Konkurrent*innen abzuheben. Ziel ist es, in der Öffentlichkeit ein Bewusstsein für Recycling und Nachhaltigkeit zu schaffen und Konsumentscheidungen in Richtung kreislaufgerechter Lösungen zu fördern. Hierbei spielt die Kooperation von Produktentwickler*innen und Hersteller*innen, die durch ihre Tätigkeiten hohe nachgelagerte Demontage-, Analyse-und Sortiertiefe sowie ein hochwertiges Recycling ermöglichen, eine wichtige Rolle, weswegen besonders deren Förderung empfehlenswert ist. Darüber hinaus lassen sich finanzielle Anreize durch die FuE-Förderung von Programmen und Verbundprojekten und Innovationsprogrammen schaffen. Deutschland sollte sich hier seiner Rolle als Vorreiter grüner Technologien bewusst sein. Für vergangene bzw. bestehende Förderprogramme sind einige Beispiele zu nennen. Zum Beispiel nahm die C.C. Gruppe 2019 unter der Förderung des Bundesministeriums für Bildung und Forschung und mit dem Projektträger Jülich eine neuartige Anlage zur Metallveredelung im Krefelder Hafen in Betrieb, die von C.C. Umwelt, der Hamburg-Umwelt-Recyclingtechnologien GmbH und der Technischen Universität Hamburg-Harburg entwickelt und realisiert wurde. Ziel des Projektes war die sortenreine Abtrennung von Nicht-Eisen-Metallstücken kleiner 2 mm bis 20 mm aus den Schlacken von thermischen Abfallbehandlungsanlagen in die beiden Fraktionen „leichte NE-Metalle“ (vor allem Aluminium) und „schwere NE-Metalle“ (vor allem Kupfer, Gold, Silber, Platin und Palladium) (Prognos AG et al. 2020). Als weiteres Beispiel ist die 2006 erfolgte Förderung des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit für den Bau einer innovativen Produktionsanlage zum Metallrecycling in Gaggenau mit 733.000 Euro zu nennen, die das Ziel verfolgte hochwertige Metalle aus Produktionsabfällen zurückzugewinnen, die bislang als Sonderabfälle entsorgt werden mussten (BMU 2006). Auch Auszeichnungen, wie der Green Alley Award, der die erste europäische Auszeichnung für Startups der Kreislaufwirtschaft darstellt und der Förderung innovativer Lösungen und Ideen in den Bereichen der Ressourcenschonung, Rückgewinnung, Wiederverwertung von Ressourcen sowie dem Recycling-Management dient, ist als anreizendes Instrument für das Innovationsmanagement der Recyclingbranche anzusehen (siehe hierzu Landbell AG für Rückhol-Systeme 2014).

5.2.4.3 Normung und Standardisierung von Recyclingregeln und –verfahren

Ein weiterer Anreiz für effiziente Recycling-Technologien ist durch EU-weite Normung und Standardisierung von Recyclingregeln und -verfahren sowie der Regulierung legierungsspezifischer Eigenschaften zu schaffen. Mit hohen Standards wird unmittelbar ein Anreiz geschaffen, effiziente Technologien zu entwickeln und einzusetzen. Damit wird die Möglichkeiten des hochwertigen Recyclings eröffnet und Downcycling-Effekte gemindert. Des Weiteren sind dynamische Größen, wie Aufbereitungsqualitäten und Stoffströme, unter Einbeziehung internationaler Akteur*innen und Daten zu überprüfen, um die Effektivität der technischen Optimierung zu gewährleisten. Aufgrund des stetigen Wandels der Metallbranche sind kontinuierliche und zielgerichtete Anpassungen der technischen Verbesserungsmaßnahmen erforderlich.

5.2.4.4 Risiken und Lösungsansätze

Als ein wesentliches Hemmnis für innovative Recyclingtechnologien erweisen sich häufig Finanzierungsschwierigkeiten bei der Entwicklung zur Marktreife und der frühen Markteinführungsphase. Die öffentlichen Finanzierungsmöglichkeiten ermöglichen in diesem Zuge erhebliche Kosteneinsparungen, um den Fortschritt eines hochwertigen Recyclings mit minimalem Aufwand voranzutreiben. Die Kombination von Recyclingverfahren sollte in diesem Zusammenhang mit in die Bewertung einfließen und kann neue Optionen eröffnen. Zudem werden marktbasierten Instrumenten in der ökonomischen Theorie eine Reihe von Vorteilen zugesprochen, die ihre Anwendung vor allem in der bisher stark ordnungspolitisch geprägten Debatte um Instrumente zur Steigerung der Ressourceneffizienz interessant erscheinen lassen. Die genannte Finanzierung von Forschung und Entwicklung sowie die Auszahlung von Prämien bringt jedoch die Gefahr unzureichender Auslastung von geförderten Technologien mit sich. So ist beispielsweise ein Hemmnis der Kreislaufführung von Technologiemetallen laut Wilts et al. (2014) dem ungenügenden Input für das Recycling zuzuschreiben. Um die optimale Auslastung geförderter Anlagen sicherzustellen, gilt es also weiterhin das Recycling als solches sowie die Nutzung von Recyclingrohstoffen anzukurbeln. Lösungsansätze stellen in diesem Zusammenhang eine Mindestvorgabe der Substitutionsquote mit einer möglichen Kombination einer Reduktion der Mehrwertsteuersätze auf das Recycling sowie recycelte Produkte oder Materialien, wie in Abschnitt 5.2.3.1 beschrieben, und die Transparenz, beispielsweise durch einen Produktpass, gemäß Abschnitt 5.2.1.2 und 5.2.3.3, dar. Jedoch können eine falsche Entsorgung sowie hohe Exportzahlen der zu recycelten Produkte, wie Elektrogeräten und Altautos, zu einer unzureichenden Auslastung nationaler Recyclingtechnologien führen. Die unzureichende Zuführung von zu recycelnden Metallen kann zu einer ineffizienten Kapazitätsauslastung führen, wodurch die Förderung der Anlagen mit einer Fehlinvestition gleichzusetzen wäre. Eine Bedarfsprüfung und die Abstimmung relevanter Akteur*innen ist in diesem Zusammenhang elementar. (Wilts et al. 2014)

Mit Hintergrund dieser Gefahr stellt Risikokapital eine geeignete Finanzierungsmöglichkeit dar. Risikokapital ist ein außerbörsliches Beteiligungskapital, das eine Beteiligungsgesellschaft zur Beteiligung an als besonders riskant geltenden Unternehmungen bereitstellt. Als Ausgleich für das eingegangene Risiko erhalten Kapitalgebende Anteile am Unternehmen. Aus ökonomischer Sicht stellt Risikokapital eine Finanzierungsform dar, die in besonderem Maße mit Anreizproblemen zwischen Risikokapitalgesellschaft und Unternehmer*in befrachtet ist, da die Risikokapitalgesellschaft nicht genau beobachten kann, ob der oder die Unternehmer*in das zur Verfügung gestellte Geld tatsächlich zur Erhöhung des Unternehmenswertes im Sinne der Investoren einsetzt. (Gebhardt und Schmidt 2002)

Das Risiko der unzureichenden Entsorgung selbst kann durch eine Schrottprämie minimiert werden, um den Schrottbezug rentabler zu gestalten und eine Motivation zur Schrottsammlung zu schaffen. Solch einen Schrottbonus arbeitete das Fraunhofer IMWS aus, indem zu vermeidende Treibhausgasemissionen durch den Schrotteinsatz für die Stahlproduktion quantifiziert und anhand volkswirtschaftlicher Kosten von Umweltschäden in Euro konvertiert wurden. Durch den Schrotteinsatz vermiedene Umweltkosten werden bislang ungenügend im Preismechanismus beachtet, vor allem wenn die Kosten des Klimawandels deutlich höher als 30 Euro pro Tonne CO_2 ausfallen (Pothen et al. 2019). So können nicht nur Umweltwirkungen reduziert werden, sondern ein finanzieller Anreiz geschafft werden, Schrott für den Einsatz in der Stahlproduktion einzusetzen. Kombiniert mit effizienten End-of-Life-Verfahren und mehrkanaliger Sortierung für hochwertiges Recycling ist hohes Potenzial gegeben.

In den Niederlanden wird ein weiterer Ansatz zur Schrottsammlung und zur Erhöhung von dessen Bezug gezeigt. Der Unterschied zum deutschen Modell liegt hierbei vor allem in der in der

Finanzierung. In Deutschland haben Hersteller*innen aufgrund hoher Schrottpreise einen geringen Anreiz, eine vergleichsweise minderwertige Verwertung von Schrott zu betreiben. In den Niederlanden zahlen Autobesitzer bei der Erstzulassung einen geringen Beitrag (2015: 15 Euro) in einen Fond, über den hochwertige Verwertungsstandards gewährleistet bleiben. Die restlichen Verwertungs- und Rücknahmekosten tragen Hersteller*innen und Importierende. Seit der Einführung dieses Modells ist die Recyclingquote von Altautos in den Niederlanden konstant gestiegen. (Wilts et al. 2014)

Eine weitere Handlungsoption die Exportzahlen für eine möglichst hohe nationale Ausschöpfung von Altgeräten und Altfahrzeugen zu generieren sind Export-Statistiken und -Kontrollen. Die WEEE Rahmenrichtlinie sieht eine Umkehr der Beweislast vor: Wer gebrauchte Geräte exportieren will, muss nachweisen, dass sie am Bestimmungsort einer sinnvollen Nutzung zugeführt werden (Wilts et al. 2014). Um die Exportzahlen zu regulieren ist eine auf Metalllegierungen, wie Baustähle, angepasste Übertragung solcher Richtlinien zu empfehlen.

Eine weitere Herausforderung ist die mangelnde Kenntnis über Menge und Lokalisierung der Materialien, z. B. in Elektroaltgeräten (siehe hierzu auch heterogene Datengrundlage in wissenschaftlicher Literatur und Informationsdefizite, die z. B. aus AP2 hervorgehen). Der adaptierte Ausbau der Verwertungsstruktur ist somit mit erheblichen Risiken verbunden. Das ElektroG setzt zwar beispielsweise fest, dass Hersteller*innen und Importierende entsprechende Informationen für die Verwerter*innen bereitstellen müssen, allerdings erst innerhalb eines Jahres, nachdem das Gerät in den Verkehr gebracht wurde und nur soweit die Verwertung notwendig ist. Darüber hinaus ist die Verwertung von Kupfer nicht eingeschlossen. Hersteller*innen können kaum einschätzen, welche Informationen Verwerter*innen benötigen, um moderne Technik etablieren zu können. Des Weiteren besitzen Verkäufer*innen von Produkten selbst kaum Information zu der Zusammensetzung und Recyclingeigenschaft. (Wilts et al. 2014)

Lösungsansätze implizieren eine erhöhte Nachvollziehbarkeit von legierungsspezifischen Stoffströmen gemäß der Handlungsempfehlung 5.2.1. Auch hier empfiehlt sich eine verstärkte Vernetzung aller Akteur*innen in Wissenschaft, Industrie und Politik.

5.3 Gesamteinschätzung

Für eine Gesamteinschätzung der politischen Handlungsempfehlungen werden vier Handlungsempfehlungen hervorgehoben. Darüber hinaus erfolgt eine zeitliche Einordnung sowie eine Gegenüberstellung von Chancen bzw. Zielen und Risiken bzw. Herausforderungen der in Kapitel 5.2.1 bis 5.2.4 beschriebenen Handlungsempfehlungen.

Auf Basis der Arbeitspakete AP1 bis AP4 können eine Vielzahl von Handlungsempfehlungen abgeleitet werden. Besonders in den Fokus zu setzen sind dabei:

Transparenz- und Berichtspflicht legierungsspezifischer Stoffströme

Für die erfolgreiche Realisierung abgeleiteter Handlungsempfehlungen sind politische Entscheidungen durch reale Berechnungen zu begründen, die auf Datenvollständigkeit und -qualität basieren. Dazu ist es nötig für alle zugängliche Datenplattformen zu erstellen bzw. für wissenschaftliche Untersuchungen zugänglich zu machen.

Integration einer einheitlichen Definition von Recycling & Downcycling

Für das Gewährleisten von Ressourceneffizienz durch hochwertiges bzw. qualitäts- und/oder funktionserhaltendes Recycling ist ein Bewusstsein für die fachlichen Hintergründe von Downcycling und die jeweiligen Ursachen erforderlich, welches durch klarere definitorische Vorgaben gestärkt wird.

Einführung von Grenzwerten für Legierungselemente

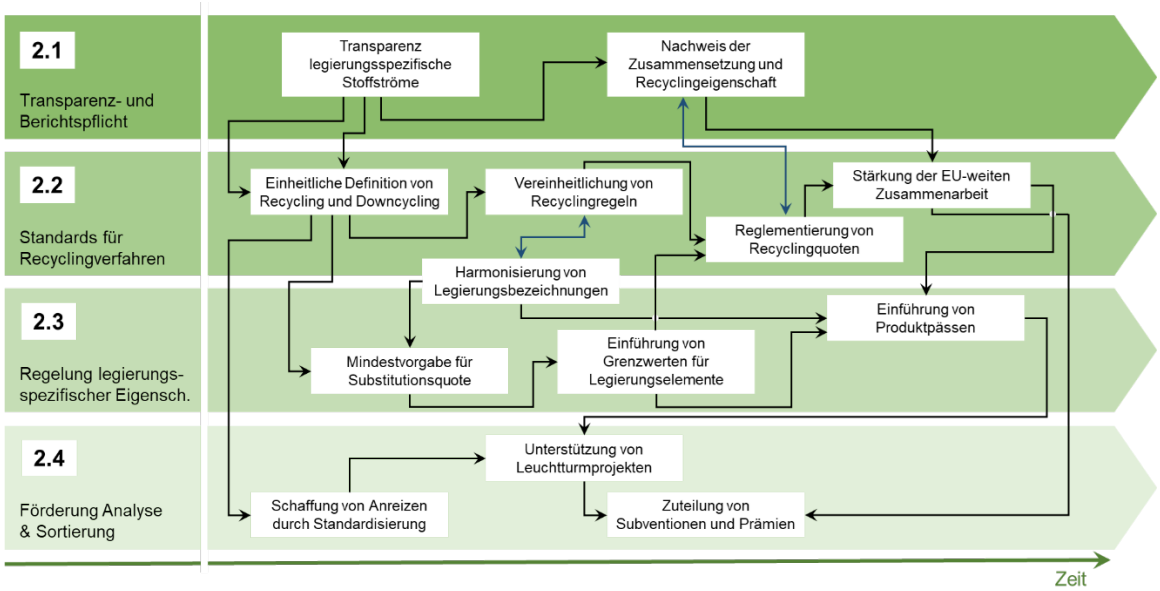
Im Zuge der Vermeidung von Downcycling ist der wachsenden Materialvielfalt bereits in der Produktentwicklungsphase entgegenzuwirken. D.h. es sollten in einem Produkt so wenig wie mögliche unterschiedliche Materialien (u.a. Legierungen) verbaut werden. Je höher die Materialvielfalt desto größer das Downcycling.

Förderung multisensorische Analyse und mehrkanalige Sortierung

Zur Verminderung des Downcyclings ist der flächendeckende Einsatz von Analyse- und Sortiertechnik zu gewährleisten.

Zusammenfassend sind die einzelnen Handlungsempfehlungen in Abbildung 5-2 grafisch dargestellt sowie zeitlich eingeordnet.

Abbildung 5-2: Zeitliche Einordnung der Handlungsempfehlungen



Quelle: Eigene Darstellung, TU Dortmund

Erläuterte politische Handlungsempfehlungen verfolgen auf der einen Seite Ziele und potenzielle Chancen. Auf der anderen Seite sind mit der Umsetzung dieser Maßnahmen jedoch auch Risiken, Hemmnisse und Herausforderungen zu erwarten. Diese werden für eine Gesamteinschätzung in Tabelle 5-3 gegenübergestellt und eingeordnet.

Abbildung 5-3: Gesamteinschätzung der politischen Handlungsempfehlungen

Politische Handlungsempfehlungen	Chancen / Ziele	Risiken / Herausforderungen
2.1 Transparenz- und Berichtspflicht	Zuverlässige Datengrundlage für politische Entscheidungen, z. B. Festlegung von Grenzwerten Internationale Vernetzung durch Zusammenarbeit Schaffen von Bewusstsein für die legierungsspezifische Stoffströme und Verluste durch Transparenz	Hoher Aufwand für Unternehmen der Herstellung, Entsorgung und Aufbereitung von Metalllegierungen Hoher Aufwand der Standardisierung und Einführung eines geeigneten Dokumentationsverfahrens Notwendigkeit des verbreiteten Einsatzes moderner Analysetechnik

Politische Handlungs-empfehlungen	Chancen / Ziele	Risiken / Herausforderungen
2.2 Normung bzw. Standards für Recyc-lingregeln und -ver-fahren	Internationale Zusammenarbeit zur Anpas-sung von Standards und gemeinsame Ziel-setzungen Einheitliches Verständnis von Recycling und Downcycling zur Begünstigung einer inter-nationalen Kreislaufführung Vergleichbarkeit von Kennzahlen, z. B. der Recyclingquoten	Fehlende Spezialisierung von Recyc-linghöfen Hoher Aufwand der Standardisie-rung und Harmonisierung in Regula-rien
2.3 Regelung legie-rungsspezifischer Ei-genschaften	Marktwirtschaftlicher Anreize, Produkte, Stoffströme und Prozessverfahren entspre-chend Zielvorgaben zu optimieren, z. B. Ver-ringerung von Legierungselementen, die nicht der Ausgangslegierung angehören Geringere Importabhängigkeit durch Rezyk-lateinsatz Wirtschaftliche und gesellschaftliche Auf-merksamkeit durch öffentliche Transparenz	Hoher Forschungsaufwand zu Substi-tutionsmöglichkeiten Hoher Aufwand der Optimierung von Produkten bezüglich möglicher Einschränkung in der Funktionalität Hoher Aufwand der Nachweisfüh-rung (siehe z. B. REACH)
2.4 Förderung multi-sensorischer Analyse und mehrkanaliger Sortierung	Erhöhte Sortiereffizienz und erhöhter Sor-tiererfolg zur Vermeidung von Downcycling-Effekten Stärkung des Forschungs- und Industrie-standorts durch Einsatz und Optimierung modernster Sensor- und Trenntechniken Gestärkte Aufmerksamkeit und Bewusstsein der Gesellschaft Schaffung einer transparenten Datenbasis zur Steigerung von Effizienz und Lösungsfin-dung für Schwachstellen Schaffung von marktwirtschaftlichen Anrei-zen für hohen Sortierfolg und hochwertiges Recycling	Kostenaufwand durch Bezug finanzi-eller Mittel zur Förderung techni-scher Anlagen und geschultem Per-sonal Gefahr einer Fehlinvestition durch mangelhafter Auslastung der Tech-nologien Gefahr einer Überregulierung des Marktes Herausforderung der System- und Infrastrukturanpassung

5.4 Ausblick

Im Rahmen von AP1 bis AP4 konnten verschiedene Handlungsempfehlungen für Politik und Wirtschaft sowohl auf nationaler, als auch auf internationaler Ebene herausgearbeitet werden. Der Fokus lag auf politischen Handlungsempfehlungen, die sich aus technischen Herausforderungen ableiten ließen. Dabei stand die Frage im Vordergrund, wie die Substitution von Primärrohstoffen Downcycling vermindern und verhindern kann, um nachhaltige Kreislaufführungen zu schaffen. Neben der Substitution von Materialien stehen auch andere technische und politische Wege zur Verfügung, um Downcycling zu vermeiden und hochwertiges Recycling von Stoffen und Produkten zu erlauben: Maßnahmen gegen (geplante) Obsoleszenz können etabliert und reglementiert werden. Produkte können recyclinggerecht gestaltet werden, so dass bereits im Design- und Produktionsprozess das End-of-Life von Produkten mitberücksichtigt wird. Werden dadurch entsprechende Maßnahmen ergriffen, können diese Produkte ressourcen- und umweltschonend kreislauffähig gemacht werden. Diese Bemühungen werden unter Begriffen, wie „Design-for-Recycling“ und „Circular Economy“, erforscht. Sie gehen aber über den Fokus des vorliegenden Berichts hinaus und fallen nicht unter die Rohstoff-Substitution, da sie vermehrt das Produktrecycling, weniger das Materialrecycling in den Fokus rücken.

A Anhang

A.1 Literaturquellen für das Berechnen der Mengenmodelle – Status Quo

A.1.1 Quellen für das Mengengerüst Aluminium

Ebene	Quelle	Verwendete Daten
Deutschland	(WVMetalle 2017)	Produktion, Außenhandel von Rohmetall und Halbzeug, Hauptverwendungsgebiete
Deutschland	(FfE 1999) (Buchner und Laner 2015)	Produktionseffizienzen bei der Halbzeugherstellung differenziert nach Krätze, Stäube, Neuschrotte als interner Recycling Loop und Neuschrotte als Output
Deutschland	(Destatis 2019b) (Eurostat 2019a) (BMU 2018, 2016)	Abfallströme: Bau-/Abbruchmaterial, Altfahrzeuge, elektrische Geräte, Verpackungsabfall, Siedlungsabfälle, Sperrmüll, Abfälle aus der energetischen Verwertung von Abfällen
Europa	(IAI 2017, 2019b) (European Aluminium 2019a)	Produktion, Außenhandel von Rohmetall und Halbzeug, Hauptverwendungsgebiete
Europa	(IAI 2017, 2019b)	Produktionseffizienzen bei der Halbzeug- und Produktherstellung differenziert nach Schlacke, Neuschrotte als interner Recycling Loop und Output
Europa	(Eurostat 2019a)	Abfallströme: Bau-/Abbruchmaterial, Altfahrzeuge, elektrische Geräte, Verpackungsabfall, Siedlungsabfälle, Sperrmüll, Abfälle aus der energetischen Verwertung von Abfällen
Welt	(IAI 2017, 2019b)	Produktionseffizienzen bei der Halbzeug- und Produktherstellung differenziert nach Schlacke, Neuschrotte als interner Recycling Loop und Output
Welt	(IAI 2019b) (Wilson 2015) (Balde und Wang, F., Kuehr, R., Huisman, J. 2015) (Scotiabank 2017)	Abfallströme: Neuschrotte, Bau-/Abbruchmaterial, Altfahrzeuge, elektrische Geräte, Siedlungsabfälle
Deutschland Europa Welt	(Steger et al. 2018) (Ueberschaar et al. 2017) (Widmer et al. 2005) (Drossel et al. 2018) (Karak et al. 2012) (CDE, STAM, QUB 2017) (Weimann et al. 2013) (Kuchta et al. 2016)	Aluminiumgehalte in den verschiedenen Abfallströmen

A.1.2 Quellen für das Mengengerüst Stahl

Ebene	Quelle	Verwendete Daten
Deutschland	(WV Stahl 2016) (worldsteel 2017)	Produktion, Außenhandel von Rohmetall und Halbzeug
Deutschland	(WV Stahl 2017)	Hauptverwendungsgebiete
Deutschland	(Destatis 2019b) (Eurostat 2019a) (BMU 2018, 2016)	Abfallströme: Bau-/Abbruchmaterial, Altfahrzeuge, elektrische Geräte, Verpackungsabfall, Siedlungsabfälle, Sperrmüll, Abfälle aus der energetischen Verwertung von Abfällen
Europa	(Eurofer 2018) (worldsteel 2017)	Produktion, Außenhandel von Rohmetall und Halbzeug
Europa	(Eurofer 2018)	Hauptverwendungsgebiete
Europa	(Eurostat 2019a)	Abfallströme: Bau-/Abbruchmaterial, Altfahrzeuge, elektrische Geräte, Verpackungsabfall, Siedlungsabfälle, Sperrmüll, Abfälle aus der energetischen Verwertung von Abfällen
Welt	(worldsteel 2017)	Produktion, Außenhandel von Rohmetall und Halbzeug, Hauptverwendungsgebiete
Welt	(Wilson 2015) (Balde und Wang, F., Kuehr, R., Huisman, J. 2015) (Scotiabank 2017)	Abfallströme: Neuschrotte, Bau-/Abbruchmaterial, Altfahrzeuge, elektrische Geräte, Siedlungsabfälle
Deutschland Europa Welt	(Cullen et al. 2012)	Produktionseffizienzen bei der Halbzeugherstellung differenziert nach Verlusten, Neuschrotte als interner Recycling Loop und Neuschrotte als Output
Deutschland Europa Welt	(Kuchta et al. 2016) (Edjabou et al. 2015) (CDE, STAM, QUB 2017) (Weimann et al. 2013) (Widmer et al. 2005) (Ueberschaar et al. 2017) (worldsteel 2015)	Stahlgehalte der verschiedenen Abfallströme

A.1.3 Quellen für das Mengengerüst Kupfer

Ebene	Quelle	Verwendete Daten
Deutschland	(WVMetalle 2017)	Produktion, Außenhandel von Rohmetall und Halbzeug, Hauptverwendungsgebiete
Deutschland	(Glöser-Chahoud 2017) (Steger et al. 2018) (Soulier et al. 2018)	Produktionseffizienzen
Deutschland	(Destatis 2019b) (Eurostat 2019a) (BMU 2018, 2016)	Abfallströme: Bau-/Abbruchmaterial, Altfahrzeuge, elektrische Geräte, Verpackungsabfall, Siedlungsabfälle, Sperrmüll, Abfälle aus der energetischen Verwertung von Abfällen
Europa	(ECI 2019)	Produktion, Hauptverwendungsgebiete

Ebene	Quelle	Verwendete Daten
Europa	(Glöser-Chahoud 2017, S. 230) (Eurostat 2019b)	Außenhandel
Europa	(Soulier et al. 2018)	Produktionseffizienzen
Europa	(Eurostat 2019a)	Abfallströme: Bau-/Abbruchmaterial, Altfahrzeuge, elektrische Geräte, Verpackungsabfall, Siedlungsabfälle, Sperrmüll, Abfälle aus der energetischen Verwertung von Abfällen
Welt	(ICSG 2018) (ICSG 2017)	Produktion, Neuschrotte, Verluste, Hauptverwendungsgebiete
Welt	(Wilson 2015) (Balde und Wang, F., Kuehr, R., Huisman, J. 2015) (Scotiabank 2017)	Abfallströme: Neuschrotte, Bau-/Abbruchmaterial, Altfahrzeuge, elektrische Geräte, Siedlungsabfälle
Deutschland Europa Welt	(Edjabou et al. 2015) (Steger et al. 2018) (Edjabou et al. 2015) (Kuchta et al. 2016)	Kupfergehalte der verschiedenen Abfallströme

A.1.4 Quellen für das Mengengerüst Zink

Ebene	Quelle	Verwendete Daten
Deutschland	(Andruleit et al. 2017) (WVMetalle 2017)	Produktionsmengen Rohmetall
Deutschland	(Andruleit et al. 2017)	Produktion differenziert nach Halbzeugarten
Deutschland	(Andruleit et al. 2017) (Destatis 2019a)	Außenhandel von Rohmetall und Halbzeug
Deutschland Europa	(Meylan und Reck 2017) (Steger et al. 2018)	Zink-Gehalte von Außenhandelsströmen
Deutschland Europa Global	(Meylan und Reck 2017)	Produktionseffizienzen
Deutschland	(Andruleit et al. 2017)	Hauptverwendungsgebiete
Deutschland	(Destatis 2019b) (WV Stahl 2016) (Billerbeck et al. 2014)	Abfallströme: Abfälle aus thermischen Prozessen, aus der chemischen Oberflächenbehandlung, Abfälle nicht anderswo im Verzeichnis aufgeführt, Abfälle aus Abfallbehandlungsanlagen; Stäube aus Elektrostahlroute; Verpackungsabfall, Bau- und Abbruchmaterialien, Altfahrzeuge, elektrische Geräte
Deutschland Europa Global	(Meylan und Reck 2017) (Steger et al. 2018)	Zink-Gehalte der Abfallströme
Europa	(Eurostat 2019b)	Produktion Rohmetall und Außenhandelsströme

Ebene	Quelle	Verwendete Daten
Europa	(Meylan und Reck 2017)	Hauptverwendungsgebiete
Europa	(Eurostat 2019a) (Meylan und Reck 2017)	Abfallströme: Abfälle aus thermischen Prozessen; Stäube aus Elektrostahlroute; Verpackungsabfall, Bau- & Abbruchmaterialien, Altfahrzeuge, elektrische Geräte
Welt	(Andruleit et al. 2017)	Produktionsmengen Rohmetall
Welt	(Meylan und Reck 2017) (IZA 2015)	Verteilung nach Halbzeugarten, Hauptverwendungsgebiete
Welt	(worldsteel 2017) (Billerbeck et al. 2014) (Wilson 2015) (Scotiabank 2017) (Balde und Wang, F., Kuehr, R., Huisman, J. 2015)	Abfallströme: Stäube aus Elektrostahlroute, Bau- und Abbruchmaterialien, Altfahrzeuge, elektrische Geräte

A.2 Metallgehalte je Abfallstrom

A.2.1 Aluminium: Metallgehalte je Abfallstrom und Quellenangaben

Ebene	Abfallstrom	Al-Gehalt [%]	Quelle
Deutschland Europa	Abfälle aus energetischer Verwertung von Abfällen	0,21	(Steger et al. 2018)
Deutschland Europa	Neuschrott aus Halbzeugherstellung	95	(Steger et al. 2018)
Deutschland Europa	Krätze und Stäube	75	(Thomé-Kozmiensky 2014)
Deutschland	Neuschrott Halbzeugverarbeitung	90	Eigene Abschätzung
Europa	Verpackungsabfall	3	Eigene Abschätzung
Deutschland	Verpackungen aus Metall	67,7	(Steger et al. 2018)
Deutschland	Verbundverpackungen	4,4	(Karak et al. 2012)
Europa Global	Bau- und Abbruchmaterialien	0,06	(CDE, STAM, QUB 2017)
Deutschland	Kabelabfall	2	(Steger et al. 2018)
Deutschland Europa Global	Altfahrzeuge	12,3	(Drossel et al. 2018)
Deutschland Global	Elektrische Geräte	4,7	(Widmer et al. 2005; Ueberschaar et al. 2017)
Deutschland	Sperrmüll	2	(Kuchta et al. 2016)
Global	Siedlungsabfall	1	(Karak et al. 2012)

A.2.2 Stahl: Metallgehalte je Abfallstrom und Quellenangaben

Ebene	Abfallstrom	Stahl-Gehalt [%]	Quelle
Deutschland Europa	Abfälle aus energetischer Verwertung von Abfällen	3	(Kuchta et al. 2016)
Deutschland Europa	Verpackungsabfall	0,5	(Edjabou et al. 2015)
Deutschland Europa Global	Bau- und Abbruchmaterialien	2,9	(CDE, STAM, QUB 2017)
Deutschland Europa Global	Altfahrzeuge	60	(worldsteel 2015)
Deutschland Europa Global	Elektrische Geräte	42,5	(Widmer et al. 2005; Ueberschaar et al. 2017)
Deutschland Europa	Sperrmüll	4	(Kuchta et al. 2016)
Global	Siedlungsabfall	1,2	(Edjabou et al. 2015; Karak et al. 2012)

A.2.3 Kupfer: Metallgehalte je Abfallstrom und Quellenangaben

Ebene	Abfallstrom	Cu-Gehalt [%]	Quelle
Deutschland Europa	Abfälle aus energetischer Verwertung von Abfällen	0,12	(Steger et al. 2018)
Deutschland Europa Global	Minderwertiger Schrott	90	Eigene Abschätzung
Deutschland	Kabelabfall	36,8	(Steger et al. 2018)
Europa Global	Bau- und Abbruchmaterialien	0,3	Eigene Abschätzung
Deutschland Europa Global	Altfahrzeuge	2	(Steger et al. 2018)
Deutschland Europa Global	Elektrische Geräte	5	(Steger et al. 2018)
Deutschland Europa	Siedlungsabfälle	0,1	(Kuchta et al. 2016) Eigene Abschätzung
Global	Siedlungsabfälle	0,05	(Edjabou et al. 2015) (Kuchta et al. 2016) Eigene Abschätzung

A.2.4 Zink: Metallgehalte je Abfallstrom und Quellenangaben

Ebene	Abfallstrom	Zn-Gehalt [%]	Quelle
Deutschland Europa	Abfälle aus thermischen Prozessen	0,8	(Steger et al. 2018)
Deutschland	Abfälle aus der chemischen Oberflächen-behandlung	3,7	(Steger et al. 2018)
Deutschland	Abfälle nicht anderswo im Verzeichnis aufgeführt	0,08	(Steger et al. 2018)
Deutschland	Abfälle aus Abfallbehandlungsanlagen	0,49	(Steger et al. 2018)
Deutschland Europa Global	Schrotte als Input in den Schrottmarkt	95	(Meylan und Reck 2017)
Deutschland Europa Global	Schrotte aus Verarbeitungsprozessen zu finalen Produkten	95	(Meylan und Reck 2017)
Deutschland Europa Global	Stäube aus Elektrostahlroute	24	(Steger et al. 2018)
Deutschland Europa Global	Bau- und Abbruchmaterialien	0,04	(Steger et al. 2018)
Deutschland Europa Global	Altfahrzeuge	0,75	(Meylan und Reck 2017)
Deutschland Europa Global	Elektrische Geräte	2	(Meylan und Reck 2017)

A.3 Metallspezifische Legierungsmatrizen

A.3.1 Aluminium – Knetlegierungen

Deutschland [in %]								
	1xxx	**2xxx**	**3xxx**	**4xxx**	**5xxx**	**6xxx**	**7xxx**	**8xxx**
Verkehr	1,1		9,2		2	35,7		
Bauwirtschaft			0,6	0,5	0,7	14,8		
Verpackung	8,2		1,5		0,4			
Maschinenbau	0,5				0,6	4,9		
Elektrotechnik	4,3		0,3		1,1	1,3		

Deutschland [in %]								
Eisen- und Stahlindustrie	3				1,5	1,2	0,2	
Haushaltswaren	0,1	0,2	1,3	0,0	1,0	0,2	0,2	0,8
Sonstige	0,1	0,2	1,3	0,0	1,0	0,3	0,2	0,8
Summe	**17,3**	**0,4**	**14,2**	**0,5**	**8,3**	**58,4**	**0,6**	**1,6**
Europa [in %]								
	1xxx	2xxx	3xxx	4xxx	5xxx	6xxx	7xxx	8xxx
Verkehr	0,7	0,0	6,6	0,0	1,5	25,4	0,0	0,0
Bauwirtschaft	0,0	0,0	0,7	0,5	0,9	17,9	0,0	0,0
Verpackung	6,9	0,0	6,5	0,0	1,5	0,0	0,0	0,0
Maschinenbau	0,9	0,0	0,0	0,0	1,1	8,8	0,0	0,0
Elektrotechnik	7,0	0,0	0,5	0,0	1,9	2,0	0,0	0,0
Haushaltswaren	0,1	0,2	1,5	0,0	1,1	0,4	0,2	1,0
Sonstige	0,1	0,3	1,9	0,0	1,4	0,4	0,3	1,4
Summe	15,8	0,5	17,7	0,5	9,4	54,9	0,6	2,4
Global [in %]								
	1xxx	2xxx	3xxx	4xxx	5xxx	6xxx	7xxx	8xxx
Verkehr	0,6	0,0	5,4	0,0	1,2	21,1	0,0	0,0
Bauwirtschaft	0,0	0,0	0,9	0,7	1,1	22,9	0,0	0,0
Verpackung	6,1	0,0	4,8	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0
Maschinenbau	0,8	0,0	0,0	0,0	1,0	8,0	0,0	0,0
Elektrotechnik	8,2	0,0	0,6	0,0	2,2	2,4	0,0	0,0
Haushaltswaren	0,1	0,3	2,2	0,0	1,6	0,4	0,4	1,6
Sonstige	0,1	0,3	2,2	0,0	1,7	0,4	0,4	1,6
Summe	**15,9**	**0,6**	**16,1**	**0,7**	**9,9**	**55,3**	**0,8**	**3,2**

A.3.2 Kupfer – Legierungsmatrix

Deutschland [in %]							
	Reines Kupfer	**Sonder-legie-rungen**	**Cu-Al**	**Cu-Ni**	**Neusilber**	**Zinnbronze**	**Messing**
Kabel und Elektro	31,35	2,85	2,3		2,6	4,6	13,4
Bauwirtschaft	0,23	0,15	0,7				14

Deutschland [in %]							
Automobilwirt-schaft	2,7	0,9	0,9	1,1	0,18	1,1	2
Maschinenbau	0,16	0,08	0,08	0,4	0,16	2	7
Handel	0,55	0,05	0,05	0,05	0,05	0,7	3,5
Sonstige				0,6	0,6		4,8
Summe	**35**	**4**	**4**	**2,1**	**3,6**	**8**	**44,7**
Europa [in %]							
	Reines Kupfer	**Sonder-legie-rungen**	**Cu-Al**	**Cu-Ni**	**Neusilber**	**Zinnbronze**	**Messing**
Bauwirtschaft	0,5	0,35	1,6				32,5
Kabel und Elektro	18,2	1,3	1		1	2,1	2,34
Maschinenbau	0,3	0,15	0,15	0,75	0,75	3,9	9
Verkehr	4,5	1,5	1,5	1,8	0,3	1,8	3,5
Infrastruktur	6		2			0,5	1,5
Summe	29,5	3,3	6,3	2,6	2,1	8,3	48
Global [in %]							
	Reines Kupfer	**Sonderlegie-rungen**	**Cu-Al**	**Cu-Ni**	**Neusilber**	**Zinnbronze**	**Messing**
Bauwirtschaft	0,4	0,3	1,3				27
Kabel und Elektro	21,7	1,5	1,2		1,2	2,5	2,8
Maschinenbau	0,2	0,1	0,1	0,6	0,55	2,9	6,6
Verkehr	3,9	1,3	1,3	1,6	0,3	1,6	3,1
Infrastruktur	9,6		3,2			0,8	2,4
Summe	**35,9**	**3,25**	**7,2**	**2,2**	**2,1**	**7,7**	**41,9**

A.3.3 Zink – Legierungsmatrix

Deutschland [in %]							
	Verzinkter Stahl	**Messing**	**Halbzeug**	**Verbin-dungen**	**Sonstige**		
Bauwirtschaft	20	9,6	18,9		0,1		
Transport	7,4	1,9	2,1	2,5	0,9		
Industrie/ Maschinenbau	7,2	8,2	1,4		0,3		
Elektronik	1,1	3,4	0,4	0,5	0,2		

Deutschland [in %]							
Landwirtschaft				1,1	0,1		
Sonstige	1,3	1	5,1	6	0,4		
Summe	**37**	**24**	**28**	**10**	**1,9**		
Europa [in %]							
	Verzinkter Stahl	**Messing**	**Halbzeug**	**Verbin-dungen**	**Sonstige**		
Bauwirtschaft	23,5	8,4	14,8		1,4		
Transport	8,7	1,7	1,7	2,3	0,9		
Industrie/ Maschinenbau	8,5	7,2	1,1		0,6		
Elektronik	1,3	3	0,3	0,4	1,6		
Landwirtschaft				1			
Sonstige	1,5	8	5,1	5,4			
Summe	**43,5**	**21,1**	**21,9**	**9**	**4,5**		
Global [in %]							
	Verzinkter Stahl (Blech)	**Verzinkter Stahl (all-gemein)**	**Druckguss**	**Messing**	**Zink-Ver-bindun-gen**	**Halbzeug**	**Pulver**
Bauwirtschaft	17	20	6	2		3	
Transport	9	4	3	1			1
Industrie/ Maschinenbau	4		1	1			
Elektronik	2		6	4	2		
Landwirtschaft	1				1		
Sonstige	1	1	2	1	4	1	1
Summe	**34**	**25**	**17**	**9**	**8**	**5**	**3**

A.4 Wachstumsfaktoren für die Prognose metallspezifischer Nachfrage

Metall	**Szenario/ Ebene**	**Zeitraum 2016-2025**				**Zeitraum 2026-2030**			
		MW	**TR**	**SF**	**EW**	**MW**	**TR**	**SF**	**EW**
Aluminium	Deutschland	0,7%	0,7%	1,1%	1,6%	1,5%	1,5%	1,1%	1,6%
	Europa	1,0%	1,0%	1,6%	2,3%	1,5%	1,5%	1,1%	1,6%
	Global	1,6%	1,6%	2,5%	3,7%	2,4%	2,4%	1,8%	2,6%

		Zeitraum 2016-2025				Zeitraum 2026-2030			
Stahl	Deutschland	0,6%	0,6%	1%	1,6%	1,5%	1,5%	1%	1,7%
	Europa	0,9%	0,9%	1,5%	2,4%	1,5%	1,5%	1%	1,7%
	Global	1,5%	1,5%	2,4%	3,8%	2,4%	2,5%	1,7%	2,8%
Kupfer	Deutschland	0,7%	0,7%	0,9%	1,5%	1,4%	1,4%	1%	1,6%
	Europa	1%	1%	1,3%	2,3%	1,4%	1,4%	1%	1,6%
	Global	1,5%	1,5%	2,1%	3,6%	2,3%	2,3%	1,7%	2,7%
Zink	Deutschland	0,6%	0,6%	0,8%	1,5%	1,5%	1,5%	0,9%	1,5%
	Europa	0,9%	0,9%	1,2%	2,1%	1,5%	1,5%	0,9%	1,5%
	Global	1,4%	1,4%	1,9%	3,4%	2,4%	2,4%	1,5%	2,5%

Definition der Szenarien nach Elshkaki et al. (2018) und der Supporting Information:

- **Market World (MW):** In den Entwicklungsländern steigt das Pro-Kopf-Einkommen und es besteht das Streben nach dem Wohlstand der Industrienationen.
- **Toward Resilience (TR)**: Es entspricht dem Market World Szenario, nur dass die Politik erneuerbare Energien fördert.
- **Security Foremost (SF):** Der Welthandel ist durch Isolation statt Kooperation gekennzeichnet.
- **Equitability World (EW):** Die Weltgemeinschaft strebt einen Zusammenschluss an und der gesamten Bevölkerung steht mindestens ein Minimum an materiellen Ansprüchen zu.

A.5 Prognose der metallspezifischen Entwicklung der sektoralen Nachfrage

A.5.1 Gegenüberstellung branchenspezifische Aluminiumnachfrage 2016 – 2030

	Deutschland		Europa (EU28)		Welt	
Jahr	**2016**	**2030**	**2016**	**2030**	**2016**	**2030**
Verkehr	48%	48,3%	35%	35,4%	28%	28,6%
Bauwirtschaft	15%	15,9%	19%	19,7%	23%	24,1%
Verpackung	10%	9,6%	15%	14,8%	12%	11,4%
Maschinenbau	6%	5,8%	11%	10,7%	10%	9,6%
Elektrotechnik	7%	6,4%	9%	8,4%	13%	12,3%
Eisen- & Stahlindustrie	6%	5,8%				
Haushaltswaren	4%	4,2%	5%	4,7%	7%	7,0%
Sonstige	4%	4,2%	6%	6,2%	7%	7,0%

A.5.2 Gegenüberstellung branchenspezifische Stahlnachfrage 2016 – 2030

	Deutschland		Europa (EU28)		Welt	
Jahr	**2016**	**2030**	**2016**	**2030**	**2016**	**2030**
Automobil	26%	26,0%	18%	18,6%	12%	12,5%
Bauwirtschaft	35%	36,7%	35%	36,6%	51%	51,7%
Maschinenbau	11%	10,3%	14%	13,1%	15%	14,4%
Haushaltswaren	2%	2,0%	3%	3,0%	3%	3,1%
Metallwaren	12%	11,4%	14%	13,3%	11%	10,5%
Rohre	9%	8,6%	12%	11,4%		
Elektrotechnik					3%	2,8%
Sonstige	5%	5,0%	4%	4,0%	5%	5,0%

A.5.3 Gegenüberstellung branchenspezifische Kupfernachfrage 2016 – 2030

	Deutschland		Europa (EU28)		Welt	
Jahr	**2016**	**2030**	**2016**	**2030**	**2016**	**2030**
Kabel und Elektro	57%	57,5%	26%	24%	31%	29%
Bauwirtschaft	15%	15,9%	35%	37%	29%	30%
Automobil	9%	8,6%			7%	11,4%
Transport			15%	15%	13%	13%
Maschinenbau	8%	7,7%	15%	14%	11%	11%
Infrastruktur			10%	10%	16%	17%
Handel	5%	4,5%				
Sonstige	6%	5,8%				

A.5.4 Gegenüberstellung branchenspezifische Zinknachfrage 2016 – 2030

	Deutschland		Europa (EU28)		Welt	
Jahr	**2016**	**2030**	**2016**	**2030**	**2016**	**2030**
Bauwirtschaft	48%	49,9%	43%	35%	48%	28,6%
Transport	15%	14,2%	18%	19,7%	18%	24,1%
Industrie, Maschinenbau	17%	15,9%	13%	14,8%	7%	11,4%
Elektronik	5%	4,9%	5%	10,7%	14%	9,6%
Landwirtschaft	1%	1,2%	2%	8,4%	3%	12,3%
Sonstige	14%	13,8%	19%	6,2%	10%	7,0%

A.6 Wachstumsfaktoren für die metallspezifische Entwicklung des Schrottaufkommens

Zeitraum 2016 - 2030		
Metall	**Ebene**	**Wachstumsfaktoren**
Aluminium	Deutschland	S I: 2,8% p.a. S II: 4,75% p.a.
	Europa	S I: 3,2% p.a. S II: 4,75% p.a.
	Global	S I: 3,88% p.a. S II: 5,82% p.a.
Stahl	Deutschland	S I: 0,9% p.a. S II: 1,9% p.a.
	Europa	S I: 0,9% p.a. S II: 1,9% p.a.
	Global	S I: 1,8% p.a. S II: 2,95% p.a.
Kupfer	Deutschland	S I: 1,03% p.a. S II: 1,15% p.a. S III: 2% p.a.
	Europa	S I: 1,51% p.a. S II: 1,6% p.a. S III: 2,68% p.a.
	Global	S I: 1,99% p.a. S II: 3,23% p.a. S III: 3,6% p.a.
Zink	Deutschland	S I: 0,9% p.a. S II: 1,9% p.a.
	Europa	S I: 0,9% p.a. S II: 1,9% p.a.
	Global	S I: 1,8% p.a. S II: 2,95% p.a.

A.7 Ergänzende Tabellen zu Kapitel 2.2 und Kapitel 4.2

A.7.1 Mengenmodell der Legierungselemente in verschiedenen Aluminiumschrotte in t, EU, Annahme: 30% Vermischung

Legierungs-gruppe/ -element	total	1xxx	2xxx	3xxx	4xxx	5xxx	6xxx	7xxx	8xxx
Total	**1.908.619**	**294.556**	**9.369**	**330.345**	**9.369**	**174.822**	**1.028.324**	**9.369**	**52.465**
Si	10.437	299	35	335	631	467	8.479	18	175
Fe	6.929	496	37	556	69	681	4.455	24	610

Legierungs-gruppe/ -element	total	1xxx	2xxx	3xxx	4xxx	5xxx	6xxx	7xxx	8xxx
Cu	4.178	148	363	166	52	239	2.983	104	122
Mn	4.177	96	38	108	27	764	3.023	16	104
Mg	14.022	127	68	143	34	5.384	8.000	182	84
Cr	1.669	12	5	13	2	244	1.362	9	23
Ni	59	2	10	2	9	4	31	1	0
Zn	3.658	163	27	183	15	434	2.161	586	89
Ti	1.463	66	11	74	7	174	1.104	7	22
Ag	8	0	7	0	0	0	0	1	0
B	48	13	0	14	0	0	19	0	3
Bi	1.166	2	8	2	7	0	1.147	0	0
Ga	71	29	0	32	0	1	8	0	0
Li	184	0	30	0	0	0	0	0	153
Pb	474	0	7	0	0	26	441	0	0
Sn	800	4	9	4	0	2	782	0	0
V	238	58	1	65	0	5	100	1	8
Zr	122	0	5	0	0	42	56	8	12
sonstige	1.675	585	2	657	0	99	231	16	85
Al (rechnerisch)	1.857.241	292.457	8.707	327.990	8.515	166.256	993.944	8.396	50.976

A.7.2 Mengenmodell der Legierungselemente in verschiedenen Aluminiumschrotte in t, EU, Annahme: 40% Vermischung

Legierungs-gruppe/ -element	total	1xxx	2xxx	3xxx	4xxx	5xxx	6xxx	7xxx	8xxx
Total	**2.544.826**	**392.742**	**12.492**	**440.460**	**12.492**	**233.097**	**1.371.098**	**12.492**	**69.954**
Si	13.916	398	46	447	841	622	11.305	24	233
Fe	9.238	662	49	742	92	908	5.940	32	813
Cu	5.571	198	484	222	69	319	3.978	138	163
Mn	5.569	128	51	144	36	1.018	4.031	21	138
Mg	18.696	169	91	190	45	7.178	10.667	243	112
Cr	2.226	16	6	18	3	325	1.815	13	30
Ni	79	3	14	3	12	5	41	1	0
Zn	4.877	217	36	243	20	579	2.881	782	119

Legierungs-gruppe/ -element	total	1xxx	2xxx	3xxx	4xxx	5xxx	6xxx	7xxx	8xxx
Ti	1.951	87	14	98	9	231	1.473	9	29
Ag	10	0	9	0	0	0	0	1	0
B	64	17	0	19	0	0	25	0	4
Bi	1.555	3	10	3	10	0	1.529	0	0
Ga	95	38	0	43	0	2	11	0	1
Li	245	0	40	0	0	0	0	0	204
Pb	632	0	9	0	0	35	587	0	0
Sn	1.067	5	12	6	0	2	1.042	0	0
V	317	77	1	86	0	7	134	1	11
Zr	163	0	7	0	0	56	74	11	15
sonstige	2.234	781	3	875	0	132	308	22	113
Al (rechne-risch)	2.476.321	389.942	11.609	437.321	11.353	221.675	1.325.259	11.194	67.968

A.7.3 Mengenmodell der Legierungselemente in verschiedenen Aluminiumschrotte in t, Global, Annahme: 30% Vermischung

Legierungs-gruppe/ -element	total	1xxx	2xxx	3xxx	4xxx	5xxx	6xxx	7xxx	8xxx
Total	**7.883.061**	**1.225.060**	**46.121**	**1.236.821**	**53.808**	**762.002**	**4.251.773**	**61.495**	**245.981**
Si	44.316	1.242	170	1.254	3.623	2.035	35.056	118	818
Fe	29.133	2.064	183	2.083	398	2.968	18.419	159	2.860
Cu	17.956	617	1.786	623	299	1.043	12.334	681	573
Mn	17.571	401	188	404	156	3.329	12.500	105	487
Mg	59.726	529	335	534	193	23.466	33.079	1.197	395
Cr	6.994	49	22	49	13	1.062	5.629	62	107
Ni	270	9	51	9	52	17	128	4	0
Zn	16.672	677	132	684	88	1.893	8.933	3.848	418
Ti	6.110	273	52	276	40	757	4.566	43	103
Ag	40	0	34	0	0	0	0	5	0
B	195	52	0	53	0	0	77	0	13
Bi	4.839	9	38	9	42	0	4.741	0	0
Ga	285	120	1	121	0	6	34	1	2

Legierungs-gruppe/ -element	total	1xxx	2xxx	3xxx	4xxx	5xxx	6xxx	7xxx	8xxx
Li	868	0	149	0	0	0	0	0	719
Pb	1.971	0	34	0	0	115	1.821	0	0
Sn	3.316	15	46	15	0	8	3.231	0	0
V	967	240	4	243	0	23	415	3	39
Zr	544	0	24	0	0	183	230	52	54
sonstige	6.796	2.435	9	2.458	2	433	955	108	396
Al (rechnerisch)	7.664.494	1.216.328	42.863	1.228.005	48.903	724.664	4.109.626	55.107	238.998

A.7.4 Mengenmodell der Legierungselemente in verschiedenen Aluminiumschrotte in t, Global, Annahme: 40% Vermischung

Legierungs-gruppe/ -element	total	1xxx	2xxx	3xxx	4xxx	5xxx	6xxx	7xxx	8xxx
Total	**10.510.748**	**1.633.413**	**61.495**	**1.649.094**	**71.744**	**1.016.002**	**5.669.031**	**81.994**	**327.974**
Si	59.087	1.656	227	1.672	4.830	2.713	46.741	157	1.091
Fe	38.843	2.751	244	2.778	530	3.957	24.558	212	3.813
Cu	23.942	823	2.382	831	398	1.390	16.446	907	763
Mn	23.428	534	251	539	208	4.439	16.667	140	649
Mg	79.635	705	446	712	257	31.288	44.105	1.596	526
Cr	9.325	65	30	66	17	1.416	7.506	83	142
Ni	360	12	68	12	70	22	170	6	0
Zn	22.230	903	176	912	117	2.524	11.911	5.131	557
Ti	8.147	364	70	367	53	1.009	6.089	58	138
Ag	53	0	46	0	0	0	0	7	0
B	259	69	0	70	0	0	102	0	18
Bi	6.452	12	50	12	56	0	6.321	0	0
Ga	379	160	1	161	0	8	45	2	3
Li	1.158	0	199	0	0	0	0	0	958
Pb	2.629	0	45	0	1	154	2.429	0	0
Sn	4.421	20	62	21	0	10	4.308	0	0
V	1.289	321	5	324	0	30	553	4	52
Zr	725	0	32	0	0	244	306	70	72
sonstige	9.061	3.246	12	3.278	2	577	1.273	144	529

Legierungs-gruppe/ -element	total	1xxx	2xxx	3xxx	4xxx	5xxx	6xxx	7xxx	8xxx
Al (rechne-risch)	10.219.325	1.621.770	57.150	1.637.340	65.204	966.219	5.479.502	73.476	318.664

A.7.5 Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, EU 2016

Element	30% Vermischung			40% Vermischung		
	KRA in 1000 t	KEA in 1000 GJ	Carbon Foot-print in 1000 t CO_2-Equ.	KRA in 1000 t	KEA in 1000 GJ	Carbon Foot-print in 1000 t CO_2-Equ.
AL	25.755	443.441	46.648	34.340	591.254	62.198
Si	72	1.053	78	96	1.404	103
Fe	77	212	28	103	282	37
Cu	871	797	37	1.161	1.062	50
Mn	164	452	26	218	603	35
Mg	1.424	24.860	1.024	1.898	33.147	1.365
Cr	87	1.299	77	115	1.732	102
Ni	19	25	2	25	33	2
Zn	112	291	24	149	388	32
Ti	701	1.054	74	935	1.405	99
Ag	49	47	3	66	63	4
B	1	6	0	1	8	0
Bi	118	437	28	157	582	38
Ga	15	275	16	21	366	21
Li	221	150	11	295	201	14
Pb	12	37	3	17	49	4
Sn	1.065	288	19	1.420	384	26
V	0	0	0	0	0	0
Zr	59	7	1	78	10	1
Total	**30.822**	**474.730**	**48.099**	**41.097**	**632.973**	**64.132**

A.7.6 Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, Global 2016

	30% Vermischung			40% Vermischung		
Element	**KRA in 1000 t**	**KEA in 1000 GJ**	**Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Equ.**	**KRA in 1000 t**	**KEA in 1000 GJ**	**Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Equ.**
AL	108.857	1.874.270	197.166	145.142	2.499.027	262.889
Si	304	4.420	326	405	5.894	434
Fe	321	878	115	427	1.171	153
Cu	3.870	3.541	166	5.160	4.721	221
Mn	654	1.805	105	872	2.407	140
Mg	6.012	104.983	4.323	8.016	139.977	5.765
Cr	372	5.579	329	496	7.439	439
Ni	89	119	9	119	159	12
Zn	564	1.467	123	752	1.956	163
Ti	2.944	4.424	311	3.926	5.898	415
Ag	251	240	16	334	320	21
B	4	24	1	6	31	2
Bi	498	1.841	119	664	2.454	158
Ga	62	1.110	64	83	1.481	85
Li	1.047	711	51	1.396	949	68
Pb	58	168	14	77	224	18
Sn	4.508	1.219	81	6.010	1.625	109
V	0	0	0	0	0	0
Zr	301	37	3	401	50	4
Total	**130.714**	**2.006.837**	**203.322**	**174.286**	**2.675.783**	**271.096**

A.7.7 Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, EU 2030, 30% Vermischung

Element	**KRA in 1000 t in 2030 min**	**KEA in 1000 GJ in 2030 min**	**Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Equ. In 2030 min**	**KRA in 1000 t in 2030 max.**	**KEA in 1000 GJ in 2030 max.**	**Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Equ. In 2030 max.**
AL	36.895,2	635.253,9	66.826,4	42.757,5	736.188,7	77.444,4
Si	103,7	1.508,3	111,2	120,2	1.748,0	128,8
Fe	110,6	303,0	39,7	128,2	351,2	46,0

Element	KRA in 1000 t in 2030 min	KEA in 1000 GJ in 2030 min	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Equ. In 2030 min	KRA in 1000 t in 2030 max.	KEA in 1000 GJ in 2030 max.	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Equ. In 2030 max.
Cu	1.247,8	1.141,5	53,4	1.446,1	1.322,9	61,9
Mn	234,6	647,8	37,8	271,8	750,7	43,8
Mg	2.039,6	35.613,5	1.466,6	2.363,6	41.272,1	1.699,7
Cr	124,0	1.860,7	109,7	143,7	2.156,3	127,2
Ni	26,7	35,7	2,6	30,9	41,3	3,0
Zn	160,2	417,1	34,9	185,7	483,4	40,4
Ti	1.004,9	1.509,7	106,3	1.164,5	1.749,6	123,1
Ag	70,6	67,4	4,5	81,8	78,1	5,2
B	1,5	8,1	0,4	1,8	9,4	0,5
Bi	169,2	625,6	40,4	196,1	725,1	46,8
Ga	22,0	393,5	22,5	25,5	456,0	26,1
Li	317,3	215,6	15,5	367,7	249,8	18,0
Pb	17,9	52,3	4,2	20,7	60,6	4,9
Sn	1.525,3	412,5	27,6	1.767,6	478,0	32,0
V	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Zr	83,8	10,5	0,8	97,2	12,1	0,9
Total	**44.154,9**	**680.076,7**	**68.904,4**	**51.170,6**	**788.133,4**	**79.852,5**

A.7.8 Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, EU 2030, 40% Vermischung

Element	KRA in 1000 t in 2030 min	KEA in 1000 GJ in 2030 min	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Equ. In 2030 min	KRA in 1000 t in 2030 max.	KEA in 1000 GJ in 2030 max.	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Equ. In 2030 max.
AL	49.193,6	847.005,2	89.101,9	57.009,9	981.585,0	103.259,2
Si	138,2	2.011,1	148,2	160,2	2.330,6	171,8
Fe	147,5	404,0	52,9	170,9	468,2	61,3
Cu	1.663,7	1.522,1	71,2	1.928,1	1.763,9	82,6
Mn	312,8	863,8	50,4	362,4	1.001,0	58,4
Mg	2.719,4	47.484,7	1.955,5	3.151,5	55.029,5	2.266,2
Cr	165,4	2.480,9	146,3	191,6	2.875,1	169,5
Ni	35,6	47,6	3,4	41,2	55,1	4,0
Zn	213,7	556,1	46,5	247,6	644,5	53,9
Ti	1.339,8	2.013,0	141,7	1.552,7	2.332,8	164,2

Element	KRA in 1000 t in 2030 min	KEA in 1000 GJ in 2030 min	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Equ. In 2030 min	KRA in 1000 t in 2030 max.	KEA in 1000 GJ in 2030 max.	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Equ. In 2030 max.
Ag	94,1	89,9	6,0	109,1	104,2	6,9
B	2,0	10,8	0,6	2,3	12,5	0,7
Bi	225,6	834,2	53,8	261,5	966,7	62,4
Ga	29,4	524,7	30,0	34,0	608,0	34,8
Li	423,0	287,4	20,7	490,3	333,1	24,0
Pb	23,8	69,7	5,6	27,6	80,8	6,5
Sn	2.033,7	549,9	36,8	2.356,9	637,3	42,6
V	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Zr	111,8	13,9	1,0	129,6	16,2	1,2
Total	**58.873,2**	**906.768,9**	**91.872,5**	**68.227,5**	**1.050.844,5**	**106.470,1**

A.7.9 Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, Global 2030, 30% Vermischung

Element	KRA in 1000 t in 2030 min	KEA in 1000 GJ in 2030 min	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Equ. In 2030 min	KRA in 1000 t in 2030 max.	KEA in 1000 GJ in 2030 max.	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Equ. In 2030 max.
AL	171.616,0	2.954.847,5	310.839,3	204.556,8	3.522.014,9	370.503,2
Si	479,0	6.969,0	513,7	571,0	8.306,6	612,3
Fe	505,4	1.384,2	181,1	602,4	1.649,9	215,9
Cu	6.101,6	5.582,0	261,3	7.272,8	6.653,4	311,4
Mn	1.030,6	2.846,3	166,0	1.228,4	3.392,6	197,9
Mg	9.478,6	165.509,3	6.816,0	11.298,0	197.277,9	8.124,3
Cr	586,2	8.795,6	518,7	698,8	10.483,8	618,2
Ni	140,4	187,7	13,6	167,4	223,7	16,2
Zn	888,6	2.313,1	193,3	1.059,2	2.757,1	230,4
Ti	4.642,0	6.974,2	490,9	5.533,0	8.312,9	585,1
Ag	395,5	377,8	25,0	471,4	450,3	29,8
B	6,9	37,1	2,0	8,3	44,2	2,3
Bi	784,9	2.902,0	187,2	935,5	3.459,0	223,2
Ga	98,0	1.750,6	100,2	116,8	2.086,6	119,4
Li	1.650,6	1.121,5	80,8	1.967,4	1.336,8	96,4
Pb	90,7	265,4	21,4	108,1	316,3	25,5
Sn	7.106,6	1.921,7	128,5	8.470,6	2.290,6	153,1

Element	KRA in 1000 t in 2030 min	KEA in 1000 GJ in 2030 min	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Equ. In 2030 min	KRA in 1000 t in 2030 max.	KEA in 1000 GJ in 2030 max.	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Equ. In 2030 max.
V	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Zr	473,8	59,1	4,3	564,7	70,4	5,1
Total	**206.075,5**	**3.163.843,9**	**320.543,3**	**245.630,5**	**3.771.127,0**	**382.069,9**

A.7.10 Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, Global 2030, 40% Vermischung

Element	KRA in 1000 t in 2030 min	KEA in 1000 GJ in 2030 min	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Equ. In 2030 min	KRA in 1000 t in 2030 max.	KEA in 1000 GJ in 2030 max.	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Equ. In 2030 max.
AL	228.821,3	3.939.796,7	414.452,4	272.742,4	4.696.019,8	494.004,3
Si	638,7	9.291,9	684,9	761,3	11.075,5	816,3
Fe	673,8	1.845,6	241,5	803,1	2.199,9	287,9
Cu	8.135,5	7.442,7	348,4	9.697,1	8.871,2	415,2
Mn	1.374,1	3.795,0	221,4	1.637,9	4.523,5	263,9
Mg	12.638,2	220.679,0	9.088,1	15.064,0	263.037,2	10.832,5
Cr	781,7	11.727,4	691,5	931,7	13.978,4	824,3
Ni	187,3	250,3	18,2	223,2	298,3	21,6
Zn	1.184,9	3.084,1	257,8	1.412,3	3.676,1	307,2
Ti	6.189,3	9.298,9	654,5	7.377,4	11.083,8	780,1
Ag	527,3	503,7	33,3	628,5	600,4	39,7
B	9,2	49,5	2,6	11,0	59,0	3,1
Bi	1.046,5	3.869,3	249,7	1.247,4	4.612,0	297,6
Ga	130,6	2.334,1	133,6	155,7	2.782,1	159,2
Li	2.200,8	1.495,4	107,8	2.623,2	1.782,4	128,5
Pb	120,9	353,9	28,5	144,1	421,8	34,0
Sn	9.475,4	2.562,3	171,3	11.294,2	3.054,1	204,2
V	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Zr	631,7	78,8	5,8	753,0	93,9	6,9
Total	**274.767,3**	**4.218.458,6**	**427.391,1**	**327.507,4**	**5.028.169,4**	**509.426,5**

A.7.11 Ergebnisse der Simulationsrechnung für den Nachverdünnungseffekt im Bereich Stahl in t, EU 2016

Element	Fahrzeug-bau	Bau-indust-rie	Maschinen-bau	Metallwa-ren	Rohre	Haushalts-waren	Sonstige
Schrotteinsatz-menge	8.039.739	14.069.543	5.627.817	5.627.817	4.823.843	1.205.961	803.974
Fe	5.314.400	10.062.628	3.911.606	4.615.190	4.277.604	1.092.050	1.082.405
C	17.026	78.512	14.144	68.488	8.383	768	670
Si	56.822	20.110	17.276	23.109	17.198	3.415	3.746
Mn	92.198	101.709	51.039	22.178	45.268	7.602	46.319
P	15.151	50.604	554	3.924	16.713	482	228
S	7.703	32.221	98.910	0	0	0	0
Cr	432.934	16.569	79.282	18.478	2.182	15.990	84.502
Ni	26.359	0	43.194	2.525	2.364	0	18.762
Mo	4.543	0	8.766	1.262	0	0	0
V	1.617	0	1.147	1.214	0	0	0
Al	587	0	0	0	2.540	0	0
Cu	1.853	199	925	0	0	0	0
Ti	0	0	0	0	603	0	1.173

A.7.12 Ergebnisse der Simulationsrechnung für die Verluste in Schlacken im Bereich Stahl in t, EU 2016

Element	Fahrzeug-bau	Bau-indust-rie	Maschinen-bau	Metallwa-ren	Rohre	Haushalts-waren	Sons-tige
Schrotteinsatz-menge	8.039.739	14.069.543	5.627.817	5.627.817	4.823.843	1.205.961	803.974
Al	500.715	697.244	350.661	356.241	305.349	71.646	45.971
Bi	764	1.400	543	563	482	109	56,3
Cr	65.162	52.318	45.554	4.502	3.859	36.119	35.881
Fe	888.351	935.167	631.208	649.450	556.672	128.881	69.118
Mg	44.399	68.378	30.295	29.827	25.566	6.343	5.334
Mn	263.261	456.761	185.954	189.657	162.564	38.422	22.487
Si	1.214.563	2.298.675	845.712	854.303	732.259	173.140	118.522
Ta	20,1	7,0	5,6	0,0	0,0	0,0	12,1
Ti	82.206	163.031	58.321	60.218	51.615	11.722	6.311

A.7.13 Ergebnisse der Abschätzung sonstiger Verluste (gebunden im Stahl bzw. Staub) im Bereich Stahl in t, EU 2016

Element	Alle Sektoren/Anwendungsgebiete
Schrotteinsatzmenge	40.198.695
Ni	41.665
Mo	7.059
Al	228.814
Cu	95.901
Zr	875
Nb	79
W	12.018
Co	7.460
Sn	10.126
Zn	83.030
Pb	652
As	823
Cd	28
In	846
Te	40.198.695

A.7.14 Ergebnisse der Simulationsrechnung für den Nachverdünnungseffekt im Bereich Stahl in t, Global 2016

Element	Fahrzeug-bau	Bau-indust-rie	Maschinen-bau	Metallwa-ren	Rohre	Haushalts-waren	Sons-tige
Schrotteinsatz-menge	27.569.380	82.708.141	24.325.924	17.839.011	4.135.407	4.865.185	729.778
Fe	18.223.816	59.153.393	16.907.696	14.629.191	3.667.125	4.405.636	982.514
C	58.383	461.536	61.136	217.094	7.187	3.100	608
Si	194.850	118.219	74.674	73.249	14.744	13.777	3.401
Mn	316.160	597.898	220.614	70.301	38.808	30.669	42.044
P	51.955	297.480	2.394	12.439	14.328	1.945	207
S	26.416	189.409	427.534	0	0	0	0
Cr	1.484.591	97.401	342.692	58.573	1.871	64.509	76.703
Ni	90.390	0	186.703	8.004	2.027	0	17.031
Mo	15.580	0	37.892	4.000	0	0	0

Element	Fahrzeug-bau	Bau-indust-rie	Maschinen-bau	Metallwa-ren	Rohre	Haushalts-waren	Sons-tige
V	5.545	0	4.958	3.847	0	0	0
Al	2.012	0	0	0	2.178	0	0
Cu	6.354	1.169	4.000	0	0	0	0
Ti	0	0	0	0	517	0	1.065

A.7.15 Ergebnisse der Simulationsrechnung für die Verluste in Schlacken im Bereich Stahl in t, Global 2016

Element	Fahrzeug-bau	Bau-indust-rie	Maschinen-bau	Metallwa-ren	Rohre	Haushalts-waren	Sons-tige
Schrotteinsatz-menge	27.569.380	82.708.141	24.325.924	17.839.011	4.135.407	4.865.185	729.778
Al	1.717.021	4.098.767	1.515.712	1.129.209	261.771	289.041	41.729
Bi	2.619	8.229	2.347	1.784	414	438	51,1
Cr	223.450	307.550	196.906	14.271	3.308	145.712	32.570
Fe	3.046.279	5.497.403	2.728.359	2.058.622	477.226	519.942	62.739
Mg	152.252	401.962	130.946	94.547	21.918	25.591	4.842
Mn	902.759	2.685.078	803.777	601.175	139.363	155.005	20.412
Si	4.164.906	13.512.815	3.655.542	2.707.962	627.755	698.495	107.584
Ta	68,9	41,4	24,3	0,0	0,0	0,0	10,9
Ti	281.897	958.381	252.090	190.877	44.249	47.290	5.729

A.7.16 Ergebnisse der Abschätzung sonstiger Verluste (gebunden im Stahl bzw. Staub) im Bereich Stahl in t, Global 2016

Element	Alle Sektoren/Anwendungsgebiete
Schrotteinsatzmenge	162.172.826
Ni	175.406
Mo	24.980
Al	1.064.094
Cu	414.811
Zr	3.546
Nb	257
W	48.529
Co	29.919
Sn	40.921

Element	Alle Sektoren/Anwendungsgebiete
Zn	336.294
Pb	2.550
As	3.263
Cd	91
In	3.426
Te	162.172.826

A.7.17 Zusammenfassende Umweltwirkung aller drei Effekte im Bereich Stahlrecycling für EU 2016

Element	KRA in 1000 t	KEA in 1000 GJ	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Equ.
Fe	178.693	489.458	64.054
Si	42.452	762.192	22.901
Mn	29.648	51.642	2.648
Cr	15.069	46.349	2.873
Ni	23.498	55.997	3.816
Mo	21.393	3.221	62,66
V	0,00	0,00	0,00
Al	35.872	617.632	64.973
Cu	18.238	16.685	781
Ti	132.844	199.586	70.613
Zr	284	35,5	2,59
Nb	1,08	0,28	0,01
W	4.122	630	34,9
Co	471	1.045	79,6
Sn	11.990	3.242	217
Zn	1.808	4.705	393
Pb	7,02	20,5	1,66
Mg	15.502	270.692	11.148
As	20,5	13,6	0,91
Cd	0,04	0,45	0,03
Te	87,2	160	8,26
Ta	44,7	164	10,2

Element	KRA in 1000 t	KEA in 1000 GJ	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Equ.
Bi	369	1.365	88,1
Total	**532.783**	**2.526.198**	**244.792**

A.7.18 Zusammenfassende Umweltwirkung aller drei Effekte im Bereich Stahlrecycling für Global 2016

Element	KRA in 1000 t	KEA in 1000 GJ	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Equ.
Fe	694.219	1.901.536	248.847
Si	175.253	3.146.508	94.540
Mn	117.778	205.148	10.519
Cr	53.345	164.077	10.169
Ni	78.918	188.063	12.814
Mo	81.544	12.276	222
V	0,00	0,00	0,00
Al	143.863	2.476.996	260.571
Cu	78.637	71.940	3.367
Ti	549.830	826.070	108.520
Zr	1.153	144	10,5
Nb	3,49	0,92	0,05
W	16.646	2.544	141
Co	1.888	4.191	319
Sn	48.450	13.102	876
Zn	7.321	19.057	1.593
Pb	27,5	80,4	6,48
Mg	62.611	1.093.276	45.024
As	81,3	53,9	3,62
Cd	0,12	1,48	0,09
Te	353	646	33,5
Ta	241	673	42,0
Bi	1.513	5.594	361
Total	**2.113.677**	**10.131.976**	**797.980**

A.7.19 Zusammenfassende Umweltwirkung aller drei Effekte im Bereich Stahlrecycling für EU 2030

Element	KRA 2030 min in 1000 t	KEA 2030 min in 1000 GJ	Carbon Foot-print 2030 min. in 1000 t CO_2-Equ	KRA 2030 max. in 1000 t	KEA 2030 max. in 1000 GJ	Carbon Foot-print 2030 max. in 1000 t CO_2-Equ.
Fe	191.673	525.011	68.706	208.253	570.427	74.650
Si	45.206	811.625	24.386	49.116	881.834	26.496
Mn	31.543	54.943	2.817	34.272	59.695	3.061
Cr	16.180	49.765	3.084	17.579	54.070	3.351
Ni	25.237	60.139	4.098	27.420	65.342	4.452
Mo	22.975	3.459	67,3	24.963	3.758	73,1
V	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Al	38.143	656.734	69.086	41.442	713.544	75.062
Cu	19.587	17.919	839	21.282	19.469	911
Ti	140.919	211.718	75.651	153.109	230.032	82.195
Zr	305	38,1	2,78	332	41,4	3,02
Nb	1,16	0,30	0,02	1,26	0,33	0,02
W	4.427	677	37,5	4.810	735	40,8
Co	506	1.122	85,5	549	1.219	92,9
Sn	12.877	3.482	233	13.990	3.783	253
Zn	1.941	5.053	422	2.109	5.490	459
Pb	7,54	22,06	1,78	8,19	24,0	1,93
Mg	16.570	289.327	11.915	18.003	314.356	12.946
As	22,0	14,6	0,98	23,9	15,9	1,07
Cd	0,0	0,5	0,03	0,04	0,53	0,03
Te	93,6	171	8,87	102	186	9,6
Ta	48,1	241	15,0	52,3	261	16,3
Bi	391	1.446	93,3	425	1.572	101
Total	**568.651**	**2.692.907**	**261.551**	**617.842**	**2.925.856**	**284.177**

A.7.20 Zusammenfassende Umweltwirkung aller drei Effekte im Bereich Stahlrecycling für Global 2030

Ele-ment	KRA 2030 min in 1000 t	KEA 2030 min in 1000 GJ	Carbon Foot-print 2030 min. in 1000 t CO_2-Equ	KRA 2030 max. in 1000 t	KEA 2030 max. in 1000 GJ	Carbon Foot-print 2030 max. in 1000 t CO_2-Equ.
Fe	931.556	2.551.629	333.922	984.355	2.696.250	352.848
Si	230.150	4.132.125	124.154	243.194	4.366.324	131.191
Mn	155.041	270.052	13.847	163.828	285.358	14.632
Cr	69.087	212.493	13.170	73.002	224.537	13.917
Ni	105.997	252.592	17.211	112.004	266.909	18.187
Mo	109.524	16.488	298	115.732	17.423	315
V	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Al	188.617	3.247.562	341.632	199.307	3.431.626	360.995
Cu	105.619	96.624	4.522	111.605	102.100	4.779
Ti	721.660	1.084.229	143.976	762.562	1.145.681	152.136
Zr	1.549	193	14,1	1.636	204	14,9
Nb	4,69	1,23	0,06	4,96	1,30	0,07
W	22.357	3.416	190	23.624	3.610	200
Co	2.536	5.628	429	2.680	5.947	453
Sn	65.075	17.597	1.176	68.763	18.594	1.243
Zn	9.833	25.596	2.139	10.391	27.047	2.260
Pb	36,9	108	8,71	39,0	114	9,20
Mg	82.049	1.432.680	59.001	86.699	1.513.881	62.345
As	109	72	4,86	115	76	5,14
Cd	0,15	1,98	0,13	0,16	2,09	0,13
Te	474	868	44,9	501	917	47,5
Ta	324	977	61,0	343	1.032	64,5
Bi	1.984	7.335	473	2.096	7.751	500
Total	**2.803.583**	**13.358.269**	**1.056.276**	**2.962.483**	**14.115.386**	**1.116.143**

A.7.21 Zusammensetzung Kupferschrotte in EU 2016, in Tonnen

Schrottkategorie	Menge	Art des Recyclings
Kupfer aus der Aufbereitung von Altschrotten	1.576.810	Raffination
Davon reines Kupfer/niedriglegiertes Kupfer	252.929	Raffination
Davon Messing (Anteil Kupfer)	992.911	Raffination

Schrottkategorie	Menge	Art des Recyclings
Davon sonstige Kupferlegierungen	330.970	Raffination
Kupfer Neuschrotte	931.460	Direkteinschmelzung
Davon reines Kupfer/niedriglegiertes Kupfer	698.595	Direkteinschmelzung
Davon sonstige Kupferlegierungen	232.865	Direkteinschmelzung
Messingschrott zum Direkteinschmelzen	403.193	Direkteinschmelzung
Summe Raffination	1.576.810	
Summe Direkteinschmelzung	1.334.653	
Gesamt	2.911.463	

A.7.22 Zusammensetzung Kupferschrotte in Global 2016, in Tonnen

Schrottkategorie	Menge	Art des Recyclings
Kupfer aus der Aufbereitung von Altschrotten	6.743.956	Raffination
Davon reines Kupfer/niedriglegiertes Kupfer	669.772	Raffination
Davon Messing (Anteil Kupfer)	4.555.638	Raffination
Davon sonstige Kupferlegierungen	1.518.546	Raffination
Kupfer Neuschrotte	3.560.000	Direkteinschmelzung
Davon reines Kupfer/niedriglegiertes Kupfer	2.670.000	Direkteinschmelzung
Davon sonstige Kupferlegierungen	890.000	Direkteinschmelzung
Messingschrott zum Direkteinschmelzen	1.540.988	Direkteinschmelzung
Summe Raffination	6.743.956	
Summe Direkteinschmelzung	5.100.988	
Gesamt	**11.844.944**	

A.7.23 Zusammensetzung Kupferschrotte in EU 2030, in Tonnen

Schrottkategorie	Menge 2030 min.	Menge 2030 max.
Kupfer aus der Aufbereitung von Altschrotten	1.969.207	2.283.397
Davon reines Kupfer/niedriglegiertes Kupfer	315.871	366.269
Davon Messing (Anteil Kupfer)	1.240.001	1.437.846
Davon sonstige Kupferlegierungen	413.334	479.282
Kupfer Neuschrotte	1.163.258	1.348.858
Davon reines Kupfer/niedriglegiertes Kupfer	872.443	1.011.643
Davon sonstige Kupferlegierungen	290.814	337.214

Schrottkategorie	Menge 2030 min.	Menge 2030 max.
Messingschrott zum Direkteinschmelzen	503.529	583.868
Summe Raffination	1.969.207	2.283.397
Summe Direkteinschmelzung	1.666.787	1.932.726
Gesamt	**3.635.994**	**4.216.123**

A.7.24 Zusammensetzung Kupferschrotte in Global 2030, in Tonnen

Schrottkategorie	Menge 2030 min.	Menge 2030 max.
Kupfer aus der Aufbereitung von Altschrotten	9.009.062	9.766.001
Davon reines Kupfer/niedriglegiertes Kupfer	894.730	969.904
Davon Messing (Anteil Kupfer)	6.085.750	6.597.073
Davon sonstige Kupferlegierungen	2.028.583	2.199.024
Kupfer Neuschrotte	4.755.704	5.155.277
Davon reines Kupfer/niedriglegiertes Kupfer	3.566.778	3.866.458
Davon sonstige Kupferlegierungen	1.188.926	1.288.819
Messingschrott zum Direkteinschmelzen	2.058.563	2.231.523
Summe Raffination	9.009.062	9.766.001
Summe Direkteinschmelzung	6.814.267	7.386.800
Gesamt	**15.823.330**	**17.152.801**

A.7.25 Umweltbewertung des Kupferschrott-Recyclings über den Weg der Raffination von Sekundärmaterial

Schrottkategorie	EU 2016	EU 2030 min	EU 2030 max
KRA in 1000 t	11.048	13.798	15.999
KEA in 1000 GJ	25.938	32.393	37.561
Carbon Footprint in 1000 t	1,455	1,817	2,107

A.7.26 Umweltbewertung des Kupferschrott-Recyclings über den Weg der Raffination von Sekundärmaterial

Schrottkategorie	Global 2016	Global 2030 min	Global 2030 max
KRA in 1000 t	46.305	61.858	67.055
KEA in 1000 GJ	108.311	144.689	156.846
Carbon Footprint in 1000 t	6,076	8,117	8,799

A.7.27 Anteil der untersuchten Schrottfraktionen an Gesamtmenge Zinkschrotte in EU

Schrottkategorie	EU 2016, in Tonnen	EU 2030 min., in Tonnen	EU 2030 max., in Tonnen
Gesamtschrottmenge	1.448.175	1.334.775	1.419.439
davon EAF-Stäube	629.956	580.627	617.456
Messing	305.565	281.637	299.502
davon Kupfer-Raffination	161.709	201.951	234.172

A.7.28 Anteil der untersuchten Schrottfraktionen an Gesamtmenge Zinkschrotte in Global

Schrottkategorie	Global 2016, in Tonnen	Global 2030 min., in Tonnen	Global 2030 max., in Tonnen
Gesamtschrottmenge	8.710.140	8.458.816	9.375.502
davon EAF-Stäube	2.591.331	4.180.151	4.633.157
Messing	1.584.012	1.412.619	1.565.705
davon Kupfer-Raffination	428.215	572.040	620.103

A.7.29 Umweltbewertung für den Zinkanteil im Messing-Recyclings durch Raffination

Schrottkategorie	EU 2016	EU 2030 min.	EU 2030 max.
KRA in 1000 t	1.446	1.805	2.093
KEA in 1000 GJ	3.525	4.403	5.105
Carbon Footprint in 1000 t	198	247	286

A.7.30 Umweltbewertung für Aufbereitung von EAF-Stäuben zu Wälzoxid

Schrottkategorie	EU 2016	EU 2030 min.	EU 2030 max.
KRA in 1000 t	3.792	51.782	5.598
KEA in 1000 GJ	3.495	47.728	5.159
Carbon Footprint in 1000 t	3.717	50.755	5.487

A.7.31 Umweltbewertung für den Zinkanteil im Messing-Recyclings durch Raffination

Schrottkategorie	Global 2016	Global 2030 min.	Global 2030 max.
KRA in 1000 t	2.730	3.646	3.953
KEA in 1000 GJ	6.656	8.891	9.639
Carbon Footprint in 1000 t	373	499	541

A.7.32 Umweltbewertung für Aufbereitung von EAF-Stäuben zu Wälzoxid

Schrottkategorie	Global 2016	Global 2030 min.	Global 2030 max.
KRA in 1000 t	15.600	213.007	23.026
KEA in 1000 GJ	25.165	343.608	37.144
Carbon Footprint in 1000 t	27.892	380.845	41.169

A.8 Tabellen zu Kapitel 4.2

A.8.1 Verdünnungseffekte von Aluminium, EU 2030 min

Element	30% Vermischung			40% Vermischung		
	Zulegierung bzw. Nachverdünnen ohne Sortiereffizienz, in Tonnen	Zulegierung bzw. Nachverdünnen mit Sortiereffizienz pXRF, in Tonnen	Veränderung zum Status Quo (AP2.2).	Zulegierung bzw. Nachverdünnen ohne Sortiereffizienz, in Tonnen	Zulegierung bzw. Nachverdünnen mit Sortiereffizienz pXRF, in Tonnen	Veränderung zum Status Quo (AP2.2).
AL	2.659.209	1.970.182	- 25,9%	3.545.612	2.626.909	- 25,9%
Si	9.895	7.331	- 25,9%	13.193	9.774	- 25,9%
Fe	18.907	10.204	- 46,0%	25.209	13.605	- 46,0%
Cu	6.765	2.361	- 65,1%	9.020	3.148	- 65,1%
Mn	10.794	4.117	- 61,9%	14.392	5.490	- 61,9%
Mg	27.587	19.691	- 28,6%	36.783	26.254	- 28,6%
Cr	3.637	1.428	- 60,7%	4.849	1.904	- 60,7%
Ni	160	145	- 9,2%	213	193	- 9,2%
Zn	7.360	7.175	- 2,5%	9.814	9.567	- 2,5%
Ti	3.180	405	- 87,3%	4.241	540	- 87,3%
Ag	0,00	0,00	0,0%	0,00	0,00	0,0%
B	146	146	0,0%	194	194	0,0%
Bi	163	163	0,0%	218	218	0,0%
Ga	72,1	72,1	0,0%	96,2	96,2	0,0%
Li	0,00	0,00	0,0%	0,00	0,00	0,0%
Pb	990	305	- 69,2%	1.320	407	- 69,2%
Sn	161	161	0,0%	215	215	0,0%
V	0,00	0,00	0,0%	0	0	0,0%
Zr	94,5	94,5	0,0%	126	126	0,0%
Total	**2.749.121**	**2.023.980**	**- 26,4%**	**3.665.494**	**2.698.639**	**- 26,4%**

A.8.2 Verdünnungseffekte von Aluminium, EU 2030 max

Element	30% Vermischung			40% Vermischung		
	Zulegierung bzw. Nachverdünnen ohne Sortiereffizienz, in Tonnen	Zulegierung bzw. Nachverdünnen mit Sortiereffizienz pXRF, in Tonnen	Veränderung zum Status Quo (AP2.2).	Zulegierung bzw. Nachverdünnen ohne Sortiereffizienz, in Tonnen	Zulegierung bzw. Nachverdünnen mit Sortiereffizienz pXRF, in Tonnen	Veränderung zum Status Quo (AP2.2).
AL	3.081.728	2.283.222	-25,9%	4.108.971	3.044.296	- 25,9%
Si	11.467	8.496	-25,9%	15.289	11.327	- 25,9%
Fe	21.911	11.825	-46,0%	29.215	15.767	- 46,0%
Cu	7.840	2.736	-65,1%	10.453	3.648	- 65,1%
Mn	12.509	4.771	-61,9%	16.679	6.362	- 61,9%
Mg	31.970	22.820	-28,6%	42.627	30.426	- 28,6%
Cr	4.215	1.655	-60,7%	5.620	2.207	- 60,7%
Ni	185	168	-9,2%	246	224	- 9,2%
Zn	8.530	8.315	-2,5%	11.373	11.087	- 2,5%
Ti	3.686	469	-87,3%	4.914	625	- 87,3%
Ag	0,00	0,00	0,0%	0,00	0,00	0,0%
B	169	169	0,0%	225	225	0,0%
Bi	189	189	0,0%	252	252	0,0%
Ga	83,6	83,6	0,0%	111	111	0,0%
Li	0,00	0,00	0,0%	0,00	0,00	0,0%
Pb	1.147	353	-69,2%	1.530	471	- 69,2%
Sn	186	186	0,0%	249	249	0,0%
V	0,00	0,00	0,0%	0,00	0,00	0,0%
Zr	110	110	0,0%	146	146	0,0%
Total	**3.185.926**	**2.345.568**	**-26,4%**	**4.247.901**	**3.127.424**	**- 26,4%**

A.8.3 Verdünnungseffekte von Aluminium, Global 2030 min

Element	30% Vermischung			40% Vermischung		
	Zulegierung bzw. Nachverdünnen ohne Sortiereffizienz, in Tonnen	Zulegierung bzw. Nachverdünnen mit Sortiereffizienz pXRF, in Tonnen	Veränderung zum Status Quo (AP2.2).	Zulegierung bzw. Nachverdünnen ohne Sortiereffizienz, in Tonnen	Zulegierung bzw. Nachverdünnen mit Sortiereffizienz pXRF, in Tonnen	Veränderung zum Status Quo (AP2.2).
AL	12.369.161	9.164.189	- 25,9%	16.492.215	12.218.919	- 25,9%
Si	45.717	33.871	- 25,9%	60.956	45.161	- 25,9%
Fe	86.368	46.611	- 46,0%	115.158	62.149	- 46,0%

	30% Vermischung			40% Vermischung		
Cu	33.080	11.543	- 65,1%	44.107	15.391	- 65,1%
Mn	47.425	18.090	- 61,9%	63.233	24.120	- 61,9%
Mg	128.268	91.554	- 28,6%	171.023	122.072	- 28,6%
Cr	17.205	6.756	- 60,7%	22.940	9.009	- 60,7%
Ni	864	784	- 9,2%	1.152	1.046	- 9,2%
Zn	40.819	39.791	- 2,5%	54.425	53.055	- 2,5%
Ti	14.747	1.877	- 87,3%	19.663	2.502	- 87,3%
Ag	0,00	0,00	0,0%	0,00	0,00	0,0%
B	667	667	0,0%	890	890	0,0%
Bi	885	885	0,0%	1.179	1.179	0,0%
Ga	330	330	0,0%	440	440	0,0%
Li	0,00	0,00	0,0%	0,00	0,00	0,0%
Pb	5.363	1.652	- 69,2%	7.151	2.203	- 69,2%
Sn	872	872	0,0%	1.162	1.162	0,0%
V	0,00	0,00	0,0%	0,00	0,00	0,0%
Zr	683	683	0,0%	910	910	0,0%
Total	**12.792.454**	**9.420.156**	**- 26,4%**	**17.056.605**	**12.560.208**	**- 26,4%**

A.8.4 Verdünnungseffekte von Aluminium, Global 2030 max

Element	30% Vermischung			40% Vermischung		
	Zulegierung bzw. Nachverdünnen ohne Sortiereffizienz, in Tonnen	Zulegierung bzw. Nachverdünnen mit Sortiereffizienz pXRF, in Tonnen	Veränderung zum Status Quo (AP2.2).	Zulegierung bzw. Nachverdünnen ohne Sortiereffizienz, in Tonnen	Zulegierung bzw. Nachverdünnen mit Sortiereffizienz pXRF, in Tonnen	Veränderung zum Status Quo (AP2.2).
AL	14.743.357	10.923.207	- 25,9%	19.657.809	14.564.276	- 25,9%
Si	54.492	40.372	- 25,9%	72.656	53.830	- 25,9%
Fe	102.946	55.558	- 46,0%	137.262	74.078	- 46,0%
Cu	39.430	13.759	- 65,1%	52.573	18.345	- 65,1%
Mn	56.528	21.562	- 61,9%	75.370	28.749	- 61,9%
Mg	152.888	109.127	- 28,6%	203.850	145.503	- 28,6%
Cr	20.507	8.053	- 60,7%	27.343	10.738	- 60,7%
Ni	1.030	935	- 9,2%	1.373	1.247	- 9,2%
Zn	48.654	47.429	- 2,5%	64.872	63.238	- 2,5%
Ti	17.578	2.237	- 87,3%	23.437	2.983	- 87,3%
Ag	0,00	0,00	0,0%	0,00	0,00	0,0%

	30% Vermischung			40% Vermischung		
B	795	795	0,0%	1.061	1.061	0,0%
Bi	1.054	1.054	0,0%	1.406	1.406	0,0%
Ga	394	394	0,0%	525	525	0,0%
Li	0,00	0,00	0,0%	0,00	0,00	0,0%
Pb	6.392	1.969	- 69,2%	8.523	2.626	- 69,2%
Sn	1.039	1.039	0,0%	1.385	1.385	0,0%
V	0,00	0,00	0,0%	0,00	0,00	0,0%
Zr	814	814	0,0%	1.085	1.085	0,0%
Total	**15.247.898**	**11.228.305**	**- 26,4%**	**20.330.530**	**14.971.074**	**- 26,4%**

A.8.5 Verluste im Sekundär-Aluminium-Prozess, EU 2030 min.

Element	30% Vermischung			40% Vermischung		
	Zulegierung bzw. Nachverdünnen ohne Sortiereffizienz, in Tonnen	Zulegierung bzw. Nachverdünnen mit Sortiereffizienz pXRF, in Tonnen	Veränderung zum Status Quo (AP2.2).	Zulegierung bzw. Nachverdünnen ohne Sortiereffizienz, in Tonnen	Zulegierung bzw. Nachverdünnen mit Sortiereffizienz pXRF, in Tonnen	Veränderung zum Status Quo (AP2.2).
Mg	193	138	- 28,6%	258	184	- 28,6%
Cr	27,4	10,7	- 60,7%	36	14	- 60,7%
Ni	70,4	63,9	- 9,2%	94	85	- 9,2%
Ti	152	19,4	- 87,3%	203	26	- 87,3%
Ag	11,1	11,1	0,0%	15	15	0,0%
B	48,5	48,5	0,0%	65	65	0,0%
Bi	1.656	1.656	0,0%	2.208	2.208	0,0%
Ga	81,7	81,7	0,0%	109	109	0,0%
Li	263	263	0,0%	351	351	0,0%
Pb	669	206	- 69,2%	892	275	- 69,2%
Sn	1.127	1.127	0,0%	1.503	1.503	0,0%
V	341	341	0,0%	454	454	0,0%
Zr	163	163	0,0%	218	218	0,0%
Total	4.804	4.130	**- 14,0%**	**6.406**	**5.507**	**- 14,0%**

A.8.6 Verluste im Sekundär-Aluminium-Prozess, EU 2030 max.

Element	30% Vermischung			40% Vermischung		
	Zulegierung bzw. Nachverdünnen ohne Sortiereffizienz, in Tonnen	Zulegierung bzw. Nachverdünnen mit Sortiereffizienz pXRF, in Tonnen	Veränderung zum Status Quo (AP2.2).	Zulegierung bzw. Nachverdünnen ohne Sortiereffizienz, in Tonnen	Zulegierung bzw. Nachverdünnen mit Sortiereffizienz pXRF, in Tonnen	Veränderung zum Status Quo (AP2.2).
Mg	224	160	- 28,6%	298	213	- 28,6%
Cr	31,7	12,5	- 60,7%	42	17	- 60,7%
Ni	81,6	74,1	- 9,2%	109	99	- 9,2%
Ti	177	22,5	- 87,3%	236	30	- 87,3%
Ag	12,9	12,9	0,0%	17	17	0,0%
B	56,2	56,2	0,0%	75	75	0,0%
Bi	1.919	1.919	0,0%	2.559	2.559	0,0%
Ga	94,7	94,7	0,0%	126	126	0,0%
Li	305	305	0,0%	407	407	0,0%
Pb	775	239	- 69,2%	1.034	319	- 69,2%
Sn	1.306	1.306	0,0%	1.742	1.742	0,0%
V	395	395	0,0%	526	526	0,0%
Zr	189	189	0,0%	252	252	0,0%
Total	**5.568**	**4.786**	**- 14,0%**	**7.424**	**6.382**	**- 14,0%**

A.8.7 Verluste im Sekundär-Aluminium-Prozess, Global 2030 min.

Element	30% Vermischung			40% Vermischung		
	Zulegierung bzw. Nachverdünnen ohne Sortiereffizienz, in Tonnen	Zulegierung bzw. Nachverdünnen mit Sortiereffizienz pXRF, in Tonnen	Veränderung zum Status Quo (AP2.2).	Zulegierung bzw. Nachverdünnen ohne Sortiereffizienz, in Tonnen	Zulegierung bzw. Nachverdünnen mit Sortiereffizienz pXRF, in Tonnen	Veränderung zum Status Quo (AP2.2).
Mg	837	598	- 28,6%	1.117	797	- 28,6%
Cr	117	45,8	- 60,7%	155	61	- 60,7%
Ni	346	314	- 9,2%	461	419	- 9,2%
Ti	649	82,7	- 87,3%	866	110	- 87,3%
Ag	62,4	62,4	0,0%	83	83	0,0%
B	224	224	0,0%	298	298	0,0%
Bi	7.555	7.555	0,0%	10.073	10.073	0,0%
Ga	354	354	0,0%	472	472	0,0%
Li	1.369	1.369	0,0%	1.825	1.825	0,0%

	30% Vermischung			40% Vermischung		
Pb	3.054	941	- 69,2%	4.072	1.255	- 69,2%
Sn	5.130	5.130	0,0%	6.841	6.841	0,0%
V	1.524	1.524	0,0%	2.032	2.032	0,0%
Zr	774	774	0,0%	1.033	1.033	0,0%
Total	**21.997**	**18.974**	**- 13,7%**	**29.329**	**25.299**	**- 13,7%**

A.8.8 Verluste im Sekundär-Aluminium-Prozess, Global 2030 max.

Element	30% Vermischung			40% Vermischung		
	Zulegierung bzw. Nachverdünnen ohne Sortiereffizienz, in Tonnen	Zulegierung bzw. Nachverdünnen mit Sortiereffizienz pXRF, in Tonnen	Veränderung zum Status Quo (AP2.2).	Zulegierung bzw. Nachverdünnen ohne Sortiereffizienz, in Tonnen	Zulegierung bzw. Nachverdünnen mit Sortiereffizienz pXRF, in Tonnen	Veränderung zum Status Quo (AP2.2).
Mg	998	712	- 28,6%	1.331	950	- 28,6%
Cr	139	54,6	- 60,7%	185	73	- 60,7%
Ni	412	374	- 9,2%	550	499	- 9,2%
Ti	774	98,5	- 87,3%	1.032	131	- 87,3%
Ag	74,4	74,4	0,0%	99	99	0,0%
B	267	267	0,0%	356	356	0,0%
Bi	9.005	9.005	0,0%	12.007	12.007	0,0%
Ga	422	422	0,0%	563	563	0,0%
Li	1.631	1.631	0,0%	2.175	2.175	0,0%
Pb	3.640	1.122	- 69,2%	4.854	1.495	- 69,2%
Sn	6.115	6.115	0,0%	8.154	8.154	0,0%
V	1.817	1.817	0,0%	2.422	2.422	0,0%
Zr	923	923	0,0%	1.231	1.231	0,0%
Total	**26.219**	**22.616**	**- 13,7%**	**34.958**	**30.155**	**- 13,7%**

A.8.9 Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, Deutschland 2030 max, 30% Vermischung

Element	Ohne Sortierverbesserung			Mit Sortierverbesserung pXRF			
	KRA in 1000 t	KEA in 1000 GJ	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.	KRA in 1000 t	KEA in 1000 GJ	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.	Prozentuale Veränderung
AL	3.277	56.416	5.935	2.428	41.798	4.397	- 25,9%
Si	8,5	123	9,1	6,3	91,1	6,7	- 25,9%
Fe	9,5	26,2	3,4	5,2	14,1	1,8	- 46,0%

	Ohne Sortierverbesserung			Mit Sortierverbesserung pXRF			
Cu	98,3	89,9	4,2	34,3	31,4	1,5	- 65,1%
Mn	17,0	46,8	2,7	6,5	17,9	1,0	- 61,9%
Mg	175	3.053	126	125	2.179	89	- 28,6%
Cr	11,2	168	9,9	4,4	66,0	4,0	- 60,7%
Ni	2,0	2,7	0,2	1,8	2,4	0,1	- 9,2%
Zn	14,6	38,1	3,2	14,3	37,1	3,1	- 2,5%
Ti	89,2	134	9,4	11,4	17,1	1,2	- 87,3%
Ag	5,2	4,9	0,3	5,2	4,9	1,8	0,0%
B	0,1	0,8	0,0	0,1	0,8	0,4	0,0%
Bi	15,3	56,6	3,7	15,3	56,6	0,4	0,0%
Ga	1,9	34,4	2,0	1,9	34,4	3,0	0,0%
Li	16,8	11,4	0,8	16,8	11,4	1,1	0,0%
Pb	1,4	4,1	0,3	0,4	1,3	0,3	- 69,2%
Sn	137	37,0	2,5	137	37,0	0,9	0,0%
V	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0%
Zr	7,6	0,9	0,1	5,4	0,7	0,0	- 28,8%
Total	**3.887**	**60.248**	**6.112**	**2.818**	**44.401**	**4.514**	**- 27,5%**

A.8.10 Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, Deutschland 2030 max, 40% Vermischung

	Ohne Sortierverbesserung			Mit Sortierverbesserung pXRF			
Element	**KRA in 1000 t**	**KEA in 1000 GJ**	**Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.**	**KRA in 1000 t**	**KEA in 1000 GJ**	**Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.**	**Prozentuale Veränderung**
AL	4.369	75.221	7.913	3.237	55.730	5.863	- 25,9%
Si	11,3	164	12,1	8,4	121,5	9,0	- 25,9%
Fe	12,7	34,9	4,6	6,9	18,8	2,5	- 46,0%
Cu	131	120	5,6	45,7	41,8	2,0	- 65,1%
Mn	22,6	62,4	3,6	8,6	23,8	1,4	- 61,9%
Mg	233	4.071	168	166	2.906	120	- 28,6%
Cr	14,9	224	13,2	5,9	88,1	5,2	- 60,7%
Ni	2,7	3,6	0,3	2,4	3,3	0,2	- 9,2%
Zn	19,5	50,8	4,2	19,0	49,5	4,1	- 2,5%
Ti	119	179	12,6	15,1	22,8	1,6	- 87,3%
Ag	6,9	6,6	0,4	6,9	6,6	0,4	0,0%
B	0,2	1,0	0,1	0,2	1,0	0,1	0,0%

	Ohne Sortierverbesserung			Mit Sortierverbesserung pXRF			
Bi	20,4	75,4	4,9	20,4	75,4	4,9	0,0%
Ga	2,6	45,8	2,6	2,6	45,8	2,6	0,0%
Li	22,4	15,2	1,1	22,4	15,2	1,1	0,0%
Pb	1,9	5,5	0,4	0,6	1,7	0,1	- 69,2%
Sn	182	49,3	3,3	182	49,3	3,3	0,0%
V	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0%!
Zr	10,1	1,3	0,1	7,2	0,9	0,1	- 28,8%
Total	**5.182**	**80.331**	**8.150**	**3.758**	**59.202**	**6.021**	**- 27,5%**

A.8.11 Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, EU 2030 min, 30% Vermischung

	Ohne Sortierverbesserung			Mit Sortierverbesserung pXRF			
Element	**KRA in 1000 t**	**KEA in 1000 GJ**	**Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.**	**KRA in 1000 t**	**KEA in 1000 GJ**	**Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.**	**Prozentuale Veränderung KRA**
AL	36.895	635.254	66.826	27.335	470.653	49.511	- 25,9%
Si	104	1.508	111	76,8	1.117	82,4	- 25,9%
Fe	111	303	40	59,7	164	21,4	- 46,0%
Cu	1.248	1.142	53	435	398	18,6	- 65,1%
Mn	235	648	38	89	247	14,4	- 61,9%
Mg	2.040	35.614	1.467	1.456	25.420	1.047	- 28,6%
Cr	124	1.861	110	48,7	731	43,1	- 60,7%
Ni	27	36	3	24,2	32,4	2,3	- 9,2%
Zn	160	417	35	156	407	34,0	- 2,5%
Ti	1.005	1.510	106	128	192	13,5	- 87,3%
Ag	71	67	4	70,6	67,4	4,5	0,0%
B	2	8	0	1,5	8,1	0,4	0,0%
Bi	169	626	40	169	626	40,4	0,0%
Ga	22	394	23	22,0	394	22,5	0,0%
Li	317	216	16	317	216	15,5	0,0%
Pb	18	52	4	5,5	16,1	1,3	- 69,2%
Sn	1.525	412	28	1.525	412	27,6	0,0%
V	0	0	0	0,0	0,0	0,0	0,0%
Zr	84	10	1	57,3	7,1	0,5	- 31,7%
Total	**44.155**	**680.077**	**68.904**	**31.978**	**501.107**	**50.900**	**- 27,6%**

A.8.12 Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, EU 2030 min, 40% Vermischung

Element	Ohne Sortierverbesserung			Mit Sortierverbesserung pXRF			Prozentuale Veränderung KRA
	KRA in 1000 t	KEA in 1000 GJ	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.	KRA in 1000 t	KEA in 1000 GJ	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.	
AL	49.194	847.005	89.102	36.447	627.538	66.015	- 25,9%
Si	138	2.011	148	102	1.490	110	- 25,9%
Fe	148	404	53	80	218	29	- 46,0%
Cu	1.664	1.522	71	581	531	25	- 65,1%
Mn	313	864	50	119	329	19	- 61,9%
Mg	2.719	47.485	1.956	1.941	33.893	1.396	- 28,6%
Cr	165	2.481	146	65	974	57	- 60,7%
Ni	36	48	3	32	43	3	- 9,2%
Zn	214	556	46	208	542	45	- 2,5%
Ti	1.340	2.013	142	171	256	18	- 87,3%
Ag	94	90	6	94	90	6	0,0%
B	2	11	1	2	11	1	0,0%
Bi	226	834	54	226	834	54	0,0%
Ga	29	525	30	29	525	30	0,0%
Li	423	287	21	423	287	21	0,0%
Pb	24	70	6	7	21	2	- 69,2%
Sn	2.034	550	37	2.034	550	37	0,0%
V	0	0	0	0	0	0	0,0%
Zr	112	14	1	76	10	1	- 31,7%
Total	**58.873**	**906.769**	**91.873**	**42.638**	**668.143**	**67.867**	**- 27,6%**

A.8.13 Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, EU 2030 max, 30% Vermischung

Element	Ohne Sortierverbesserung			Mit Sortierverbesserung pXRF			Prozentuale Veränderung KRA
	KRA in 1000 t	KEA in 1000 GJ	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.	KRA in 1000 t	KEA in 1000 GJ	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.	
AL	42.757	736.189	77.444	31.679	545.435	57.378	- 25,9%
Si	120	1.748	129	89,0	1.295	95,5	- 25,9%
Fe	128	351	46,0	69,2	190	24,8	- 46,0%
Cu	1.446	1.323	61,9	505	462	21,6	- 65,1%
Mn	272	751	43,8	104	286	16,7	- 61,9%

	Ohne Sortierverbesserung			Mit Sortierverbesserung pXRF			
Mg	2.364	41.272	1.700	1.687	29.459	1.213	- 28,6%
Cr	144	2.156	127	56,4	847	49,9	- 60,7%
Ni	30,9	41,3	3,0	28,1	37,5	2,7	- 9,2%
Zn	186	483	40,4	181	471	39,4	- 2,5%
Ti	1.165	1.750	123	148	223	15,7	- 87,3%
Ag	81,8	78,1	5,2	81,8	78,1	5,2	0,0%
B	1,8	9,4	0,5	1,8	9,4	0,5	0,0%
Bi	196	725	46,8	196	725	46,8	0,0%
Ga	25,5	456,0	26,1	25,5	456	26,1	0,0%
Li	367,7	249,8	18,0	368	250	18,0	0,0%
Pb	20,7	60,6	4,9	6,4	18,7	1,5	- 69,2%
Sn	1.768	478	32,0	1.768	478	32,0	0,0%
V	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0%
Zr	97,2	12,1	0,9	66,4	8,3	0,6	- 31,7%
Total	**51.171**	**788.133**	**79.853**	**37.059**	**580.728**	**58.988**	**- 27,6%**

A.8.14 Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, EU 2030 max, 40% Vermischung

	Ohne Sortierverbesserung			Mit Sortierverbesserung pXRF			
Element	**KRA in 1000 t**	**KEA in 1000 GJ**	**Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.**	**KRA in 1000 t**	**KEA in 1000 GJ**	**Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.**	**Prozentuale Veränderung KRA**
AL	57.010	981.585	103.259	42.238	727.247	76.504	- 25,9%
Si	160	2.331	172	119	1.727	127	- 25,9%
Fe	171	468	61,3	92,3	253	33,1	- 46,0%
Cu	1.928	1.764	82,6	673	616	28,8	- 65,1%
Mn	362	1.001	58,4	138	382	22,3	- 61,9%
Mg	3.152	55.029	2.266	2.249	39.278	1.618	- 28,6%
Cr	192	2.875	170	75,3	1.129	67	- 60,7%
Ni	41,2	55,1	4,0	37,4	50,0	3,6	- 9,2%
Zn	248	644	54	241	628	52,5	- 2,5%
Ti	1.553	2.333	164	198	297	20,9	- 87,3%
Ag	109	104	6,9	109	104	6,9	0,0%
B	2,3	12,5	0,7	2,3	12,5	0,7	0,0%
Bi	261	967	62,4	261	967	62,4	0,0%
Ga	34,0	608	34,8	34,0	608	34,8	0,0%

	Ohne Sortierverbesserung			Mit Sortierverbesserung pXRF			
Li	490	333	24,0	490	333	24,0	0,0%
Pb	27,6	80,8	6,5	8,5	24,9	2,0	- 69,2%
Sn	2.357	637	42,6	2.357	637	42,6	0,0%
V	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0%!
Zr	129,6	16,2	1,2	88,5	11,0	0,8	- 31,7%
Total	**68.227**	**1.050.845**	**106.470**	**49.412**	**774.304**	**78.650**	**- 27,6%**

A.8.15 Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, Global 2030 min, 30% Vermischung

Element	Ohne Sortierverbesserung			Mit Sortierverbesserung pXRF			
	KRA in 1000 t	KEA in 1000 GJ	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.	KRA in 1000 t	KEA in 1000 GJ	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.	Prozentuale Veränderung KRA
AL	171.616	2.954.848	310.839	127.149	2.189.217	230.298	- 25,9%
Si	479	6.969	514	355	5.163	381	- 25,9%
Fe	505	1.384	181	273	747	97,8	- 46,0%
Cu	6.102	5.582	261	2.129	1.948	91,2	- 65,1%
Mn	1.031	2.846	166	393	1.086	63,3	- 61,9%
Mg	9.479	165.509	6.816	6.766	118.136	4.865	- 28,6%
Cr	586	8.796	519	230	3.454	204	- 60,7%
Ni	140	188	13,6	127	170	12,4	- 9,2%
Zn	889	2.313	193	866	2.255	188	- 2,5%
Ti	4.642	6.974	491	591	888	62,5	- 87,3%
Ag	395	378	25,0	395	378	25,0	0,0%
B	6,9	37,1	2,0	6,9	37,1	2,0	0,0%
Bi	785	2.902	187	785	2.902	187	0,0%
Ga	98	1.751	100	98,0	1.751	100	0,0%
Li	1.651	1.122	80,8	1.651	1.122	81	0,0%
Pb	90,7	265	21,4	27,9	81,8	6,6	- 69,2%
Sn	7.107	1.922	128	7.107	1.922	128	0,0%
V	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0%
Zr	474	59,1	4,3	348	43,4	3,2	- 26,6%
Total	**206.075**	**3.163.844**	**320.543**	**149.297**	**2.331.300**	**236.796**	**- 27,6%**

A.8.16 Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, Global 2030 min, 40% Vermischung

Element	Ohne Sortierverbesserung			Mit Sortierverbesserung pXRF			
	KRA in 1000 t	KEA in 1000 GJ	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.	KRA in 1000 t	KEA in 1000 GJ	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.	Prozentuale Veränderung KRA
AL	228.821	3.939.797	414.452	169.531	2.918.956	307.064	- 25,9%
Si	639	9.292	685	473	6.884	507	- 25,9%
Fe	674	1.846	242	364	996	130	- 46,0%
Cu	8.136	7.443	348	2.839	2.597	122	- 65,1%
Mn	1.374	3.795	221	524	1.448	84,4	- 61,9%
Mg	12.638	220.679	9.088	9.021	157.514	6.487	- 28,6%
Cr	782	11.727	692	307	4.605	272	- 60,7%
Ni	187	250	18,2	170	227	16,5	- 9,2%
Zn	1.185	3.084	258	1.155	3.006	251	- 2,5%
Ti	6.189	9.299	655	788	1.183	83,3	- 87,3%
Ag	527	504	33,3	527	504	33,3	0,0%
B	9,2	49,5	2,6	9,2	49,5	2,6	0,0%
Bi	1.046	3.869	250	1.046	3.869	250	0,0%
Ga	131	2.334	134	131	2.334	134	0,0%
Li	2.201	1.495	108	2.201	1.495	108	0,0%
Pb	121	354	28,5	37,2	109	8,8	- 69,2%
Sn	9.475	2.562	171	9.475	2.562	171	0,0%
V	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0%!
Zr	632	78,8	5,8	464	58	4,2	- 26,6%
Total	**274.767**	**4.218.459**	**427.391**	**199.063**	**3.108.399**	**315.728**	**- 27,6%**

A.8.17 Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, Global 2030 max, 30% Vermischung

Element	Ohne Sortierverbesserung			Mit Sortierverbesserung pXRF			
	KRA in 1000 t	KEA in 1000 GJ	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.	KRA in 1000 t	KEA in 1000 GJ	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.	Prozentuale Veränderung KRA
AL	204.557	3.522.015	370.503	151.554	2.609.426	274.502	- 25,9%
Si	571	8.307	612	423	6.154	454	- 25,9%
Fe	602	1.650	216	325	890	117	- 46,0%
Cu	7.273	6.653	311	2.538	2.322	109	- 65,1%
Mn	1.228	3.393	198	469	1.294	75,5	- 61,9%

	Ohne Sortierverbesserung			Mit Sortierverbesserung pXRF			
Mg	11.298	197.278	8.124	8.064	140.811	5.799	- 28,6%
Cr	699	10.484	618	274	4.117	243	- 60,7%
Ni	167	224	16,2	152	203	14,7	- 9,2%
Zn	1.059	2.757	230	1.033	2.688	225	- 2,5%
Ti	5.533	8.313	585	704	1.058	74,5	- 87,3%
Ag	471	450	29,8	471	450	29,8	0,0%
B	8,3	44,2	2,3	8,3	44,2	2,3	0,0%
Bi	936	3.459	223	936	3.459	223	0,0%
Ga	117	2.087	119	117	2.087	119	0,0%
Li	1.967	1.337	96	1.967	1.337	96	0,0%
Pb	108	316	25	33,3	97,5	7,9	- 69,2%
Sn	8.471	2.291	153	8.471	2.291	153	0,0%
V	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0%
Zr	565	70,4	5,1	414,7	51,7	3,8	- 26,6%
Total	**245.631**	**3.771.127**	**382.070**	**177.954**	**2.778.780**	**282.248**	**- 27,6%**

A.8.18 Umwelteffekte aufgrund von Verdünnung und Verluste beim Recycling von Aluminium, Global 2030 max, 40% Vermischung

Element	Ohne Sortierverbesserung			Mit Sortierverbesserung pXRF			Prozentuale Veränderung
	KRA in 1000 t	KEA in 1000 GJ	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.	KRA in 1000 t	KEA in 1000 GJ	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.	
AL	272.742	4.696.020	494.004	202.072	3.479.235	366.003	- 25,9%
Si	761	11.075	816	564	8.206	605	- 25,9%
Fe	803	2.200	288	433	1.187	155	- 46,0%
Cu	9.697	8.871	415	3.384	3.096	145	- 65,1%
Mn	1.638	4.523	264	625	1.725	101	- 61,9%
Mg	15.064	263.037	10.832	10.752	187.748	7.732	- 28,6%
Cr	932	13.978	824	366	5.489	324	- 60,7%
Ni	223	298	21,6	203	271	19,6	- 9,2%
Zn	1.412	3.676	307	1.377	3.584	299	- 2,5%
Ti	7.377	11.084	780	939	1.411	99,3	- 87,3%
Ag	628	600	39,7	628	600	39,7	0,0%
B	11,0	59,0	3,1	11,0	59,0	3,1	0,0%
Bi	1.247	4.612	298	1.247	4.612	298	0,0%

	Ohne Sortierverbesserung			Mit Sortierverbesserung pXRF			
Ga	156	2.782	159	156	2.782	159	0,0%
Li	2.623	1.782	128	2.623	1.782	128	0,0%
Pb	144	422	34	44,4	130	10,5	- 69,2%
Sn	11.294	3.054	204	11.294	3.054	204	0,0%
V	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0%!
Zr	753	93,9	6,9	553	68,9	5,0	- 26,6%
Total	**327.507**	**5.028.169**	**509.427**	**237.272**	**3.705.040**	**376.330**	**- 27,6%**

A.8.19 Veränderung der Umwelteffekte Aluminium, EU 2030 min, 30% Vermischung

Element	Ohne Sortierverbesserung			Mit Sortierverbesserung pXRF + LIBS			Prozentuale Veränderung		
	KEA in 1000 GJ	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.	KRA in 1000 t	KEA in 1000 GJ	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.	KRA in 1000 t	KEA	Carbon Footprint	KRA
AL	635.254	66.826	36.895	62.291	6.553	3.618	- 90,2%	- 90,2%	- 90,2%
Si	1.508	111,2	103,7	148	10,9	10,2	- 90,2%	- 90,2%	- 90,2%
Fe	303	39,7	110,6	98,1	12,8	35,8	- 67,6%	- 67,6%	- 67,6%
Cu	1.142	53,4	1.248	398	18,6	435	- 65,1%	- 65,1%	- 65,1%
Mn	648	37,8	234,6	247	14,4	89,5	- 61,9%	- 61,9%	- 61,9%
Mg	35.614	1.467	2.040	25.420	1.047	1.456	- 28,6%	- 28,6%	- 28,6%
Cr	1.861	109,7	124,0	731	43,1	48,7	- 60,7%	- 60,7%	- 60,7%
Ni	35,7	2,6	26,7	32,4	2,3	24,2	- 9,2%	- 9,2%	- 9,2%
Zn	417	34,9	160	407	34,0	156	- 2,5%	- 2,5%	- 2,5%
Ti	1.510	106,3	1.005	192	13,5	128	- 87,3%	- 87,3%	- 87,3%
Ag	67,4	4,5	70,6	67,4	4,5	70,6	0,0%	0,0%	0,0%
B	8,1	0,4	1,5	8,1	0,4	1,5	0,0%	0,0%	0,0%
Bi	625,6	40,4	169,2	626	40,4	169	0,0%	0,0%	0,0%
Ga	394	22,5	22,0	394	22,5	22,0	0,0%	0,0%	0,0%
Li	215,6	15,5	317,3	216	15,5	317	0,0%	0,0%	0,0%
Pb	52,3	4,2	17,9	16,1	1,3	5,5	- 69,2%	- 69,2%	- 69,2%
Sn	412,5	27,6	1.525	412	27,6	1.525	0,0%	0,0%	0,0%
V	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0%	0,0%	0,0%
Zr	10,5	0,8	83,8	7,1	0,5	57,3	- 31,7%	- 31,7%	- 31,7%
Total	**680.077**	**68.904**	**44.155**	**91.710**	**7.862**	**8.170**	**- 86,6%**	**- 88,6%**	**- 81,5%**

A.8.20 Veränderung der Umwelteffekte Aluminium, EU 2030 min, 40% Vermischung

Element	Ohne Sortierverbesserung			Mit Sortierverbesserung pXRF + LIBS			Prozentuale Veränderung		
	KEA in 1000 GJ	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.	KRA in 1000 t	KEA in 1000 GJ	Carbon Foot-print in 1000 t CO_2-Äqu.	KRA in 1000 t	KEA	Carbon Foot-print	KRA
AL	847.005	89.102	49.194	83.055	8.737	4.824	- 90,2%	- 90,2%	- 90,2%
Si	2.011	148	138	197	14,5	13,6	- 90,2%	- 90,2%	- 90,2%
Fe	404	52,9	148	131	17,1	47,7	- 67,6%	- 67,6%	- 67,6%
Cu	1.522	71,2	1.664	531	24,9	581	- 65,1%	- 65,1%	- 65,1%
Mn	864	50,4	313	329	19,2	119	- 61,9%	- 61,9%	- 61,9%
Mg	47.485	1.956	2.719	33.893	1.396	1.941	- 28,6%	- 28,6%	- 28,6%
Cr	2.481	146	165	974	57,5	64,9	- 60,7%	- 60,7%	- 60,7%
Ni	47,6	3,4	35,6	43,2	3,1	32,3	- 9,2%	- 9,2%	- 9,2%
Zn	556	46,5	214	542	45,3	208	- 2,5%	- 2,5%	- 2,5%
Ti	2.013	142	1.340	256	18,0	171	- 87,3%	- 87,3%	- 87,3%
Ag	89,9	6,0	94	89,9	6,0	94,1	0,0%	0,0%	0,0%
B	10,8	0,6	2,0	10,8	0,6	2,0	0,0%	0,0%	0,0%
Bi	834	53,8	226	834	53,8	226	0,0%	0,0%	0,0%
Ga	525	30,0	29,4	525	30,0	29,4	0,0%	0,0%	0,0%
Li	287	20,7	423	287	20,7	423	0,0%	0,0%	0,0%
Pb	69,7	5,6	23,8	21,5	1,7	7,3	- 69,2%	- 69,2%	- 69,2%
Sn	550	36,8	2.034	550	36,8	2.034	0,0%	0,0%	0,0%
V	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0%	0,0%	0,0%
Zr	13,9	1,0	112	9,5	0,7	76,4	- 31,7%	- 31,7%	- 31,7%
Total	**906.769**	**91.873**	**58.873**	**122.280**	**10.483**	**10.894**	**- 86,5%**	**- 88,6%**	**- 81,5%**

A.8.21 Veränderung der Umwelteffekte Aluminium, EU 2030 max, 30% Vermischung

Ele-ment	Ohne Sortierverbesserung			Mit Sortierverbesserung pXRF + LIBS			Prozentuale Veränderung		
	KEA in 1000 GJ	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.	KRA in 1000 t	KEA in 1000 GJ	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.	KRA in 1000 t	KEA	Carbon Footprint	KRA
AL	736.189	77.444	42.757	72.188	7.594	4.193	- 90,2%	- 90,2%	- 90,2%
Si	1.748	128,8	120,2	171	12,6	11,8	- 90,2%	- 90,2%	- 90,2%
Fe	351	46,0	128,2	114	14,9	41,5	- 67,6%	- 67,6%	- 67,6%

	Ohne Sortierverbesserung			Mit Sortierverbesserung pXRF + LIBS			Prozentuale Veränderung		
Cu	1.323	61,9	1.446	462	21,6	505	- 65,1%	- 65,1%	- 65,1%
Mn	751	43,8	272	286	16,7	104	- 61,9%	- 61,9%	- 61,9%
Mg	41.272	1.700	2.364	29.459	1.213	1.687	- 28,6%	- 28,6%	- 28,6%
Cr	2.156	127,2	143,7	847	49,9	56,4	- 60,7%	- 60,7%	- 60,7%
Ni	41,3	3,0	30,9	37,5	2,7	28,1	- 9,2%	- 9,2%	- 9,2%
Zn	483	40,4	186	471	39,4	181	- 2,5%	- 2,5%	- 2,5%
Ti	1.750	123,1	1.165	223	15,7	148	- 87,3%	- 87,3%	- 87,3%
Ag	78,1	5,2	81,8	78,1	5,2	81,8	0,0%	0,0%	0,0%
B	9,4	0,5	1,8	9,4	0,5	1,8	0,0%	0,0%	0,0%
Bi	725,1	46,8	196,1	725	46,8	196	0,0%	0,0%	0,0%
Ga	456	26,1	25,5	456	26,1	25,5	0,0%	0,0%	0,0%
Li	249,8	18,0	367,7	250	18,0	368	0,0%	0,0%	0,0%
Pb	60,6	4,9	20,7	18,7	1,5	6,4	- 69,2%	- 69,2%	- 69,2%
Sn	478,0	32,0	1.768	478	32,0	1.768	0,0%	0,0%	0,0%
V	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0%	0,0%	0,0%
Zr	12,1	0,9	97,2	8,3	0,6	66,4	- 31,7%	- 31,7%	- 31,7%
Total	**788.133**	**79.853**	**51.171**	**106.282**	**9.111**	**9.468**	**- 86,5%**	**- 88,6%**	**- 81,5%**

A.8.22 Veränderung der Umwelteffekte Aluminium, EU 2030 max, 40% Vermischung

	Ohne Sortierverbesserung			Mit Sortierverbesserung pXRF + LIBS			Prozentuale Veränderung		
Ele-ment	**KEA in 1000 GJ**	**Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.**	**KRA in 1000 t**	**KEA in 1000 GJ**	**Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.**	**KRA in 1000 t**	**KEA**	**Carbon Footprint**	**KRA**
AL	981.585	103.259	57.010	96.251	10.125	5.590	- 90,2%	- 90,2%	- 90,2%
Si	2.331	172	160	229	16,8	15,7	- 90,2%	- 90,2%	- 90,2%
Fe	468	61,3	171	152	19,8	55,3	- 67,6%	- 67,6%	- 67,6%
Cu	1.764	82,6	1.928	616	28,8	673	- 65,1%	- 65,1%	- 65,1%
Mn	1.001	58,4	362	382	22,3	138	- 61,9%	- 61,9%	- 61,9%
Mg	55.029	2.266	3.152	39.278	1.618	2.249	- 28,6%	- 28,6%	- 28,6%
Cr	2.875	170	192	1.129	66,6	75,3	- 60,7%	- 60,7%	- 60,7%
Ni	55,1	4,0	41,2	50,0	3,6	37,4	- 9,2%	- 9,2%	- 9,2%
Zn	644	53,9	248	628	52,5	241	- 2,5%	- 2,5%	- 2,5%
Ti	2.333	164	1.553	297	20,9	198	- 87,3%	- 87,3%	- 87,3%

	Ohne Sortierverbesserung			Mit Sortierverbesserung pXRF + LIBS			Prozentuale Veränderung		
Ag	104	6,9	109	104	6,9	109	0,0%	0,0%	0,0%
B	12,5	0,7	2,3	12,5	0,7	2,3	0,0%	0,0%	0,0%
Bi	967	62,4	261	967	62,4	261	0,0%	0,0%	0,0%
Ga	608	34,8	34,0	608	34,8	34,0	0,0%	0,0%	0,0%
Li	333	24,0	490	333	24,0	490	0,0%	0,0%	0,0%
Pb	80,8	6,5	27,6	24,9	2,0	8,5	- 69,2%	- 69,2%	- 69,2%
Sn	637	42,6	2.357	637	42,6	2.357	0,0%	0,0%	0,0%
V	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0%	0,0%	0,0%
Zr	16,2	1,2	130	11,0	0,8	88,5	- 31,7%	- 31,7%	- 31,7%
Total	**1.050.845**	**106.470**	**68.227**	**141.709**	**12.148**	**12.624**	**- 86,5%**	**- 88,6%**	**- 81,5%**

A.8.23 Veränderung der Umwelteffekte Aluminium, Global 2030 min, 30% Vermischung

	Ohne Sortierverbesserung			Mit Sortierverbesserung pXRF + LIBS			Prozentuale Veränderung		
Ele-ment	**KEA in 1000 GJ**	**Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.**	**KRA in 1000 t**	**KEA in 1000 GJ**	**Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.**	**KRA in 1000 t**	**KEA**	**Carbon Footprint**	**KRA**
AL	2.954.848	310.839	171.616	289.743	30.480	16.828	- 90,2%	- 90,2%	- 90,2%
Si	6.969	513,7	479	683	50,4	47,0	- 90,2%	- 90,2%	- 90,2%
Fe	1.384	181,1	505	448	58,6	164	- 67,6%	- 67,6%	- 67,6%
Cu	5.582	261,3	6.102	1.948	91,2	2.129	- 65,1%	- 65,1%	- 65,1%
Mn	2.846	166,0	1.031	1.086	63,3	393	- 61,9%	- 61,9%	- 61,9%
Mg	165.509	6.816	9.479	118.136	4.865	6.766	- 28,6%	- 28,6%	- 28,6%
Cr	8.796	519	586	3.454	204	230	- 60,7%	- 60,7%	- 60,7%
Ni	188	13,6	140,4	170	12,4	127	- 9,2%	- 9,2%	- 9,2%
Zn	2.313	193	889	2.255	188	866	- 2,5%	- 2,5%	- 2,5%
Ti	6.974	490,9	4.642	888	62,5	591	- 87,3%	- 87,3%	- 87,3%
Ag	377,8	25,0	395,5	378	25,0	395	0,0%	0,0%	0,0%
B	37,1	2,0	6,9	37,1	2,0	6,9	0,0%	0,0%	0,0%
Bi	2.902	187,2	784,9	2.902	187	785	0,0%	0,0%	0,0%
Ga	1.751	100,2	98,0	1.751	100	98,0	0,0%	0,0%	0,0%
Li	1.121,5	80,8	1.650,6	1.122	80,8	1.651	0,0%	0,0%	0,0%
Pb	265,4	21,4	90,7	81,8	6,6	27,9	- 69,2%	- 69,2%	- 69,2%
Sn	1.922	128,5	7.107	1.922	128	7.107	0,0%	0,0%	0,0%

	Ohne Sortierverbesserung			**Mit Sortierverbesserung pXRF + LIBS**			**Prozentuale Veränderung**		
V	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0%	0,0%	0,0%
Zr	59,1	4,3	474	43,4	3,2	348	- 26,6%	- 26,6%	- 26,6%
Total	**3.163.844**	**320.543**	**206.075**	**427.046**	**36.609**	**38.559**	**- 84,5%**	**- 88,6%**	**- 81,3%**

A.8.24 Veränderung der Umwelteffekte Aluminium, Global 2030 min, 40% Vermischung

	Ohne Sortierverbesserung			**Mit Sortierverbesserung pXRF + LIBS**			**Prozentuale Veränderung**		
Ele-ment	**KEA in 1000 GJ**	**Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.**	**KRA in 1000 t**	**KEA in 1000 GJ**	**Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.**	**KRA in 1000 t**	**KEA**	**Carbon Footprint**	**KRA**
AL	3.939.797	414.452	228.821	386.324	40.640	22.437	- 90,2%	- 90,2%	- 90,2%
Si	9.292	685	639	911	67,2	62,6	- 90,2%	- 90,2%	- 90,2%
Fe	1.846	242	674	597	78,2	218	- 67,6%	- 67,6%	- 67,6%
Cu	7.443	348	8.136	2.597	122	2.839	- 65,1%	- 65,1%	- 65,1%
Mn	3.795	221	1.374	1.448	84,4	524	- 61,9%	- 61,9%	- 61,9%
Mg	220.679	9.088	12.638	157.514	6.487	9.021	- 28,6%	- 28,6%	- 28,6%
Cr	11.727	692	782	4.605	272	307	- 60,7%	- 60,7%	- 60,7%
Ni	250	18	187	227	16,5	170	- 9,2%	- 9,2%	- 9,2%
Zn	3.084	258	1.185	3.006	251	1.155	- 2,5%	- 2,5%	- 2,5%
Ti	9.299	655	6.189	1.183	83,3	788	- 87,3%	- 87,3%	- 87,3%
Ag	504	33,3	527	504	33,3	527	0,0%	0,0%	0,0%
B	49,5	2,6	9,2	49,5	2,6	9,2	0,0%	0,0%	0,0%
Bi	3.869	250	1.046	3.869	250	1.046	0,0%	0,0%	0,0%
Ga	2.334	134	131	2.334	134	131	0,0%	0,0%	0,0%
Li	1.495	108	2.201	1.495	108	2.201	0,0%	0,0%	0,0%
Pb	354	28,5	121	109	8,8	37,2	- 69,2%	- 69,2%	- 69,2%
Sn	2.562	171	9.475	2.562	171	9.475	0,0%	0,0%	0,0%
V	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0%	0,0%	0,0%
Zr	78,8	5,8	632	57,8	4,2	464	- 26,6%	- 26,6%	- 26,6%
Total	**4.218.459**	**427.391**	**274.767**	**569.395**	**48.812**	**51.413**	**- 86,5%**	**- 88,6%**	**- 81,3%**

A.8.25 Tabelle 4-54: Veränderung der Umwelteffekte Aluminium, Global 2030 max, 30% Vermischung

	Ohne Sortierverbesserung			Mit Sortierverbesserung pXRF + LIBS			Prozentuale Veränderung		
Ele-ment	KEA in 1000 GJ	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.	KRA in 1000 t	KEA in 1000 GJ	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.	KRA in 1000 t	KEA	Carbon Footprint	KRA
AL	3.522.015	370.503	204.557	345.358	36.330	20.058	- 90,2%	- 90,2%	- 90,2%
Si	8.307	612	571	815	60	56	- 90,2%	- 90,2%	- 90,2%
Fe	1.650	216	602	534	70	195	- 67,6%	- 67,6%	- 67,6%
Cu	6.653	311	7.273	2.322	109	2.538	- 65,1%	- 65,1%	- 65,1%
Mn	3.393	197,9	1.228	1.294	75	469	- 61,9%	- 61,9%	- 61,9%
Mg	197.278	8.124	11.298	140.811	5.799	8.064	- 28,6%	- 28,6%	- 28,6%
Cr	10.484	618	699	4.117	243	274	- 60,7%	- 60,7%	- 60,7%
Ni	224	16,2	167	203	15	152	- 9,2%	- 9,2%	- 9,2%
Zn	2.757	230	1.059	2.688	225	1.033	- 2,5%	- 2,5%	- 2,5%
Ti	8.313	585,1	5.533	1.058	74	704	- 87,3%	- 87,3%	- 87,3%
Ag	450,3	29,8	471,4	450	30	471	0,0%	0,0%	0,0%
B	44,2	2,3	8,3	44	2	8	0,0%	0,0%	0,0%
Bi	3.459	223,2	935,5	3.459	223	936	0,0%	0,0%	0,0%
Ga	2.087	119,4	116,8	2.087	119	117	0,0%	0,0%	0,0%
Li	1.336,8	96,4	1.967,4	1.337	96	1.967	0,0%	0,0%	0,0%
Pb	316,3	25,5	108,1	97	8	33	- 69,2%	- 69,2%	- 69,2%
Sn	2.291	153,1	8.471	2.291	153	8.471	0,0%	0,0%	0,0%
V	0,0	0,0	0,0	0	0	0	0,0%	0,0%	0,0%
Zr	70,4	5,1	565	52	4	415	- 26,6%	- 26,6%	- 26,6%
Total	**3.771.127**	**382.070**	**245.631**	**509.016**	**43.636**	**45.961**	**- 86,5%**	**- 88,6%**	**- 81,3%**

A.8.26 Veränderung der Umwelteffekte Aluminium, Global 2030 max, 40% Vermischung

	Ohne Sortierverbesserung			Mit Sortierverbesserung pXRF + LIBS			Prozentuale Veränderung		
Ele-ment	KEA in 1000 GJ	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.	KRA in 1000 t	KEA in 1000 GJ	Carbon Footprint in 1000 t CO_2-Äqu.	KRA in 1000 t	KEA	Carbon Footprint	KRA
AL	4.696.020	494.004	272.742	460.477	48.440	26.744	- 90,2%	- 90,2%	- 90,2%
Si	11.075	816	761	1.086	80,0	74,7	- 90,2%	- 90,2%	- 90,2%

	Ohne Sortierverbesserung			Mit Sortierverbesserung pXRF + LIBS			Prozentuale Veränderung		
Fe	2.200	288	803	712	93,2	260	- 67,6%	- 67,6%	- 67,6%
Cu	8.871	415	9.697	3.096	145	3.384	- 65,1%	- 65,1%	- 65,1%
Mn	4.523	264	1.638	1.725	101	625	- 61,9%	- 61,9%	- 61,9%
Mg	263.037	10.832	15.064	187.748	7.732	10.752	- 28,6%	- 28,6%	- 28,6%
Cr	13.978	824	932	5.489	324	366	- 60,7%	- 60,7%	- 60,7%
Ni	298	22	223	271	19,6	203	- 9,2%	- 9,2%	- 9,2%
Zn	3.676	307	1.412	3.584	299	1.377	- 2,5%	- 2,5%	- 2,5%
Ti	11.084	780	7.377	1.411	99,3	939	- 87,3%	- 87,3%	- 87,3%
Ag	600	39,7	628	600	39,7	628	0,0%	0,0%	0,0%
B	59,0	3,1	11,0	59,0	3,1	11,0	0,0%	0,0%	0,0%
Bi	4.612	298	1.247	4.612	298	1.247	0,0%	0,0%	0,0%
Ga	2.782	159	156	2.782	159	156	0,0%	0,0%	0,0%
Li	1.782	128	2.623	1.782	128	2.623	0,0%	0,0%	0,0%
Pb	422	34,0	144	130	10,5	44,4	- 69,2%	- 69,2%	- 69,2%
Sn	3.054	204	11.294	3.054	204	11.294	0,0%	0,0%	0,0%
V	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0%	0,0%	0,0%
Zr	93,9	6,9	753	68,9	5,0	553	- 26,6%	- 26,6%	- 26,6%
Total	**5.028.169**	**509.427**	**327.507**	**678.688**	**58.181**	**61.281**	**- 86,5%**	**- 88,6%**	**- 81,3%**

A.8.27 Zusammenfassende Umweltwirkung aller drei Effekte im Bereich Stahlrecycling für EU 2030, ohne Sortierverbesserung

Ele-ment	KRA 2030 min in 1000 t	KEA 2030 min in 1000 GJ	Carbon Footprint 2030 min. in 1000 t CO_2-Äqu	KRA 2030 max. in 1000 t	KEA 2030 max. in 1000 GJ	Carbon Footprint 2030 max. in 1000 t CO_2-Äqu.
Fe	191.673	525.011	68.706	208.253	570.427	74.650
Si	45.206	811.625	24.386	49.116	881.834	26.496
Mn	31.543	54.943	2.817	34.272	59.695	3.061
Cr	16.180	49.765	3.084	17.579	54.070	3.351
Ni	25.237	60.139	4.098	27.420	65.342	4.452
Mo	22.975	3.459	67,3	24.963	3.758	73,1
V	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Al	38.143	656.734	69.086	41.442	713.544	75.062
Cu	19.587	17.919	839	21.282	19.469	911
Ti	140.919	211.718	75.651	153.109	230.032	82.195

Ele-ment	KRA 2030 min in 1000 t	KEA 2030 min in 1000 GJ	Carbon Footprint 2030 min. in 1000 t CO_2-Äqu	KRA 2030 max. in 1000 t	KEA 2030 max. in 1000 GJ	Carbon Footprint 2030 max. in 1000 t CO_2-Äqu.
Zr	305	38,1	2,78	332	41,4	3,02
Nb	1,2	0,3	0,0	1,3	0,3	0,0
W	4.427	677	37,5	4.810	735	40,8
Co	506	1.122	85,5	549	1.219	92,9
Sn	12.877	3.482	233	13.990	3.783	253
Zn	1.941	5.053	422	2.109	5.490	459
Pb	7,54	22,06	1,78	8,19	24,0	1,93
Mg	16.570	289.327	11.915	18.003	314.356	12.946
As	22,0	14,6	1,0	23,9	15,9	1,07
Cd	0,0	0,5	0,0	0,04	0,5	0,0
Te	93,6	171	8,87	102	186	9,6
Ta	48,1	241	15,0	52,3	261	16,3
Bi	391	1.446	93,3	425	1.572	101
Total	**568.651**	**2.692.907**	**261.551**	**617.842**	**2.925.856**	**284.177**

A.8.28 Zusammenfassende Umweltwirkung aller drei Effekte im Bereich Stahlrecycling für EU 2030, mit Sortierverbesserung pXRF

Ele-ment	KRA 2030 min in 1000 t	KEA 2030 min in 1000 GJ	Carbon Footprint 2030 min. in 1000 t CO_2-Äqu	KRA 2030 max. in 1000 t	KEA 2030 max. in 1000 GJ	Carbon Footprint 2030 max. in 1000 t CO_2-Äqu.
Fe	35.250,8	96.555,7	12.635,9	38.300,2	104.908,2	13.728,9
Si	26.060,9	467.898,4	14.058,5	5.587,3	100.315,2	3.014,1
Mn	20.990,7	36.561,8	1.874,8	22.806,4	39.724,6	2.037,0
Cr	15.571,2	47.893,1	2.968,4	16.918,2	52.036,1	3.225,2
Ni	18.803,1	44.808,0	3.053,1	20.429,6	48.684,1	3.317,2
Mo	2.552,3	384,2	15,9	2.773,1	417,5	17,3
V	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Al	20.970,1	361.058,3	37.982,0	22.784,1	392.291,5	41.267,6
Cu	4.697,1	4.297,1	201,1	5.103,4	4.668,8	218,5
Ti	73.530,2	110.472,5	39.474,1	79.890,9	120.028,9	42.888,8
Zr	72,9	9,1	0,7	79,2	9,9	0,7
Nb	0,3	0,1	0,0	0,3	0,1	0,0
W	1.057,3	161,6	9,0	1.148,8	175,5	9,7
Co	120,8	268,0	20,4	131,2	291,2	22,2

Element	KRA 2030 min in 1000 t	KEA 2030 min in 1000 GJ	Carbon Footprint 2030 min. in 1000 t CO_2-Äqu	KRA 2030 max. in 1000 t	KEA 2030 max. in 1000 GJ	Carbon Footprint 2030 max. in 1000 t CO_2-Äqu.
Sn	3.075,3	831,6	55,6	3.341,3	903,5	60,4
Zn	463,6	1.206,8	100,9	503,7	1.311,2	109,6
Pb	1,8	5,3	0,4	2,0	5,7	0,5
Mg	7.303,7	127.531,7	5.252,0	7.935,5	138.563,7	5.706,4
As	5,3	3,5	0,2	5,7	3,8	0,3
Cd	0,0	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0
Te	22,4	40,9	2,1	24,3	44,4	2,3
Ta	48,1	240,6	15,0	52,3	261,4	16,3
Bi	391,2	1.446,4	93,3	425,0	1.571,6	101,4
Total	**230.989,0**	**1.301.674,8**	**117.813,6**	**228.242,6**	**1.006.217,0**	**115.744,5**

A.8.29 Prozentuale Veränderung der Umweltwirkung aller drei Effekte im Bereich Stahlrecycling für EU 2030 für pXRF im Vergleich zum Status Quo (siehe Kapitel 2.2)

Element	KRA 2030 min in 1000 t	KEA 2030 min in 1000 GJ	Carbon Footprint 2030 min. in 1000 t CO_2-Äqu	KRA 2030 max. in 1000 t	KEA 2030 max. in 1000 GJ	Carbon Footprint 2030 max. in 1000 t CO_2-Äqu.
Fe	- 81,61%	- 81,61%	- 81,61%	- 81,61%	- 81,61%	- 81,61%
Si	- 42,35%	- 42,35%	- 42,35%	- 42,35%	- 42,35%	- 42,35%
Mn	- 33,45%	- 33,45%	- 33,45%	- 33,45%	- 33,45%	- 33,45%
Cr	- 3,76%	- 3,76%	- 3,76%	- 3,76%	- 3,76%	- 3,76%
Ni	- 25,49%	- 25,49%	- 25,49%	- 25,49%	- 25,49%	- 25,49%
Mo	- 88,89%	- 88,89%	- 88,89%	- 88,89%	- 88,89%	- 88,89%
V	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Al	- 45,02%	- 45,02%	- 45,02%	- 45,02%	- 45,02%	- 45,02%
Cu	- 76,02%	- 76,02%	- 76,02%	- 76,02%	- 76,02%	- 76,02%
Ti	- 47,82%	- 47,82%	- 47,82%	- 47,82%	- 47,82%	- 47,82%
Zr	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%
Nb	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%
W	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%
Co	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%
Sn	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%
Zn	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%
Pb	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%
Mg	- 55,92%	- 55,92%	- 55,92%	- 55,92%	- 55,92%	- 55,92%

Ele-ment	KRA 2030 min in 1000 t	KEA 2030 min in 1000 GJ	Carbon Footprint 2030 min. in 1000 t CO_2-Äqu	KRA 2030 max. in 1000 t	KEA 2030 max. in 1000 GJ	Carbon Footprint 2030 max. in 1000 t CO_2-Äqu.
As	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%
Cd	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%
Te	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%	- 76,12%
Ta	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Bi	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Total	- 59,38%	- 51,66%	- 54,96%	- 63,06%	- 65,61%	- 59,27%

A.8.30 Zusammenfassende Umweltwirkung aller drei Effekte im Bereich Stahlrecycling für Global 2030, ohne Sortierverbesserung

Element	KRA 2030 min in 1000 t	KEA 2030 min in 1000 GJ	Carbon Footprint 2030 min. in 1000 t CO_2-Äqu	KRA 2030 max. in 1000 t	KEA 2030 max. in 1000 GJ	Carbon Footprint 2030 max. in 1000 t CO_2-Äqu.
Fe	931.556	2.551.629	333.922	984.355	2.696.250	352.848
Si	230.150	4.132.125	124.154	243.194	4.366.324	131.191
Mn	155.041	270.052	13.847	163.828	285.358	14.632
Cr	69.087	212.493	13.170	73.002	224.537	13.917
Ni	105.997	252.592	17.211	112.004	266.909	18.187
Mo	109.524	16.488	298	115.732	17.423	315
V	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Al	188.617	3.247.562	341.632	199.307	3.431.626	360.995
Cu	105.619	96.624	4.522	111.605	102.100	4.779
Ti	721.660	1.084.229	143.976	762.562	1.145.681	152.136
Zr	1.549	193	14,1	1.636	204	14,9
Nb	4,69	1,23	0,06	4,96	1,30	0,07
W	22.357	3.416	190	23.624	3.610	200
Co	2.536	5.628	429	2.680	5.947	453
Sn	65.075	17.597	1.176	68.763	18.594	1.243
Zn	9.833	25.596	2.139	10.391	27.047	2.260
Pb	36,9	108	8,71	39,0	114	9,20
Mg	82.049	1.432.680	59.001	86.699	1.513.881	62.345
As	109	72	4,86	115	76	5,14
Cd	0,15	1,98	0,13	0,16	2,09	0,13
Te	474	868	44,9	501	917	47,5
Ta	324	977	61,0	343	1.032	64,5

Element	KRA 2030 min in 1000 t	KEA 2030 min in 1000 GJ	Carbon Footprint 2030 min. in 1000 t CO_2-Äqu	KRA 2030 max. in 1000 t	KEA 2030 max. in 1000 GJ	Carbon Footprint 2030 max. in 1000 t CO_2-Äqu.
Bi	1.984	7.335	473	2.096	7.751	500
Total	**2.803.583**	**13.358.269**	**1.056.276**	**2.962.483**	**14.115.386**	**1.116.143**

A.8.31 Zusammenfassende Umweltwirkung aller drei Effekte im Bereich Stahlrecycling für Global 2030, mit Sortierverbesserung pXRF

Ele-ment	KRA 2030 min in 1000 t	KEA 2030 min in 1000 GJ	Carbon Footprint 2030 min. in 1000 t CO_2-Äqu	KRA 2030 max. in 1000 t	KEA 2030 max. in 1000 GJ	Carbon Footprint 2030 max. in 1000 t CO_2-Äqu.
Fe	175.382	480.390	62.867	185.323	507.618	66.430
Si	122.333	2.196.376	65.992	129.267	2.320.861	69.733
Mn	103.173	179.708	9.215	109.020	189.893	9.737
Cr	66.488	204.502	12.675	70.257	216.093	13.393
Ni	77.307	184.224	12.553	81.689	194.666	13.264
Mo	11.315	1.703	67	11.956	1.800	71,1
V	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Al	102.464	1.764.208	185.588	108.272	1.864.200	196.107
Cu	24.182	22.122	1.035	25.552	23.376	1.094
Ti	376.556	565.742	75.125	397.898	597.806	79.383
Zr	353	44,0	3,2	373	46	3
Nb	1,1	0,3	0,0	1,1	0,3	0,0
W	5.092	778	43	5.381	822	46
Co	578	1.282	97,7	610	1.355	103
Sn	14.822	4.008	268	15.662	4.235	283
Zn	2.240	5.830	487	2.367	6.160	515
Pb	8,4	24,6	2,0	8,9	26,0	2,1
Mg	36.166	631.506	26.007	38.216	667.298	27.481
As	24,9	16,5	1,1	26,3	17,4	1,2
Cd	0,0	0,5	0,0	0,0	0,5	0,0
Te	108	198	10,2	114	209	10,8
Ta	324	977	61,0	343	1.032	64,5
Bi	1.984	7.335	473	2.096	7.751	500
Total	**1.120.902**	**6.250.976**	**452.572**	**1.184.433**	**6.605.267**	**478.223**

A.8.32 Prozentuale Veränderung der Umweltwirkung aller drei Effekte im Bereich Stahlrecycling für Global 2030 für pXRF im Vergleich zum Status Quo (siehe Kapitel 2.2)

Element	KRA 2030 min in 1000 t	KEA 2030 min in 1000 GJ	Carbon Footprint 2030 min. in 1000 t CO_2-Äqu	KRA 2030 max. in 1000 t	KEA 2030 max. in 1000 GJ	Carbon Footprint 2030 max. in 1000 t CO_2-Äqu.
Fe	- 81,17%	- 81,17%	- 81,17%	- 81,17%	- 81,17%	- 81,17%
Si	- 46,85%	- 46,85%	- 46,85%	- 46,85%	- 46,85%	- 46,85%
Mn	- 33,45%	- 33,45%	- 33,45%	- 33,45%	- 33,45%	- 33,45%
Cr	- 3,76%	- 3,76%	- 3,76%	- 3,76%	- 3,76%	- 3,76%
Ni	- 27,07%	- 27,07%	- 27,07%	- 27,07%	- 27,07%	- 27,07%
Mo	- 89,67%	- 89,67%	- 89,67%	- 89,67%	- 89,67%	- 89,67%
V	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Al	- 45,68%	- 45,68%	- 45,68%	- 45,68%	- 45,68%	- 45,68%
Cu	- 77,10%	- 77,10%	- 77,10%	- 77,10%	- 77,10%	- 77,10%
Ti	- 47,82%	- 47,82%	- 47,82%	- 47,82%	- 47,82%	- 47,82%
Zr	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%
Nb	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%
W	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%
Co	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%
Sn	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%
Zn	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%
Pb	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%
Mg	- 55,92%	- 55,92%	- 55,92%	- 55,92%	- 55,92%	- 55,92%
As	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%
Cd	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%
Te	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%	- 77,22%
Ta	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Bi	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Total	**- 60,02%**	**- 53,21%**	**- 57,15%**	**- 60,02%**	**- 53,21%**	**- 57,15%**

A.8.33 Überblick über die Veränderung Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für EU 2030 min AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS bzw. pXRF + NAA

Element	EU 2030 min AP2.2, in Tonnen	EU 2030 min pXRF + LIBS, in Tonnen	EU 2030 min pXRF + NAA, in Tonnen	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung pXRF -> pXRF + NAA in %
Fe	36.745.751	3.693.872	7.853.113	- 89,9%	- 78,6%

Ele-ment	EU 2030 min AP2.2, in Tonnen	EU 2030 min pXRF + LIBS, in Tonnen	EU 2030 min pXRF + NAA, in Tonnen	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung pXRF -> pXRF + NAA in %
Si	6.850.723	3.641.410	3.641.410	- 46,8%	- 46,8%
Mn	1.810.099	1.204.539	1.204.539	- 33,5%	- 33,5%
Cr	959.417	923.335	923.335	- 3,8%	- 3,8%
Ni	144.846	85.156	88.981	- 41,2%	- 38,6%
Mo	23.231	1.602	2.250	- 93,1%	- 90,3%
V	4.272	4.272	4.272	0,0%	0,0%
Al	2.749.126	1.479.695	1.500.702	- 46,2%	- 45,4%
Cu	106.193	11.627	20.793	- 89,1%	- 80,4%
Ti	467.394	243.882	243.882	- 47,8%	- 47,8%
Zr	939	103	183	- 89,0%	- 80,5%
Nb	84,9	9,3	16,6	- 89,0%	- 80,5%
W	12.907	1.417	2.520	- 89,0%	- 80,5%
Co	8.012	879	1.564	- 89,0%	- 80,5%
Sn	10.876	1.194	11.176	- 89,0%	2,8%
Zn	89.172	9.788	17.411	- 89,0%	- 80,5%
Pb	700	76,8	137	- 89,0%	- 80,5%
Mg	225.689	99.481	99.481	- 55,9%	- 55,9%
As	884	97,0	173	- 89,0%	- 80,5%
Cd	30,1	3,3	5,9	- 89,0%	- 80,5%
Te	909	100	177	- 89,0%	- 80,5%
Ta	48,1	48,1	48,1	0,0%	0,0%
Bi	4.207	4.207	4.207	0,0%	0,0%
Total	**50.215.508**	**11.406.792**	**15.620.376**	**- 77,3%**	**- 68,9%**

A.8.34 Überblick über die Veränderung Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für EU 2030 max AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS bzw. pXRF + NAA

Ele-ment	EU 2030 max AP2.2, in Tonnen	EU 2030 max pXRF + LIBS, in Tonnen	EU 2030 max pXRF + NAA, in Tonnen	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung pXRF -> pXRF + NAA in %
Fe	39.924.423	4.013.408	8.532.443	- 89,9%	- 78,6%
Si	7.443.341	3.956.408	3.956.408	- 46,8%	- 46,8%
Mn	1.966.680	1.308.737	1.308.737	- 33,5%	- 33,5%
Cr	1.042.411	1.003.208	1.003.208	- 3,8%	- 3,8%

Element	EU 2030 max AP2.2, in Tonnen	EU 2030 max pXRF + LIBS, in Tonnen	EU 2030 max pXRF + NAA, in Tonnen	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung pXRF -> pXRF + NAA in %
Ni	157.376	92.522	96.678	- 41,2%	- 38,6%
Mo	25.240	1.741	2.445	- 93,1%	- 90,3%
V	4.641	4.641	4.641	0,0%	0,0%
Al	2.986.938	1.607.695	1.630.519	- 46,2%	- 45,4%
Cu	115.379	12.632	22.592	- 89,1%	- 80,4%
Ti	507.825	264.979	264.979	- 47,8%	- 47,8%
Zr	1.021	112	199	- 89,0%	- 80,5%
Nb	92,3	10,1	18,0	- 89,0%	- 80,5%
W	14.024	1.539	2.738	- 89,0%	- 80,5%
Co	8.705	955	1.700	- 89,0%	- 80,5%
Sn	11.816	1.297	12.143	- 89,0%	2,8%
Zn	96.886	10.635	18.917	- 89,0%	- 80,5%
Pb	760	83,5	148	- 89,0%	- 80,5%
Mg	245.212	108.086	108.086	- 55,9%	- 55,9%
As	960	105	188	- 89,0%	- 80,5%
Cd	32,7	3,6	6,4	- 89,0%	- 80,5%
Te	987	108	193	- 89,0%	- 80,5%
Ta	52,3	52,3	52,3	0,0%	0,0%
Bi	4.570	4.570	4.570	0,0%	0,0%
Total	**54.559.373**	**12.393.531**	**16.971.608**	**- 77,3%**	**- 68,9%**

A.8.35 Überblick über die Veränderung Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Global 2030 min AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS bzw. pXRF + NAA

Element	G 2030 min AP2.2, in Tonnen	G 2030 min pXRF + LIBS, in Tonnen	G 2030 min pXRF + NAA, in Tonnen	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung pXRF -> pXRF + NAA in %
FE	177.775.892	17.870.947	37.993.351	- 89,9%	- 78,6%
Si	34.878.221	18.539.052	18.539.052	- 46,8%	- 46,8%
Mn	8.896.942	5.920.516	5.920.516	- 33,5%	- 33,5%
Cr	4.096.674	3.942.607	3.942.607	- 3,8%	- 3,8%
Ni	644.109	351.858	371.258	- 45,2%	- 42,4%
Mo	110.742	7.270	10.032	- 93,4%	- 90,9%
V	19.272	19.272	19.272	0,0%	0,0%

Element	G 2030 min AP2.2, in Tonnen	G 2030 min pXRF + LIBS, in Tonnen	G 2030 min pXRF + NAA, in Tonnen	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung pXRF -> pXRF + NAA in %
Al	13.594.481	7.207.391	7.325.080	- 47,0%	- 46,1%
Cu	572.620	59.192	106.822	- 89,7%	- 81,3%
Ti	2.393.573	1.248.946	1.248.946	- 47,8%	- 47,8%
Zr	4.763	493	885	- 89,7%	- 81,4%
Nb	345,0	35,7	64,1	- 89,7%	- 81,4%
W	65.181	6.743	12.110	- 89,7%	- 81,4%
Co	40.185	4.157	7.466	- 89,7%	- 81,4%
Sn	54.962	5.686	53.745	- 89,7%	2,2%
Zn	451.685	46.726	83.921	- 89,7%	- 81,4%
Pb	3.425	354	636	- 89,7%	- 81,4%
Mg	1.117.557	492.604	492.604	- 55,9%	- 55,9%
As	4.383	453	814	- 89,7%	- 81,4%
Cd	122,3	12,7	22,7	- 89,7%	- 81,4%
Te	4.602	476	855	- 89,7%	- 81,4%
Ta	195	195	195	0,0%	0,0%
Bi	21.332	21.332	21.332	0,0%	0,0%
Total	**244.751.264**	**55.746.320**	**76.151.589**	**- 77,2%**	**- 68,9%**

A.8.36 Überblick über die Veränderung Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Global 2030 max AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS bzw. pXRF + NAA

Element	G 2030 max AP2.2, in Tonnen	G 2030 max pXRF + LIBS, in Tonnen	G 2030 max pXRF + NAA, in Tonnen	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung pXRF -> pXRF + NAA in %
FE	187.851.833	18.883.832	40.146.730	- 89,9%	- 78,6%
Si	36.855.041	19.589.804	19.589.804	- 46,8%	- 46,8%
Mn	9.401.201	6.256.078	6.256.078	- 33,5%	- 33,5%
Cr	4.328.865	4.166.066	4.166.066	- 3,8%	- 3,8%
Ni	680.616	371.801	392.300	- 45,2%	- 42,4%
Mo	117.019	7.682	10.601	- 93,4%	- 90,9%
V	20.364	20.364	20.364	0,0%	0,0%
Al	14.364.986	7.615.890	7.740.250	- 47,0%	- 46,1%
Cu	605.075	62.547	112.876	- 89,7%	- 81,3%
Ti	2.529.236	1.319.734	1.319.734	- 47,8%	- 47,8%

Element	G 2030 max AP2.2, in Tonnen	G 2030 max pXRF + LIBS, in Tonnen	G 2030 max pXRF + NAA, in Tonnen	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung pXRF -> pXRF + NAA in %
Zr	5.033	521	935	- 89,7%	- 81,4%
Nb	364,6	37,7	67,7	- 89,7%	- 81,4%
W	68.875	7.125	12.797	- 89,7%	- 81,4%
Co	42.463	4.393	7.889	- 89,7%	- 81,4%
Sn	58.077	6.008	56.792	- 89,7%	2,2%
Zn	477.285	49.375	88.677	- 89,7%	- 81,4%
Pb	3.620	374	672	- 89,7%	- 81,4%
Mg	1.180.897	520.524	520.524	- 55,9%	- 55,9%
As	4.631	479	860	- 89,7%	- 81,4%
Cd	129,2	13,4	24,0	- 89,7%	- 81,4%
Te	4.863	503	903	- 89,7%	- 81,4%
Ta	207	207	207	0,0%	0,0%
Bi	22.541	22.541	22.541	0,0%	0,0%
Total	**258.623.220**	**58.905.897**	**80.467.691**	**- 77,2%**	**- 68,9%**

A.8.37 Überblick über die Veränderung des KRA aus Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Deutschland 2030 max AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS bzw. pXRF + NAA

Element	KRA AP2.2, in 1000 t	KRA pXRF + LIBS, in 1000 t	KRA pXRF + NAA, in 1000 t	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung pXRF -> pXRF + NAA in %
Fe	43.523	146	5.765	- 99,7%	- 86,8%
Si	10.376	5.515	5.515	- 46,8%	- 46,8%
Mn	7.494	4.987	4.987	- 33,5%	- 33,5%
Cr	4.876	4.692	4.692	- 3,8%	- 3,8%
Ni	7.236	5.397	5.448	- 25,4%	- 24,7%
Mo	5.528	418	604	- 92,4%	- 89,1%
V	0,0	0,0	0,0	0,0%	0,0%
Al	8.708	4.696	4.762	- 46,1%	- 45,3%
Cu	4.541	556	935	- 87,8%	- 79,4%
Ti	32.141	16.771	16.771	- 47,8%	- 47,8%
Zr	69,3	8,1	14,1	- 88,3%	- 79,6%
Nb	0,4	0,0	0,1	- 88,3%	- 79,6%
W	1.014	119	207	- 88,3%	- 79,6%
Co	117,9	13,8	24,0	- 88,3%	- 79,6%

Element	KRA AP2.2, in 1000 t	KRA pXRF + LIBS, in 1000 t	KRA pXRF + NAA, in 1000 t	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung pXRF -> pXRF + NAA in %
Sn	2.943	345	3.154	- 88,3%	7,2%
Zn	441	51,8	89,9	- 88,3%	- 79,6%
Pb	1,8	0,2	0,4	- 88,3%	- 79,6%
Mg	3.835	1.691	1.691	- 55,9%	- 55,9%
As	5,3	0,6	1,1	- 88,3%	- 79,6%
Cd	0,0	0,0	0,0	- 88,3%	- 79,6%
Te	21,3	2,5	4,3	- 88,3%	- 79,6%
Ta	11,5	11,5	11,5	0,0%	0,0%
Bi	88,8	88,8	88,8	0,0%	0,0%
Total	**132.974**	**45.511**	**54.765**	**- 65,8%**	**- 58,8%**

A.8.38 Überblick über die Veränderung des KEA aus Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Deutschland 2030 max AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS bzw. pXRF + NAA

Element	KEA AP2.2, in GJ	KEA pXRF + LIBS, in GJ	KEA pXRF + NAA, in GJ	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung pXRF -> pXRF + NAA in %
Fe	119.213	400	15.790	- 99,7%	- 86,8%
Si	186.287	99.019	99.019	- 46,8%	- 46,8%
Mn	13.054	8.687	8.687	- 33,5%	- 33,5%
Cr	14.997	14.433	14.433	- 3,8%	- 3,8%
Ni	17.245	12.861	12.983	- 25,4%	- 24,7%
Mo	832	63,0	90,9	- 92,4%	- 79,8%
V	0,0	0,0	0,0	0,0%	0,0%
Al	149.927	80.851	81.998	- 46,1%	- 45,3%
Cu	4.154	509	855	- 87,8%	- 79,4%
Ti	48.289	25.197	25.197	- 47,8%	- 47,8%
Zr	8,6	1,0	1,8	- 88,3%	- 79,6%
Nb	0,1	0,0	0,0	- 88,3%	- 79,6%
W	155	18,2	31,6	- 88,3%	- 79,6%
Co	262	30,7	53,3	- 88,3%	- 79,6%
Sn	796	93,4	853	- 88,3%	7,2%
Zn	1.149	135	234	- 88,3%	- 79,6%
Pb	5,4	0,6	1,1	- 88,3%	- 79,6%
Mg	66.972	29.520	29.520	- 55,9%	- 55,9%

Element	KEA AP2.2, in GJ	KEA pXRF + LIBS, in GJ	KEA pXRF + NAA, in GJ	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung pXRF -> pXRF + NAA in %
As	3,5	0,4	0,7	- 88,3%	- 79,6%
Cd	0,2	0,0	0,0	- 88,3%	- 79,6%
Te	39,0	4,6	7,9	- 88,3%	- 79,6%
Ta	83,3	83,3	83,3	0,0%	0,0%
Bi	328	328	328	0,0%	0,0%
Total	**623.800**	**272.234**	**290.166**	**- 56,4%**	**- 53,5%**

A.8.39 Überblick über die Veränderung des Carbon Footprint aus Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Deutschland 2030 max AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS bzw. pXRF + NAA

Element	CF AP2.2, in 1000 t CO_2-Äqu.	CF pXRF + LIBS, in 1000 t CO_2-Äqu.	CF pXRF + NAA, in 1000 t CO_2-Äqu.	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung pXRF -> pXRF + NAA in %
Fe	15.601	52,4	2.066	- 99,7%	- 86,8%
Si	5.597	2.975	2.975	- 46,8%	- 46,8%
Mn	669	445	445	- 33,5%	- 33,5%
Cr	929	895	895	- 3,8%	- 3,8%
Ni	1.175	876	885	- 25,4%	- 24,7%
Mo	19,2	2,2	3,9	- 92,4%	- 79,8%
V	0,0	0,0	0,0	0,0%	0,0%
Al	15.772	8.505	8.626	- 46,1%	- 45,3%
Cu	194	23,8	40,0	- 87,8%	- 79,4%
Ti	29.940	15.622	15.622	- 47,8%	- 47,8%
Zr	0,6	0,1	0,1	- 88,3%	- 79,6%
Nb	0,0	0,0	0,0	- 88,3%	- 79,6%
W	8,6	1,0	1,8	- 88,3%	- 79,6%
Co	19,9	2,3	4,1	- 88,3%	- 79,6%
Sn	53,2	6,2	57,0	- 88,3%	7,2%
Zn	96,0	11,3	19,6	- 88,3%	- 79,6%
Pb	0,4	0,1	0,1	- 88,3%	- 79,6%
Mg	2.758	1.216	1.216	- 55,9%	- 55,9%
As	0,2	0,0	0,0	- 88,3%	- 79,6%
Cd	0,0	0,0	0,0	- 88,3%	- 79,6%
Te	2,0	0,2	0,4	- 88,3%	- 79,6%
Ta	5,2	5,2	5,2	0,0%	0,0%

Element	CF AP2.2, in 1000 t CO_2-Äqu.	CF pXRF + LIBS, in 1000 t CO_2-Äqu.	CF pXRF + NAA, in 1000 t CO_2-Äqu.	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung pXRF -> pXRF + NAA in %
Bi	21,2	21,2	21,2	0,0%	0,0%
Total	72.863	30.661	32.883	**- 57,9%**	**- 54,9%**

A.8.40 Überblick über die Veränderung des KRA aus Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Europa 2030 min AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS bzw. pXRF + NAA

Element	KRA AP2.2, in 1000 t	KRA pXRF + LIBS, in 1000 t	KRA pXRF + NAA, in 1000 t	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung pXRF -> pXRF + NAA in %
Fe	191.673	3.518	27.854	- 98,2%	- 85,5%
Si	45.206	24.028	26.061	- 46,8%	- 46,8%
Mn	31.543	20.991	20.991	- 33,5%	- 33,5%
Cr	16.180	15.571	15.571	- 3,8%	- 3,8%
Ni	25.237	18.476	18.693	- 26,8%	- 25,9%
Mo	22.975	1.585	2.226	- 93,1%	- 90,3%
V	0,0	0,0	0,0	0,0%	0,0%
Al	38.143	20.530	20.821	- 46,2%	- 45,4%
Cu	19.587	2.145	3.835	- 89,1%	- 80,5%
Ti	140.919	73.530	73.530	- 47,8%	- 47,8%
Zr	305	33,5	59,6	- 89,0%	- 80,5%
Nb	1,2	0,1	0,2	- 89,0%	- 80,5%
W	4.427	486,0	864	- 89,0%	- 80,5%
Co	506	55,5	98,7	- 89,0%	- 80,5%
Sn	12.877	1.413	13.232	- 89,0%	2,8%
Zn	1.941	213,1	379	- 89,0%	- 80,5%
Pb	7,5	0,8	1,5	- 89,0%	- 80,5%
Mg	16.570	7.304	7.304	- 55,9%	- 55,9%
As	22,0	2,4	4,3	- 89,0%	- 80,5%
Cd	0,0	0,0	0,0	- 89,0%	- 80,5%
Te	93,6	10,3	18,3	- 89,0%	- 80,5%
Ta	48,1	48,1	48,1	0,0%	0,0%
Bi	391	391	391	0,0%	0,0%
Total	**568.651**	**190.331**	**231.983**	**- 66,5%**	**- 59,6%**

A.8.41 Überblick über die Veränderung des KEA aus Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Europa 2030 min AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS bzw. pXRF + NAA

Element	KEA AP2.2, in GJ	KEA pXRF + LIBS, in GJ	KEA pXRF + NAA, in GJ	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung pXRF -> pXRF + NAA in %
Fe	525.011	9.635	76.295	- 98,2%	- 85,5%
Si	811.625	431.408	431.408	- 46,8%	- 46,8%
Mn	54.943	36.562	36.562	- 33,5%	- 33,5%
Cr	49.765	47.893	47.893	- 3,8%	- 3,8%
Ni	60.139	44.028	44.545	- 26,8%	- 25,9%
Mo	3.459	238,6	335	- 93,1%	- 90,3%
V	0,0	0,0	0,0	0,0%	0,0%
Al	656.734	353.482	358.500	- 46,2%	- 45,4%
Cu	17.919	1.962	3.509	- 89,1%	- 80,5%
Ti	211.718	110.473	110.473	- 47,8%	- 47,8%
Zr	38,1	4,2	7,4	- 89,0%	- 80,5%
Nb	0,3	0,0	0,1	- 89,0%	- 80,5%
W	677	74,3	132	- 89,0%	- 80,5%
Co	1.122	123,2	219	- 89,0%	- 80,5%
Sn	3.482	382	3.578	- 89,0%	2,8%
Zn	5.053	554,7	987	- 89,0%	- 80,5%
Pb	22,1	2,4	4,3	- 89,0%	- 80,5%
Mg	289.327	127.532	127.532	- 55,9%	- 55,9%
As	14,6	1,6	2,8	- 89,0%	- 80,5%
Cd	0,5	0,1	0,1	- 89,0%	- 80,5%
Te	171,3	18,8	33,4	- 89,0%	- 80,5%
Ta	241	241	241	0,0%	0,0%
Bi	1.446	1.446	1.446	0,0%	0,0%
Total	**2.692.907**	**1.166.061**	**1.243.702**	**- 56,7%**	**- 53,8%**

A.8.42 Überblick über die Veränderung des Carbon Footprint aus Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Europa 2030 min AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS und pXRF + NAA

Element	CF AP2.2, in 1000 t CO_2-Äqu.	CF pXRF + LIBS, in 1000 t CO_2-Äqu.	CF pXRF + NAA, in 1000 t CO_2-Äqu.	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung pXRF -> pXRF + NAA in %
Fe	68.706	1.261	9.984	- 98,2%	- 85,5%
Si	24.386	12.962	12.962	- 46,8%	- 46,8%

Element	CF AP2.2, in 1000 t CO_2-Äqu.	CF pXRF + LIBS, in 1000 t CO_2-Äqu.	CF pXRF + NAA, in 1000 t CO_2-Äqu.	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung pXRF -> pXRF + NAA in %
Mn	2.817	1.875	1.875	- 33,5%	- 33,5%
Cr	3.084	2.968	2.968	- 3,8%	- 3,8%
Ni	4.098	3.000	3.035	- 26,8%	- 25,9%
Mo	67,3	7,3	13,0	- 93,1%	- 80,6%
V	0,0	0,0	0,0	0,0%	0,0%
Al	69.086	37.185	37.713	- 46,2%	- 45,4%
Cu	839	91,8	164	- 89,1%	- 80,4%
Ti	75.651	39.474	39.474	- 47,8%	- 47,8%
Zr	2,8	0,3	0,5	- 89,0%	- 80,5%
Nb	0,0	0,0	0,0	- 89,0%	- 80,5%
W	37,5	4,1	7,3	- 89,0%	- 80,5%
Co	85,5	9,4	16,7	- 89,0%	- 80,5%
Sn	233	26	239	- 89,0%	2,8%
Zn	422	46,4	82,5	- 89,0%	- 80,5%
Pb	1,8	0,2	0,3	- 89,0%	- 80,5%
Mg	11.915	5.252	5.252	- 55,9%	- 55,9%
As	1,0	0,1	0,2	- 89,0%	- 80,5%
Cd	0,0	0,0	0,0	- 89,0%	- 80,5%
Te	8,9	1,0	1,7	- 89,0%	- 80,5%
Ta	15,0	15,0	15,0	0,0%	0,0%
Bi	93,3	93,3	93,3	0,0%	0,0%
Total	**261.551**	**104.272**	**113.898**	**- 60,1%**	**- 56,5%**

A.8.43 Überblick über die Veränderung des KRA aus Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Europa 2030 max AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS und pXRF + NAA

Element	KRA AP2.2, in 1000 t	KRA pXRF + LIBS, in 1000 t	KRA pXRF + NAA, in 1000 t	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung pXRF -> pXRF + NAA in %
Fe	208.253	3.822	30.264	- 98,2%	- 85,5%
Si	49.116	26.107	26.107	- 46,8%	- 46,8%
Mn	34.272	22.806	22.806	- 33,5%	- 33,5%
Cr	17.579	16.918	16.918	- 3,8%	- 3,8%
Ni	27.420	20.074	20.309	- 26,8%	- 25,9%
Mo	24.963	1.722	2.418	- 93,1%	- 90,3%

Element	KRA AP2.2, in 1000 t	KRA pXRF + LIBS, in 1000 t	KRA pXRF + NAA, in 1000 t	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung pXRF -> pXRF + NAA in %
V	0,0	0,0	0,0	0,0%	0,0%
Al	41.442	22.306	22.623	- 46,2%	- 45,4%
Cu	21.282	2.330	4.167	- 89,1%	- 80,4%
Ti	153.109	79.891	79.891	- 47,8%	- 47,8%
Zr	332	36,4	64,8	- 89,0%	- 80,5%
Nb	1,3	0,1	0,2	- 89,0%	- 80,5%
W	4.810	528,0	939	- 89,0%	- 80,5%
Co	549	60,3	107	- 89,0%	- 80,5%
Sn	13.990	1.536	14.377	- 89,0%	2,8%
Zn	2.109	231,5	412	- 89,0%	- 80,5%
Pb	8,2	0,9	1,6	- 89,0%	- 80,5%
Mg	18.003	7.935	7.935	- 55,9%	- 55,9%
As	23,9	2,6	4,7	- 89,0%	- 80,5%
Cd	0,0	0,0	0,0	- 89,0%	- 80,5%
Te	102	11,2	19,9	- 89,0%	- 80,5%
Ta	52,3	52,3	52,3	0,0%	0,0%
Bi	425	425	425	0,0%	0,0%
Total	**617.842**	**206.796**	**249.842**	**- 66,5%**	**- 59,6%**

A.8.44 Überblick über die Veränderung des KEA aus Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Europa 2030 max AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS bzw. pXRF + NAA

Element	KEA AP2.2, in GJ	KEA pXRF + LIBS, in GJ	KEA pXRF + NAA, in GJ	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung pXRF -> pXRF + NAA in %
Fe	570.427	10.469	82.895	- 98,2%	- 85,5%
Si	881.834	468.727	468.727	- 46,8%	- 46,8%
Mn	59.695	39.725	39.725	- 33,5%	- 33,5%
Cr	54.070	52.036	52.036	- 3,8%	- 3,8%
Ni	65.342	47.836	48.398	- 26,8%	- 25,9%
Mo	3.758	259,2	364	- 93,1%	- 90,3%
V	0,0	0,0	0,0	0,0%	0,0%
Al	713.544	384.060	389.512	- 46,2%	- 45,4%
Cu	19.469	2.132	3.812	- 89,1%	- 80,4%
Ti	230.032	120.029	120.029	- 47,8%	- 47,8%

Element	KEA AP2.2, in GJ	KEA pXRF + LIBS, in GJ	KEA pXRF + NAA, in GJ	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung pXRF -> pXRF + NAA in %
Zr	41,4	4,5	8,1	- 89,0%	- 80,5%
Nb	0,3	0,0	0,1	- 89,0%	- 80,5%
W	735	80,7	144	- 89,0%	- 80,5%
Co	1.219	133,8	238	- 89,0%	- 80,5%
Sn	3.783	415	3.888	- 89,0%	2,8%
Zn	5.490	602,6	1.072	- 89,0%	- 80,5%
Pb	24,0	2,6	4,7	- 89,0%	- 80,5%
Mg	314.356	138.564	138.564	- 55,9%	- 55,9%
As	15,9	1,7	3,1	- 89,0%	- 80,5%
Cd	0,5	0,1	0,1	- 89,0%	- 80,5%
Te	186	20,4	36,3	- 89,0%	- 80,5%
Ta	261	261	261	0,0%	0,0%
Bi	1.572	1.572	1.572	0,0%	0,0%
Total	**2.925.856**	**1.266.931**	**1.351.288**	**- 56,7%**	**- 53,8%**

A.8.45 Überblick über die Veränderung des Carbon Footprint aus Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Europa 2030 max AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS bzw. pXRF + NAA

Element	CF AP2.2, in 1000 t CO_2-Äqu.	CF pXRF + LIBS, in 1000 t CO_2-Äqu.	CF pXRF + NAA, in 1000 t CO_2-Äqu.	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung pXRF -> pXRF + NAA in %
Fe	74.650	1.370	10.848	- 98,2%	- 85,5%
Si	26.496	14.083	14.083	- 46,8%	- 46,8%
Mn	3.061	2.037	2.037	- 33,5%	- 33,5%
Cr	3.351	3.225	3.225	- 3,8%	- 3,8%
Ni	4.452	3.259	3.298	- 26,8%	- 25,9%
Mo	73,1	8,0	14,2	- 89,1%	- 80,6%
V	0,0	0,0	0,0	0,0%	0,0%
Al	75.062	40.402	40.975	- 46,2%	- 45,4%
Cu	911	99,8	178	- 89,1%	- 80,4%
Ti	82.195	42.889	42.889	- 47,8%	- 47,8%
Zr	3,0	0,3	0,6	- 89,0%	- 80,5%
Nb	0,0	0,0	0,0	- 89,0%	- 80,5%
W	41	4,5	8,0	- 89,0%	- 80,5%
Co	93	10,2	18,1	- 89,0%	- 80,5%

Element	CF AP2.2, in 1000 t CO_2-Äqu.	CF pXRF + LIBS, in 1000 t CO_2-Äqu.	CF pXRF + NAA, in 1000 t CO_2-Äqu.	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung pXRF -> pXRF + NAA in %
Sn	253	28	260	- 89,0%	2,8%
Zn	459	50,4	89,6	- 89,0%	- 80,5%
Pb	1,9	0,2	0,4	- 89,0%	- 80,5%
Mg	12.946	5.706	5.706	- 55,9%	- 55,9%
As	1,1	0,1	0,2	- 89,0%	- 80,5%
Cd	0,0	0,0	0,0	- 89,0%	- 80,5%
Te	9,6	1,1	1,9	- 89,0%	- 80,5%
Ta	16,3	16,3	16,3	0,0%	0,0%
Bi	101	101	101	0,0%	0,0%
Total	**284.177**	**113.292**	**123.751**	**- 60,1%**	**- 56,5%**

A.8.46 Überblick über die Veränderung des KRA aus Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Global 2030 min AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS bzw. pXRF + NAA

Element	KRA AP2.2, in 1000 t	KRA pXRF + LIBS, in 1000 t	KRA pXRF + NAA, in 1000 t	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung pXRF -> pXRF + NAA in %
Fe	931.556	21.324	139.064	- 97,7%	- 85,1%
Si	230.150	122.333	122.333	- 46,8%	- 46,8%
Mn	155.041	103.173	103.173	- 33,5%	- 33,5%
Cr	69.087	66.488	66.488	- 3,8%	- 3,8%
Ni	105.997	75.647	76.747	- 28,6%	- 27,6%
Mo	109.524	7.190	9.922	- 93,4%	- 90,9%
V	0,0	0,0	0,0	0,0%	0,0%
Al	188.617	99.999	101.632	- 47,0%	- 46,1%
Cu	105.619	10.918	19.703	- 89,7%	- 81,3%
Ti	721.660	376.556	376.556	- 47,8%	- 47,8%
Zr	1.549	160	288	- 89,7%	- 81,4%
Nb	4,7	0,5	0,9	- 89,7%	- 81,4%
W	22.357	2.313	4.154	- 89,7%	- 81,4%
Co	2.536	262	471	- 89,7%	- 81,4%
Sn	65.075	6.732	63.635	- 89,7%	2,2%
Zn	9.833	1.017	1.827	- 89,7%	- 81,4%
Pb	36,9	3,8	6,9	- 89,7%	- 81,4%
Mg	82.049	36.166	36.166	- 55,9%	- 55,9%

Element	KRA AP2.2, in 1000 t	KRA pXRF + LIBS, in 1000 t	KRA pXRF + NAA, in 1000 t	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung pXRF -> pXRF + NAA in %
As	109	11,3	20,3	- 89,7%	- 81,4%
Cd	0,2	0,0	0,0	- 89,7%	- 81,4%
Te	474	49,1	88,1	- 89,7%	- 81,4%
Ta	324	324	324	0,0%	0,0%
Bi	1.984	1.984	1.984	0,0%	0,0%
Total	**2.803.583**	**932.651**	**1.124.582**	**- 66,7%**	**- 59,9%**

A.8.47 Überblick über die Veränderung des KEA aus Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Global 2030 min AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS bzw. pXRF + NAA

Element	KEA AP2.2, in GJ	KEA pXRF + LIBS, in GJ	KEA pXRF + NAA, in GJ	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung pXRF -> pXRF + NAA in %
Fe	2.551.629	58.409	380.910	- 97,7%	- 85,1%
Si	4.132.125	2.196.376	2.196.376	- 46,8%	- 46,8%
Mn	270.052	179.708	179.708	- 33,5%	- 33,5%
Cr	212.493	204.502	204.502	- 3,8%	- 3,8%
Ni	252.592	180.267	182.888	- 28,6%	- 27,6%
Mo	16.488	1.082	1.494	- 93,4%	- 90,9%
V	0,0	0,0	0,0	0,0%	0,0%
Al	3.247.562	1.721.761	1.749.876	- 47,0%	- 46,1%
Cu	96.624	9.988	18.025	- 89,7%	- 81,3%
Ti	1.084.229	565.742	565.742	- 47,8%	- 47,8%
Zr	193	20,0	35,9	- 89,7%	- 81,4%
Nb	1,2	0,1	0,2	- 89,7%	- 81,4%
W	3.416	353	635	- 89,7%	- 81,4%
Co	5.628	582	1.046	- 89,7%	- 81,4%
Sn	17.597	1.820	17.207	- 89,7%	2,2%
Zn	25.596	2.648	4.756	- 89,7%	- 81,4%
Pb	108	11,2	20,1	- 89,7%	- 81,4%
Mg	1.432.680	631.506	631.506	- 55,9%	- 55,9%
As	72,4	7,5	13,4	- 89,7%	- 81,4%
Cd	2,0	0,2	0,4	- 89,7%	- 81,4%
Te	868	89,8	161,2	- 89,7%	- 81,4%
Ta	977	977	977	0,0%	0,0%

Element	KEA AP2.2, in GJ	KEA pXRF + LIBS, in GJ	KEA pXRF + NAA, in GJ	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung pXRF -> pXRF + NAA in %
Bi	7.335	7.335	7.335	0,0%	0,0%
Total	**13.358.269**	**5.763.185**	**6.143.212**	**- 56,9%**	**- 54,0%**

A.8.48 Überblick über die Veränderung des Carbon Footprint aus Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Global 2030 min AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS bzw. pXRF + NAA

Element	CF AP2.2, in 1000 t CO_2-Äqu.	CF pXRF + LIBS, in 1000 t CO_2-Äqu.	CF pXRF + NAA, in 1000 t CO_2-Äqu.	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung pXRF -> pXRF + NAA in %
Fe	333.922	7.644	49.848	- 97,7%	- 85,1%
Si	124.154	65.992	65.992	- 46,8%	- 46,8%
Mn	13.847	9.215	9.215	- 33,5%	- 33,5%
Cr	13.170	12.675	12.675	- 3,8%	- 3,8%
Ni	17.211	12.283	12.462	- 28,6%	- 27,6%
Mo	298	30,6	54,9	- 89,7%	- 81,6%
V	0,0	0,0	0,0	0,0%	0,0%
Al	341.632	181.123	184.081	- 47,0%	- 46,1%
Cu	4.522	467	844	- 89,7%	- 81,3%
Ti	143.976	75.125	75.125	- 47,8%	- 47,8%
Zr	14,1	1,5	2,6	- 89,7%	- 81,4%
Nb	0,1	0,0	0,0	- 89,7%	- 81,4%
W	190	19,6	35,2	- 89,7%	- 81,4%
Co	429	44,4	79,7	- 89,7%	- 81,4%
Sn	1.176	122	1.150	- 89,7%	2,2%
Zn	2.139	221	397	- 89,7%	- 81,4%
Pb	8,7	0,9	1,6	- 89,7%	- 81,4%
Mg	59.001	26.007	26.007	- 55,9%	- 55,9%
As	4,9	0,5	0,9	- 89,7%	- 81,4%
Cd	0,1	0,0	0,0	- 89,7%	- 81,4%
Te	44,9	4,6	8,3	- 89,7%	- 81,4%
Ta	61,0	61,0	61,0	0,0%	0,0%
Bi	473	473	473	0,0%	0,0%
Total	**1.056.276**	**391.511**	**438.514**	**- 62,9%**	**- 58,5%**

A.8.49 Überblick über die Veränderung des KRA aus Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Global 2030 max AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS bzw. pXRF + NAA

Element	KRA AP2.2, in 1000 t	KRA pXRF + LIBS, in 1000 t	KRA pXRF + NAA, in 1000 t	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung pXRF -> pXRF + NAA in %
Fe	984.355	22.533	146.946	- 97,7%	- 85,1%
Si	243.194	129.267	129.267	- 46,8%	- 46,8%
Mn	163.828	109.020	109.020	- 33,5%	- 33,5%
Cr	73.002	70.257	70.257	- 3,8%	- 3,8%
Ni	112.004	79.934	81.096	- 28,6%	- 27,6%
Mo	115.732	7.597	10.484	- 93,4%	- 90,9%
V	0,0	0,0	0,0	0,0%	0,0%
Al	199.307	105.667	107.392	- 47,0%	- 46,1%
Cu	111.605	11.537	20.820	- 89,7%	- 81,3%
Ti	762.562	397.898	397.898	- 47,8%	- 47,8%
Zr	1.636	169	304	- 89,7%	- 81,4%
Nb	5,0	0,5	0,9	- 89,7%	- 81,4%
W	23.624	2.444	4.389	- 89,7%	- 81,4%
Co	2.680	277	498	- 89,7%	- 81,4%
Sn	68.763	7.113	67.241	- 89,7%	2,2%
Zn	10.391	1.075	1.931	- 89,7%	- 81,4%
Pb	39,0	4,0	7,2	- 89,7%	- 81,4%
Mg	86.699	38.216	38.216	- 55,9%	- 55,9%
As	115	11,9	21,4	- 89,7%	- 81,4%
Cd	0,2	0,0	0,0	- 89,7%	- 81,4%
Te	501	51,9	93,1	- 89,7%	- 81,4%
Ta	343	343	343	0,0%	0,0%
Bi	2.096	2.096	2.096	0,0%	0,0%
Total	**2.962.483**	**985.511**	**1.188.321**	**- 66,7%**	**- 59,9%**

A.8.50 Überblick über die Veränderung des KEA aus Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Global 2030 max AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS bzw. pXRF + NAA

Element	KEA AP2.2, in GJ	KEA pXRF + LIBS, in GJ	KEA pXRF + NAA, in GJ	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung pXRF -> pXRF + NAA in %
Fe	2.696.250	61.719	402.499	- 97,7%	- 85,1%
Si	4.366.324	2.320.861	2.320.861	- 46,8%	- 46,8%

Element	KEA AP2.2, in GJ	KEA pXRF + LIBS, in GJ	KEA pXRF + NAA, in GJ	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung pXRF -> pXRF + NAA in %
Mn	285.358	189.893	189.893	- 33,5%	- 33,5%
Cr	224.537	216.093	216.093	- 3,8%	- 3,8%
Ni	266.909	190.484	193.254	- 28,6%	- 27,6%
Mo	17.423	1.144	1.578	- 93,4%	- 90,9%
V	0,0	0,0	0,0	0,0%	0,0%
Al	3.431.626	1.819.347	1.849.055	- 47,0%	- 46,1%
Cu	102.100	10.554	19.047	- 89,7%	- 81,3%
Ti	1.145.681	597.806	597.806	- 47,8%	- 47,8%
Zr	204	21,1	37,9	- 89,7%	- 81,4%
Nb	1,3	0,1	0	- 89,7%	- 81,4%
W	3.610	373	671	- 89,7%	- 81,4%
Co	5.947	615	1.105	- 89,7%	- 81,4%
Sn	18.594	1.924	18.183	- 89,7%	2,2%
Zn	27.047	2.798	5.025	- 89,7%	- 81,4%
Pb	114,1	11,8	21,2	- 89,7%	- 81,4%
Mg	1.513.881	667.298	667.298	- 55,9%	- 55,9%
As	76,5	7,9	14,2	- 89,7%	- 81,4%
Cd	2,1	0,2	0,4	- 89,7%	- 81,4%
Te	917	94,8	170,3	- 89,7%	- 81,4%
Ta	1.032	1.032	1.032	0,0%	0,0%
Bi	7.751	7.751	7.751	0,0%	0,0%
Total	**14.115.386**	**6.089.830**	**6.491.396**	**- 56,9%**	**- 54,0%**

A.8.51 Überblick über die Veränderung des Carbon Footprint aus Nachverdünnungseffekte bzw. Auflegierung sowie Verlusten in Schlacken, Rauchgas oder im Metall gebunden im Stahlrecycling für Global 2030 max AP2.2 gegenüber pXRF + LIBS bzw. pXRF + NAA

Element	CF AP2.2, in 1000 t CO_2-Äqu.	CF pXRF + LIBS, in 1000 t CO_2-Äqu.	CF pXRF + NAA, in 1000 t CO_2-Äqu.	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung pXRF -> pXRF + NAA in %
Fe	352.848	8.077	52.674	- 97,7%	- 85,1%
Si	131.191	69.733	69.733	- 46,8%	- 46,8%
Mn	14.632	9.737	9.737	- 33,5%	- 33,5%
Cr	13.917	13.393	13.393	- 3,8%	- 3,8%
Ni	18.187	12.979	13.168	- 28,6%	- 27,6%
Mo	315,1	32,4	58,0	- 89,7%	- 81,6%

Ele-ment	CF AP2.2, in 1000 t CO_2-Äqu.	CF pXRF + LIBS, in 1000 t CO_2-Äqu.	CF pXRF + NAA, in 1000 t CO_2-Äqu.	Veränderung AP2.2 -> pXRF + LIBS in %	Veränderung pXRF -> pXRF + NAA in %
V	0,0	0,0	0,0	0,0%	0,0%
Al	360.995	191.389	194.514	- 47,0%	- 46,1%
Cu	4.779	494	891	- 89,7%	- 81,3%
Ti	152.136	79.383	79.383	- 47,8%	- 47,8%
Zr	14,9	1,5	2,8	- 89,7%	- 81,4%
Nb	0,1	0,0	0,0	- 89,7%	- 81,4%
W	200	21	37,2	- 89,7%	- 81,4%
Co	453	46,9	84,2	- 89,7%	- 81,4%
Sn	1.243	129	1.216	- 89,7%	2,2%
Zn	2.260	234	420	- 89,7%	- 81,4%
Pb	9,2	1,0	1,7	- 89,7%	- 81,4%
Mg	62.345	27.481	27.481	- 55,9%	- 55,9%
As	5,1	0,5	1,0	- 89,7%	- 81,4%
Cd	0,1	0,0	0,0	- 89,7%	- 81,4%
Te	47,5	4,9	8,8	- 89,7%	- 81,4%
Ta	64,5	64,5	64,5	0,0%	0,0%
Bi	500	500	500	0,0%	0,0%
Total	**1.116.143**	**413.701**	**463.368**	**- 62,9%**	**- 58,5%**

6 Quellenverzeichnis

AP1

Benton, D. and J. Hazell. 2013. *Resource resilient UK: A report from the Circular Economy Task Force*. London, UK: Green Alliance.

bifa. 2014. *Materialeffizienz und versorgungskritische Materialien in der produzierenden Wirtschaft Bayerns*. bifa Umweltinstitut.

Binnemans, K., P.T. Jones, B. Blanpain, T. Van Gerven, Y. Yang, A. Walton, and M. Buchert. 2013. Recycling of rare earths: a critical review. *Journal of Cleaner Production* 51(0): 1–22. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652612006932.

Castro, M.B.G., J.A.M. Remmerswaal, M.A. Reuter, and U.J.M. Boin. 2004. A thermodynamic approach to the compatibility of materials combinations for recycling. *Resources, Conservation and Recycling* 43(1): 1–19. http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2004.04.011.

Chen, W.-Q. and T.E. Graedel. 2012. Anthropogenic Cycles of the Elements: A Critical Review. *Environmental Science & Technology* 46(16): 8574–8586. http://dx.doi.org/10.1021/es3010333.

Cullen, J.M. and J.M. Allwood. 2013. Mapping the Global Flow of Aluminum: From Liquid Aluminum to End-Use Goods. *Environmental Science & Technology* 47(7): 130311125652007. http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es304256s.

Cullen, J.M., J.M. Allwood, and M.D. Bambach. 2012. Mapping the Global Flow of Steel: From Steelmaking to End-Use Goods. *Environmental Science & Technology* 46(24): 13048–13055. http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es302433p.

Daehn, K.E., A. Cabrera Serrenho, and J.M. Allwood. 2017. How Will Copper Contamination Constrain Future Global Steel Recycling? *Environmental Science & Technology* 51(11): 6599–6606. http://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.7b00997.

Deckert, C. 2016. Ecological sustainability of material resources – Why material efficiency just isn't enough. *Uwf UmweltWirtschaftsForum* 24(4): 325–335. http://link.springer.com/10.1007/s00550-016-0419-2. Accessed December 6, 2016.

Despeisse, M., P.D. Ball, S. Evans, and A. Levers. 2012. Industrial ecology at factory level: a prototype methodology. *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part B: Journal of Engineering Manufacture* 226(10): 1648–1664. http://pib.sagepub.com/lookup/doi/10.1177/0954405412449937.

Deutsche Rohstoffagentur. 2019. DERA Preismonitor. https://www.deutsche-rohstoffagentur.de/DERA/DE/Rohstoffinformationen/Rohstoffpreise/Preismonitor/preismonitor_node.html. Accessed November 11, 2019.

Eckelman, M.J., B.K. Reck, and T.E. Graedel. 2012. Exploring the Global Journey of Nickel with Markov Chain Models. *Journal of Industrial Ecology* 16(3): 334–342. http://doi.wiley.com/10.1111/j.1530-9290.2011.00425.x.

Erdmann, L., S. Behrendt, and M. Feil. 2011. *Kritische Rohstoffe für Deutschland*. Berlin.

European Commission. 2013. Commission recommendation on the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations(December 2010).

Fehrenbach, H., S. Köppen, B. Kauertz, A. Detzel, F. Wellenreuther, B. Elke, R. Essel, et al. 2017. *Biomassekaskaden: Mehr Ressourceneffizienz durch Kaskadennutzung von Biomasse - von der Theorie zur Praxis*.

Friege, H. 2015. *Ressourcenmanagement und Siedlungsabfallwirtschaft*.

Gandenberger, C., F. Marscheider-Weidemann, K. Ostertag, and R. Walz. 2012. *Die Versorgung der deutschen Wirtschaft mit Roh- und Werkstoffen für Hochtechnologien – Präzisierung und Weiterentwicklung der deutschen Rohstoffstrategie*.

Geyer, R., B. Kuczenski, T. Zink, and A. Henderson. 2016. Common Misconceptions about Recycling. *Journal of Industrial Ecology* 20(5): 1010–1017. http://doi.wiley.com/10.1111/jiec.12355.

Glöser-Chahoud, S. 2017. Quantitative Analyse der Kritikalität mineralischer und metallischer Rohstoffe unter Verwendung eines systemdynamischen Modell-Ansatzes. TU Clausthal.

Gordon, R.., T.. Graedel, M. Bertram, K. Fuse, R. Lifset, H. Rechberger, and S. Spatari. 2003. The characterization of technological zinc cycles. *Resources, Conservation and Recycling* 39(2): 107–135. https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0921344902001660.

Gößling, S. 2001. Entropy production as a measure for resource use - Method development and application to metallurgical processes. *Physik*. Universität Hamburg.

Haas, W., F. Krausmann, D. Wiedenhofer, and M. Heinz. 2015. How Circular is the Global Economy?: An Assessment of Material Flows, Waste Production, and Recycling in the European Union and the World in 2005. *Journal of Industrial Ecology* 19(5): 765–777. http://doi.wiley.com/10.1111/jiec.12244.

Hatayama, H., H. Yamada, I. Daigo, Y. Matsuno, and Y. Adachi. 2006. Dynamic Substance Flow Analysis of Aluminum and Its Alloying Elements. *Journal of the Japan Institute of Metals* 70(12): 975–980. http://joi.jlc.jst.go.jp/JST.JSTAGE/jinstmet/70.975?from=CrossRef.

Hiraki, T., T. Miki, K. Nakajima, K. Matsubae, S. Nakamura, and T. Nagasaka. 2014. Thermodynamic analysis for the refining ability of salt flux for aluminum recycling. *Materials* 7(8): 5543–5553.

IAI. 2017. Global Aluminium Cycle. http://www.world-aluminium.org/statistics/massflow/. Accessed July 5, 2018.

Koffler, C. and J. Florin. 2013. Tackling the downcycling issue - A revised approach to value-corrected substitution in life cycle assessment of aluminum (VCS 2.0). *Sustainability (Switzerland)* 5(11): 4546–4560.

Kristof, K. and P. Hennicke. 2010. *Final Report on the Material Efficiency and Resource Conservation (MaRess) Project*. Wuppertal: Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH.

Løvik, A.N., R. Modaresi, and D.B. Müller. 2014. Long-Term Strategies for Increased Recycling of Automotive Aluminum and Its Alloying Elements. *Environmental Science & Technology* 48(8): 4257–4265. http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es405604g.

Meylan, G. and B.K. Reck. 2017. The anthropogenic cycle of zinc: Status quo and perspectives. *Resources, Conservation and Recycling* 123: 1–10. http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0921344916300064.

Nakajima, K., O. Takeda, T. Miki, K. Matsubae, S. Nakamura, and T. Nagasaka. 2010. Thermodynamic Analysis of Contamination by Alloying Elements in Aluminum Recycling. *Environmental Science & Technology* 44(14): 5594–5600. http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es9038769.

Nakajima, K., O. Takeda, T. Miki, and T. Nagasaka. 2009. Evaluation Method of Metal Resource Recyclability Based on Thermodynamic Analysis. *MATERIALS TRANSACTIONS* 50(3): 453–460. https://www.jstage.jst.go.jp/article/matertrans/50/3/50_MBW200806/_article.

Nakamura, S., Y. Kondo, S. Kagawa, K. Matsubae, K. Nakajima, and T. Nagasaka. 2014. MaTrace: Tracing the Fate of Materials over Time and Across Products in Open-Loop Recycling. *Environmental Science & Technology* 48(13): 7207–7214. http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es500820h.

Pauliuk, S., Y. Kondo, S. Nakamura, and K. Nakajima. 2017. Regional distribution and losses of end-of-life steel throughout multiple product life cycles—Insights from the global multiregional MaTrace model. *Resources, Conservation and Recycling* 116: 84–93. http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0921344916302774.

Reuter, M.A., K. Heiskanen, U. Boin, A. Van Schaik, E. V. Verhoef, Y. Yang, and G. Georgalli. 2005. *The metrics of material and metal ecology*. Amsterdam: Elsevier B.V.

Reuter, M.A., C. Hudson, A.V. Schaik, K. Heiskanen, and C. Hagelüken. 2013. *Metal Recycling: Opportunities, Limits, Infrastructure*.

Reuter, M.A., A. Van Schaik, and M. Ballester. 2018. Limits of the circular economy: Fairphone modular design pushing the limits. *World Metall. - ERZMETALL* 71(2): 68–79. https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-85046467167&partnerID=40&md5=b8db3bce1a068ccbdee1cf8aa73af5ee.

Schaik, A. Van and M.A. Reuter. 2016. Recycling Indices Visualizing the Performance of the Circular Economy. *World of Metallurgy - ERZMETALL* 69(August): 4.

Szargut, J. 1989. Chemical exergies of the elements. *Applied Energy* 32(4): 269–286. https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0306261989900160.

The Aluminium Association. 2015. International Alloy Designations and Chemical Composition Limits for Wrought Aluminum and Wrought Aluminum Alloys. https://www.aluminum.org/sites/default/files/Teal Sheets.pdf.

Valero, A. and A. Valero. 2015. *Thanatia : the destiny of the Earth's mineral resources : a thermodynamic cradle-to-cradle assessment*. World Scientific Publishing.

Verhoef, E. V., G.P.J. Dijkema, and M.A. Reuter. 2004. Process Knowledge, System Dynamics, and Metal Ecology. *Journal of Industrial Ecology* 8(1–2): 23–43. http://doi.wiley.com/10.1162/1088198041269382.

Worrell, E., J.M. Allwood, and T.G. Gutowski. 2016. The Role of Material Efficiency in Environmental Stewardship. *Annual Review of Environment and Resources* 41(1): 575–598. http://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev-environ-110615-085737.

Ziemann, S., D.B. Müller, L. Schebek, and M. Weil. 2018. Modeling the potential impact of lithium recycling from EV batteries on lithium demand: A dynamic MFA approach. *Resources, Conservation and Recycling* 133(July 2017): 76–85. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.01.031.

AP2 und AP4

Accenture (2017): Steel Demand Beyond 2030. Forecast Scenarios. Paris. Online verfügbar unter http://www.oecd.org/industry/ind/Item_4b_Accenture_Timothy_van_Audenaerde.pdf, zuletzt geprüft am 25.09.2019.

Allwood, Julian M.; Cullen, Jonathan M.; Milford, Rachel L. (2010): Options for achieving a 50% Cut in Industrial Carbon Emissions by 2050. In: *Environmental science & technology* 44 (6), S. 1888–1894.

Andruleit, Harald; Elsner, Harald; Homberg-Heumann, Doris; Huy, Dieter; Meßner, Jürgen; Pein, Martin et al. (2017): Deutschland. Rohstoffsituation 2016. Hg. v. BGR. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. Hannover.

Angerer, Gerhard (2009): Rohstoffe für Zukunftstechnologien. Einfluss des branchenspezifischen Rohstoffbedarfs in rohstoffintensiven Zukunftstechnologien auf die zukünftige Rohstoffnachfrage. Stuttgart: Fraunhofer-IRB-Verl. (ISI-Schriftenreihe "Innovationspotenziale").

Arnold, Bozena (2017): Werkstofftechnik für Wirtschaftsingenieure. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.

Arowosola, Ayomipo; Gaustad, Gabrielle (2019): Estimating increasing diversity and dissipative loss of critical metals in the aluminum automotive sector. In: *Resources, Conservation and Recycling* 150, S. 104382. DOI: 10.1016/j.resconrec.2019.06.016.

Balde, C. P.; Wang, F., Kuehr, R., Huisman, J. (2015): The Global E-Waste Monitor 2014: Quantities, Flows and Resources. Bonn, Germany: United Nations University.

Billerbeck, Eckhard von; Ruh, Andreas; Kim, Dae-Soo (2014): Verarbeitung von Filterstäuben aus der Elektrostahlerzeugung im Wälzprozess. In: Karl J. Thomé-Kozmiensky (Hg.): Mineralische Nebenprodukte und Abfälle. Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, S. 387–398.

BMU (2016): Elektro- und Elektronikgeräte in Deutschland: Daten 2016 zur Erfassung, Behandlung und Vorbereitung zur Wiederverwendung. Bonn, Germany. Online verfügbar unter https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Abfallwirtschaft/elektronikgeraete_daten_2016_bf.pdf, zuletzt geprüft am 11.02.2019.

BMU (2018): Jahresbericht über die Altfahrzeug-Verwertungsquoten. Bonn, Germany. Online verfügbar unter https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Abfallwirtschaft/jahresbericht_altfahrzeug_2016_bf.pdf, zuletzt geprüft am 11.02.2019.

Buchner, Hanno; Laner, David (2015): Die österreichische Aluminiumbilanz (2010) aus abfallwirtschaftlicher Perspektive. In: *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 67 (1-2), S. 28–34.

CDE, STAM, QUB (2017): RE4 Project: REuse and REcycling of CDW materials and structures in energy efficient pREfabricated elements for building REfurbishment and construction.

Copper Alliance (Hg.) (2019): Annual Data 2018. Copper Supply & Consumption - 1997-2017. Copper Development Association Inc. Online verfügbar unter https://www.copper.org/resources/market_data/pdfs/annual_data_2018.pdf, zuletzt geprüft am 19.09.2019.

Cullen, Jonathan M.; Allwood, Julian M. (2013): Mapping the Global Flow of Aluminum: From Liquid Aluminum to End-use Goods. In: *Environmental science & technology* 47 (7), S. 3057–3064.

Cullen, Jonathan M.; Allwood, Julian M.; Bambach, Margarita D. (2012): Mapping the Global Flow of Steel: From Steelmaking to End-Use Goods. In: *Environmental science & technology* 46 (24), S. 13048–13055.

Daehn, Katrin E., André Cabrera Serrenho, and Julian M. Allwood (2017): How Will Copper Contamination Constrain Future Global Steel Recycling? Environmental Science & Technology 51 (11): 6599–6606.

Daigo, Ichiro; Osako, Shun; Adachi, Yoshihiro; Matsuno, Yasunari (2014): Time-series analysis of global zinc demand associated with steel. In: *Resources, Conservation and Recycling* 82, S. 35–40. DOI: 10.1016/j.resconrec.2013.10.013.

Deetman, Sebastiaan; Pauliuk, Stefan; van Vuuren, Detlef P.; van der Voet, Ester; Tukker, Arnold (2018): Scenarios for Demand Growth of Metals in Electricity Generation Technologies, Cars, and Electronic Appliances. In: *Environmental science & technology* 52 (8), S. 4950–4959. DOI: 10.1021/acs.est.7b05549.

Destatis (Hg.) (2019a): 51000-0005: Aus- und Einfuhr (Außenhandel): Deutschland, Jahre, Warensystematik (6-Steller). Online verfügbar unter https://www-genesis.destatis.de/genesis/online/data;sid=43FD821E3F847D293046FBF608EB869C.GO_1_2?operation=abruftabelleAbrufen&selectionname=51000-0005&levelindex=1&levelid=1568988357460&index=5, zuletzt geprüft am 20.09.2019.

Destatis (2019b): Statistiken Abfallwirtschaft. Online verfügbar unter https://www-genesis.destatis.de/genesis/online/data;sid=1D81447090939A395D4BE7867730052E.GO_1_3?operation=statistikenVerzeichnisNextStep&levelindex=0&levelid=1549877506559&index=2&structurelevel=3, zuletzt geprüft am 11.02.2019.

Deutsches Kupferinstitut (2002): Dachdeckung und Außenwandbekleidung mit Kupfer. Düsseldorf.

Deutsches Kupferinstitut (2004): Kupfer-Zinn-Knetlegierungen (Zinnbronzen). Düsseldorf. Online verfügbar unter https://www.kupferinstitut.de/fileadmin/user_upload/kupferinstitut.de/de/Documents/Shop/Verlag/Downloads/Werkstoffe/i015.pdf, zuletzt geprüft am 19.09.2019.

Deutsches Kupferinstitut (2007): Kupfer-Zink-Legierungen. (Messing und Sondermessing). Düsseldorf.

Deutsches Kupferinstitut (Hg.) (2010): Kupfer-Aluminium-Legierungen.

Deutsches Kupferinstitut (2012): Niedriglegierte Kupferwerkstoffe. Eigenschaften, Verarbeitung, Verwendung. Düsseldorf (Technologie Forum Kupfer).

Deutsches Kupferinstitut (Hg.) (2019): Kupfer-Nickel-Legierungen. Online verfügbar unter https://copperalliance.de/kupferwerkstoffe/kupfer-und-kupferlegierungen/legierungen/kupfer-nickel/, zuletzt aktualisiert am 19.09.2019.

Deutsches Kupferinstitut; Copper Alliance (Hg.) (2019): Legierungen. Online verfügbar unter https://www.kupferinstitut.de/de/werkstoffe/eigenschaften/legierungen.html, zuletzt geprüft am 19.09.2019.

Dorner, Ulrike (2014): Rohstoffrisikobewertung. Zink. Hg. v. DERA. Deutsche Rohstoffagentur. Berlin.

Drossel, Günter; Friedrich, Susanne; Kammer, Catrin; Lehnert, Wolfgang; Wenglorz, Hans-Werner (2018): Aluminium Taschenbuch 2: Umformung, Gießen, Oberflächenbehandlung, Recycling. 17. Aufl. Berlin: Beuth Verlag (Beuth Praxis).

ECI (Hg.) (2019): The Structure of Europe's Copper Industry. European Copper Institute. Online verfügbar unter https://copperalliance.eu/about-us/europes-copper-industry/, zuletzt geprüft am 19.06.2019.

Edjabou, Maklawe Essonanawe; Jensen, Morten Bang; Götze, Ramona; Pivnenko, Kostyantyn; Petersen, Claus; Scheutz, Charlotte; Astrup, Thomas Fruergaard (2015): Municipal Solid Waste Composition. Sampling Methodology, Statistical Analyses, and Case Study Evaluation. In: *Waste management (New York, N.Y.)* 36, S. 12–23. DOI: 10.1016/j.wasman.2014.11.009.

Elshkaki, Ayman; Graedel, T. E.; Ciacci, Luca; Reck, Barbara K. (2016): Copper demand, supply, and associated energy use to 2050. In: *Global Environmental Change* 39, S. 305–315. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2016.06.006.

Elshkaki, Ayman; Graedel, T. E.; Ciacci, Luca; Reck, Barbara K. (2018): Resource Demand Scenarios for the Major Metals. In: *Environmental science & technology* 52 (5), S. 2491–2497. DOI: 10.1021/acs.est.7b05154.

Eurofer (Hg.) (2017): Economic and Steel Market Outlook 2017-2018. Q2-2017 Report from Eurofer's Economic Committee. European Aluminium Association. Online verfügbar unter http://www.eurofer.org/Issues%26Positions/Economic%20Development%20%26%20Steel%20Market/Market%20Report-2017-Q2_final.pdf, zuletzt geprüft am 19.06.2019.

Eurofer (Hg.) (2018): European Steel in Figures 2018. Covering 2008-2017. The European Steel Association. Brüssel.

European Aluminium (2019a): Data. Online verfügbar unter https://european-aluminium.eu/data/.

European Aluminium (Hg.) (2019b): Vision 2050. Der Beitrag von European Aluminium zum EU-Fahrplan für eine kohlenstoffarme Wirtschaft bis 2050. Brüssel.

Eurostat (2019a): Abfall: Haupttabellen. Online verfügbar unter https://ec.europa.eu/eurostat/web/environment/waste/main-tables, zuletzt geprüft am 19.06.2019.

Eurostat (Hg.) (2019b): EU Handel nach HS2,4,6 und CN8 seit 1988. [DS-645593]. Eurostat. Online verfügbar unter https://ec.europa.eu/eurostat/web/international-trade-in-goods/data/database, zuletzt aktualisiert am 18.06.2019, zuletzt geprüft am 19.06.2019.

Fraunhofer Umsicht (2016): Hiebel, M.; Nühlen, J.: Technische, ökonomische, ökologische und gesellschaftliche Faktoren von Stahlschrott (Zukunft Stahlschrott), Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT (Hrsg.), Onlinefassung der Kurzstudie im Auftrag der Bundesvereinigung Deutscher Stahlrecycling- und Entsorgungsunternehmen e.V. (BDSV), Oberhausen, November 2016

FfE (Hg.) (1999): Ganzheitliche Bilanzierung von Grundstoffen und Halbzeugen: Teil III Metalle. München: FfE (Ganzheitliche energetische Bilanzierung von Grundstoffen).

Forum Getränkedose (2019): Wieder ein Rekordjahr für die Getränkedose. Online verfügbar unter https://www.forum-getraenkedose.de/article/wieder-ein-rekordjahr-fur-die-getrankedose, zuletzt geprüft am 23.08.2019.

Glöser-Chahoud, Simon (2017): Quantitative Analyse der Kritikalität mineralischer und metallischer Rohstoffe unter Verwendung eines systemdynamischen Modell-Ansatzes. Dissertation. Technische Universität Clausthal, Clausthal. Fakultät für Energie- und Wirtschaftswissenschaften.

Gock, Eberhard; Vogt, Volker, Schönfelder, Ingo; Carlowitz, Otto, Zeller, Torsten, Sauter, Andreas (2012): Entzinkung von Stahlschrotten. In Thomé-Kozmiensky/Goldmann (2012): Recycling und Rohstoffe Band 5. Online verfügbar unter https://www.vivis.de/wp-content/uploads/RuR5/2012_RuR_393_412_Gock.pdf.

Gómez, Fernando, Juan Ignacio Guzmán, and John E. Tilton (2007): Copper Recycling and Scrap Availability, In: Resources Policy 32 (4): 183–190.

Gordon, R. B.; Lifset, R. J.; Bertram, M.; Reck, B.; Graedel, T. E.; Spatari, S. (2004): Where is all the zinc going: The stocks and flows project, Part 2. In: *JOM* 56 (1), S. 24–29. DOI: 10.1007/s11837-004-0266-4.

Grund, Sabina (2014): Ressourcen- und Klimaschutz durch Zinkrecycling in der EU. In: *World of Metallurgy - Erzmetall* 67 (4), S. 202–206.

Hatayama, Hiroki; Daigo, Ichiro; Matsuno, Yasunari; Adachi, Yoshihiro (2010): Outlook of the World Steel Cycle Based on the Stock and Flow Dynamics. In: *Environmental science & technology* 44 (16), S. 6457–6463.

Hatayama, Hiroki; Yamada, Hiroyuki; Daigo, Ichiro; Matsuno, Yasunari; Adachi, Yoshihiro (2007): Dynamic Substance Flow Analysis of Aluminum and Its Alloying Elements. In: *MATERIALS TRANSACTIONS* 48 (9), S. 2518–2524. DOI: 10.2320/matertrans.MRA2007102.

Heinichen, Anna (2019): Zink-Luft-Akku als sicherer elektrochemischer Speicher. Online verfügbar unter https://www.efzn.de/de/home/neuigkeiten/artikel/?tx_news_pi1%5Bnews%5D=657&tx_news_pi1%5Bcontroller%5D=News&tx_news_pi1%5Baction%5D=detail&cHash=88577daf1a296992ecbdcb071f9dcac2, zuletzt geprüft am 17.03.2020.

IAI (2017): Globl Mass Flow 2016. Online verfügbar unter http://www.world-aluminium.org/publications/.

IAI (Hg.) (2019a): Assessment of Aluminium Usage in China's Automobile Industry 2016-2030. International Aluminium Institute; CM Group. Glenelg, Beijing.

IAI (2019b): Global Aluminium Cycle 2016. Online verfügbar unter http://www.world-aluminium.org/statistics/massflow/, zuletzt geprüft am 11.02.2019.

ICA (Hg.) (2017): Global Mega Trends and Key Markets for Copper. Annual Report, Washington D.C.

ICSG (Hg.) (2017): The World Copper Factbook 2017. International Copper Study Group. Lissabon.

ICSG (Hg.) (2018): The World Copper Factbook 2018. International Copper Study Group. Lissabon.

IZA (Hg.) (2015): Zinc Environmental Profile. 2015 Update. International Zinc Association. Online verfügbar unter https://www.zinc.org/wp-content/uploads/sites/24/2016/04/Zinc_Env_Profile_rev_April_2016.pdf, zuletzt aktualisiert am 2016.

Karak, Tanmoy; Bhagat, R. M.; Bhattacharyya, Pradip (2012): Municipal Solid Waste Generation, Composition, and Management: The World Scenario. In: *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 42 (15), S. 1509–1630.

Krüger, J.; Gerke, M. (2001): Sachbilanz Zink. Aachen: Verl. Mainz.

Kuchta, Kerstin; Enzner, Verena; Nanou, Polytimi (2016): Metallrückgewinnung aus Rostaschen aus Abfallverbrennungsanlagen. Hg. v. ITAD - Interessensgemeinschaft der Thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland e.V. Technische Universität Hamburg-Hamburg. Online verfügbar unter https://www.itad.de/information/studien/kuchta-metallrueckgewinnung-aus-rostaschen-aus-abfallverbrennungsanlagen, zuletzt geprüft am 18.06.2019.

Liu, Gang; Bangs, Colton E.; Müller, Daniel B. (2013): Stock dynamics and emission pathways of the global aluminium cycle. In: *Nature Climate Change* 3 (4), S. 338–342. DOI: 10.1038/NCLIMATE1698.

Marscheider-Weidemann, Frank; Langkau, Sabine; Hummen, Torsten; Erdmann, Lorenz; Tercero Espinoza, Luis Alberto; Angerer, Gerhard et al. (2016): Rohstoffe für Zukunftstechnologien 2016. Auftragsstudie. Hannover: DERA (DERA Rohstoffinformationen, 28).

Martens, Hans; Goldmann, Daniel (2016): Recyclingtechnik: Fachbuch für Lehre und Praxis. 2. Aufl. 2016. Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden.

Material Economics (Hg.) (2018): The Circular Economy. A Powerful Force for Climate Mitigation. Transformative Innovation for Prosperous and Low-Carbon Industry. Stockholm. Online verfügbar unter https://materialeconomics.com/publications/the-circular-economy, zuletzt geprüft am 25.09.2019.

Meyer Holley, Annette; Bergemann, Martin (2019): Opportunities for Copper in Smart Homes. Online verfügbar unter https://copperalliance.org/wp-content/uploads/2019/04/bsria-opportunities-for-copper-in-smart-homes.pdf, zuletzt geprüft am 25.09.2019.

Meylan, Grégoire; Reck, Barbara K. (2017): The Anthropogenic Cycle of Zinc. Status Quo and Perspectives. In: *Resources, Conservation and Recycling* 123, S. 1–10. DOI: 10.1016/j.resconrec.2016.01.006.

Nakamura, Shinichiro; Kondo, Yasushi; Nakajima, Kenichi; Ohno, Hajime; Pauliuk, Stefan (2017): Quantifying Recycling and Losses of Cr and Ni in Steel Throughout Multiple Life Cycles Using MaTrace-Alloy. In: *Environmental science & technology* 51 (17), S. 9469–9476. DOI: 10.1021/acs.est.7b01683.

OECD (2019): Global material resources outlook to 2060. Economic drivers and environmental consequences. Paris: OECD Publishing.

Pauliuk, Stefan; Milford, Rachel L.; Müller, Daniel B.; Allwood, Julian M. (2013): The steel scrap age. In: *Environmental science & technology* 47 (7), S. 3448–3454. DOI: 10.1021/es303149z.

Pauliuk, Stefan, Tao Wang, and Daniel B. Müller (2013b): Steel All over the World. Estimating in-Use Stocks of Iron for 200 Countries, In: Resources, Conservation and Recycling 71: 22–30.

Ruge, Jürgen; Wohlfahrt, Helmut (2013): Technologie der Werkstoffe. Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden.

Schipper, Branco W., Hsiu-Chuan Lin, Marco A. Meloni, et al. (2018): Estimating Global Copper Demand until 2100 with Regression and Stock Dynamics, In: Resources, Conservation and Recycling 132: 28–36.

Scotiabank (Hg.) (2017): Global Economics. Global Auto Report. Online verfügbar unter https://www.scotiabank.com/content/dam/scotiabank/canada/en/documents/GAR_2017-01-19.pdf, zuletzt aktualisiert am 19.01.2017, zuletzt geprüft am 18.06.2019.

Soulier, Marcel; Glöser-Chahoud, Simon; Goldmann, Daniel; Tercero Espinoza, Luis A. (2018): Dynamic Analysis of European Copper Flows. In: *Resources, Conservation and Recycling* 129, S. 143–152. DOI: 10.1016/j.resconrec.2017.10.013.

Steger, Sören; Ritthoff, Michael; Bulach, Winfried; Schüler, Doris; Kosińska, Izabela; Degreif, Stefanie et al. (2018): Stoffstromorientierte Ermittlung des Beitrags der Sekundärrohstoffwirtschaft zur Schonung von Primärrohstoffen und Steigerung der Ressourcenproduktivität. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

Stürmer, Martin und Hagen, Jürgen von (2012): Der Einfluss des Wirtschaftswachstums aufstrebender Industrienationen auf die Märkte mineralischer Rohstoffe. Auftragsstudie. Berlin: DERA (DERA Rohstoffinformationen, 11).

The Aluminium Association (2018): International Alloy Designations and Chemical Composition Limits for Wrought Aluminum and Wrought Aluminum Alloys (Teal sheets). Online verfügbar unter https://www.aluminum.org/sites/default/files/Teal%20Sheet.pdf

Thomé-Kozmiensky, Karl J. (Hg.) (2014): Mineralische Nebenprodukte und Abfälle. Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen. Berliner Konferenz Mineralische Nebenprodukte und Abfälle. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky. Online verfügbar unter http://www.vivis.de/fachbuecher/recycling-und-rohstoffe/183-mna.

Tisserant, Alexandre; Pauliuk, Stefan; Merciai, Stefano; Schmidt, Jannick; Fry, Jacob; Wood, Richard; Tukker, Arnold (2017): Solid Waste and the Circular Economy: A Global Analysis of Waste Treatment and Waste Footprints. In: *Journal of Industrial Ecology* 21 (3), S. 628–640. DOI: 10.1111/jiec.12562.

Ueberschaar, Maximilian; Geiping, Julia; Zamzow, Malte; Flamme, Sabine; Rotter, Vera S.M (2017): Assessment of element-specific recycling efficiency in WEEE pre-processing. In: *Resources, Conservation and Recycling* (124), S. 25–41.

USGS (2017): 2015 Minerals Yearbook. Copper.

Vercammen, Steven; Chalabyan, Avetik; Ramsbottom, Oliver et al. (2017): Tsunami, Spring Tide, or High Tide? The Growing Importance of Steel Scrap in China. McKinsey&Company. https://www.mckinsey.com/~/media/mckinsey/industries/metals%20and%20mining/our%20insights/the%20growing%20importance%20of%20steel%20scrap%20in%20china/the-growing-importance-of-steel-scrap-in-china.ashx, zuletzt geprüft 10.03.2020.

Wegst, C./Wegst M. (2019): Stahlschlüssel-Taschenbuch. Verlag Stahlschlüssel Wegst GmbH, Marbach/N.

Weimann, Karin; Adam, Christian; Linß, Elske; Matyschik, Jan; Müller, Annette; Schulz, Tabea (2013): Optimierung des Rückbaus/Abbaus von Gebäuden zur Rückgewinnung und Aufbereitung von Baustoffen unter Schadstoffentfrachtung (insbes. Sulfat) des RC-Materials. sowie ökobilanzieller Vergleich von Primär- und Sekundärrohstoffeinsatz inkl. Wiederverwertung. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

Widmer, Rolf; Oswald-Krapf, Heidi; Sinha-Khetriwal, Deepali; Schnellmann, Max; Böni, Heinz (2005): Global Perspectives on E-Waste. In: *Environmental Impact Assessment Review* 25 (5), S. 436–458.

Wiedenhofer, Dominik; Fishman, Tomer; Lauk, Christian et al. (2019): Integrating Material Stock Dynamics Into Economy-Wide Material Flow Accounting. Concepts, Modelling, and Global Application for 1900–2050, In: Ecological Economics 156: 121–133.

Wilson, David C. (Hg.) (2015): Global Waste Management Outlook. Nairobi, Kenya: United Nations Environment Programme.

worldsteel (Hg.) (2015): Steel in the Circular Economy. A Life Cycle Perspective. Worldsteel Association. Online verfügbar unter https://www.worldsteel.org/en/dam/jcr:00892d89-551e-42d9-ae68-abdbd3b507a1/Steel%2520in%2520the%2520circular%2520economy%2520-%2520A%2520life%2520cycle%2520perspective.pdf, zuletzt geprüft am 19.06.2019.

worldsteel (Hg.) (2017): Steel Statistical Yearbook 2017. Worldsteel Association. Belgien, Beijing.

worldsteel (Hg.) (2019): Steel Markets. Worldsteel Association. Online verfügbar unter https://www.worldsteel.org/steel-by-topic/steel-markets.html, zuletzt geprüft am 19.06.2019.

Wörtler, Martin; Schuler, Felix; Voigt, Nicole et al. (2013): Steel's Contribution to a Low-Carbon Europe 2050. Technical and Economic Analysis of the Sector's CO_2 Abatement Potential. Boston: Boston Consulting Group.

WV Stahl (Hg.) (2016): Statistisches Jahrbuch der Stahlindustrie 2016/2017. Unter Mitarbeit von Wirtschaftsvereinigung Stahl. Düsseldorf: Stahleisen.

WV Stahl (Hg.) (2017): Fakten zur Stahlindustrie in Deutschland 2017. Wirtschaftvereinigung Stahl. Online verfügbar unter https://www.stahl-online.de/wp-content/uploads/2017/12/Fakten_Stahlindustrie_2017_rz_web.pdf, zuletzt geprüft am 19.06.2019.

WV Stahl (Hg.) (2021): Statistisches Jahrbuch der Stahlindustrie 2020/2021. Unter Mitarbeit von Wirtschaftsvereinigung Stahl. Düsseldorf: Stahleisen.

WVMetalle (2017): Metallstatistik 2016. Berlin. Online verfügbar unter https://www.wvmetalle.de/fileadmin//uploads/public/Metallstatistik/Metallstatistik_2016.pdf, zuletzt geprüft am 11.02.2019.

Xuan, Yann und Qiang Yue (2016): Retrospective and Prospective Analysis on the Trends of China's Steel Production, In: Journal of Systems Science and Information 4 (4): 291–306.

Xylia, Maria; Semida Silveira; Jan Duerinck et al. (2018): Weighing Regional Scrap Availability in Global Pathways for Steel Production Processes, In: Energy Efficiency 11 (5): 1135–1159

AP 3

K. Daehn, A. E. Serrenho, and J. Allwood, "How Will Copper Contamination Constrain Future Global Steel Recycling?" Environ. Sci. Technol. 2017, 51, 6599-6606.

J. W. Tukey, "Exploratory Data Analysis", Pearson, 1. Auflage, 1977.

J. Bowyer, S. Bratkovich, K. Fernholz, M. Frank, H. Groot, J. Howe, and E. Pepke, "Understanding Steel Recovery and Recycling Rates and Limitations to Recycling", Dovetail Partners, 2015.

Y. Zheng, J. Bai, J. Xu, X. Li, and Y. Zhang, "A discrimination model in waste plastics sorting using NIR hyperspectral imaging system" Waste Management 2018, 72, 87-98.

Seidel 2021: P. Seidel, D. Ebert, R. Schinke, R. Möckel, S. Raatz, M. Chao, E. Niederschlag, T. Kreschel, R. Gloaguen, A. D. Renno, Comparison of analysis techniques for the characterization of metal compounds – Part 1: commercial alloys, J. Alloys. Compd., 2021, submitted.

Bowyer 2015: J. Bowyer, S. Bratkovich, K. Fernholz, M. Frank, H. Groot, J. Howe, E. Pepke, Understanding Steel Recovery and Recycling Rates and Limits to Recycling, Dovetail Partners Outlook, 2015.021, submitted.

Otto 2017: A. Otto, M. Robinius, T. Grube, S. Schiebahn, A. Praktiknjo, D. Stolten, Power-to-Steel: Reducing CO 2 through the Integration of Renewable Energy and Hydrogen into the German Steel Industry, Energies, 2017, 10, 451.

Flamme 2019: S. Flamme, ARGOS – Steigerung des funktionellen Recyclings entlang der Wertschöpfungskette durch Echtzeitanalysen metallreicher Aufbereitungsprodukte, Abschlusskonferenz BMBF-Fördermaßnahme r4, Goslar, 04.09.2019.

Tukey 1977: J. W. Tukey, Exploratory Data Analysis, Addison-Wesley, Boston, 1977.

Zheng 2017: Y. Zheng, J. Bai, J. Xu, X. Li, Y. Zhang, A discrimination model in waste plastics sorting using NIR hyperspectral imaging system, Waste Manage., 2017, 72, 87-98.

AP 5

AbfallRRL: Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien. EU-Abfallrichtlinie. Online verfügbar unter https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=LEGISSUM%3Aev0010, zuletzt geprüft am 21.04.2021.

AbfallverbringungsVO: Verordnung (EG) Nummer 1013/2006 über die Verbringung von Abfällen. Abfallverbringungsverordnung. Online verfügbar unter https://www.bmu.de/gesetz/verordnung-eg-nummer-10132006-ueber-die-verbringung-von-abfaellen/, zuletzt geprüft am 23.04.2021.

ALBA Electronics Recycling GmbH (2015): Das Recycling von Elektroaltgeräten. Die LAGA-Mitteilung M 31 in Bezug auf Europäische Normen und Standards, Sammel- und Transportbehälter sowie Sammlung und Verwertung. Online verfügbar unter http://docplayer.org/20505211-Manfred-fahrner-alba-electronics-recycling-gmbh.html, zuletzt geprüft am 26.04.2021.

AltfahrzeugRL: Altfahrzeug-Richtlinie 2000/53/EG. Online verfügbar unter https://www.bmu.de/themen/wasser-abfall-boden/abfallwirtschaft/abfallarten-abfallstroeme/altfahrzeuge/abfallwirtschaft-altfahrzeuge-gesetzgebung-der-europaeischen-union/, zuletzt geprüft am 21.04.2021.

Bargel, Hans-Jürgen; Cardinal, Peter; Hilbrans, Hermann; Hübner, Karl-Heinz; Krüger, Oswald; Schulze, Günter (2004): Werkstoffkunde. Achte, überarbeitete Auflage. Berlin, Heidelberg: Springer (VDI-Buch).

BDI (2019): REACH - weiterhin eine Herausforderung für die Unternehmen. Online verfügbar unter https://bdi.eu/artikel/news/umsetzung-von-reach-wird-bewertet/, zuletzt geprüft am 08.02.2021.

Berger, Christoph (2020): Metallsortierung ist Basis für dessen Recycling. Online verfügbar unter https://www.springerprofessional.de/werkstoffrecycling/recycling/metallsortierung-ist-basis-fuer-dessen-recycling/18141432, zuletzt geprüft am 05.02.2021.

Birnstengel, Bärbel; Eckhardt, Marieke; Haberland, Lukas; Hoffmeister, Jochen; Klose, Georg; Lambert, Jannis et al. (2020): Statusbericht der deutschen Kreislaufwirtschaft. Unter Mitarbeit von Martin Faulstich. Prognos AG. Düsseldorf.

BMU (2006): Bundesumweltministerium fördert innovative Anlage zum Metallrecycling. Online verfügbar unter https://www.bmu.de/pressemitteilung/bundesumweltministerium-foerdert-innovative-anlage-zum-metallrecycling/, zuletzt geprüft am 04.03.2021.

BMU (2020): Umweltpolitische Digitalagenda. Online verfügbar unter https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Digitalisierung/digitalagenda_bf.pdf.

BMWi (2019): Rohstoffstrategie der Bundesregierung. Sicherung einer nachhaltigen Rohstoffversorgung Deutschlands mit nichtenergetischen mineralischen Rohstoffen. Berlin.

Chen, Wei-Qiang; Graedel, T. E. (2012): Anthropogenic cycles of the elements: a critical review. In: Environmental science & technology 46 (16), S. 8574–8586. DOI: 10.1021/es3010333.

DIN (2009): Aluminium und Aluminiumlegierungen - Chemische Zusammensetzung und Form von Halbzeug - Teil 3: Chemische Zusammensetzung und Erzeugnisformen; Deutsche Fassung EN 573-3:2009. DIN EN 573-3:2009-08.

DIN (2014): Sammlung, Logistik und Behandlung von Elektro- und Elektronik-Altgeräten (WEEE) - Teil 1: Allgemeine Anforderungen an die Behandlung; Deutsche Fassung EN 50625-1:2014. DIN EN 50625-1:2014-09. Online verfügbar unter https://www.beuth.de/de/norm/din-en-50625-1/203501392, zuletzt geprüft am 23.04.2021.

DIN (2020): Nachhaltigkeit von Bauwerken – Umweltproduktdeklarationen – Grundregeln für die Produktkategorie Bauprodukte. DIN EN 15804:2012+A2:2019. Online verfügbar unter https://www.beuth.de/de/norm/din-en-15804/305764795, zuletzt geprüft am 28.04.2021.

DKE (2020): Grundlagen der Normung. DKE Deutsche Kommission Elektrotechnik Elektronik Informationstechnik in DIN und VDE. Online verfügbar unter https://www.dke.de/de/normen-standards/grundlagen-der-normung, zuletzt geprüft am 11.02.2021.

Easyfairs Deutschland GmbH: SOLIDS Dortmund. Ausstellerliste. Online verfügbar unter https://www.solids-dortmund.de/exhibitor-category/b_schrott-metall/, zuletzt geprüft am 04.03.2021.

ElektroG: Elektro- und Elektronikgerätegesetz. Online verfügbar unter https://www.gesetze-im-internet.de/elektrog_2015/, zuletzt geprüft am 21.04.2021.

ELV-RL: Richtlinie 2000/53/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über Altfahrzeuge. Online verfügbar unter https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/ALL/?uri=CELEX%3A32000L0053, zuletzt geprüft am 26.04.2021.

EU-Recycling (2018): Sensorik: Schlüsseltechnologie für den Industriestandort Deutschland. On-line verfügbar unter https://eu-recycling.com/Archive/18373, zuletzt geprüft am 10.02.2021.

Europäische Kommission (2013a): Commission Recommendation on the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisa-tions. 2013/179/EU.

Europäische Kommission (2013b): Europäische Plattform für Ressourceneffizienz (European Resource Efficiency Platform, EREP) drängt auf „Produktpässe“. Online verfügbar unter 07.02.2021.

Europäische Kommission (2020): Circular economy – new action plan to increase recycling and reuse of products in the EU. About this initiative. Online verfügbar unter https://ec.europa.eu/info/law/better-regulation/have-your-say/initiatives/12095-A-new-Circular-Economy-Action-Plan, zuletzt geprüft am 23.04.2021.

Europäische Union (2020): Directive on the restriction of the use of certain hazardous substances in electrical and electronic equipment. COM(2000)347 final-2000/0158(COD). C365 E/13. In: Official Journal of European Communities, S. 195–197.

Europäisches Parlament (2017): Paket zur Kreislaufwirtschaft: Neue EU-Recyclingziele. Online verfügbar unter https://www.europarl.europa.eu/news/de/headlines/society/20170120STO59356/paket-zur-kreislaufwirtschaft-neue-eu-recyclingziele, zuletzt geprüft am 03.02.2021.

eurostat: Informationen zu Daten. Online verfügbar unter https://ec.europa.eu/eurostat/de/web/waste/data, zuletzt geprüft am 04.03.2021.

Fischer, Ulrich; Gomeringer, Roland; Kilgus, Roland; Näher, Friedrich; Oesterle, Stefan; Paetzold, Heinz et al. (2011): Tabellenbuch Metall. 45. Aufl., 3. Dr. Haan-Gruiten: Verl. Europa-Lehrmittel Nourney Vollmer (Europa-Fachbuchreihe für Metallberufe).

Förtsch, Gabi; Meinholz, Heinz (2015): Handbuch Betriebliche Kreislaufwirtschaft. Wiesbaden: Springer Spektrum.

Gebhardt, Georg; Schmidt, Klaus M. (2002): Der Markt für Venture Capital: Anreizprobleme, Governance Strukturen und staatliche Interventionen. In: Perspektiven der Wirtschaftspolitik 3 (3), S. 235–255. DOI: 10.1111/1468-2516.00090.

Geyer, Roland; Kuczenski, Brandon; Zink, Trevor; Henderson, Ashley (2016): Common Misconceptions about Recycling. In: Journal of Industrial Ecology 20 (5), S. 1010–1017. DOI: 10.1111/jiec.12355.

Gößling (2001): Entropy production as a measure for resource use [Elektronische Ressource]: method development and application to metallurgical processes /. Dissertation, Universität Hamburg.

Hagelüken, Christian (2017): Bedeutung des EU Kreislaufwirtschaftspakets für das Metallrecycling. In: Chemie Ingenieur Technik 89 (1-2), S. 17–28. DOI: 10.1002/cite.201600120.

IHK Karlsruhe (2018): Die neue EU-Abfallrahmenrichtlinie. Online verfügbar unter https://www.karlsruhe.ihk.de/fachthemen/umwelt/abfall/aktuelle-informationen/die-neue-eu-abfallrahmenrichtlinie-4160290, zuletzt geprüft am 23.04.2021.

Institut Bauen und Umwelt e.V. (2020): CMEPD – Circularity Module für Umwelt-Produktdeklarationen. Daten für die Kreislaufwirtschaft im Bauwesen. Online verfügbar unter https://ibu-epd.com/cm-epd/, zuletzt geprüft am 23.04.2021.

Kjellsdotter Ivert, Linea; L Raadal, Hanne; Fråne, Anna; Ljungkvist, Hanna (2015): The role of the WEEE collection and recycling system setup on environmental, economic and socio-economic performance (NUMBER B 2243). Online verfügbar unter https://www.ivl.se/download/18.343dc99d14e8bb0f58b853f/1446478784955/B2243.pdf, zuletzt geprüft am 26.04.2021.

Koffler, Christoph; Florin, Julia (2013): Tackling the Downcycling Issue—A Revised Approach to Value-Corrected Substitution in Life Cycle Assessment of Aluminum (VCS 2.0). In: Sustainability 5 (11), S. 4546–4560. DOI: 10.3390/su5114546.

Kristof Kora; Hennicke, Peter (2010): Final Report on the Material Efficiency and Resource Conservation (MaRess) Project. Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie. Wuppertal.

KRU (2017): Position der Ressourcenkommission am Umweltbundesamt. Produktkennzeichnungsstelle zur Förderung der Ressourceneffizienz und Kreislauffähigkeit von Produkten.

KrWG: Kreislaufwirtschaftsgesetz. Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen. Fundstelle: BGBI.

Landbell AG für Rückhol-Systeme (2014): Home. Online verfügbar unter https://green-alley-award.com/, zuletzt geprüft am 04.03.2021.

Lell, Otmar; Muster, Viola; Thorun, Christian (2020): Förderung des nachhaltigen Konsums durch digitale Produktinformationen: Bestandsaufnahme und Handlungsempfehlungen. Teilbericht. TEXTE 212/2020.

Lucas, Rainer; Wilts, Henning; Sokolova, Irina (2011): Weltweite Wiedergewinnung von Platin-gruppenmetallen (PGM). Meilensteinbericht des Arbeitspakets 2.2 des Projekts „Materialeffizienz und Ressourcenschonung“ (MaRess). Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH. Wuppertal.

Martens, Hans (2011): Verwertung und Recycling von Altfahrzeugen. In: Hans Martens (Hg.): Re-cyclingtechnik. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag, S. 251–272.

Martens, Hans; Goldmann, Daniel (2016): Recyclingtechnik. Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden.

Pothen, Frank; Growitsch, Christian; Engelhardt, Jan; Reif, Christiane (2019): Schrottbonus. Externe Kosten und fairer Wettbewerb in den globalen Wertschöpfungsketten der Stahlherstellung. Fraunhofer-Institut für Mikrosturktur von Werkstoffen und Systemen IMWS. Halle an der Saale.

Prognos AG; INFA GmbH; Faulstich, Martin (2020): Statusbericht der deutschen Kreislaufwirtschaft 2020. Hg. v. ASA, BDE, BDSAV, BDSV, bvse, DGAW, et al. Online verfügbar unter https://statusbericht-kreislaufwirtschaft.de/wp-content/uploads/2020/11/Statusbericht_2020.pdf, zuletzt geprüft am 04.03.2021.

Raabe, Dierk; Tasan, C. Cem; Olivetti, Elsa A. (2019): Strategies for improving the sustainability of structural metals. In: Nature 575 (7781), S. 64–74. DOI: 10.1038/s41586-019-1702-5.

REACH (2006): Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH). Online verfügbar unter https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/ALL/?uri=CELEX%3A32006R1907, zuletzt geprüft am 23.04.2021.

REMONDIS Electrorecycling GmbH: Die Praxis und Herausforderungen. Online verfügbar unter https://docplayer.org/27885962-Remondis-electrorecycling-gmbh.html, zuletzt geprüft am 26.04.2021.

Reuter, Markus; Dijkema, Gerard; Villeneuve, Jacques (2004): A dynamic model for metal production and waste management. Conference: REWAS 2004 Global Symposium on Recycling, Waste Treatment and Clean Technology, Madrid 26-29th September 2004, TMS, (Eds. I. Gaballah, B. Mishra, R. Solozabal, M. Tanaka) (1), S. 602–616.

Richtlinie 2008/98/EG (2008): Richtlinie 2008/98/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 19. November 2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien. Fundstelle: Europäisches Parlament; Europäische Union.

Richtlinie 2012/19/EU - WEEE2: Richtlinie 2012/19/EU über Elektro- und Elektronik-Altgeräte. Online verfügbar unter https://www.elektrogesetz.de/wp-content/uploads/WEEE2.pdf, zuletzt geprüft am 04.03.2021.

Roos (2015): Werkstoffkunde für Ingenieure: Springer Berlin Heidelberg.

SCIP-Datenbank: SCIP. European Chemicals Agency. Online verfügbar unter https://echa.europa.eu/de/scip, zuletzt geprüft am 26.04.2021.

UBA (2016): Die Umsetzung von REACH. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/chemikalien-reach/die-umsetzung-von-reach, zuletzt geprüft am 10.02.2021.

UBA (2019a): Abfallwirtschaftliche Produktverantwortung unter Ressourcenschutz-aspekten (RePro). Abschlussbericht (TEXTE 52/2019). Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-05-24_texte_52-2019_repro.pdf, zuletzt geprüft am 26.04.2021.

UBA (2019b): Substitutionsquote. Ein realistischer Erfolgsmaßstab für die Kreislaufwirtschaft! Hg. v. Ressourcenkommission am Umweltbundesamt (KRU) und Kathrin Greiff. Dessau-Roßlau.

Wilts, Henning (2011): Internationale PGM-Stoffströme und nachhaltiges Ressourcenmanagement – Herausforderungen für Bilanzierung und Bewertung. Marburg (Methoden der Stoffstromanalyse: Konzepte, agentenbasierte Modellierung und Ökobilanz). In: Frank Beckenbach et al.

Wilts, Henning; Lucas, Rainer; Gries, Nadja von; Zirngiebl, Marthe (2014): Recycling in Deutschland – Status quo, Potenziale, Hemmnisse und Lösungsansätze Studie im Auftrag der KfW Banken-gruppe. Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie. Wuppertal.

Xometry Europe GmbH (2019a): Aluminiumlegierungen: Tabelle der Bezeichnungsnormen | Xometry Europe. Xometry Europe. Online verfügbar unter https://xometry.de/de/aluminiumlegierungen-tabelle-der-bezeichnungsnormen/, zuletzt geprüft am 11.02.2021.

Xometry Europe GmbH (2019b): Stahlsorten: Tabelle der Bezeichnungsnormen. Xometry Europe. Online verfügbar unter https://xometry.de/de/stahlsorten-tabelle-der-bezeichnungsnormen/, zuletzt geprüft am 11.02.2021.