



universität
wien

DIPLOMARBEIT / DIPLOMA THESIS

Titel der Diplomarbeit / Title of the Diploma Thesis

„Die langfristigen geochemischen und geophysischen
Auswirkungen der globalen Eisenerzindustrie im Kontext
der Anthropozän-Debatte“

verfasst von / submitted by

Kevin Mallinger

angestrebter akademischer Grad / in partial fulfilment of the requirements for the degree of
Magister der Naturwissenschaften (Mag. rer. nat.)

Wien, 2018

Studienkennzahl lt. Studienblatt /
degree programme code as it appears on
the student record sheet:

A 190 456 313

Studienrichtung lt. Studienblatt /
degree programme as it appears on
the student record sheet:

Lehramt UF Geographie und Wirtschaftskunde /
UF Geschichte, Sozialkunde & Politische Bildung

Betreut von / Supervisor:

Priv.-Doz. Dr. Martin Mergili

Inhaltsverzeichnis

I. Eidesstattliche Erklärung.....	1
II. Verzeichnis der Abkürzungen	2
III. Vorwort.....	4
IV. Kurzzusammenfassung	5
V. Abstract.....	6
1. Einleitung	7
2. Definitionen	11
3. Forschungsfragen und Hypothesen	13
4. Methoden	14
5. Kontextualisierung.....	16
5.1. Eigenschaften und Entstehung von Eisenerz	16
5.2. Anthropozän	17
5.3. Historische Bedeutung.....	19
5.4. Minen-Großprojekte im internationalen Vergleich.....	23
5.5. Globale Bedeutung und Verwendung.....	20
5.6. Anthropogener Stoffkreislauf	25
6. Ergebnisse.....	29
6.1. Förderung.....	29
6.2. Weiterverarbeitung.....	46
6.3. Recycling	63
6.4. Verwitterung.....	68
6.5. Exkurs GSSA.....	74
7. Diskussion	80
8. Schlussfolgerungen	97
9. Literaturverzeichnis	100
10. Tabellenverzeichnis.....	127
11. Abbildungsverzeichnis	127

I. Eidesstattliche Erklärung

Hiermit versichere ich,

- dass ich die vorliegende Diplomarbeit selbstständig verfasst, andere als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel nicht benutzt und mich auch sonst keiner unerlaubter Hilfe bedient habe,
- dass ich dieses Diplomarbeitsthema bisher weder im In- noch im Ausland in irgendeiner Form als Prüfungsarbeit vorgelegt habe
- und dass diese Arbeit mit der vom Begutachter beurteilten Arbeit vollständig übereinstimmt.

Wien, am 18.12.2018

Kevin Mallinger

II. Verzeichnis der Abkürzungen

AWG	Arbeitsgemeinschaft der Anthropozänforschung	Anthropocene Working Group
CO_x	Kohlenstoffoxide	Carbon oxides
CH₄	Methan	Methane
GJ	Gigajoule	Gigajoule
Gt	Gigatonne	Gigaton
GSSA	Globales stratigraphisches Standardalter	Global Standard Stratigraphic Age
GSSP	Profil und Punkt des weltweiten Grenz-Stratotypus	Global boundary Stratotype Section and Point
H	Wasserstoff	Hydrogen
HAHs	Halogenkohlenwasserstoffe	Halogenated aromatic hydrocarbons
Hg	Quecksilber	Mercury
H₂O	Wasser	Water
ICS	Internationale Kommission der Stratigraphie	International Commission on Stratigraphy
IGC	Internationaler Geologischer Kongress	International Geological Congress
IUGS	Internationale Union der geologischen Wissenschaften	International Union of Geological Sciences
kg	Kilogramm	Kilogram
LCA	Lebenszyklusanalyse	Life Cycle Assessment
Mt	Megatonne	Megaton
NH₃	Ammoniak	Ammonia
NH₄⁺	Ammonium	Ammonium
NO_x	Stickstoffoxide	Nitrogen oxides
NO₃⁻	Nitrat	Nitrate
N₂O	Lachgas	Nitrous oxide
PCBs	Polychlorierte Biphenyle	Polychlorinated biphenyls
PCDD/Fs	Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane	Polychlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans
POPs	Persistente organische Schadstoffe	Persistent organic pollutants

SCPs	Sphärische kohlenhaltige Flugaschepartikel	Spheroidal carbonaceous fly ash particles
SO_x	Schwefeloxide	Sulfur oxides
SQS	Subkommission der Quartär- Stratigraphie	Subcommission on Quaternary Stratigraphy
TMPs	Technogene magnetische Partikel	Technogenic magnetic particles
ULOC	Extrem große Erztransporter	Ultra Large Ore Carrier
VLOC	Sehr große Erztransporter	Very large Ore Carrier

III. Vorwort

Geprägt durch eine Zeit stetig zunehmender Komplexitäten und Unsicherheiten, erwachte während meines Studiums das Bedürfnis, einen gesellschaftlichen und vor allem wissenschaftlichen Beitrag zur Aufklärung der Wirkmechanismen menschlichen Handelns zu leisten. Das vorliegende Thema, welches sich durch Gespräche und Feedbacks mit Professor/innen langsam formte, soll dabei einen ersten Schritt zur Erfüllung dieses Wunsches darstellen.

Als wortwörtliche Stütze dieses begonnenen Weges möchte ich dabei vor allem meinen Betreuer, Priv.-Doz. Dr. Martin Mergili, hervorheben, der mir bei Unklarheiten stets mit konstruktiven Rückmeldungen beiseite stand.

Weiters möchte ich mich bei meinem Kollegen und langjährigen Freund, Sebastian Felder, bedanken, ohne dessen sprachliche Expertise die vorliegende Arbeit nicht in der Form möglich gewesen wäre.

Besonderer Erwähnung gebührt auch meiner Mutter, Ingrid Mallinger, und meinem verstorbenen Vater, Friedrich Mallinger, welche sich mit dem Wunsch auszeichneten, einen Beitrag zur Erreichung meiner persönlichen Lebensziele zu leisten.

Zu guter Letzt möchte ich allen anderen Personen Dank aussprechen, die durch fachliche und emotionale Beiträge zur Vollendung dieser Diplomarbeit beigetragen haben.

IV. Kurzzusammenfassung

Die Diskussion der formalen Einführung eines neuen geologischen Zeitalters, des Anthropozäns, führte zur großangelegten Untersuchung der AWG (Anthropocene Working Group), die langfristigen, stratigraphischen Nachweise des menschlichen Handelns zu erforschen und einen geeigneten GSSA (Global Standard Stratigraphic Age) sowie GSSP (Global boundary Stratotype Section and Point) zu setzen.

Die vorliegende Diplomarbeit schließt sich ebendieser Forschung an und erörtert dabei die geochemischen und geophysischen Auswirkungen aus dem spezifischen Blickwinkel der globalen Eisenerzindustrie, inklusive all der damit verbundenen Produktionsketten. Zur Erforschung dieser Thematik wurde eine breit angelegte Literaturrecherche durchgeführt, die sich vor allem auf die Ergebnisse unterschiedlichster LCAs (Life cycle analysis) und Feldforschungen stützt.

Die Ergebnisse werden dabei anhand der vier Stadien des Eisenerz-Stoffkreislaufes (Förderung, Weiterverarbeitung, Recycling und Verwitterung) präsentiert und zeigen auf, dass sich physikalische, chemische, biologische, magnetische und sequentielle Marker mit den geochemischen und geophysischen Auswirkungen jener Industrie assoziieren lassen. Unter Betrachtung der zeitlichen Synchronität und globalen Verteilung dieser stratigraphischen Nachweise lassen sich des Weiteren Kandidaten zur Setzung eines GSSP, als auch zur Bestimmung des GSSA Mitte des 20. Jahrhunderts, hervorheben.

V. Abstract

The discussion regarding the formal introduction of a new geological age, the Anthropocene, led to the sophisticated attempt of the AWG (Anthropocene Working Group) to investigate the long-term stratigraphical records shaped by human actions and to identify possible GSSAs (Global Standard Stratigraphic Age) and GSSPs (Global boundary Stratotype Section and Point).

The present diploma thesis tries to contribute to this endeavor and discusses the geochemical and geophysical implications of the global iron ore industry including the associated chains of production. To achieve this goal, a sophisticated literature research was conducted, which was mainly based on various LCAs (Life cycle analysis) and field studies.

The results are presented by means of the four stages of the iron ore cycle (Mining, processing, recycling and weathering) and help to illustrate the relation between the physical, chemical, biological, magnetic and sequential markers and the geochemical and geophysical effects of the iron ore industry. Considering the temporal synchrony and global distribution of the stratigraphical records, potential candidates for the GSSP and GSSA are highlighted.

1. Einleitung

Der mineralogische Aufbau der Erde ist seit seiner Entstehung vor ungefähr 4,6 Milliarden Jahren einem ständigen Wandel unterworfen. Innerhalb dieser Genese, angefangen von der intensiven T-Tauri-Phase der Sonne bis hin zur Biomineralisation im Phanerozoikum, unterteilt HAZEN et al (2008: 1694) diese wechselhaften Perioden in zehn aufeinanderfolgende Kategorien. Unterschieden werden dabei drei primäre Mechanismen:

- (1) Die Konzentration von Elementen von ihrer ehemaligen uniformen Verteilung im Universum,
- (2) die Neuformung der Minerale in Abhängigkeit von Druck, Temperatur und die Aktivitäten durch H₂O, CO₂ sowie O₂ und letztendlich
- (3) die Produktion von thermodynamisch metastabilen Mineralen durch lebende Systeme und ihrer metabolischen Fähigkeit zur Katalyse von mineralischen Reaktionen, welche nicht in abiotischer Form in Erscheinung treten würden. (vgl. HAZEN & FERRY 2010: 9ff.)

Eine solche Kategorisierung mag mit dem Blick auf die vergangene geologische Zeitskala ein grundlegend vernünftiges Gedankengebäude darstellen. Es ergibt sich jedoch aufgrund des frequentierten und maßgebenden Einflusses des Menschen die Frage, ob wir nicht bereits eine „11. Phase“ eingeleitet haben, die den vortechnologischen Erdprozessen folgt. Die Rede ist von einer Zeit, in der die bodennahen Effekte einer industriellen Gesellschaft zur geologisch langfristigen Veränderung der mineralischen Gegebenheiten führen. (vgl. HAZEN et al. 2017: 595)

Paul CRUTZEN erwähnte passend zu dieser Fragestellung im Jahr 2000 erstmals in einer IGBP-Konferenz (The International Geosphere-Biosphere Programme) in Mexiko den Begriff „Anthropozän“. Dieser ist angelehnt an den Begriff von Antonio STOPPANI, einem italienischen Geologen, welcher bereits 1873 von einer „anthropozoic era“ sprach. Noch im selben Jahr der Konferenz vertiefte CRUTZEN diesen Diskurs mit einer Publikation in Kooperation mit Eugene STOERMER. (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2017: 56) In einem Artikel aus dem Jahr 2002 schlug CRUTZEN explizit das neue Zeitalter als geologische Zeiteinheit vor und führte exemplarisch in die

multiperspektiven Ansatzpunkte mit Argumenten wie Artensterben, Emissionen von Treibhausgasen sowie anthropogene Naturbeeinflussungen durch Abholzung, Bau von Dämmen und Flussregulierungen ein. (vgl. CRUTZEN 2002: 23) Auch Eckhart EHLERS (2008: 229) verfolgt diese Argumentation, indem er in seinem Buch „Das Anthropozän: die Erde im Zeitalter des Menschen“ klar die Intensität der anthropogenen Einflüsse betont und diese auch versucht aufzuarbeiten:

„In nur 200 Jahren, daher in einer Zeitspanne von nur 0,0013 Prozent der gesamten modernen Menschheitsgeschichte, hat es der sogenannte homo sapiens verstanden, seinen Lebensraum und seine natürliche Umwelt so zu verändern, dass ‚Natur‘ nur noch in letzten Residuen existiert und selbst dort das Wirken des Menschen und seine Konsequenzen unübersehbar sind.“

Seither gibt es eine Vielzahl von unterschiedlichen Zugängen, welche für die Debatte der anthropogenen Beeinflussung relevant sein können. Zu den wichtigsten Schlüsselsignalen gehören die Produktion neuartiger Materialien sowie die chemostratigraphischen und biostratigraphischen Merkmale. (vgl. WATERS et al. 2016) Von diesen übergeordneten Begriffen lassen sich wiederum verschiedenste Erscheinungen ableiten. Zu den anthropogen initiierten Materialien gehören, um nur wenige zu nennen, der Beton, die Technopolymere oder die Flugasche. (ebd.: 141) Unter den chemostratigraphischen Signalen versteht man, unter anderem, den radioaktiven Fallout, die Nebenprodukte industrieller Produktion oder die messbare Veränderung unterschiedlicher Stoffkreisläufe. (ebd.: 142ff.) Dominante Veränderungen der biostratigraphischen Aspekte lassen sich vor allem anhand der Lebensraumverschiebung verschiedenster Spezies und dem beschleunigten Artensterben feststellen. (ebd.: 145f.)

Nachdem sich der Begriff „Anthropozän“ bereits informell in der Literatur niedergeschlagen hatte (STEFFEN et al. 2004; SYVITSKI et al. 2005; CROSSLAND 2005; ANDERSSON et al. 2005), wurde 2008 von der Stratigraphischen Kommission der Geologischen Gesellschaft Londons mehrheitlich anerkannt (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2010: 2228), dass eine potenzielle Formalisierung gerechtfertigt sei. Im gleichen Jahr wurde auch ein Paper in der GSA Today veröffentlicht, in welchem bereits klare anthropogen veränderte Indikatoren Anwendung fanden (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2008), die zur fachlichen Diskussion beitragen sollten.

Zur Lösung dieser Aufgabe wurde 2009 die „Anthropocene Working Group“ (AWG) als Teil der „Subcommission on Quaternary Stratigraphy“ (SQS) gegründet. (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2017: 56) Diese wurde mit dem Auftrag betraut, geeignete Argumente für oder gegen eine Formalisierung des neuen Zeitalters zu finden. Für eine offizielle Eingliederung in die geologische Zeitskala müssen jedoch nicht nur die Mitglieder der AWG, sondern auch die darüber liegenden Gremien wie der SQS, der „International Commission on Stratigraphy“ (ICS) und letztendlich die „International Union of Geological Sciences“ (IUGS) von der Argumentation überzeugt sein. (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2010: 2228)

In der vorliegenden Arbeit soll darauf eingegangen werden, inwiefern der globale Stoffkreislauf des Eisenerzes in der Form der Gewinnung, der Weiterverarbeitung und letztendlich der Entsorgung sowie der Verwitterung auf die Anthropozän-Debatte Einfluss nimmt. Damit das Anthropozän als akzeptierter Terminus Eingang in die Literatur findet und als neue geologische Epoche anerkannt werden kann, gilt es, zumindest zwei Bedingungen zu erfüllen. Dazu müssen die geologischen Eigenheiten in großer Menge, wissenschaftlich nachvollziehbar und deutlich vom Holozän abgrenzbar sein. Zweitens sollte der Begriff einen klaren Nutzen für die Fachwissenschaft darstellen und eine anschauliche Gesprächsbasis schaffen. (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2015: 197)

Es werden somit insbesondere die langfristigen Folgen in den Fokus gerückt, da nur diese letztendlich durch den Stoffkreislauf der Materialien einen relevanten stratigraphischen Abdruck hinterlassen werden. Wenn hierbei jedoch von „langfristigen Folgen“ gesprochen wird, übertrifft dieser Terminus den Wahrnehmungshorizont eines Menschenlebens. Denn für geologische Zeitrechnungen sind erst Auswirkungen von mehreren Tausend bis Millionen Jahren aussagekräftig. Dies kann unter anderem in Form eines Kurzevents wie das Aussterben gewisser Arten, bedingt durch relativ abrupte Naturveränderungen wie Vulkanausbrüche (vgl. RENNE et al. 2013: 687) oder Meteoriteneinschläge, geschehen. (vgl. RENNE et al. 2013: 684) Es wurden jedoch auch langfristige Veränderungen – wie die Ruhephasen tektonischer Vorgänge – zur Gliederung geologischer Zeitskalen verwendet. (vgl. VAN KRANENDONK et al. 2012: 300) Dies wurde vor allem in den Unterkategorien des Präkambriums angewendet und ist aktuell ein Objekt wissenschaftlicher Revision. (vgl. VAN KRANENDONK et al. 2012: 300ff.) Primär wird bei der Abgrenzung darauf geachtet, stratigraphische Veränderungen zu finden, welche

prägnante und globale Merkmale aufweisen, die auch in Millionen Jahren noch objektiv überprüft werden können.

Folglich soll ermittelt werden, inwiefern der anthropogen initiierte Lebenszyklus des Eisenerzes Nachweise auf Basis der drei zuvor genannten Kategorien erkennen lässt. Die nachfolgende Analyse soll dabei keine Verurteilung der Eisenerzindustrie darstellen. Im zivilisatorischen Entwicklungsprozess des Menschen kann der Nutzen von Rohstoffen nicht als inhärent schlecht beurteilt werden. Es soll lediglich versucht werden, beispielhaft objektive Auswirkungen menschlichen Handelns anhand eines der weltweit größten Industriesegmente aufzuzeigen. Dass der umwelttechnische Einfluss anderer Rohstoffe ebenso extensiv ausfallen kann, verdeutlichen NUSS und ECKELMANN (2014: 6).

In dieser Diskussion ebenso miteinbegriffen sind die für die geologische Zeitskala relevanten Rahmenbedingungen wie die mögliche Zuordnung des Anthropozäns in eine geochronologische Hierarchieebene, das Festlegen eines geeigneten „Global boundary Stratotype Section and Point“ (GSSP) sowie der potenzielle Beginn des neuen Zeitalters. (vgl. ZALASIEWICZ 2017: 55) Die dafür geschaffene AWG übernimmt die besagten Aufgaben und erörtert die damit in Zusammenhang stehenden Problem- und Forschungsfelder. Da es sich bei dieser komplexen Thematik vor allem um die Erdgeschichte inklusive der menschlichen Wirkmechanismen handelt, wurde eine breite Palette an Expert/innen in das Projekt involviert. Dabei finden sich in der AWG unter anderem Personen der Forschungsfelder Ökologie, Archäologie, Ozeanographie, Klimatographie, Polarforschung, Anthropologie sowie Internationales Recht zusammen, um der multiperspektiven Anforderung dieses Unterfangens gerecht zu werden. (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2017: 56) Die nachfolgende Arbeit kann hierbei, aufgrund des begrenzten Rahmens der Diplomarbeit, die Vernetzung dieser Fachbereiche nur anhand der Eisenerzindustrie beleuchten. Dennoch versteckt sich alleinig unter diesem Blickwinkel ein derart komplexes Gefüge an Strukturen und Prozessen, sodass im Kapitel der Ergebnisse mit Verallgemeinerungen und Simplifizierungen gearbeitet werden muss. Die zum Teil als deterministisch präsentierten Kausalzusammenhänge sollen daher nicht suggerieren, dass keine Variabilität der Prozesse und der darauf aufbauenden Umwelteinflüsse bestünde.

2. Definitionen

Eisenerz

Eisenerz ist ein natürlich vorkommendes Mineralgemenge, dass sich durch die Bindung von Eisen mit Sauerstoff, Silikaten oder Carbonaten charakterisieren lässt.

Rohes Eisenerz

Natürlich vorkommendes, eisenhaltiges Erz, inklusive seiner nicht wirtschaftlich genutzten Beimengungen und Verunreinigungen, das noch keiner Weiterverarbeitung oder Konzentration unterzogen wurde.

Nutzbares Erz

Eisenerz mit einem dementsprechenden Eisenanteil, sodass die wirtschaftliche Nutzbarkeit ohne Konzentrationsverfahren gegeben ist.

Reserve

Gesicherte Vorkommen, die zur gegebenen Marktlage und Technik profitabel gefördert werden können, werden als Reserven bezeichnet. (vgl. NEUKIRCHEN & RIES 2014: 9)

Ressource

Der Begriff Ressource umfasst dabei Vorkommen, welche sowohl nur vermutet werden (vgl. NEUKIRCHEN & RIES 2014: 9), und solche, deren Abbau sich durch steigende Preise und/oder technische Entwicklungen in Zukunft eventuell rentabel gestalten wird. (vgl. BIELITZA 2012: 14; vgl. POVEROMO 1999: 574)

Anthropozän

Eine klare Definition des Anthropozäns ist aus aktueller Sicht – aufgrund der fehlenden formalen Anerkennung als geologisches Zeitalter – nicht möglich. Der in der Arbeit verwendete Terminus bezieht sich jedoch auf das geologische Anthropozän auf Basis stratigraphischer Grundlagen. (vgl. TOIVANEN et al. 2017: 184) und soll somit die Abgrenzung zu anderen Wissenschaftsbereichen ermöglichen.

Anthropogener Stoffkreislauf

Der durch den Menschen initiierte, zyklische Transport einer Substanz zwischen den Sphären oder Prozessstufen.

Natürlicher Stoffkreislauf

Der in der Natur vorherrschende, zyklische Transport einer Substanz zwischen den Sphären.

Eisenerzindustrie

Darunter wird die Gesamtheit aller Prozesse verstanden, die die Förderung, die Weiterverarbeitung und das Recycling von Eisenerz und dessen Produkten beinhaltet.

Langfristige Einflüsse

Die langfristigen Einflüsse beziehen sich auf einen Zeitraum von mindestens 10^3 Jahren, wenngleich sie auch eine Zeitspanne von bis zu 10^8 Jahre erreichen können. Genauere Eingrenzungen erfolgen, falls entsprechende Daten vorhanden sind, kontextuell im jeweiligen Kapitel.

Recyclingrate

Das Verhältnis von eingesetztem Stahlschrott zur Gesamtmenge der rohen Stahlproduktion im jeweiligen Land in Prozent.

3. Forschungsfragen und Hypothesen

- Welche langfristigen Einflüsse hinterlässt die globale Eisenerzindustrie?
 1. Es werden anthropogene Eingriffe in das Erdsystem getätigt, die über mehrere Millionen Jahre nachgewiesen werden können.
 2. Es gibt einzigartige Marker, die speziell mit der Eisenerzindustrie in Verbindung stehen.

- Kann die anthropogene Bioturbation durch die Rohstoffgewinnung als relevantes Beispiel der „Anthropozän-Debatte“ nützlich sein?
 1. Die Auswirkungen der Bioturbation auf die Umwelt sind selbst in geologischen Maßstäben relevant.
 2. Durch die großen Fördermengen und deren anthropogene Verbreitung kann von einem für das Anthropozän relevanten Sachverhalt gesprochen werden.

- Produziert die globale Eisenerzindustrie relevante Nachweise, die zur Bestimmung des Anthropozäns hilfreich sein können?
 1. Die Eisenerzindustrie hinterlässt Marker, die stratigraphisch nachweisbar sind.
 2. Die mit der Eisenerzindustrie in Verbindung zu bringende Rückstände tragen zur Bestimmung eines GSSP bei.
 3. Die zeitliche Festlegung eines GSSA kann unter dem Blickwinkel der Eisenerzindustrie erfolgen.

4. Methoden

Literaturrecherche

Eine wissenschaftliche Literaturrecherche ist eine systematische Auswahl und Verwendung (vgl. BRISLAT & MALEWSKI 2015: 113) von Primär-, Sekundär und Tertiärliteratur. (vgl. BRINK 2013: 47) Die sich daraus ergebenden Inhalte helfen dabei, sich über ein Thema zu informieren, Ergebnisse durch den Vergleich bereits vorhandener Fakten zu untermauern und auf Grundlage des analysierten Materials zu eigenen Thesen zu gelangen. Eine wissenschaftliche Arbeit erfordert im Hinblick auf die theoretische Grundlage, Fragestellung oder Methodik also stets die Bezugnahme auf Aussagen von anderen Autorinnen und Autoren. (vgl. BRISLAT & MALEWSKI 2015: 113)

Schneeballsystem

Um geeignete Literatur für das Untersuchungsobjekt ausfindig zu machen, wird auf die Methode des Schneeballsystems gesetzt. Dies bedeutet, die Literaturlisten der gefundenen Werke durchzusehen und auf diese Weise kontextbezogene Literaturquellen zu finden, die in älteren Publikationen bereits erschienen sind. (vgl. BAADE et al. 2010: 77) Diese Methode, die als zeitlich zurückgreifendes Schneeballsystem bekannt ist, kann sowohl digital als auch analog durchgeführt werden.

Moderne Datenbanken und Recherchesysteme liefern darüber hinaus auch die Beiträge, in denen das entsprechende Textelement zitiert wurde. Damit ist der Zugriff auf jüngere Literaturquellen möglich, weshalb diese Methode als zeitlich vorgeifendes Schneeballsystem bekannt ist. (vgl. BAADE et al. 2010: 77)

Sekundäranalyse

Es werden in der Arbeit keine Primärdaten erhoben, jedoch können bereits vorliegende Daten mittels der Sekundäranalyse, unter Bezugnahme auf die Forschungsfragen, neu interpretiert werden. Dabei beruhen die in der Arbeit angeführten Daten zumeist auf Sekundärquellen. Unter diesen Voraussetzungen muss besonders auf die Vergleichbarkeit der Informationen geachtet werden. Es soll dabei auf das Alter der Daten und deren jeweiligen kontextuellen Bezug geachtet werden, um letztendlich den wissenschaftlichen Anforderungen einer Diplomarbeit gerecht zu werden. (vgl. BAADE et al. 2010: 64)

Keyword-Identifikation

Ein Keyword, im deutschen Sprachgebrauch auch Schlagwort genannt, ist ein Begriff, der den Inhalt eines Dokumentes möglichst genau wiedergibt. (vgl. FRANCK 2017: 136) Die Keyword-Identifikation soll dafür sorgen, dass das themenspezifische Potenzial der Online-Suchergebnisse mittels der gängigen wissenschaftlichen Portale auf Basis ihrer Schlagwörter beurteilt werden kann. Besonders die Internet-Suchmaschinen haben den Nachteil, dass sie in der Regel sehr viele Treffer liefern, die als Quelle für eine wissenschaftliche Arbeit nicht in Frage kommen. Hier gilt es, sinnvolle Schlagwörter und Verknüpfungen einzugeben. (vgl. BAADE et al. 2010: 79) Durch eine konkrete Auswahl relevanter Suchbegriffe kann der Forschungsstand bestimmter Themengebiete somit schneller ermittelt und in seiner Breite sowie Tiefe kenntlich gemacht werden.

5. Kontextualisierung

Werden die Umwelteinflüsse eines Prozesses untersucht, so werden diese meist aus der Perspektive ökologischer, ökonomischer, gesellschaftlicher oder politischer Faktoren erörtert und mit dem Zeithorizont eines Menschenlebens gemessen. Die Bestimmung langfristiger Einflüsse ist jedoch ein Unterfangen, das sich scheinbar im Kontext der Eisenerzindustrie der genauen Untersuchung bis jetzt entzogen hatte. Aus diesem Grund kann im Einführungskapitel auf die Einbettung der Arbeit in den wissenschaftlichen Kanon nicht direkt Bezug genommen werden. Indirekte Schnittstellen sind wiederum bei so vielen Fachbereichen (Geologie, Geoökologie, Klimageographie, Ozeanographie etc.) vorhanden, sodass der aktuelle Wissensstand dieser Richtungen einer sinnvollen Behandlung nicht gerecht werden würde. Eine allgemeine Einführung der in diese Arbeit eingebetteten Rahmenbedingungen soll daher die Aufarbeitung dieser Thematik unterstützen und den Leser und die Leserin inhaltlich darauf vorbereiten.

5.1. Eigenschaften und Entstehung von Eisenerz

Eisen als chemisches Element ist Teil der 8. Nebengruppe im Periodensystem und zählt zu den Übergangsmetallen. Es wird in der Kurzform als „Fe“ bezeichnet, welches vom lateinischen Wort „ferrum“ abgeleitet wurde. (vgl. BIELITZA 2012: 13) Die Atommasse beträgt 55.848 und der Schmelzpunkt liegt, je nach Reinheit des Metalls, bei maximal 1.535 Grad Celsius. (vgl. WAKELIN & RICKETTS 1991: 2) Mit einem Anteil der Masse von 5,6 Prozent an der Erdkruste ist Eisen das vierthäufigst vorzufindende Element nach Sauerstoff, Silizium und Aluminium. Die meisten Vorkommen sind jedoch aufgrund ihrer Position und geringen Konzentration nicht zur industriellen Verwertung geeignet. (vgl. BIELITZA 2012: 13)

Die „Geburt“ von Eisenmineralen kann auf die primäre und sekundäre Gesteinsbildung zurückgeführt werden. Erstere entsteht durch die Kristallisation aus Magma und erzeugt primäre Minerale wie Biotit, Amphibol, Pyroxen, Olivin oder Magnetit. Bei der sekundären Entstehung führen Verwitterungsprozesse, ausgelöst durch Wasser (Hydrolyse und Protolyse) und Sauerstoff (Oxidation), zur Bildung der Eisenoxidverbindungen Hämatit, Goethit, Lepidokrokot oder Maghemit. (vgl. BLUME et al. 2010: 23ff.) Unter anaeroben Bedingungen und der Präsenz von Sulfiden oder Carbonaten kann sich unter Umständen das Eisenoxid auch zu

Pyrit oder Siderit entwickeln. (vgl. BLUME et al. 2010: 28) All diese Gemenge können dabei als Eisenerze klassifiziert werden und weisen – gemäß ihrem Eisenanteil – die folgenden Eigenschaften auf:

	Magnetit	Hämatit	Goethit	Siderit	Pyrit
Chemische Formel	Fe ₃ O ₄	Fe ₂ O ₃	HFeO ₂	FeCO ₂	FeS ₂
Eisenanteil %	72,36	69,94	62,85	48,2	46,55
Farbe	Grau-Schwarz	Grau-Rot	Gelb, Braun-Schwarz	Weiß-Grau-Schwarz	Kupfern, Gelblich
Kristallstruktur	Kubisch	Hexagonal	Orthorhombisch	Hexagonal	Kubisch
Mohssche Härte	6	6,5	5 - 5,5	3,5 - 4	6 - 6,5
Schmelzpunkt °C	1.600	1.565	-	-	-

Tabelle 1: Eigenschaften der Eisenerze (Eigene Darstellung, angelehnt an YELLISHETTY et al. 2012: 8)

5.2. Anthropozän

Im Jahr 2016, sieben Jahre nach der Gründung der AWG, fand der „35th International Geological Congress“ (IGC 2016) in Kapstadt, Südafrika, statt. In diesem fanden sich die Mitglieder der Expertengruppe zusammen und stimmten über die stratigraphische Realität des Anthropozäns ab. (vgl. DI PAOLA 2018: 14) Bei den darin erörterten Themenkomplexen handelt es sich um die aktuellsten Erkenntnisse, auf welchen diese Arbeit versucht aufzubauen.

Mit einstimmiger Befürwortung wurden dabei die Veränderungen am Erdsystem als zum Teil signifikant, irreversibel und global erachtet, sodass eine potenzielle Eingliederung in die geologische Zeitskala als sinnvoll erachtet wurde. (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2017: 58)

Darüber hinaus wurde der Frage nachgegangen, welche geochronologische Hierarchieebene dem Anthropozän zugeordnet werden sollte und wann diese letztendlich begann. Eine besondere Rolle spielt dabei die Auswahl der Ebene. Eine Zuordnung als Epoche würde bedeuten, dass das Holozän, in welchem wir uns derzeit befinden, offiziell beendet wäre. Ein Szenario, für welches sich die AWG durch ihre Abstimmung 2016 ausgesprochen hat. (vgl. ebd: 58)

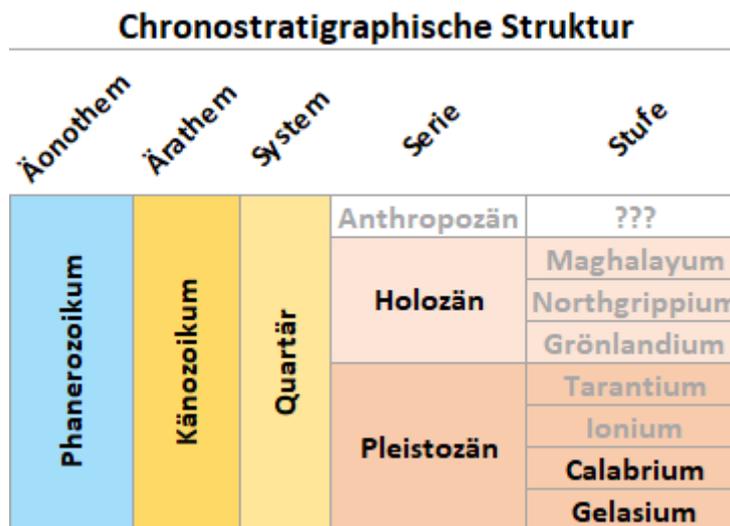


Abbildung 1: Chronostratigraphische Struktur (Eigene Darstellung, angelehnt an ZALASIEWICZ et al. 2017: 58)

Gab es bis zur eben besprochenen Abstimmung noch unzählige Vorschläge zum Beginn des Anthropozäns (vgl. EDGEWORTH et al. 2015: 34), so tendierte jedoch die AWG bei ihrer Entscheidung in Südafrika stark zum Jahr 1950. (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2017: 58) Mit einer klaren Mehrheit weist sie dabei auf eine Zeit hin, die, geprägt durch die globale Beschleunigung sozioökonomischer Bedingungen, heute als „Great Acceleration“ bekannt ist. (vgl. STEFFEN et al. 2015) Durch das gesteigerte Konsumverhalten, dem auch dadurch implizierten wirtschaftlichen Aufschwung und der dabei wiederum in direktem Zusammenhang stehenden Rohstoffnachfrage, wurden die prägnantesten Veränderungen im Erdsystem initiiert. (vgl. STEFFEN et al. 2015: 92) Die kurze Zeitspanne soll jedoch nicht darüber hinwegtäuschen, dass das primäre Ziel der AWG das Auffinden von langfristig Gültigkeit besitzenden Beweisen an global synchronen stratigraphischen Signalen ist. (vgl. STEFFEN et al. 2016: 12) Ein in dieser Konferenz erwähnter Favorit ist dabei die radioaktive Signatur der Atombombentests. (vgl. KUNNAS 2017: 137; vgl. ZALASIEWICZ et al. 2017: 58)

Dass aber auch andere Ansätze gewählt werden können, zeigt dabei Jan KUNNAS (2017: 138f.), der zum holistischen Verständnis ein mehrphasiges Konstrukt des Anthropozäns vorschlägt. Dieser Blickwinkel ist zwar nicht für die stratigraphische Formulierung von Nutzen, verweist jedoch auf die damit verbundene Komplexität der Mensch-Umwelt-Interaktionen und der kontinuierlichen anthropogen initiierten Veränderung des Erdsystems.

Ein weiterer Diskussionspunkt war die Auseinandersetzung, ob ein GSSA (Global Standard Stratigraphic Age) oder GSSP als Grenze zum Holozän gewählt werden sollte. Obwohl es

zugunsten einer präziseren Wiedergabescharfe das Bestreben ist, alle Zeiteinheiten mit einem GSSP zu versehen, muss jedoch erst konkret entschieden werden, ob diese Form der Definition praktische Vorteile beinhaltet. (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2015: 200) Für die AWG war diese Frage 2016 mit einem klaren „Ja“ zu beantworten. Grund war vor allem die breite Akzeptanz der GSSP-Methode zur Definition geologischer Zeiteinheiten. (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2017: 58) Konkret wird unter dieser Methodik die Suche nach einem physischen Referenzpunkt verstanden, der eine – durch das ausgewählte Signal – ersichtliche und global repräsentative Abgrenzung ermöglicht. (vgl. WATERS et al. 2018: 380)

Beim IGC 2016 wurde des Weiteren mit einem Abstimmungsergebnis von 30 zu 3 gezeigt, dass die Mehrheit der AWG der Vorbereitung eines formalen Antrags an die höheren Instanzen zustimmt. (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2017: 58) Die tatsächliche Anerkennung dieses Terminus würde jedoch noch mindestens bis zum Jahre 2020 dauern (vgl. DI PAOLA 2018: 14), da die übergeordneten Kommissionen wie der SQS, IUGS und die SQS dem Antrag zuerst zustimmen und anschließend ratifizieren müssten. (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2010: 2228) Dabei müsste jede Instanz mindestens 60 Prozent an Befürworter/innen vorweisen können. (vgl. WATERS et al. 2018: 380)

5.3. Historische Bedeutung des Eisenabbaus

Eisenhaltige Werkzeuge aus terrestrischem Erz wurden in der Türkei ab dem 20. Jahrhundert vor Christus registriert. (vgl. AKANUMA 2008: 313) Ihr Wert war aber aufgrund ihrer Seltenheit größer als der von Gold. Ab da an gab es jedoch immer wieder vereinzelte Funde eisenhaltiger Artefakte, die vor allem zeremoniell genutzt wurden. (vgl. BURNEY 2004: 135f.) Auch Überreste von Meteoriten wurden zum Teil zur Konstruktion von Artefakten genutzt. So konnten Werkzeuge aus dem Jahr 5.000 bis 4.000 v. Chr. in Mesopotamien, Ägypten oder dem Iran einer extraterrestrischen Abstammung zugeordnet werden. Dieser Periode konnten auch die ersten Förderungen von Hämatit zugesprochen werden. Eine metallische Weiterverarbeitung des in diesen Stätten geförderten Rohstoffes kann jedoch nicht mit Sicherheit bestätigt werden. (vgl. GOLDENBERG & STEUER 1998: 198ff.) Der extensive Abbau von Eisenerz begann, als die Technologie und das Wissen zur Herstellung eisenhaltiger Werkzeuge und Waffen größere Verbreitung fanden. Diese Periode ist heute als „Eisenzeit“ bekannt und begann vor zirka 2.500 Jahren. (vgl. HOOKE 2000: 843) Dies ist allerdings nur eine annähernde Datierung des Beginns, da die Substitution von Bronze durch das neue Metall regional und zeitlich

unterschiedlich verlief. Das Metall war dabei besonders im Römischen Reich beliebt. Wegen des hohen Bedarfs durch Münzprägung, Rüstungen, Bauelementen oder Luxusobjekten der Elite, wurde eine ständige Nachfrage geschaffen, der selbst das an Eisenerz reiche Italien nicht nachkommen konnte. (vgl. EDMONDSON 1989: 84) Aus diesem Grund wurde über mehrere Kontinente hinweg hauptsächlich Tagebau betrieben, um den nötigen Nachschub für das Römische Reich zu garantieren. (vgl. STACY 2015: 232; vgl. EDMONDSON 1989: 84; vgl. PRICE et al. 2011: 1060) Aufgrund seiner einfachen Zugänglichkeit gab es vor allem viele kleine, oberflächliche Abtragungen. (vgl. EDMONDSON 1989: 84) Größere Produktionsstätten wurden unter anderem in den Gegenden von Sussex, Kent Weald (vgl. HODGKINSON 1999: 68), Lausitz (vgl. HEIMANN et al. 1988: 1015) sowie in mehreren Gebieten in Illyrien geführt. (vgl. DUŠANIĆ 1994: 247ff.) Die dabei verwendeten Schmelzvorgänge durch Rennfeueröfen änderten sich bis ins Mittelalter, und zum Teil bis zur Neuzeit, kaum.

Generell stieg die anthropogene Förderung in so gut wie allen Bereichen seit den römischen Ausgrabungen in fast exponentiellen Raten an. (vgl. HOOKE 2000: 843ff.) Waren es 1917 noch 140 Millionen Tonnen Eisenerz, die global gefördert wurden, so belief sich die Summe im Jahr 2017 bereits auf 2.400 Millionen Tonnen Erz, mit einem reinen Eisengehalt von rund 1.500 Millionen Tonnen. (vgl. USGS 2018: 89) Das entspricht einer jährlichen Förderungsrate von 1,8 Prozent, gemessen an den globalen Eisenerzreserven. (vgl. USGS 2018: 89f.)

5.4. Globale Bedeutung und Verwendung von Eisenerz

Gewonnen wird Eisen hauptsächlich aus Eisenerz und wird seit über viertausend Jahren für die Erzeugung von Waffen und Werkzeugen genutzt. Als essentieller Part bei der Erzeugung von Stahl (vgl. FERREIRA & LEITE 2015: 1081), ist es als wortwörtliche Stütze unserer modernen Gesellschaft nicht mehr wegzudenken. So macht Eisen und Stahl nicht weniger als 90 Prozent der Masse aller konsumierten Metalle aus. (vgl. BOWYER et al. 2015: 2) Des Weiteren liegt der weltweite Eisenanteil bei der Verarbeitung metallischer Stoffe auf Massenproduktionsbasis bei über 95 Prozent. (vgl. BELHAJ 2008: 6) Neben unterschiedlichen Verwendungszwecken konzentriert sich jedoch der primäre Nutzen auf die Produktion von Stahl. Insgesamt wird dafür knapp 98 Prozent des globalen Erzes aufgewendet. (vgl. YELLISHETTY et al. 2012: 9; vgl. KÄSTNER et al. 1979: 213) Unterschieden wird dabei die Primärproduktion von der Sekundärproduktion. Bei Ersterer wird das Eisenerz zu Eisen umgeformt, um es schließlich in

Stahl zu konvertieren. Bei Letzterer handelt es sich um das Recyclingverfahren von Stahlschrott, das erneut in den Stoffkreislauf gespeist wird. (vgl. BIELITZA 2012: 22f.) Das restliche Eisenerz wird hauptsächlich für die Reinigung der Kohle, die Zementproduktion oder sonstige Verarbeitungen verwendet. (vgl. IBM 2007: 5) Mit diesem Wissen kann die globale Verteilung des verarbeiteten Eisens aufgezeigt und für die Anthropozän-Debatte nachvollziehbar gemacht werden. In der nachfolgenden Abbildung wird die Verwendung des Eisenerzes graphisch dargestellt.

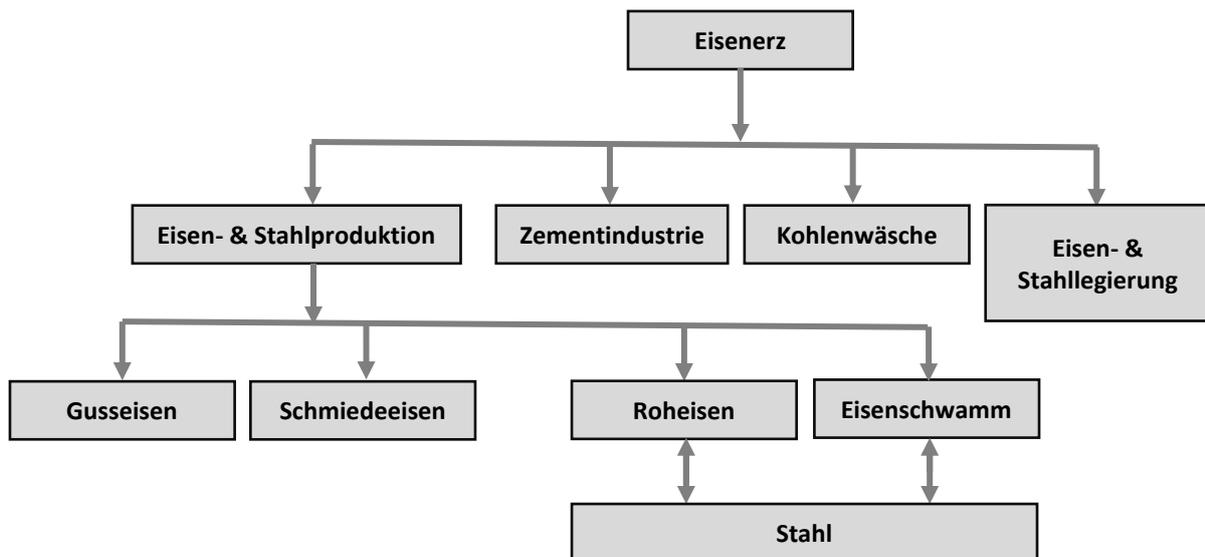


Abbildung 2: Nutzung von Eisenerz (Eigene Darstellung, angelehnt an YELLISHETTY et al. 2012: 9)

Abbildung 2 zeigt nochmals, dass die Nachfrage des Eisenerzes sehr stark von der Stahlproduktion abhängig ist. Durch die weltweiten Exporte und Produktionen, inklusive des Recyclings der jeweiligen Länder, kann die regional und global veränderte Menge dieses Stoffes in Form einer Stoffanalyse geschätzt werden. Es handelt sich dabei um die globale Umverteilung eines Rohstoffes durch wirtschaftliche Triebkräfte. So wird zum Beispiel der australische Produktionsoutput des Erzes ausschließlich exportiert. Diese Auslieferungen sind wiederum stark von der chinesischen Nachfrage zur Produktion von Stahlprodukten abhängig (vgl. GOVERNMENT OF WESTERN AUSTRALIA 2017: 1), sprich, von Produkten, welche letztendlich wieder von der australischen Marktwirtschaft nachgefragt werden. Die globale Verzahnung der Produktionswege sorgt dabei für die weltweite Verbreitung der nachstehend aufgelisteten Produkte.

Inventar eisenhaltiger Produkte und Services

Produktkategorie	Inkludierte Komponenten
Gebäude	<ul style="list-style-type: none"> • Gebäuderahmen: Stahlträger, verstärkter Beton etc. • Equipment und Ausstattung: Heizung, Ventilation, Klimaanlage etc.
Infrastruktur	<ul style="list-style-type: none"> • Eisenbahn: Brücken, Tunnel, Schienen, Bahnschwelle, Ausweichgleise, Zäune, elektrisches Equipment etc. • Straßen: Brücken, Tunnel, Verkehrsschilder, Barrieren, Ampeln etc. • Öffentliche Betriebsmittel: Wasserversorgung, Kanalisation, Straßenbild • Stromversorgung: thermische und hydraulische Kraftwerke, Strommasten • Öl- und Gasindustrie: Öl- und Gasbohrung, Öl- und Gaspipelines • Häfen: Fluss- und Seehäfen
Häusliche Ausstattung	<ul style="list-style-type: none"> • Kühlschränke, Klimaanlage, Waschmaschinen, Mikrowellen, Fahrräder etc. <p>32 Kategorien insgesamt</p>
Industrielle Ausstattung	<ul style="list-style-type: none"> • Metallbearbeitungsmaschinen, Textilgeräte, Pflüge etc. und 39 weitere Kategorien im Bereich "landwirtschaftliche Ausstattung" und 537 Kategorien "nicht landwirtschaftliche Geräte"
Transport	<ul style="list-style-type: none"> • Kraftwägen: Passagierfahrzeuge, LKWs, Spezialfahrzeuge, landwirtschaftliche Fahrzeuge, Motorräder etc. • Schienenfahrzeuge: Personenwägen, Frachtwägen, Lokomotiven • Schiffe: Motorschiffe, Kähne etc. • Flugzeuge

Tabelle 2: Inventar eisenhaltiger Produkte und Service (Eigene Darstellung, angelehnt an WANG 2009: 204)

Durch die vielseitige anthropogene Nutzung (siehe Tabelle 2) können geringe bis signifikante Mengen dieses verarbeiteten Rohstoffes auf globaler Ebene nachgewiesen werden. Die Durchdringung eisenhaltiger Produkte in allen Lebensbereichen soll dabei besonders in den Fokus gerückt werden. Ohne dieses Material wäre die Konstruktion von Gebäuden, Infrastruktur und alltäglichen Werkzeugen aus heutiger Perspektive nicht mehr denkbar. Die globale Verteilung dieser Güter konzentriert sich daher besonders auf Gebiete mit hohen Bevölkerungszahlen, kann aber selbst in entlegenen Gebieten vereinzelt wahrgenommen werden.

5.5. Minen-Großprojekte im internationalen Vergleich

Heutzutage wird Eisenerz vor allem durch den Tagebau gefördert. Der Untertagebau spielt bei der globalen Förderung nur eine untergeordnete Rolle. (vgl. YELLISHETTY et al. 2012: 9)

Im Folgenden sollen einige der größten Minen-Großprojekte und deren Ausmaße vorgestellt werden. Aufgrund der anthropogenen Antriebskraft der Wirtschaft, des unterschiedlichen Eisengehalts der Minerale und der zum Teil stark schwankenden Preise der Rohstoffe wird die „Größe“ einer Ausgrabungsstätte anhand der jährlichen Fördermenge an nutzbarem Eisenerz gemessen. (vgl. BIELITZA 2012: 14) Angesichts der begrenzt zur Verfügung stehenden Datenmenge kann dieser Vergleichswert jedoch nicht immer konkret herangezogen werden. Sollte es sich bei den angegebenen Zahlen um abweichende Darstellungen handeln, wird dies explizit erwähnt.

Laut der U.S. Geological Survey (2017: 91) liegen die globalen Eisenerzreserven bei zirka 800 Milliarden Tonnen rohen Erzes, mit einem Eisenanteil von ungefähr 230 Milliarden Tonnen. Dabei wurden im Jahr 2016 alleine 1.360 Millionen Tonnen weltweit an Eisen gefördert. Spitzenreiter ist dabei Australien mit 491 Millionen, gefolgt von Brasilien und China, mit jeweils 254 und 219 Millionen Tonnen. Die chinesischen Angaben basieren jedoch auf der Kalkulation des rohen Erzes und der jeweilig geförderten Minerale. (vgl. USGS 2017: 91) Durch die Überproduktion von Eisenerz, welche von 2000 bis 2016 vorherrschend war, und den damit einhergehenden Preisverfall des Rohstoffes wurden jedoch einige kostenintensive Minen in China geschlossen. (vgl. LKAP 2016: 10) Dies führte von 2014 auf 2015 sogar zu einem Rückgang der globalen Rohförderung um 1.140 Millionen Tonnen. (vgl. USGS 2017: 91; vgl. USGS 2016: 91) Nichtsdestotrotz werden weiterhin enorme Mengen an Erz der Erde entzogen und zur industriellen Weiterverarbeitung in den globalwirtschaftlichen Kreislauf gespeist. Durch die vermehrte Nachfrage nahmen die Fördermengen auch für 2016 und 2017 wieder zu. (vgl. USGS 2017: 91; vgl. USGS 2018: 89)

Auf die geographische Verteilung der globalen Förderung hat sich der Preisverfall (vgl. LKAP 2016: 10) jedoch stark ausgewirkt. Besonders die Rolle Chinas veränderte sich signifikant. Innerhalb eines Jahres fiel China als Vorreiter der Eisenerzproduktion zurück auf den dritten Platz. (vgl. STATISTA 2018a) Seit dieser Veränderung ist Australien der wichtigste Produzent. Mit

einer Förderung von 880 Millionen Tonnen nutzbaren Erzes ist diese für 2017 doppelt so hoch wie in Brasilien mit 440 Millionen. (vgl. USGS 2018: 89)

Eisenerz wird zwar in mehr als 30 Ländern abgebaut (vgl. BIELITZA 2012: 39), aggregiert liefern jedoch die fünf größten Förderländer 2017 einen Output von mehr als 80 Prozent. (vgl. USGS 2018: 89) Die geschätzte Fördermenge der Top 5 liegt laut der US Geological Survey bei zirka 1.215 Millionen Tonnen. (vgl. USGS 2018: 89)

Angeführt werden diese Produktionsmengen jedoch von nur wenigen Unternehmen. Die Spitzenposition nimmt für 2017 dabei „Vale S.A.“, Hauptsitz in Brasilien, mit einer globalen Produktion von 366,5 Megatonnen (Mt) Eisenerz, ein. (vgl. VALE 2018a: 3) Auf Platz zwei rangiert das australische Unternehmen „Rio Tinto“, mit einer Menge von 329,8 Mt. (vgl. RIO TINTO 2018a: 17) Auf das drittgrößte Produktionsunternehmen „BHP Billiton“ fallen 268 Mt. (BHP 2018: 88) Es gilt, bei diesen Zahlen jedoch darauf zu achten, wie groß die tatsächlichen Firmenanteile bei der Produktion sind. Rechnet man diese mit ein, verringert sich somit der Output bei Rio Tinto auf 271,3 Mt (vgl. RIO TINTO 2018a: 17) und bei BHP Billiton auf 231 Mt. (vgl. BHP 2018: 245) Für Vale S.A. findet man dazu keine offiziellen Zahlen in ihrem Jahresbericht für das Jahr 2017, was jedoch nicht automatisch heißt, dass hier anteilmäßige Förderungen nicht tatsächlich vorhanden sind. Zusätzlich soll zur Vergleichbarkeit angemerkt werden, dass sich die Jahresumsätze in Australien nicht auf das Kalenderjahr, sondern auf das dortige Geschäftsjahr beziehen. Dieses startet am 1. Juli und läuft bis zum 30. Juni des folgenden Jahres.

Die zuvor genannten wirtschaftsgeographischen Daten nehmen die Verteilung der größten Minen auf unserem Planeten bereits vorweg. Schon im Jahr 2015 erschienenen Buch von Liming LU (2015: 14ff.) zeigte sich, dass die größten Produktionsstätten fast ausschließlich in Australien vorzufinden sind. Dies hat sich in den Folgejahren kaum verändert. Vor allem in Westaustralien, im Gebiet von Pilbara, befinden sich die größten Förderstätten der Welt. (vgl. GOVERNMENT OF WESTERN AUSTRALIA 2017: 1ff.) In diesem Gebiet werden 94 Prozent der totalen australischen Menge an Eisenerz gewonnen. Allein dieser Vorgang trägt zu 15 Prozent des Bruttosozialprodukts in Westaustralien bei (vgl. GOVERNMENT OF WESTERN AUSTRALIA 2017: 1) und ist damit ein fundamentaler Träger der sozioökonomischen Entwicklung dieser Region.

Zur größten Förderstätte gehören dabei die Hamersley Minen, welche unter der Tochtergesellschaft der Rio Tinto Group, „Pilbara Iron“, geführt werden. (vgl. RIO TINTO 2018a:

15) Ihr totaler Ertrag liegt für das Geschäftsjahr 2017 bei 206,8 Millionen Tonnen nutzbaren Eisenerzes. (vgl. RIO TINTO 2018b: 15f.) Die günstigen Produktionskosten von 13,4 US Dollar pro Tonne Eisenerz lassen sich dabei vor allem durch die hohe Produktivität erklären. (vgl. RIO TINTO 2018a: 17)

Die zweitgrößte Produktionsstätte befindet sich jedoch in Brasilien. In der als Carajás-Minen bekannten Abbaustätte, gelegen in den Carajás-Gebirgen im Nordosten des Landes, wurden im Kalenderjahr 2017 um die 147 Millionen Tonnen abgebaut. (vgl. VALE 2018a: 6) Um welche Form des Erzes es sich hierbei handelt, wird nicht genauer erläutert. Der durchschnittliche Eisengehalt in dieser Region liegt jedoch bei 65 Prozent (vgl. VALE 2018b: 7) und lässt somit auf vermehrte Vorkommen von Magnetit, Hämatit und Goethit schließen. Damit übersteigt das dortig geförderte Erz den Reinheitsgrad der konkurrierenden Stätten. Generell gelingt es Vale, seine Produktionskosten für das gewonnene Metall sehr niedrig zu halten. (vgl. GOVERNMENT OF WESTERN AUSTRALIA 2017: 4) Mit den anfallenden Kosten von 15,4 US Dollar pro Tonne, vor der Verfrachtung (vgl. VALE 2018b: 33), gehört es weltweit zu den Spitzenanbietern.

Das Unternehmen, welches die drittgrößte Förderung betreibt, ist unter Fortescue Metals Group Ltd bekannt. Mit einer totalen Produktion von 170,4 Millionen Tonnen Eisenerz im Geschäftsjahr 2017 (vgl. FORTESCUE METALS GROUP 2017: 6) gehört es zu den wichtigsten Wirtschaftsmagnaten dieser Branche. Mit einer jährlichen Fördermenge von 100 Millionen Tonnen gehört das *Chichester Hub*, aufgeteilt unter der *Christmas Creek* und der *Cloudbreak Mine*, zum primären Abbaugebiet. (vgl. FORTESCUE METALS GROUP 2017: 17) Mit einem durchschnittlichen Reinheitsgrad von 57,2 Prozent (vgl. FORTESCUE METALS GROUP 2017: 30) liegt es dabei um knapp acht Prozentpunkte unter der brasilianischen Konkurrenz.

5.6. Anthropogener Stoffkreislauf

Um die weitreichenden Folgen der weltumspannenden Eisenerzindustrie verstehen zu können, wird das Konzept des anthropogenen Stoffkreislaufes vorgestellt. Darunter wird unter einer globalen Perspektive die vom Menschen initiierte Produktionskette verstanden, die um die Aspekte der Entsorgung bzw. des Recyclings erweitert wird. Unter diesem Gesichtspunkt kann eine zyklische Bewegung der Minerale beobachtet werden, die vom Input der Rohstoffgewinnung gespeist wird und welche auch die aus dem Kreislauf ausgeschiedenen

abgehenden Restprodukte ins Auge fasst. Je nach Fachrichtung divergieren die verwendeten Termini und in einigen Fällen die dabei angewendeten Konzepte. Jason N. RAUCH (2011: 7) verwendet dabei den Begriff des „anthrobiogeochemical cycle“. Gemeint ist hierbei jedoch das Gleiche wie beim simpleren Begriff des „anthropogenen Stoffkreislaufes“. Im bestehenden Kontext betonen beide Termini die signifikante Rolle des Menschen bei der Mobilisierung von Metallen im Vergleich zu der untergeordneten Rolle der naturellen Verteilung. (vgl. RAUCH 2011: 7) Bekannte Beispiele für natürliche Kreisläufe sind der Kohlenstoff- oder der Stickstoffkreislauf. Diese würden in großen Mengen auch ohne dem Menschen stattfinden, wobei der Homo sapiens eine immer größer werdende Komponente darstellt.

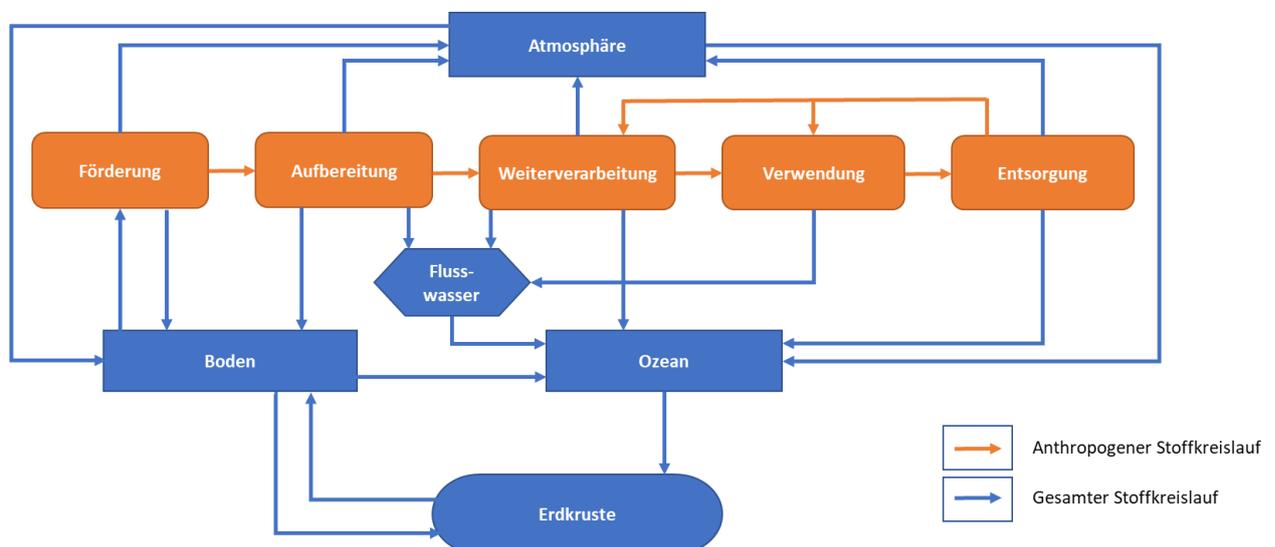


Abbildung 3: Stoffkreislauf und Umwelteinflüsse des Eisenerzes (Eigene Darstellung, angelehnt an RAUCH 2012: 9 und FRAUNHOFER 2017)

Im deutschsprachigen Raum hat sich unter anderem auch das Konzept der „Kreislaufwirtschaft“ durchgesetzt, das aber dem systemischen Anspruch der zuvor genannten Begrifflichkeiten nicht gerecht wird. Kreislaufwirtschaft bezieht sich dabei hauptsächlich auf die Vermeidung und Verwertung von Abfällen. (vgl. FRAUNHOFER 2017: 22) Diese Definition findet man zumindest im Kreislaufwirtschaftsgesetz wieder. Einem Gesetzestext, der aus dem 2017 spezifizierten Kreislaufwirtschaftspaket der EU resultiert. (EUROPEAN COMMISSION 2017: 2ff.)

Das Modell der „Circular Economy“, erstmals von David W. PEARCE erwähnt, setzt dabei auf ein umfangreicheres Prinzip, das auf die Schließung von Stoffkreisläufen zur Reduktion der

Nutzung von Umweltreservoirs setzt. (vgl. FRAUNHOFER 2017: 19) Diese wirtschaftliche Betrachtungsweise kommt dem Inhalt des anthropogenen Stoffkreislaufes sehr nahe, indem es sich wie folgt beschreibt:

„Diese Prinzipien zielen darauf ab, das Prinzip der biochemischen Stoffkreisläufe in Ökosystemen [KÜMMEL & PAPP 1990] – hier allerdings meist auf Elemente bzw. Makro- und Mikronährstoffe bezogen – auf anthropogene, industrielle Stoffkreisläufe– hier vermehrt komplexe, chemische Verbindungen (die in der Natur teilweise nicht vorkommen) und Materialverbunde – zu übertragen [HAAS et al. 2015; SCHAFFARTZIK et al. 2014]. Im Modell wird dabei meist eine Öosphäre und eine Biosphäre von einer wirtschaftlichen oder technischen (anthropogen kontrollierten) Sphäre unterschieden.“ (FRAUNHOFER 2017: 20)

Der Unterschied zwischen diesen zwei Modellen liegt darin, dass sich die „Circular Economy“ auf die Schaffung einer nachhaltigen Wirtschaft konzentriert, der anthropogene Stoffkreislauf jedoch im Prinzip wertfrei ist und ohne Ambitionen wie der Abfallvermeidung auskommt. Dies ist in der Anthropozän-Debatte wichtig, da es sich in dieser Diskussion nicht um ein politisches Konzept oder moralisches Bild handelt, sondern um eine stratigraphische Ergebnissuche. (vgl. ZALASIEWICZ 2017c: 220) Generell ist es relativ schwierig mit diesen Begrifflichkeiten zu arbeiten, da je nach Kontext, Fachrichtungen und Zielsetzung unterschiedliche Bedeutungen, Konnotationen und Assoziationen damit verbunden werden.

Um die langfristigen Auswirkungen der einzelnen Phasen des anthropogenen Kreislaufes in Erfahrung zu bringen, orientiert sich der nachfolgende Punkt der „Ergebnisse“ strukturell an ebendiesen. Beginnend mit der Extraktion der Minerale über die Weiterverarbeitung, inklusive des Transportes, bis hin zum Recycling bzw. zur Entsorgung der Endprodukte werden die einzelnen Komponenten nacheinander erörtert. Im Zuge dessen werden je nach Prozess unterschiedliche Zugänge gewählt.

Aktuelle Herangehensweisen wie das „Life Cycle Assessment“ (LCA) sind vielversprechende Evaluationsmethoden, um den anthropogenen Stoffkreislauf eines Produktes oder Services nachzuverfolgen. (vgl. DURUCAN et al. 2006: 1057) Durch die Untergliederung der Produktion in Extraktion, Weiterverarbeitung und Abfallbewirtschaftung können die jeweils gewonnenen Daten in getrennter Form konstruktiv in die Arbeit integriert werden. Es wird in den LCAs zwar nicht konkret auf die langfristigen Folgen der einzelnen Bereiche eingegangen, durch die Integration bestimmter Merkmale wie dem Ausstoß klimarelevanter Gase (CO₂, CO, NO und

SO₂) (vgl. DURUCAN et al. 2006: 1063) können aber Hinweise auf die andauernden Beeinflussungen abgeleitet werden.

Trotz der internationalen Standardisierung der LCA Methode (ISO 14040 Serie) können dennoch eine Vielzahl an Routen der Material- und Energieflüsse zur Berechnung der Wertschöpfungskette herangezogen werden. (vgl. HORNE et al. 2009: 9) Die bekannteste Applikation der LCA ist der Vergleich der gesamten Umweltbelastung eines Produktes oder Services. Diese werden zum Teil in Bereiche wie der Eutrophierung, der Versauerung, dem Energiekonsum oder dem Erderwärmungspotential untergliedert (vgl. NUSS & ECKELMANN 2014: 6f.) und können somit Hinweise langfristiger Umweltveränderungen beinhalten. Zur genauen Eruiierung des totalen anthropogenen Outputs müssen der LCA aber bestimmte Limits gesetzt werden. Diese Einschränkungen sollten zur Verbesserung des Ergebnisses, so weit wie möglich, gesetzt werden. In diesem Sinne sollte sowohl die gesamte Produktionskette als auch der Recyclingprozess integriert werden. Darüber hinaus sollen auch die Komponenten zur Lieferung des Produktes und des Services sowie auch wiederum die Auswirkungen aller der damit verbundenen Inputs und Outputs Eingang finden. (vgl. HORNE et al. 2009: 4)

Beim Vergleich der unterschiedlichen LCAs muss darüber hinaus beachtet werden, ob die lineare Produktionskette (Cradle-to-crave), inklusive Recyclingprozess (Cradle-to-cradle), betrachtet wurde oder nur einzelne Elemente dieser, wie etwa der Weg von der Extraktion bis zum Verarbeitungsunternehmen (Cradle-to-gate) oder von Unternehmen zu Unternehmen (Gate-to-gate).

In der wirtschaftlichen Praxis setzen sich solche Bewertungsmodelle weltweit durch. (vgl. DQS 2009: 2) Ziel dabei ist es, die durch Produkte, Prozesse oder Unternehmen verursachten Umweltveränderungen in eine vergleichbare Form zu bringen. Eine Methode davon stellt die ISO 14001 Richtlinie dar. (vgl. HOFER & HOFER 2012: 131) Seit 1996 haben mehr als 150.000 Unternehmen ein Managementsystem nach ISO 14001 aufgebaut und zertifizieren lassen. (vgl. DQS 2009: 2) Oftmals kommen im Rahmen dieses Umweltmanagementsystems Stoff- und Energieflussanalysen zum Einsatz. (vgl. ROMEO 2012: 99) Zur Bewertung dieser Analyse können wiederum vielfältige Methoden ausgewählt werden. Einer dieser Modelle ist jedoch auch das in dieser Arbeit integrierte „Life Cycle Assessment“. (vgl. HOFER & HOFER 2012: 132f.) Zur konkreten Analyse der Daten können unterschiedliche Datenbanken wie Gemis, ProBas oder Ecoinvent herangezogen werden.

6. Ergebnisse

6.1. Förderung

Eisenerz wird fast ausschließlich durch den Tagebau gefördert. Dieser charakterisiert sich im Vergleich zum Untertagebau vor allem durch die hohe Produktivität und die geringeren Sicherheitsrisiken. (vgl. FERREIRA & LEITE 2015: 1081) Um den gewollten Rohstoff in dieser Form freizulegen, muss in erster Linie das taube Nebengestein (Deckgebirge, Einlagerungen oder Böschungen) bewegt werden. Dabei werden Sprengbohrungen durchgeführt, die einen ersten Zugang zu den tieferen Schichten gewähren. Das dabei freigesetzte Gestein wird durch Hydraulikbagger, Groß-Radlader, Muldenkipper oder, bei größeren Mengen, durch Eimerketten- und Schaufelradbagger entweder zur Weiterverarbeitung gebracht oder als Abraumhalde in der Nähe des Tagebaus gelagert. Die Menge von Abraum zu Erz verhält sich dabei etwas kleiner als 1:1. (vgl. BUJA 2013: 519f.) Dementsprechend große Aufschüttungen sind daher die Folge. Auch im Untertagebau werden Sprengungen zur Freilegung des Rohstoffes durchgeführt und die dabei freigesetzten Gesteinskörper über Förderbänder oder Elektro- und Diesellokomotiven abtransportiert. (vgl. BUJA 2013: 533) Erste Weiterverarbeitungsmaßnahmen des Erzes – wie die Zerkleinerung – sind dabei noch direkt im Untertagebau möglich. Generell können beide Formen der Gewinnung einen signifikanten Einfluss auf die Umwelt haben (vgl. MONJEZI et al. 2009: 205) und sollten daher sorgfältig untersucht werden.

Die Eisenerzproduktion sollte aber bei der Betrachtung der Umwelteinflüsse nicht als isoliertes Konstrukt untersucht werden. Es ist vielmehr ein komplexes System von großräumigen Verbindungen an Unternehmen, welche entweder als Zulieferbetriebe oder Abnehmer fungieren. Dabei werden, um die Förderung des Erzes überhaupt starten zu können, das entsprechende Equipment, die Elektrizität, der Treibstoff sowie diverse chemische Produktionsstoffe benötigt. (vgl. FERREIRA & LEITE 2015: 1083) Für die Entstehung all dieser Produkte wird Energie benötigt und soll als grundlegendster Baustein als erstes erörtert werden.

Beispielhaft kann der ungefähre Einfluss der Erzindustrie auf die Primärenergiegewinnung mit dem Produktionsstandort Australien, in dem sich die Unternehmen Rio Tinto und BHP Billiton befinden, illustriert werden. Die folgende Anführung bezieht sich dabei auf den verbrauchten

Strom direkt bei der Gewinnung des Eisenerzes, ohne die Stromimporte und -exporte zu berücksichtigen.

Die aktuellsten Daten beziehen sich für Australien auf das Wirtschaftsjahr 2015-16. In dieser Periode wurde 76 Prozent des tatsächlichen Energieoutputs durch die Verbrennung von Kohle, bei dem das Treibhausgas CO₂ freigesetzt wird, generiert. (vgl. AER 2017: 29) Im Vergleich dazu sind China, mit 56 Prozent (vgl. CHINA ENERGY PORTAL 2018), und Brasilien, mit 5,6 Prozent, anzuführen. (vgl. STATISTA 2018c) Damit zeigt sich, wie stark die australische Wirtschaft von dieser Energieproduktionsform abhängig ist. Auf Platz zwei rangiert die Wasserkraft, mit 10 Prozent, und die durch Gas geleitete Produktion auf Platz drei, mit 7 Prozent. (vgl. AER 2017: 29) Die landesweite Förderung von eisenhaltigen Metallen benötigt dabei insgesamt 117,4 Petajoules an Energie. (vgl. AUSTRALIAN GOVERNMENT 2017: 18) Das entspricht einem anteilmäßigen Verbrauch von 10,5 Prozent an der australischen Fertigungsindustrie. Insgesamt entspricht dies aber nur knapp 0,02 Prozent des totalen Energieverbrauchs Australiens. (vgl. AUSTRALIAN GOVERNMENT 2017: 16ff.) Damit ist die Eisenerzproduktion zwar, in totalen Zahlen gesprochen, ein bedeutender Abnehmer der Elektrizitätskraftwerke, aber in einem relativen Verhältnis nur eines von vielen Unternehmungen, die auf die umweltschädliche Energiegewinnung von Kohlekraftwerken angewiesen sind.

Die durch Kohle gesteuerte Stromerzeugung geschieht dabei auf Kosten der Umwelt und ist in der fachwissenschaftlichen Debatte seit Jahrzehnten bekannt. Ein Paper von GLASS aus dem Jahr 1979 klärt bereits umfassend über die bei der Verbrennung von Kohle erzeugten Stickoxide (NO_x), Schwefeloxiden (SO_x), Feinstaubpartikel, photochemischen Oxidantien und dem daraus resultierenden sauren Regen auf. Bei der Energiegewinnung durch Kohle entstehen auch große Mengen an Kohlenstoffverbindungen, die in die Atmosphäre entlassen werden. Neben der Eisenerzindustrie ist aber auch ganz allgemein die Industrie der Primärenergiegewinnung, neben der Verwendung von Öl, besonders auf die Kohle als Energielieferant angewiesen. (vgl. MINCHENER 2013: 3) Eine Entwicklung, die in Zukunft vermutlich noch mehr an Signifikanz gewinnen wird. Durch die kontinuierlich steigende Nachfrage von Strom wird die Verwendung von Kohle weiterhin stark ansteigen und im Jahr 2030 das wichtigste Gut in diesem Segment darstellen. (vgl. MINCHENER 2013: 4) Dieser Verlauf prognostiziert dadurch einen steigenden Ausstoß an Treibhausgasen, die im Widerspruch mit den Klimazielen von Paris stehen. (vgl. JACOBS 2016: 314f.) Diese setzen sich für ein

Klimaszenario ein, das einen globalen Anstieg der Temperatur um zwei Grad als Obergrenze setzt. (vgl. JACOBS 2016: 314) Um diesem multilateralen Anspruch gerecht zu werden, müssten neue Methoden entwickelt werden, um den CO₂-Ausstoß der Kraftwerke so gering wie möglich zu halten. Dies könnte aber auch in Zukunft nicht das Ende der Nachweisbarkeit für die Anthropozän-Debatte bedeuten, sondern eine Verschiebung der stratigraphischen Signifikanz nach sich ziehen. Die zur Diskussion stehende Praktik der CO₂-Speicherung in Böden könnte durch die Änderung des Kohlenstoffkreislaufes unter Umständen ebenso einfach nachzuweisen sein wie das atmosphärische CO₂ in Gletschern. Orte der Speicherung könnten hierbei aufgebrauchte Öl- und Gasfelder, aber auch saline Grundwasserschichten sein. (vgl. MINCHENER 2013: 8) Sollte sich diese Methode in den nächsten Jahren als viabel herausstellen, könnte die Anreicherung von Kohlenstoff ein globales Phänomen werden. Diese Thematik stellt für sich gesehen wieder einen eigenen Komplex der stratigraphischen Nachweise dar, ist jedoch durch die steigende Nachfrage von Eisen und Stahl eine zumindest erwähnenswerte Entwicklung.

Generell ist die Entstehung von Kohlenstoffen als Nebenerzeugnis, unter anderem durch Verbrennungsprozesse und den Stromverbrauch der anfänglich erwähnten Fahrzeuge und Maschinen, in allen Phasen der Eisenerzproduktion vorhanden und spielt daher durch den daraus resultierenden Antrieb der Klimaerwärmung in seiner Gesamtheit eine wesentliche Rolle in der Anthropozän Debatte. NORGATE und HAQUE (2010: 269) kamen in ihrer LCA-Analyse dazu passend zu dem Schluss, dass besonders der Ladetätigkeit im Tagebau den größten Sektorenanteil, mit mehr als 50 Prozent am Gesamtbetrag, des ausgestoßenen Kohlenstoffdioxids zugeschrieben werden kann. Die nachgelagerten Prozesse beherbergen jedoch ein noch viel größeres Ausstoßpotential, als dies alleine durch die Produktion von Eisenerz möglich wäre. Werden die Weiterverarbeitungsprozesse inkludiert, zeigt sich, dass der globalen Eisenerzindustrie und all ihren damit verbundenen Unternehmungen direkt und indirekt 7 - 9 Prozent der Kohlenstoffoxide zugeschrieben werden können. (vgl. MÜLLER et al. 2011: 182; vgl. PAULIUK et al. 2013b: 22) Werden die rein industriellen Ausstöße verglichen, liegt der Gesamtanteil der Eisenerzindustrie am CO₂ sogar bei 30 Prozent. (vgl. NUSS & ECKELMANN 2014: 1)

Neben CO₂ treibt auch CO, zumindest indirekt, die Klimaerwärmung an, da es durch die Verbindung von OH-Radikalen zu CO₂ umgesetzt wird. Dabei stehen diese Radikale nicht mehr für den Abbau des klimaschädlichen Methans zur Verfügung (vgl. NENTWIG 2005: 372), das

wiederum stark den Treibhauseffekt anregt. All die damit verbundenen Implikationen (Artensterben, höhere Meeresspiegel etc.), aber auch die Freisetzung dieser Stoffe selbst, hinterlassen Spuren in den Eis- oder Sedimentationsschichten. Thermale Maxima, wie sie vergleichsweise durch anthropogene Ausstöße ausgelöst werden könnten, traten in der Erdgeschichte bereits auf und führten zur Klassifikation der Paläozän-Eozän-Grenze. (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2014c: 47f.)

Neben CO₂ und CH₄, haben auch Stickoxide und Schwefeloxide Einfluss auf die regionale und überregionale Umgebung. Ausgestoßen wird NO_x bei der Erzförderung vor allem durch Sprengaktivitäten (vgl. DURUCAN et al. 2006: 1063) und NO_x sowie SO_x durch die eingesetzten Fahrzeuge (vgl. KHAN & MOHAMMAD 2014: 4), als auch bei der für die Gewinnung genutzten Primärenergie. (vgl. GLASS 1979) Der gemeinsame Nenner dieser beiden Stoffe beläuft sich dabei auf die Entstehung des sauren Regens, welcher durch die Verbindung mit OH-Radikalen zu Salpeter- und Schwefelsäure umgewandelt wird. Durch diesen Prozess entsteht, solange diese Stoffe nicht abgepuffert werden können, eine Versauerung der Böden, Fließgewässern, Seen und Meere mit teils erheblichen Folgen für die Tierwelt. Ein kalkreicher Untergrund könnte hierbei die Säurefracht stark mindern. (vgl. NENTWIG 2013: 489) Granitisches Grundstein hat dagegen ein schwaches natürliches Pufferungsvermögen. (vgl. HASSELÖV 2009: 18) Da die Ausbreitung der Stick- und Schwefeloxide und das individuelle Puffervermögen der Böden bekannt ist, kann die dadurch entstehende globale Versauerungsgefahr in diesem Sinne klar skizziert werden. (vgl. BOUWMAN et al. 2002)

Beispielhaft lässt sich dieses Phänomen an den aquatischen Systemen Skandinaviens erörtern. So konnten bereits WRIGHT und HENRIKSEN (1978: 487) feststellen, dass sich durch saure Niederschläge, ausgelöst unter anderem durch Stickstoffoxide, in den dortigen Seen ein niedriger pH-Wert nachweisen ließ. Hatten die meisten Seen zwischen 1920 - 1940 noch einen pH-Wert von über 5,5, so lagen die Werte im Jahre 1975 zumeist darunter. Im südlichen Norwegen wurde in den meisten Seen sogar ein pH-Wert von unter 5 nachgewiesen. (vgl. WRIGHT & HENRIKSEN 1978: 496) Ab dieser Grenze beginnt bereits das Sterben erster Fischarten, da die Gewässer zu sauer sind. „[...] bei 4,5 können die meisten Arten nicht mehr existieren und unterhalb eines pH von 4,5 kommen Fische nur noch sporadisch vor.“ (NENTWIG 2013: 489) Biostratigraphische Nachweise in Form der Skeletteinträge wären dementsprechend die Folge.

Aber auch durch die Aufnahme an CO_2 können im Meer Versauerungsprozesse eingeleitet werden. So bewirkt die Reaktion von Wasser mit CO_2 die Bildung von Kohlensäure (H_2CO_3). Die dabei erhöhte Hydrolyse der Kohlensäure hebt den Wasserstoff-Ionenanteil (H^+) im Wasser und führt damit zur Versauerung. (vgl. ORR et al. 2015: 681) Durch die steigenden CO_2 -Ausstöße wurde bereits eine pH-Wert-Veränderung der Meere gemessen. Der durchschnittliche Wert sank von der vorindustriellen Zeit bis zu den 90iger Jahren von 8,2 auf 8,1. (vgl. GATTUSO & HANSSON 2011:2) Sollte sich das Klima laut dem A2-IPCC-SRES-Szenario verändern, könnte für das Jahr 2100 bereits ein pH-Wert von 7,79 gemessen werden. (vgl. GATTUSO & LAVIGNE 2009: 2121f.) Die daraus resultierenden Konsequenzen sind aus aktueller Sicht schwer abzuschätzen, könnten jedoch für die maritime Lebenswelt enorme Auswirkungen haben. (vgl. GATTUSO & LAVIGNE 2009: 2122) So zeigte sich in Versuchen, dass die H^+ angereicherten Meere vermutlich dazu führen würden, die Bildung von Kalziumcarbonat (CaCO_3) von Meerestieren zu behindern. Die H^+ Ionen würden sich im Wasser mit Karbonat-Ionen (CO_3^{2-}) zu Hydrogenkarbonat-Ionen (CO_3^-) binden. Diese Karbonat-Ionen würden daraufhin den Meerestieren zum Erhalt und Aufbau ihrer Kalziumkarbonat-haltigen Schale fehlen und sie verenden lassen. (vgl. ORR et al. 2015: 681) Unter anderem wären dabei die Flügelfüßer (Pteropoda) in Gefahr, die als Nahrungsquelle zahlreicher Meerestiere dienen. (vgl. ORR et al. 2015: 685) Somit könnten durch die Veränderung der Nahrungskette weitreichende Effekte nicht ausgeschlossen werden. Aber auch Korallenriffe sind von der Versauerung der Meere betroffen und könnten in den nächsten Jahrzehnten komplett verschwunden sein. (vgl. PANDOLFI et al. 2011: 421)

Ein großräumiges Aussterben bestimmter Tierarten würde in diesem Fall einen signifikanten stratigraphischen Wendepunkt darstellen, da die Fossilien dieser Lebewesen nicht mehr in den darauffolgenden Schichten vorhanden sind. Durch die Radiokarbonmethode könnte dieser Prozess, bei dem die Eisenerzindustrie als einer von mehreren Verursachern gilt, relativ exakt festgestellt werden, da Organismen das instabile Isotop ^{14}C zu Lebzeiten in ihren Körper einlagern. Sterben diese ab, so zerfällt das radioaktive ^{14}C mit einer Halbwertszeit von 5.730 Jahren und wäre für einen Zeitraum von 60.000 - 125.000 Jahre nachweisbar. (vgl. WELSCH et al. 2017: 30; vgl. ELICKI UND BREITKREUZ 2016: 11; vgl. GIANCOLI 2006: 1428; vgl. PLASTINO et al. 2001: 161) Voraussetzung hierbei ist jedoch, dass das Ausgangselement und sein

Zerfallsprodukt in einem geschlossenen System vorliegen, dem keine Elemente entweichen können. (vgl. STORCH et al. 2007: 44)

Des Weiteren kann die Versauerung der Meere durch die Bor-Isotopenfraktionierung $^{11}\text{B}/^{10}\text{B}$ ($\delta^{11}\text{B}$) relativ gut dargestellt werden. In Meeren kommt es unter alkalischen Bedingungen zur Umwandlung von Borsäure zu Borat, wobei bevorzugt ^{10}B in das Borat eingebunden wird. Weil Schalentiere dieses Element zum Aufbau ihrer Schale benötigen, kann das Verhältnis von ^{11}B zu ^{10}B als indirekter Nachweis der pH-Veränderung interpretiert werden. Im Umkehrschluss wird unter niedrigen pH-Werten vermehrt ^{11}B in die Schale gebunden und anschließend in marinen Sedimenten abgelagert. Das Verhältnis tendiert somit durch vermehrte CO_2 -Einträge zu höheren $\delta^{11}\text{B}$ -Werten. (vgl. KURZ et al. 2000: 7ff.) Ansonsten würde die umliegende Gesteinsabfolge Rückschlüsse auf das Alter der im Sediment befindlichen Fossilien ermöglichen. Bei einem anoxischen oder sauren Extremereignis würde sich dies in den Bodenschichten von Seen oder Meeren durch das Fehlen von Fossilien oder bestimmten Zerfallsprodukten bemerkbar machen. Mit Hilfe solcher Methoden konnte ein mit der Versauerung in Verbindung zu bringendes Korallensterben mehrmals nachgewiesen werden und half zur Klassifizierung der Perm-Trias und Trias-Jura-Grenze. (vgl. PANDOLFI et al. 2011: 418)

Neben der Versauerung sind ausgestoßene Stickoxide für weitere maßgebliche Veränderungen in aquatischen Systemen verantwortlich. Diese Stickstoffverbindungen dienen in Gewässern als Nährstoffe und führen zu einem vermehrten photosynthetischen Aufbau von Biomasse, besonders Algen. Dies findet vor allem in Gewässern statt, die Phosphor- oder Stickstofflimitationen aufweisen. (vgl. GLASS 1979: 265) Wenn diese vermehrt zugeführte Biomasse abstirbt, wird im Zuge des bakteriellen Abbauprozesses Sauerstoff verbraucht. (vgl. KHAN & MOHAMMAD 2014: 1f.) Die dabei herbeigeführte Hypoxie der Gewässer und ihre weiteren negativen Konsequenzen bedrohen die dort ansässige Artenvielfalt und ist unter dem Namen der „Eutrophierung“ bekannt. (vgl. DORGHAM 2014: 29) Durch das Absinken der toten Biomasse wird anschließend mehr Kohlenstoff in Richtung Boden transferiert, was sich in der Bildung von maritimen Warven¹ widerspiegeln würde. (vgl. TURGEON & BRUMSACK 2006: 322) So bauen Organismen bevorzugt ^{12}C in ihren Körper ein, das durch deren Ableben

¹ Eine Warve ist eine durch Sedimentation entstandene Jahresschicht in Seen oder Meeren. (vgl. MÜLLER 1986: 121)

in Form ihrer Reste in Sedimente eingebracht und gelagert wird. Eine vermehrte Algenproduktion würde sich zuerst in den Böden durch einen größeren ^{12}C -Gehalt und daher einem verringerten Verhältnis von ^{13}C zu ^{12}C ($\delta^{13}\text{C}$) nachweisen lassen. Nach einem stark anoxischen Event würde dieser ^{12}C -Überschuss verschwinden und sich das Verhältnis zu Gunsten von ^{13}C einpendeln. (vgl. ELICKI & BREITKREUZ 2016: 11) Zeitlich können diese Einträge – wie bei der Versauerung – durch das instabile Isotop ^{14}C geschätzt werden. (vgl. WELSCH et al. 2017: 30; vgl. ELICKI & BREITKREUZ 2016: 11)

Diese dabei entstehenden, sauerstoffarmen Zonen werden auch „Dead Zones“ genannt und bedecken zurzeit um die 245.000 km² der küstennahen Gebiete. (vgl. DIAZ & ROSENBERG 2008) Dies würde ungefähr 0,7 Prozent des gesamten Meeresbodens ausmachen und sich mit mehr als 400 Nachweisen (vgl. DIAZ & ROSENBERG 2008) über die ganze Welt verteilen. (vgl. WATERS et al. 2018: 387)

Ein derartiges Ereignis wurde bereits für die Untergliederung der Cenomanium- und Turonium-Stufengrenze verwendet. (vgl. TURGEON & BRUMSACK 2006) Als Unterpunkte der Kreide waren sie vor zirka 93,5 Milliarden Jahren Zeitzeugen eines großräumigen anoxischen Events. Die Forschung zeigte in den Untersuchungsgebieten erhöhte Phosphorkonzentrationen auf, die auf eine gesteigerte Nährstoffverfügbarkeit hindeuten. (vgl. TURGEON & BRUMSACK 2006: 332) Auch in diesem Fall könnte eine vermehrte Planktonproduktion zu den nachweisbaren Veränderungen geführt haben. (vgl. TURGEON & BRUMSACK 2006: 333)

Wie bereits anfänglich erwähnt, wird zur Freisetzung des Eisenerzes oftmals die Methode der Sprengung angewendet. Je nach mineralischer Komposition, der Struktur, der gewünschten Größe und vielem mehr wird diese individuell angepasst. (vgl. JIMENO et al. 1995: 306) Die im Einzelfall gewählten Sprengtechniken obliegen daher der Abschätzung des oder der jeweiligen Sprengbeauftragten. Dieser oder diese hat die anspruchsvolle Aufgabe, das Eisenerz für die Weiterverarbeitung in geeigneter Größe freizulegen. (vgl. LONG et al. 2013: 111) Die dabei zum Teil freigesetzten Nebenprodukte haben sowohl kurzfristige als auch langfristige Folgen für die umgebende Landschaft. Bei dieser Methode der Freilegung des Eisenerzes wird CO_2 , CO , NO_2 und NH_3 (Ammoniak) freigesetzt. (vgl. DURUCAN et al. 2006: 1063) Darüber hinaus gelangen auch Schwermetalle in die Luft. Der Eisenerz-Staub wird dabei bis zu 600 Meter in die Höhe befördert und verteilt sich in einem Radius von 12 bis 15 Kilometern. (vgl. KHARYTONOV et al. 2002: 218) Wird Ammoniak in die Atmosphäre freigesetzt, kann auch diese

Stickstoffverbindung bei einer Verweilzeit von wenigen Stunden bis mehreren Tagen Distanzen von dutzenden Kilometern zurücklegen. Der größere Teil des Ammoniaks wird jedoch schnell zu Ammonium (NH_4^+) bzw. zu Ammoniumsalzen umgewandelt. Diese können dann über weite Strecken verfrachtet und über großflächige Gebiete verstreut werden. (vgl. LFU 2013: 3) Gelangt das NH_4^+ schließlich in Gewässer oder Böden, können Versauerung und Eutrophierung die Folge sein. Die Versauerung entsteht dabei durch Abgabe von H^+ , sobald die umgebenden Pflanzen Ammonium aufnehmen. Dieser Prozess wird als Ladungsausgleich bezeichnet. Zum anderen wird durch die Umwandlung von Ammonium zu Nitrat (NO_3^-) H^+ freigesetzt. Da Stickstoff aber als einer der Hauptnährstoffe für das Pflanzenwachstum gilt, trägt es zugleich zur Eutrophierung der Böden und Gewässer bei. Dies bewirkt in erster Linie das Absterben stickstoffempfindlicher Pflanzen und führt bei größeren Stickstoffeinträgen zum Absterben aller Arten, die durch den Prozess der Eutrophierung verbrauchten Sauerstoff zum Überleben benötigen. (vgl. DORGHAM 2014: 29; vgl. LFU 2013: 4ff.) Weiters wird durch die bakterielle Umsetzung von Ammoniak und Ammonium zu Nitrat (Nitrifikation) Lachgas (N_2O) freigesetzt, das als potentes Treibhausgas bekannt ist. (vgl. BANGE et al. 2010: 41ff.)

Die zusätzliche Einbringung von Stickstoff in den Sedimenten ist in Form des Isotopenverhältnisses von ^{15}N zu ^{14}N ($\delta^{15}\text{N}$) erkennbar. Denn sowohl durch die Denitrifikation ($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_x, \text{H}_2\text{O}$) als auch durch die Evaporation von Ammonium werden vermehrt ^{15}N -Isotope produziert. Diese werden über die Nahrungskette der Tiere aufgenommen und können letztendlich in den Sedimenten nachgewiesen werden. (vgl. WADA 2009: 103ff.) Zusätzlich entsteht ein – bedingt durch das von der Eutrophierung induzierte Artensterben – erhöhter $\delta^{13}\text{C}$ -Wert in den Sedimenten. (vgl. ELICKI & BREITKREUZ 2016: 11)

Ein unerwarteter Effekt, der durch das CO_2 , die Eutrophierung sowie die Versauerung hervorgerufen wird, ist die Änderung der Geräuschlandschaft in den Ozeanen. (vgl. Rossi et al. 2017: 245) Dabei fehlt den Meereslebewesen durch absterbende Ökosysteme die Übertragung von chemischen (vgl. Yu et al. 2011: 14), biologischen und geophysikalischen Signalen, die sie zur Orientierung sowie zum Auffinden möglicher Nahrungsquellen oder potentiellen Partnern/Feinden benötigen. (vgl. Rossi et al. 2017: 240) Somit ergibt sich neben den lokalen Verlusten der Biota ein Dominoeffekt, der das Sterben oder die Migration verschiedenster Spezies beschleunigt und damit auch die Warvenbildung der Meere langfristig beeinflusst.

So waren in einem Experiment Anemonenfische bei einem pH-Wert von 7,8 – ein Szenario, das noch vor dem Jahr 2100 eintreten könnte (vgl. GATTUSO & LAVIGNE 2009: 2121f.) – nicht mehr in der Lage, unterschiedliche, chemische Signale zu differenzieren. (vgl. SIMPSON et al. 2011) Bei einem pH-Wert von 7,6 reagierten sie auf gar keine Signale mehr. (vgl. YU et al. 2011: 14) Sollte sich diese Versauerung als globales und irreversibles Phänomen herausstellen, wäre das Leben einer breiten Palette an maritimen Lebewesen bedroht. (vgl. YU et al. 2011: 14) Davon ausgehend wird durch den anthropogenen Einfluss, der anteilmäßig die Produktion und Weiterverarbeitung von Eisenerz miteinschließt, das Artensterben der Meeresbewohner vorangetrieben. (vgl. Rossi et al. 2017: 239f.) Diese langfristige Veränderung wäre damit dominant genug, um in wenigen Jahrzehnten einen stratigraphischen Nachweis zu hinterlassen.

Die tatsächliche Auswirkung dieses Phänomens ist jedoch relativ schwierig vorauszusagen. (vgl. HOWARD et al. 2013: 20) Zwar ist ein Artensterben durch die Versauerung der Meere ziemlich ersichtlich, jedoch ist die Auswirkung auf die Geräusentwicklung in den Ozeanen stark umstritten. Ergebnisse zeigen auch, dass eine Verminderung des pH-Wertes um 0,3 die intrinsische Absorptionseigenschaft des Oberflächenwassers um 40 Prozent verringert. Dies hätte zur Folge, dass sich die für die Lebewesen wichtigen Signale um bis zu 70 Prozent weiter ausbreiten könnten. (vgl. BREWER & HESTER 2009: 87) Um die Implikationen der Eutrophierung und der Versauerung auf die Ausbreitung des Schalls in geeignetem Maße verstehen zu können, müssen daher noch weitere Untersuchungen durchgeführt werden. (vgl. HOWARD et al. 2013: 20)

Die zuvor allgemein besprochenen Umweltveränderungen können nun als Schablone für die Bewertung bestehender Eisenerzprozesse verwendet werden. Dabei würde für jede einzelne Prozessstufe und die darin variierenden Praktiken eine eigene Analyse möglich sein. Als annähernd repräsentative Darstellung soll im folgenden Beispiel ein geographischer Mix aus Untertagebau- und Tagebaubetrieben angeführt werden. Der Schwerpunkt liegt jedoch weitestgehend auf der letztgenannten Variante, da diese in der Praxis die gängigste Art des Abbaus darstellt. Die dafür ausgewählten Unternehmungen stammen aus dem Zeitraum 1999 – 2004 und sollen die durchschnittlichen globalen Ausstöße bei der Förderung von einer Tonne 46%igen Eisenerzes ersichtlich machen.

Luftemissionen	Inkl. Vorkette kg/t
CH ₄	0,00343
CO	0,0324
CO ₂	4,03
N ₂ O	0,000964
NH ₃	0,0163
NO ₂	0,13
SO ₂	0,00651

Tabelle 3: Durchschnittliche Luftemissionen der globalen 46-%igen Eisenerzförderung (Eigene Darstellung; Quelle: IFEU 2012)

Diese Auflistung kann einen kleinen Einblick in eine Industrie gewährleisten, bei der die fünf größten Eisenerzproduzenten jährlich mehr als eine Milliarde Tonnen fördern. (vgl. USGS 2018: 89) Durch die Inkludierung von Schwermetallen, flüchtigen organischen Verbindungen oder persistenten organischen Schadstoffen könnte die Liste noch um ein Vielfaches erweitert werden. Die genauere Erörterung dieser Stoffe soll jedoch im Kapitel „Weiterverarbeitung“ erfolgen.

Der vorerst letzte zu besprechende Punkt – aber von besonderer Bedeutung bei der Exkavation des Eisenerzes – ist jener der selektiven Umgrabung der Erdoberfläche. Ein Phänomen, das in natürlicher Form durch Tiere und Pflanzen als „Bioturbation“ bekannt ist. (vgl. ZALASIEWIECZ et al. 2014a: 3) Wie der Name bereits vorwegnimmt, handelt es sich dabei vor allem um biogene Durchmischungsvorgänge und irreguläre Störungen von Bodenhorizonten und Sedimenten. (vgl. STOW 2005: 86)

Diese Form der Bodenveränderung ist in seiner Ausdehnung durchaus größer als die vorzufindenden Knochenrückstände von Lebewesen. So würde ein einzelner Organismus nach seinem Tod nur einen einzigen direkten Abdruck in Form seines Skeletts hinterlassen. Im Laufe seines Lebens kann der Einfluss eines Lebewesens aber in Form variierender Rückstände wie durch Aushöhlungen des Bodens, seine ausgeschiedenen Exkrete oder sonstige Hinterlassenschaften sichtbar gemacht werden. (vgl. ZALASIEWIECZ et al. 2014a: 4)

Bei Menschen ist diese extensive Form der Lebensweltbeeinflussung nicht anders. Ein einzelner, technologisch fortgeschrittener Mensch – mit nur einem präservierbaren Skelett – ist „verantwortlich“ für zahlreiche Spuren, inklusive seines Anteils an bewohnten Gebäuden,

gefahrenen Straßen, genutzten Objekten und der aus der Erdkruste gewonnenen Materialien. (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2014a: 4)

In der tierischen Lebenswelt gehört vergleichsweise die Gattung der Garnelen „*Callinassa truncata*“ zu den „engagiertesten“ Bewohnern, welche eine Turbationstiefe von maximal 2,5 Meter erreichen können. (vgl. ZIEBIS et al. 1996) Der Mensch kann aber bei Bohrungen in mehrere Kilometer tiefe Schichten vordringen, um die dort abgelagerten Minerale und Rohstoffe zu bergen. Die dabei geförderte Masse und Deplatzierung an Sedimenten sucht ihresgleichen. So liegt einer Schätzung zufolge der jährliche Sedimenttransport des Menschen bei zirka 57 Millionen Mt pro Jahr, wodurch er damit den natürlichen Transport zu den Meeren um einen Faktor von 3 übertrifft. (vgl. DOUGLAS & LAWSON 2000: 9) Im Laufe der 4,6 Milliarden Jahre an Erdgeschichte gab es keine Analogie, die mit einer solchen Umweltveränderung zu vergleichen wäre. (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2014a: 4) Aus diesem Grund wurde für dieses Phänomen eigens der Begriff „Anthroturbation“ (vgl. PRICE et al. 2011; vgl. SCHAETZL & ANDERSON 2005) in der Fachliteratur vorgestellt, der eine neuartige Entwicklung im Zeitalter des Anthropozäns erkennen lassen soll.

Prinzipiell kann die Anthroturbation in drei Bereiche gegliedert werden (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2014a: 4f.), welche allesamt, aber in unterschiedlichem Ausmaße, die Eisenerzindustrie betreffen. Die jeweiligen Schwellenwerte der unterschiedlichen Anthroturbationstiefen dienen der formalen Abgrenzung und sollten hierbei nicht zu streng genommen werden. Primär ist die Form der Erdpenetration, mit ihren jeweiligen Auswirkungen, von Relevanz, welche mit der Ergänzung der unterschiedlichen Schwellenwerte einen wissenschaftlichen Mehrwert birgt.

Der erste Einflussbereich des Menschen ist jener der Erdoberfläche und wird unter ZALASIEWICZ und seinen Kollegen (2014a: 4) als „Surface anthroturbation“ („oberflächliche Anthroturbation“²) bezeichnet. Dieser Vorgang umspannt den Bereich anthropogener Aufschüttungen bis hin zu einer mehrere Meter tiefen Penetration des Erdbodens. Aus einer zeitlichen Perspektive ist dieser am längsten der anthropogenen Umgestaltung unterworfen. Dabei werden nachweisbare Rückstände wie Ausgrabungen, Konstruktionen sowie

² Es sei darauf hingewiesen, dass die in der Literatur erwähnte „Surface anthroturbation“ (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2014a) im deutschsprachigen Raum keinen äquivalenten Ausdruck zu haben scheint, weshalb der Begriff „oberflächliche Anthroturbation“ für die Zwecke der aktuellen Arbeit vom Autor geprägt wurde.

Änderungen der Oberflächenbeschaffenheit durch urbane und landwirtschaftliche Aktivitäten in die Begriffsdefinition inkludiert. (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2014a: 4) Eine oberirdische Form der Einflussnahme wird vor allem zur Diskussion einer frühzeitlichen Definition des Anthropozäns verwendet. (vgl. KUNNAS 2017; vgl. EDGEWORTH et al. 2015) Diese Periode wurde durch die Domestizierung von Tieren, die Entwaldung (vgl. EDGEWORTH et al. 2015: 34) und den Beginn des großflächigen Ackerbaus geprägt. (vgl. KUNNAS 2017: 139)

Richtet man den Blickwinkel auf die Eisenerzindustrie, findet auf dieser Ebene die weitreichendste Ausdehnung statt und reflektiert das globale Ausmaß der prozessorientierten Förderung. Von der Errichtung der Produktionsstätten, der Aufstellung von Maschinen zur Extraktion, der oberflächlichen Sprengung, der Auslegung von Eisenbahnnetzen zum Transport, der Errichtung von Abraumhalden bis hin zu Industriegebäuden zur Weiterverarbeitung und der letztendlichen Entsorgung der eisenhaltigen Produkte zeichnen sich die weit verzweigten Spuren dieses Gewerbes auf dem Globus ab. Konkrete Beispiele dieses Vorganges können vielseitig sein, da bei jeder Förderung und Weiterverarbeitung automatisch diese Ebene der Erde durchwühlt wird. Ob dies nun durch meterhohe Aufschüttungen von Restprodukten in England geschieht (vgl. FORD et al. 2014: 82) oder durch die Errichtung für die Weiterverarbeitung von Eisenerz notwendigen Dämme und Teiche in Frankreich (vgl. HUOT et al. 2014: 471), ist in dieser Hinsicht zweitrangig. Wird die private und industrielle Verwendung des Eisens der ruralen und urbanen Gesellschaft miteinander kombiniert, so sind nur noch wenige Gebiete der Erde von dieser Durchdringung verschont geblieben. Dennoch kann unter dem Blickwinkel geologischer Zeiträume die oberflächliche Anthroturbation durch Verwitterung und die einwirkenden Erosionsprozesse relativ früh verschwunden sein. (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2014a: 5; vgl. FORD et al. 2014: 65)

Der zweite Einflussbereich des Menschen wird im Englischen als „Shallow anthroturbation“ bezeichnet und kann im Deutschen als „flachgründige Anthroturbation“³ beschrieben werden. Diese Turbation reicht von wenigen bis knapp 100 Meter in die Erdoberfläche. In diesen Bereich fallen alle Untergrundkomplexe wie Abwassersysteme, Untergrundbahnen oder Tunnel, aber auch die Freisetzungen des Tagebaus, Brunnen sowie relativ seichte Bohrlöcher. (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2014a: 4) Da für die Eisenerzindustrie der Tagebau die wichtigste

³ Es sei auch hier darauf hingewiesen, dass die in der Literatur erwähnte „Shallow anthroturbation“ (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2014a) im deutschsprachigen Raum keinen äquivalenten Ausdruck zu haben scheint, weshalb der Begriff „flachgründige Anthroturbation“ für die Zwecke der aktuellen Arbeit vom Autor geprägt wurde.

Extraktionsform darstellt (vgl. YELLISHETTY et al. 2012: 9), spielt dieser Horizont kontextuell eine übergeordnete Rolle. Liegt das Mineral innerhalb von 200 Metern unter der Oberfläche, oder falls das Gestein nicht stabil genug ist, um einen Tunnel zu tragen, wird der gewünschte Rohstoff durch einen oberflächigen Zugang gewonnen. (vgl. WALKER 2007: 23)

Diese geologischen Eingriffe gravieren sich letztendlich langfristig in den Boden ein. Im Tagebau werden enorme Menge an Rohmaterial gewonnen und die nicht brauchbaren Stoffe entweder auf Deponien, Abraumhalden oder Abgängelagern angehäuft. (vgl. ROBERTSON & SHAW 2002: 32) In diesem Fall ist die flachgründige Anthroturbation in mehreren Ausprägungen festzustellen. Zuerst wird der natürliche, stratigraphische Aufbau der bodennahen Schichten durch die Minenarbeit gestört. In weiterer Folge werden die eisenhaltigen Minerale von den ökonomisch nutzlosen Gesteinen getrennt und in den wirtschaftlichen Kreislauf gespeist. (vgl. RAUCH 2012: 8) Diese weiterverarbeiteten Produkte (Pipelines, Schienen, Tunnel etc.) tragen wiederum zur ruralen oder urbanen Anthroturbation bei (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2014a: 4) und werden zugleich als anthropogene Überreste abgelagert.

Als Nebenprodukt werden die aus den verschiedenen Schichten der Erde kommenden Gesteine, die nicht in die Aufbereitungsanlage kommen, auf speziellen Deponien gelagert (vgl. FERREIRA & LEITE 2015: 1082), die oftmals die Grenze von mehreren Metern Tiefe überschreiten. Dort transformieren sie sich bezüglich ihrer Durchmischung zu einem Sammelbecken unterschiedlicher Zeithorizonte. Eine zweite Trennung des Erzes vollzieht sich in der Aufbereitungsanlage, in der nicht gewollte Verbindungen wie SiO_2 von den Gesteinen abgespalten werden und mitsamt ihren industriellen Abwässern in Abgängelagern gesammelt werden. (vgl. FERREIRA & LEITE 2012: 2015: 1082) Diese Form der Exkavation und die anschließenden Ablagerungen dienen hierbei als Beispiel der oberflächigen sowie der flachgründigen, anthropogenen Bodenveränderungen. FORD (2014: 73) weist dabei diesen Rückständen besondere Bedeutung zu. Denn durch ihre, sich von der Umgebung eindeutig zu unterscheidende Zusammensetzung sind sie für die stratigraphische Klassifikation des Anthropozäns von speziellem Interesse. Sollten diese Deponien, Abraumhalden oder Abgängelager nicht Opfer der Erosion werden, würden sie ein langfristiges geochemisches oder geophysikalisches Signal zur Erkennung anthropogener Tätigkeiten darstellen. (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2014a: 4f.)

Erosion oder Ausläufe dieser Lagerstätten können auch die Umgebung über hunderte Kilometer beeinflussen und eine anthropogen beeinflusste Sedimentation hervorrufen. Darüber hinaus würden Veränderungen der Wasserabflüsse, der Bau von zugehöriger Infrastruktur oder geomechanische Verlagerungen langfristig auf Ablagerungen einwirken. (vgl. KRSTOVIĆ & DIMITRIJEVIĆ 1997: 2447ff.)

Die Schließung einer Förderstätte ist darüber hinaus ein besonderes Problem. Sollten Restorationspläne ausgewirtschafteter Tagebauten überhaupt durchgeführt werden, so zielen diese hauptsächlich auf die kurzfristige Wiederherstellung (vgl. ROBERTSON & SHAW 1999: 765) des zerstörten Ökosystems ab. Dies gründet auch auf der Erkenntnis, dass eine Wiederherstellung der Erdoberfläche im Sinne eines Status quo ante zum Teil unmöglich ist. (vgl. ROBERTSON & SHAW 1999: 765f.) Die dafür verwendeten Abraumhalden können dabei nur einen Teil der Aushöhlung bedecken. Denn durch den hohen Erzanteil der Förderung ist fast die Hälfte des Bodenmaterials bereits verwertet worden. (vgl. BUJA 2013: 519f.) Die abrupten Einschnitte der Förderung, der Durchmischung der unterschiedlichen Bodenhorizonte bei der Restoration und der Verringerung der zuvor vorherrschenden Artenvielfalt von Flora und Fauna können in Zukunft von den anthropogenen Tätigkeiten Zeugen sein.

Der dritte Bereich der anthropogenen Turbation würde sich in die deutsche Sprache als „Tiefe Anthroturbation“⁴ übersetzen lassen und findet in der englischen Literatur unter dem Begriff „Deep anthroturbation“ Anwendung. (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2014a: 5) Diese Form der Umwühlung erreicht eine Tiefe von hunderten bis zu tausenden Metern. In diesem Bereich rangieren Bohrlöcher, Minenbetriebe mit sehr tiefer Extraktionstätigkeit, Endlager und Untergrund-Atombombentests. (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2014a: 5) Eisenerz gehört dabei zu einer Reihe von Mineralen, die zum Teil aus den tiefen Schichten der Erde gewonnen werden. (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2014a: 5; vgl. BCS 2002: 4-2)

Die meisten Eisenerzminen betreiben zwar aufgrund der geringen Kosten einen Tagebau, dennoch gibt es vor allem in Europa noch einige Förderungen durch den Untertagebau. (vgl. BIELITZA 2012: 18) Gerade jedoch in den vorherigen Jahrhunderten war es durch die kostengünstige Extraktion von Eisenerz üblicher, kleine Untergrundoperationen zu führen. (vgl. BCS 2002: 4-2) Diese Form ist heutzutage nur noch selten anzutreffen. In den USA schloss

⁴ Es sei abermals darauf hingewiesen, dass die in der Literatur erwähnte „Deep anthroturbation“ (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2014a) im deutschsprachigen Raum keinen äquivalenten Ausdruck zu haben scheint, weshalb der Begriff „oberflächliche Anthroturbation“ für die Zwecke der aktuellen Arbeit vom Autor formuliert wurde.

beispielsweise der letzte Minenbetrieb mit tief liegenden Eisenerz-Extraktionen im Jahr 2001. (vgl. USGS 2002: 84; vgl. USGS 2003: 86) Nichtsdestotrotz wurden in der Vergangenheit die für die Förderung relevanten Tunnel- und Schachtsysteme im Untergrund installiert (vgl. BCS 2002: 4-3) und stellen damit eine langfristige Veränderung tiefer Bodenschichten dar. (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2014a: 5) In Europa konnten sogar Untergrund-Minenkomplexe auf zirka 5.000 Jahre vor Christus – zur Zeit der Linearbandkeramik – datiert werden. Im Schwarzwaldgebiet zeugen noch heute archäologische Funde wie Steinhämmer, Holzkohlestücke und eine Silexklinge vom Unterfangen, Eisenerz in mehreren Metern Tiefe abzubauen. (vgl. GOLDENBERG & STEUER 1998: 199f.) Zwar würde man aufgrund der geringen Abbautiefe hier von einer flachgründigen Abtragung sprechen (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2014a: 4), dennoch zeigt diese Form der Erzgewinnung das Potenzial zum Nachweis anthropogener Tätigkeiten. Denn je tiefer die Förderung stattfindet, desto besser ist die Chance, trotz tektonischer Hebungen langfristig nachweisbar zu sein. (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2014a: 5)

Die heutigen Unterfangen sind im Vergleich historischer Ausgrabungen um ein Vielfaches größer. So findet die weltweit größte Untergrund-Eisenerzförderung in der Kiruna Mine, geführt von LKAP, in Schweden statt. (vgl. HOLMES & LU 2015: 35) Diese operierte bisher in einer maximalen Tiefe von 1.045 Metern. (vgl. STACE 2015: 240) Es wurde 2008 jedoch zugesagt (vgl. MINING TECHNOLOGY 2013), dass eine noch ambitioniertere Förderung in 1.365 Metern unter der Erdoberfläche stattfinden soll. Diese Neueröffnung sollte dem Unternehmen LKAP eine zusätzliche Fördermenge von 35 Mt pro Jahr ermöglichen. (vgl. STACE 2015: 240)

Solche Unternehmungen hinterlassen aufgrund ihres langjährigen Mineralabbaus eine signifikante Spur. Die im Untergrund geformten Gebilde und konstruierten Artefakte sind zumindest teilweise von der Verwitterung geschützt und damit trotz ihrer diagenetischen Transformation, im Rahmen der geologischen Zeitskala, permanent. (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2014a: 5) Die langfristige Konservierung dieser Artefakte hängt aber auch stark von den Rahmenbedingungen ab. Kriterien, die auf die Erhaltung Einfluss nehmen, sind die Materialzusammensetzung, das Redoxpotential, die Feuchtigkeit, die Temperatur und der pH-Wert der Umgebung. (vgl. FORD et al. 2014: 73) Durch die tektonische Hebung und den Prozess der Denudation, welche üblicherweise nicht mehr als ein paar Millimeter pro Jahr beträgt (vgl. ABBOTT et al. 1997: 501; vgl. SCHLUNEGGER & HINDERER 2001: 425), könnten jedoch auch diese Konstrukte in Hunderttausenden oder Millionen Jahren wieder an die Erdoberfläche treten

und der intensiveren Zersetzung unterworfen sein. Hinterlassenschaften, die sich auf stagnierenden oder sogar absinkenden Teilen der Erdkruste befinden, könnten noch viel länger im Gestein gespeichert werden. (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2014a: 5) Die Form dieser Strukturen wird stark von den umgebenden Schichten geprägt sein. Die horizontalen und vertikalen Ausprägungen der abgebauten Eisenerzvorkommen werden mit den Brekzien der anliegenden Sedimente gefüllt. Daneben können noch versteinerte Materialien zur damaligen Erzförderung, wie Rückstände des Bauschachtes oder hinterlassenes Abbauequipment, vereinzelt vorgefunden werden. (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2014a: 5)

Nach der Aufgabe eines Abbaubereiches kann es durch unterirdische Nachstürze, ein sogenannter Selbstversatz, zu einer Bergsenkung kommen. Darüber versetzt sich der dortige Bodenhorizont um mehrere Meter. Eine solche Vertiefung kann die Absenkung des Grundwassers nach sich ziehen. Eine Polderlandschaft könnte entstehen und das Landschaftsbild langfristig verändern. (vgl. OERTEL 2002: 4; vgl. HERGET 2006: 45)

Ein Versatz kann aber auch während des aktiven Betriebes einer Mine entstehen. Durch die extensive unterirdische Aushöhlung ist eine Verformung des darüberliegenden Terrains möglich. Es kann zu Senkungen und Rissen kommen. Das bereits angeführte Beispiel der Kiruna-Mine hat genau mit diesem Problem zu kämpfen. Hierbei wird die Senkung aufgrund erweiterter Ausgrabungen mehrere Kilometer im Durchmesser erreichen. Da sich die Stadt Kiruna in unmittelbarer Nähe des Untertagebaues befindet, wurde beschlossen, die Stadt als Ganzes einige Kilometer Nordwest umzusiedeln. (vgl. STACE 2015: 241; vgl. NILSSON 2010) Je nachdem, wie dies durchgeführt wird, bleiben unterschiedliche Abdrücke im Sediment enthalten. Mit großer Wahrscheinlichkeit bleibt zumindest der komprimierte (vgl. FORD 2014: 57) und mit Infrastruktur verwobene Boden zurück. (vgl. FORD 2014: 65) Diese Rückstände bleiben aufgrund der von der markanten Verwitterung abgeschotteten Position und fernab von weiteren urbanen Bauprojekten länger im Boden enthalten als die oberflächigen Konstrukte. (vgl. FORD 2014: 65) Ihre langfristige Präservierung hängt auch hier davon ab, ob sie sich auf absinkenden Teilen der Erdkruste befinden. (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2014a: 4)

Dieses Beispiel zeigt in seiner Komplexität, wie eine oben genannte Förderung alle Ebenen der Anthrourbation beanspruchen kann. Zuerst wird die oberflächliche Veränderung durch die Errichtung der Produktionsstätte, die Aufstellung von Maschinen zur Extraktion, die Auslegung

von Eisenbahnnetzen sowie den Bau von Straßen zum Transport, die Schutthalden aber auch durch die generelle, oberflächige Abtragung des Gesteines ersichtlich. Weitere indirekte Einflüsse entstehen durch die Ansiedlung von Arbeitskräften, wodurch erhöhter Flächenverbrauch für Siedlungsräume, Straßenverkehr, Hausmülldeponien charakteristisch werden. (vgl. OERTEL 2002: 4) Die Gründung und das Wachstum der Stadt Kiruna wurde schließlich wesentlich von der Eisenindustrie geprägt. (vgl. KENT 2005: 1095)

In weiterer Folge wird durch die Erzförderung zuerst die oberflächige Phase und danach die flachgründige Schicht durchdrungen. Betrachtet man den strukturellen Abbau der Kiruna-Erzförderung, so wird einem die zeitliche Veränderung dieses Vorgangs vor Augen geführt. So spielte sich die Durchdringung der ersten beiden Anthroturbationstiefen von 1900 – 1950 ab. (vgl. VILLEGAS et al. 2011: 18; vgl. MCCANNON 2012: 163) Zurückbleiben die abgeschürften Seitenwände der Mine und die großräumige Pinge⁵, die den Kirunavaara-Berg entzweit. Darüber hinaus tritt der Mensch in dieser Tiefe durch geschaffene Hohlformen wie unterirdische Stollen und Schachtröhren als geomorphologischer Faktor auf. (vgl. OERTEL 2002: 2)

Die dritte und tiefste Ebene wird vor allem durch den aktuellen Erzabbau sowie dessen Implikationen geprägt. Wie bereits auf der zweiten Ebene lassen sich auch hier die anthropogenen Hohlformen im umliegenden Gestein wiederfinden. Die dortige Abtragung des Eisenerzes führt jedoch aufgrund seiner andauernden Intensität zu strukturellen Problemen des sich darüber befindlichen Gesteines. (vgl. VILLEGAS et al. 2011: 18) Eine Folge davon ist die Deformation des hangenden Gesteins, welche bereits die Umsiedlung der Stadt Kiruna nach sich zog. Studien zeigten, dass eine weiterführende Ausgrabung Erdbeben, Risse und Absenkungen zur Folge hätte. (vgl. VILLEGAS et al. 2011: 18ff.)

⁵ Eine Pinge ist eine durch Bergbau oder Tagebau entstandene Vertiefung. Sie ist mehrere Meter tief, oft langgestreckt und je nach Beschaffenheit des Nebengesteins entweder steilwandig oder schüsselförmig flach. (vgl. WIEGAND 2005:152)

6.2. Weiterverarbeitung

Nach der Gewinnung des Eisenerzes durch den Untertage- oder Tagebau, wird das Rohmaterial meist vor Ort zerkleinert und zum Teil durch Waschprozesse und Magnetseparation von Unreinheiten befreit. Je nach Grobheit des Erzes wird dabei zwischen Stückerzen und Feinerzen unterschieden. Die grob verwertbaren Stücke können dabei gleich zu den Hochöfen transportiert werden. Feinere Teile müssen zuvor pelletiert werden, wobei Korngrößen unter 1 mm zu Kugeln in der Größe von zirka 10 bis 15 mm verarbeitet werden. Solche Anlagen befinden sich in der Regel noch direkt bei der Produktionsstätte oder bei den Umschlageplätzen der Erze. (vgl. ECKART & KORTUS 1995: 40) Solche pelletierte Erze können daraufhin direkt über Schmelzreduktions- oder Direktreduktionsanlagen zu Roheisen verarbeitet werden. (vgl. STAHL ONLINE 2018)

Die Anwendung des Sinterns kommt bei Korngrößen über 2 mm zum Tragen. Bei diesem Prozess wird das Feinerz mit Koksgrus sowie sonstigen Zuschlägen, Kreislaufmaterialien und Rückgut erhitzt, was zur Verklumpung größerer Erzbrocken führt. Dieser Prozess erfordert jedoch einen hohen Energieaufwand und ist darüber hinaus sehr umweltbelastend. (vgl. ECKART & KORTUS 1995: 40)

Im nächsten Schritt werden die pelletierten sowie gesinterten Erze weiter zu den Hochöfen transportiert. In diesen wird bei großer Hitze bis zu 2.200 Grad Celsius dem Erz der Sauerstoff durch Kohlenmonoxid entzogen. Für die benötigte Temperatur sorgt vor allem das Koks, aber zum Teil auch andere Beimengungen, die Sauerstoff an sich binden, wie Kohle, Öl, Gas oder aufbereitete Altkunststoffe. Dieser Prozess führt letztendlich zur Gewinnung des Roheisens. Zu guter Letzt gibt es zwei Routen, die das Roheisen zur Weiterverarbeitung einschlagen kann. Einerseits können die restlichen Verunreinigungen wie Kohlenstoff, Silicium, Schwefel und Phosphor im Oxygenstahlkonverter entfernt oder andererseits kann das Eisen mit recycelten Eisenschrott in einem Elektrolichtbogenofen kombiniert werden. Das Ergebnis ist bei beiden Verfahren die Produktion von Rohstahl. (vgl. STAHL ONLINE 2018)

Durch die chemische Transformation des Eisenerzes stellt die Weiterverarbeitung eine besonders kritische Phase dar. Die gasförmigen, flüssigen und festen Emissionen können speziell bei den zuvor genannten Prozessen hohe Werte erreichen. (vgl. NORGATE et al. 2007: 838) Eine spezielle Auseinandersetzung mit diesen Bereichen soll in den folgenden Abschnitten die langfristige Wirkung dieser Ausstöße genauer beleuchten. Da die

Weiterverarbeitungsprozesse als Einzelaktivitäten vielfältig sind, wird nur auf jene Prozesse eingegangen, die Ausstöße generieren, die nicht bereits bei der Förderung zustande kamen. Aus diesem Grund werden Zwischenschritte wie Zerkleinerungs- oder Trennverfahren nicht separat behandelt. Die in den Zwischenstadien durchgeführte Transportleistung wird darüber hinaus gesammelt in diesem Kapitel charakterisiert.

Beginnend mit dem Vorgang des Sinterns können bereits hohe Ausstöße in gasförmiger Beschaffenheit gemessen werden. Diese, für das Sintern genutzten, Anlagen sind bekannt für den massiven Output an Schwefeldioxid, Quecksilber (Hg), Stickstoffoxiden, Kohlenmonoxid, PCBs (Polychlorierte Biphenyle) und polychlorierten Dibenzo-p-dioxinen (PCDD) sowie Dibenzo-Furanen (F), oftmals Dioxine bzw. Furane genannt. (vgl. WANG et al. 2016: 13) Zusammen werden die letzteren Beiden zumeist als „PCDD/F“ deklariert, gehören zur Übergruppe der „Aromatischen Halogenkohlenwasserstoffe“ und werden im englischen Sprachgebrauch als „halogenated aromatic hydrocarbons“ (HAH) bezeichnet. (vgl. ELJARRAT & BARCELÓ 2004: 103) Als organische Verbindung werden sie auch den Stoffen der „Persistenten organischen Schadstoffe“ bzw. „persistent organic pollutants“ (POP) zugerechnet. Diese Schadstoffe werden zu kleineren Teilen auch in den unterschiedlichen Hochöfen generiert. Am Beispiel Chinas sieht man jedoch, dass die Ausstöße beim Sintern am höchsten sind. Dort belaufen sich mehr als 90 Prozent des SO₂, mehr als 70 Prozent des NO_x und knapp 90 Prozent des Ausstoßes an PCDD/Fs auf ebendiesen Prozess. (vgl. WANG et al. 2016: 11) Kleinere Mengen werden dabei dem Betrieb von Elektrolichtbogenöfen und Oxygenstahlkonvertern zugeschrieben. (vgl. WANG et al. 2016: 13) Die langfristigen Folgen von CO, SO₂ und NO_x wurden bereits im Kapitel „Förderung“ genauer besprochen. Im Zuge dessen soll im Folgenden auf die Umweltbeeinflussung der Dioxine eingegangen werden.

Prinzipiell sind PCDD/Fs chemisch sowie metabolisch sehr stabil und verbreiten sich zumeist in der Umwelt über den Luftweg. Sie binden sich oftmals an Staubpartikel und können durch den atmosphärischen Transport über große Strecken verbreitet werden. (vgl. SCHRENK 2011: 174) Über diesen Weg gelangen sie dann über weitere Transportmittel wie Gewässer, Meeresströmungen, Tiere aber auch Menschen letztendlich als Ablagerungen ins Sediment. Böden sind in dieser Hinsicht natürliche Senken von PCDD/Fs, da diese die Dioxine und Furane an die organische Substanz und an die Tonminerale binden. (vgl. RIBBECK et al. 2012: 6) Neben der Verteilung durch meteorologische und physikalische Mechanismen werden zum Teil die

an organische Substanzen gebundenen PCDD/Fs über die Nahrungsaufnahme von Tieren weitertransportiert. (vgl. SCHRENK 2011: 179)

Auch Schnittstellen der biologischen Grenzen von Land und Meer – wie Salzwiesen – lassen erhöhte Konzentrationen dieser Partikel aufweisen. Diese sind vom Meereswasser überflutete Gebiete auf gezeitengeprägten alluvialen Weichsubstratböden. (vgl. NUNES et al. 2014: 2540) All dies führt dazu, dass vermehrte Nachweise von PCDD/Fs auf der ganzen Welt, inklusive der Polarregionen, vorzufinden sind. (vgl. UENO et al. 2005: 311; vgl. ZHANG et al. 2009: 1191ff.) Zukünftig auftretende, langfristige Nachweise in Eisbohrkernen können daher nicht ausgeschlossen werden.

Der Abbau von PCDD/Fs erfolgt üblicherweise durch die Photolyse, Hydrolyse oder mikrobiologische Zersetzung. In aquatischen Sedimenten spielen diese Vorgänge jedoch eine untergeordnete Rolle und sind daher für die langfristige Nachweisbarkeit besonders geeignet. (vgl. CANDIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT 2001: 1; vgl. HIRNER et al. 2000: 348) Verschiedenste Untersuchungen konnten hierbei Zeittrends der Dioxinbelastungen über mehrere Jahrzehnte, Jahrhunderte, bis hin zu Jahrtausenden erstellen. (vgl. HIRNER et al. 2000: 348) Generell liegen die Halbwertszeiten der PCDDs in den Sedimenten bei mehr als 100 Jahren. Die längste Nachweisbarkeit kann laut Berechnungen von SINKKONEN und PAASIVIRTA (2000: 945f.) beim PCDD „123478-HxCDD“ durch eine Halbwertszeit von über 270 Jahren vermutet werden.

Vorindustrielle Sedimente dienen als Zeitzeugen geothermischer und vulkanischer Prozesse, die Dioxine und Furane produzierten. (vgl. SCHRENK 2011: 177) Es zeigt sich jedoch, dass zur Zeit der industriellen Revolution ein starker Anstieg der PCDD/F zu beobachten war, der sich bis ins 20. Jahrhundert fortsetzte. (vgl. ISOSAARI et al. 2002: 578) Die heutzutage fast ausschließlich anthropogen produzierten PCDD/Fs könnten daher ein ausgezeichneter Marker für langfristige Nachweise anthropogener Tätigkeiten mit nahem Bezug zur Eisen- und Stahlindustrie sein.

Neben der direkten toxischen Belastung der Umwelt und der langfristigen Nachweisbarkeit in Sedimenten fallen auch indirekte Effekte an. So binden sich die PCDD/Fs an OH-Radikale und verhindern wiederum, wie bereits auch im vorherigen Kapitel auf die CO-Ausstöße zutreffend, dass das Treibhausgas Methan nicht abgebaut wird. (vgl. NENTWIG 2005: 372; vgl. BALLSCHMITER & BACHER 1996: 336) Dies führt zu einer zusätzlichen, klimaerwärmenden Wirkung, wobei diese im Mengenvergleich zum Kohlenmonoxid tendenziell marginal ausfällt.

Ebenso erwähnenswert ist der globale Anstieg an PCBs, der gleichermaßen mit dem Prozess des Sinterns in Verbindung gebracht werden kann. Es ist davon auszugehen, dass durch die globale Weiterverarbeitung von Eisenerz dieses Industriesegment als bedeutender Emittent angesehen werden kann. (vgl. CHOI et al. 2008: 2479) Durch die atmosphärische Verbreitung, besonders seit den 1950iger Jahren, sind Nachweise mittlerweile ubiquitär vorhanden. Sie können jedoch trotz der normalerweise relativ kurzen Halbwertszeit von wenigen Jahren (vgl. SINKKONEN & PAASIVIRTA 2000: 946), wie die PCDD, an Tonminerale und organische Substanzen langfristig gebunden werden. Deren zukünftige Nachweisbarkeit wird vor allem in Seesedimenten und Flussmündungen gegeben sein. (vgl. WATERS et al. 2018: 383)

Ein weiterer schwerwiegender Faktor bezüglich der langfristigen Umweltveränderung stellt der hohe Ausstoß an Quecksilber von Sinteranlagen dar. Obwohl auch bei der Gewinnung des Eisenerzes Quecksilber freigesetzt wird, liegt der größere, direkte Output der Eisen- und Stahlindustrie bei der Weiterverarbeitung der Minerale. Einerseits befindet sich dieses Schwermetall zum Teil als Verunreinigung im Erz selber und wird durch dessen Trennung freigesetzt (vgl. PACYNA et al. 2010: 2488), aber auch beim Sintern sowie im Hochofenprozess wird Koks verwendet, das bei der Verbrennung Quecksilber abgibt. Der größte an die Atmosphäre abgegebene Teil kann jedoch dem Prozess des Sinterns zugerechnet werden. Hierbei wird mehr als 60 Prozent dieses Schwermetalls emittiert. Der Rest verteilt sich vermehrt auf die Elektrolichtbogenöfen und ein noch kleinerer Teil auf die Oxygenstahlkonverter. (vgl. WANG et al. 2016: 13)

Je nach geographischer Lage mag das Verhältnis der regionalen Emittenten unterschiedlich sein, aber auf globaler Ebene ist der Eisen- und Stahlsektor, neben der Gold- und Zementproduktion, der drittgrößte Faktor in Bezug auf die Quecksilberbelastung der Umwelt. (vgl. PACYNA et al. 2010: 2493)

Neben der direkten Abgabe des Schwermetalls spielt auch der indirekte Output in diesem Industriesegment eine wesentliche Rolle. Der bei weitem größte Ausstoß von Quecksilber kann der Primärenergieproduktion angerechnet werden. Allen voran dabei die Kohlekraftwerke, die im Jahr 2000 für zirka zwei Drittel der globalen Quecksilberemissionen verantwortlich waren. (vgl. MUKHERJEE et al. 2008: 573) Da in den letzten Jahrzehnten neben Brasilien vor allem China und Australien für die Globalproduktion von Eisenerz und dessen

Weiterverarbeitung verantwortlich waren, handelt es sich bei diesen um zwei Länder, die ihre hauptsächliche Energieproduktion durch Kohlekraftwerke untermauerten. Zahlen für das Wirtschaftsjahr 2015-16 zeigen, dass in Australien 76 Prozent des tatsächlichen Energieoutputs durch die Verbrennung von Kohle generiert wird. (vgl. AER 2017: 29) In China beläuft sich dieser Wert für das Wirtschaftsjahr 2016 auf zirka 56 Prozent. (vgl. CHINA ENERGY PORTAL 2018) Die wesentliche Rolle der Eisen- und Stahlindustrie zeigt sich in diesem Zusammenhang, indem ebendieser Zweig 2006 für 13,6 Prozent des Energieverbrauchs in China verantwortlich war. (vgl. HASANBEIGI et al. 2014: 108) Der damalige Anteil der Kohlekraftwerke an der Primärenergie war darüber hinaus noch wesentlich höher als im Jahre 2016.

Quecksilber wird durch natürliche Vorgänge, aber in den letzten Jahrhunderten vor allem vermehrt durch anthropogene Aktivitäten in die Atmosphäre, Böden oder Fließgewässer befördert. Die häufigsten Formen sind Hg^0 , Hg^{2+} und MeHg (Methylquecksilber) (vgl. RANDALL & CHATTOPADHYAY 2013: 144) Diese unterschiedlichen Verbindungen haben wieder für sich gesprochen eigene Eigenschaften. So besitzt zum Beispiel das Hg^0 den höchsten Dampfdruck aller Metalle und weist daher eine lange Lebenszeit in der Atmosphäre auf. Dies kann somit über weite Strecken transportiert und über 1.000 Kilometer Entfernung abgelagert werden. (vgl. JOHANSSON et al. 2001). Neben ebendieser Eigenschaft hat auch die Persistenz des Schwermetalls zur Folge, dass die Nachweise von Quecksilber praktisch ubiquitär und langfristig vorhanden sind. Selbst in abgeschiedenen Plätzen der nördlichen Hemisphäre konnte in den letzten 200 Jahren eine Verdrei- bis Verfünffachung dieses Elements festgestellt werden. (vgl. STUPAR et al. 2014: 353)

Für kurzfristige Datierungen im Sediment wird vor allem die ^{210}Pb -Methode angewandt. In zehntausenden Jahren wären die zeitlichen Einträge des Quecksilbers mit Verfahren wie der ^{14}C -Methode möglich. Diese kann mit einer Halbwertszeit von 5.730 Jahren lange Zeiträume abdecken, ist jedoch für konkrete Jahresveränderungen zu unpräzise. Prinzipiell hat sich bei Proben in Seesedimenten gezeigt, dass die reinen Quecksilbergehalte über die Zeit stabil bleiben und somit langfristige Nachweise der Einträge möglich sind. Methylquecksilber verflüchtigt sich jedoch nach mehreren Jahren und ist in dieser Hinsicht nicht als langfristiger Marker anthropogener Tätigkeiten geeignet. (vgl. RYDBERG et al. 2008: 4391ff.)

Weitere Partikel, die durch die Verbrennung von Kohle in die Atmosphäre freigegeben werden, sind die „Polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe“ (PAK) bzw. im Englischen „polycyclic aromatic hydrocarbons“ (PAH). Diese entstehen durch die unvollständige Verbrennung organischen Materials (vgl. ELJARRAT & BARCELÓ 2004: 107), wie es bei Hochöfen der Eisen- und Stahlindustrie zumeist üblich ist. (vgl. RACHWAL et al. 2015: 864) Die PAH gehören, wie die PCDD, zur Übergruppe der HAHs und der POPs (vgl. ELJARRAT & BARCELÓ 2004: 103) und zeichnen sich durch ihre hohe Persistenz in der Natur aus. (vgl. TANSEL et al. 2011) Sie können darüber hinaus über den Luftweg über die ganze Hemisphäre verteilt werden. (vgl. MARTINS et al. 2010: 192) Ihre Halbwertszeit hängt stark von den Bedingungen der Ablagerungsstätte ab, wobei die generelle Zerfallszeit mit der molekularen Masse abnimmt. (vgl. CROMPTON 2000: 444f.) Die Ergebnisse unterschiedlicher Studien bezüglich der Halbwertszeit weichen deutlich voneinander ab. (vgl. WILD et al. 1991; vgl. TANSEL et al. 2011; vgl. JONES et al. 1989) Die längsten Halbwertszeiten im Sediment scheinen sich jedoch auf zirka 16 – 19 Jahre zu belaufen. (vgl. TANSEL et al. 2011: 2663; vgl. CROMPTON 2000: 445) Verschiedene Studien sprechen aber von der Möglichkeit einer permanenten Inkorporierung in das Sediment und damit von einer endgültigen Ablagerung im Gestein. (vgl. ABDEL-SHAFY & MANSOUR 2016: 113; vgl. LIU et al. 2005: 912) So konnten konkrete Nachweise in Meeressedimenten erbracht werden, die einen klaren Trend der Eintragungsraten der PAHs ersichtlich machte. (vgl. MARTINS et al. 2010) Unter diesen Bedingungen und aufgrund der ubiquitären Verteilung der PAHs könnten auch diese Stoffe relevante Diskussionsträger der Anthropozän-Debatte sein. (vgl. GABUSZKA & MIGASZEWSKI 2018: 215)

Zusätzlich konnte die Emission von sphärischer, kohlehaltiger Flugasche der hochtemperierten Verbrennung von Kohle, aber auch des Schweröls, zugeordnet werden. Dadurch kann jener Umwelteintrag in Verbindung mit Brennprozessen wie dem Sintern, der Schmelzung, dem Seetransport aber auch der generellen Energiegewinnung durch Kohle erbracht werden.

Diese sphärischen Partikel, im Englischen „spheroidal carbonaceous fly ash particles“ oder kurz „SCPs“, sind ausschließlich anthropogenen Ursprungs und können durch ihre Form, ihre Farbe und ihre Morphologie klar mit den industriellen Ausstößen assoziiert werden. (vgl. ROSE 2015: 4158) Konkrete Nachweise wurden in 71 unterschiedlichen Seesedimenten rund um den Globus erbracht und zeigten einen zeitlich fast synchronen Eintrag in den 1950iger Jahren

auf. (vgl. ROSE 2015: 4156) Darüber hinaus wurde eine Akkumulierung dieser Partikel sowohl im Eis (vgl. ISAKSSON et al. 2003), in den Torfsequenzen (vgl. YANG et al. 2001) oder in Meeressedimenten (vgl. MARTINS et al. 2010) festgestellt. Die ältesten bekannten SCPs dieser Art wurden aber bereits zu Beginn der industriellen Revolution in den Sedimenten eingetragen und weisen nun ein Alter von zirka 170 Jahren auf. Chemisch und morphologisch ähnliche Partikel wurden durch Asteroideneinschläge vor ungefähr 65 Millionen Jahren während der Kreide-Paläogen-Grenze (vgl. HARVEY et al. 2008: 355) und in der Bronzezeit bereits mit Schmelzvorgängen produziert. (vgl. ROSE & RUPPEL 2015: 189) Durch deren kontinuierliche Konservierung in den unterschiedlichsten Ablagerungsstätten besteht die konkrete Vermutung einer langfristigen Nachweisbarkeit dieser Einträge. (vgl. ROSE 2015: 4160)

Schwermetalle wie Blei, Cadmium, Arsen, Chrom und Nickel werden vermehrt durch die Elektrolichtbogenöfen und Oxygenstahlkonverter in die Umwelt emittiert. Je nachdem, welche Metalle für das Recycling im Elektrolichtbogenofen verwendet werden, können zusätzliche Reststoffe generiert werden. (vgl. WANG et al. 2016: 11f.)

Die einzelnen Eigenschaften der Ausstöße, inklusive ihrer Persistenz und Transportfähigkeit, variieren von Element zu Element. Zu Grunde liegt ihnen jedoch, dass diese oftmals über aquatische Systeme Richtung Meer abtransportiert werden und sich in Flussdeltas sowie Küstengebieten ablagern. (vgl. DU et al. 2008: 343) Insofern sie nicht wieder durch Abtragungsprozesse oder die Absorption der Pflanzen in den Umweltkreislauf zurückgelangen, können diese Verbindungen in reiner Form oder durch diagenetische Prozesse in variierenden chemischen Konstellationen in den jeweiligen Böden langfristig vorzufinden sein. In den anoxischen Sedimenten der Flüsse können die Schwermetalle ebenso angereichert werden und in praktisch unlöslichen sulfidischen Bindungen bestehen bleiben. (vgl. MÜLLER 2000: 314) Ob diese in späteren Abtragungsprozessen weiter transportiert werden und eine permanente Einlagerung in Seen oder im Meer bewirken, kann durch die Vielzahl an physikalischen sowie biochemischen Wirkmechanismen nicht ausgeschlossen werden. (vgl. KANBAR et al. 2017: 541) Somit können sich lokale Verschmutzungen zeitverzögert wiederum über weite Strecken verteilen und Nachweise einer vergangenen Industrieära liefern.

In Lorraine, Frankreich, wurden unter anderem die Einflüsse der Stahlindustrie des 19. sowie des 20. Jahrhunderts und dessen sedimentäre Ablagerungen genauer analysiert. Hierbei wurden Proben aus den umliegenden Flüssen der Industriegebiete entnommen und auf ihre Schwermetallbelastung analysiert. Dabei zeigte sich, dass sich die Produktion des Stahles stark auf die chemische Zusammensetzung der Flussböden auswirkte. Es konnten vermehrt Spuren von Eisenoxid durch die Verbrennung der Kohle, aber auch Zink, Blei und Vanadium durch die Produktion und Verwendung von Kohle in den Hochöfen nachgewiesen werden. Darüber hinaus konnten Schwermetallrückstände durch die Reinigungsprozesse der austretenden Gase die umliegenden Gewässer infiltrieren.

Aluminium und Silizium konnte durch die Reinigung der Eisenerze mittels der Sinteranlagen in die Umwelt gelangen. Zusätzlich wurden feinkörnige Goethit-Rückstände in den Sedimenten gefunden, die als Restprodukte der in dieser Region verwendeten Eisenerzminerale identifiziert werden konnten. (vgl. KANBAR et al. 2017: 541ff.)

Durch die vermehrte anthropogene Zugabe an Eisenoxiden, Aluminium- und Siliziumpartikeln, eisenhaltigen und mit Schwebstoffen angereicherten Tonminerale entsteht durch die Mischung mit den natürlich angeschwemmten Quarz-Sedimenten sowie Skeletten von Kieselalgen eine neuartige Verbindung, die von HUOT (et al. 2014: 476) als „allophane-like“ definiert und von KANBAR (et al. 2017) als „hairy aluminosilicates“ – ins Deutsche übersetzt als „haarige Aluminosilikate“⁶ – beschrieben wird. Der genaue Prozess der Entstehung kann jedoch zurzeit noch nicht mit Sicherheit festgestellt werden. Gesichert scheint aber die Verbindung mit den Weiterverarbeitungsprozessen der Eisen- und Stahlindustrie zu sein.

In diesem Untersuchungsgebiet beziehen sich die Nachweise auf einen Zeitraum von etwas mehr als 100 Jahren. Die dabei genutzten Datierungsmethoden belaufen sich auf ²¹⁰Pb und ¹³⁷Cs (Caesium 137) (vgl. KANBAR et al. 2017: 542), die jedoch beide nur eine Halbwertszeit von weniger als 100 Jahre aufweisen und für langfristige Nachweise daher ungeeignet sind. Hier könnte, zumindest für die nächsten 60.000 – 125.000 Jahre, die ¹⁴C-Methode als geeignetes Mittel zur zeitlichen Einordnung genutzt werden. (vgl. WELSCH et al. 2017: 30; vgl. ELICKI & BREITKREUZ 2016: 11) Die langfristige Nachweisbarkeit der im Sediment gespeicherten anthropogenen Ablagerungen unterliegt auch in diesem Falle wieder einer Reihe an Faktoren. So könnte unter anderem durch Abtragungs-, Verwitterungs-, Redox-, Infiltrations-,

⁶ Es sei auch hier darauf hingewiesen, dass die in der Literatur erwähnten „hairy aluminosilicates“ (vgl. KANBAR et al. 2017) im deutschsprachigen Raum keinen äquivalenten Ausdruck zu haben scheinen, weshalb der Begriff „haarige Aluminosilikate“ für die Zwecke der aktuellen Arbeit vom Autor geprägt wurde.

Humifizierungs- oder Mineralisierungsprozesse die chemische Zusammensetzung der Böden auf natürliche Weise verändert werden. Da sich die anthropogenen Einflüsse unter Bezug der Eisen- und Stahlindustrie quantitativ und überregional häufen, können zumindest einzelne Nachweise auch in geologischen Zeiträumen nicht auszuschließen sein.

Generell ist die Nachweisbarkeit von eisenhaltigen Partikeln durch deren magnetische Eigenschaft sehr gut. Bei der Verarbeitung des Eisenerzes wird dabei hauptsächlich von Eisenoxiden mit ferromagnetischen und antiferromagnetischen Eigenschaften gesprochen, die in der Fachliteratur unter dem Begriff „technogenic magnetic particles“ (TMP) einzugliedern wären. (vgl. MAGIERA et al. 2011: 4281) Diese TMPs können dabei mit der Schmelzung von Eisen und Stahl aus aktueller und historischer Perspektive in Verbindung gebracht werden. (vgl. MAGIERA et al. 2016: 537) Die Stoffe gelangen durch die hochtemperierten Prozesse als Flugasche in die Atmosphäre und können dabei über weite Strecken verbreitet werden. Durch ihre inhärenten magnetischen Eigenschaften können sie selbst in kleinen Mengen durch Magnetometer festgestellt werden. (vgl. RACHWAL et al. 2015: 864) Es zeigte sich, dass die TMPs besonders lange in Torfmooren gespeichert werden können, falls diese im Einflussbereich der Verschmutzung standen. (vgl. MIGHALL et al. 2009) Die Anreicherung sphärischen Magnetits und Maghemits, aber auch mit Hämatit (vgl. KANBAR et al. 2017: 550; MAGIERA et al. 2011: 4281), dient als identifizierbarer, magnetischer Marker. Durch magnetische Messungen und der Radiokarbonmethode konnten in Polen diesbezüglich Produktionsstätten von Eisen mit einem Alter von bis zu 1.000 Jahren v. Chr. nachgewiesen werden. (vgl. MAGIERA et al. 2016: 550) Die Proben für diese Untersuchung würden einen Untersuchungszeitraum von mehr als 10.000 Jahre zulassen. Es kann in dieser Hinsicht nicht ausgeschlossen werden, dass unter den richtigen Bedingungen die Nachweisbarkeit von TMPs in den Moorböden deutlich länger sein könnte. Metastabile Restprodukte wie der Maghemit könnten zumindest längerfristige Nachweise ermöglichen, bevor sie eventuell zu Hämatit transformiert werden. (vgl. KAESCHE 2011: 8; vgl. BLUME et al. 2010: 26) Darüber hinaus kann durch die bei der Erzschnmelze global Anwendung findende Kohle sowie durch die generelle Kohleverbrennung bei der Energiegewinnung davon ausgegangen werden, dass dementsprechende Rückstände, vor allem in den Jahren vor extensiven Regulierungsmaßnahmen, häufig anzutreffen sind. So kann durch geochemische Analysen der umliegenden Gesteinslandschaft eruiert werden, ob die sphärischen Maghemit- und

Magnetiteinträge geologischen oder atmosphärischen Ursprungs sind. (vgl. GOLDHABER et al. 2004: 159) Zusätzlich lassen Verhältnisse der sphärischen Einträge mit den natürlichen Einträgen sowie die Bestimmung der Tiefe Rückschlüsse auf die Abstammung zu. So konnten in unterschiedlichsten Weltregionen Nachweise der Kohleverbrennung in See-, Flussmündungs- und Meeressedimenten geliefert werden. (vgl. LOCKE & BERTINE 1986)

Einer besonderen Rolle unter den Schwermetallen kann dem Element Vanadium zugesprochen werden. Dieses wird einerseits durch die Produktion und Verbrennung von Kohle freigesetzt, die für die Eisen- und Stahlindustrie essenziell ist, andererseits auch direkt bei der Produktion von Stahl als Ferrovanadium. (vgl. HUANG et al. 2015: 84) Als Beimengung führt es dazu, dass der Stahl durch die Erhöhung der Zähigkeit widerstandsfähiger wird und gleichzeitig aber auch den Ertrag erhöht. (vgl. NAFISI et al. 2016: 715) In der Erdkruste ist es in natürlicher Form praktisch ubiquitär vorhanden und meist in Form immobilisierter Spuren an andere Minerale gebunden. Vor allem in Eisenerzen wie Titan-Magnetit (vgl. HUANG et al. 2015: 73) oder Goethit (vgl. HUANG et al. 2015: 83) wird dieses Übergangsmetall als Nebenprodukt industriell gefördert. Aus diesem Grund treiben vor allem die Eisenerz-Minenaktivitäten die Gewinnung dieses Stoffes an. So finden nach der Förderung zirka 85 Prozent des Vanadiums in der Stahlindustrie Verwendung. (vgl. HUANG et al. 2015: 83) Diese Umstände zeichnen die Eisen- und Stahlerzeugung als treibenden Faktor für die anthropogenen Ausstöße aus. Diese werden trotz partieller Filterung in Form von Gas, Abwasser, Schlacke oder letztendlich als Verwitterungsprodukt ins Ökosystem gespeist (vgl. HOPE 1997: 1), wobei sie je nach Lagerstätte wieder in Umlauf gebracht oder endgültig abgelagert werden.

Die Vanadiumverbindungen können sehr vielfältig sein und weisen je nach Oxidationsstufe unterschiedliche Eigenschaften auf. Ihre thermodynamische Stabilität hängt unter anderem von den jeweiligen Sauerstoffbedingungen der unmittelbaren Umgebung ab. Durch die Vielzahl der Oxidationsstufen können jedoch in allen Phasen stabile Bindungen hergestellt werden. Dadurch eignet es sich besonders für die langfristige Nachverfolgung der vergangenen Sauerstoffverfügbarkeit des Erdmantels und -kruste. (vgl. PRYTULAK et al. 2013: 178; vgl. HUANG et al. 2015: 75) Dazu kann aus heutiger Perspektive das Element durch seine wichtige Rolle bei der Elektronenaufnahme als umweltbedingter Markierungsstoff verwendet werden. (vgl. HUANG et al. 2015: 85) Generell sind die einzigen in der Umwelt vorkommenden

Vanadium-Isotope ^{50}V und ^{51}V langfristig stabil und werden für die Isotopenfraktionierung verwendet. (vgl. PRYTULAK et al. 2013: 178) Durch die anthropogene Verwertung und Anhäufung ebendieses Vanadiums in den unterschiedlichen Sedimentschichten können daher auch über sehr lange Zeiträume Rückschlüsse über vermehrte Einträge, gespeist durch die Eisen- und Stahlindustrie, gezogen werden. Erhöhte Sedimenteinträge konnten dabei in unterschiedlichen Teilen der Welt mit den dort lokal ansässigen Stahlindustrien in Verbindung gebracht werden. (vgl. GAHNI et al. 2013; vgl. TENG et al. 2006)

Ein weiterer Aspekt im Zuge der Weiterverarbeitung stellt der gesammelte Transport, ab der Förderung bis hin zum Recycling, der Metalle dar. Indem die Verteilung der Förderstätten, der jeweiligen Anlagen zur Verfeinerung der Produkte und ihrer dazugehörigen Hochöfen, der Lieferungen zu den Endkunden als auch der letztendlichen Wiederverwendung der Metalle global verstreut ist, können entweder nur ganz konkrete Transportwege bestimmter Eisen- und Stahlproduktionsketten analysiert oder in einer allgemeinen Form besprochen werden. In Anbetracht, dass sich die größten Fördermengen auf drei verschiedenen Kontinenten befinden, deren globale Verteilung dazu führt, dass durch den Weitertransport sowohl Land- als auch Wasserwege genutzt werden und die dadurch entstehenden Emissionen sich strukturell nicht drastisch voneinander unterscheiden, erweist sich eine allgemeine Erörterung der anthropogenen Einflussfaktoren des Transportes als sinnvoller. Die Analyse von Wertschöpfungsketten der Eisen- und Stahlindustrie einzelner Länder könnte unter Umständen durch variierende Transportwege ein nicht repräsentatives Abbild erzeugen. Indirekt beziehen sich die nachfolgenden Erörterungen auch auf den Transport einzelner industrienotwendiger Materialien, die im Zuge der Produktion angeliefert werden müssen. Dies inkludiert sowohl die Fahrzeuge, Gebäude, Maschinen, Rohstoffe, Anlagen als auch das Humankapital, ohne dem die Gewinnung und Weiterverarbeitung des Eisenerzes nicht möglich wäre.

Die grundlegenden Transportwege können in zwei Kategorien unterteilt werden. Einerseits wird für die An- und Weiterlieferung der Landweg, andererseits auch der Seeweg genutzt. Der Luftweg kann aufgrund der geringen Frachtmenge und den extensiven Kosten in diesem Fall vernachlässigt werden. Vergleicht man die Länge der Transportwege und die Auslastung in Bezug der Kosteneffizienz, so hebt sich die Nutzung der Seewege klar hervor. Der Landweg, vorzugweise durch die Eisenbahn, wird meist für den Zwischentransport zum Hafen oder zur

kontinentalen Auslieferung der Eisenerzprodukte verwendet. In Anbetracht der internationalen Verflechtung der Importe und Exporte von eisenerzhaltigen Produkten liegt der Schwerpunkt der Auslieferung auf den Großfrachtern. (vgl. YELLISHETTY et al. 2010: 1093) Der rege Handel der erzeugten Eisen- und Stahlprodukte wird indes vor allem durch ihre unterschiedlichen Zusammensetzungen, Verarbeitungsgrade und Nutzungen beschleunigt. Die jeweiligen Handelspartner profitieren dabei von der jeweiligen Spezialisierung innerhalb der Produktionskette. Dadurch kann beispielhaft ein Eisenerz produzierendes Land durchaus einzelne Komponenten wie Pellets, Roheisen oder Alteisen importieren, diese als halbverarbeitetes Produkt exportieren und zum Schluss als Endprodukt wieder aus dem Ausland beziehen. Dies muss besonders beachtet werden, wenn die gesamt bezogene Menge an Eisenerz und die daraus entstandenen Produkte einer Region oder der darin befindlichen Bevölkerung herangezogen wird. (vgl. YELLISHETTY & MUDD 2014: 401; vgl. YELLISHETTY et al. 2010: 1092) Auch der relative Stahlverbrauch sollte mit Vorsicht betrachtet werden. So lag China 2017 am Weltverbrauch anteilmäßig bei 46,6 Prozent. Pro Einwohner wäre dies jedoch nur ein Verbrauch von 522,8 kg. Somit wäre der relative Bedarf nicht viel höher als der von Österreich, der im selben Jahr bei 460,8 kg pro Person liegt. (vgl. WORLDSTEEL ASSOCIATION 2018a: 15ff.)

Der weltweit größte Importeur von Stahlprodukten war 2017 die USA, mit einer Gesamtmenge von 7,9 Millionen Tonnen. Die Auswahl der jeweiligen Exportländer zeigt hierbei eine hohe Diversität, denn es wurde Stahl von insgesamt 85 verschiedenen Ländern eingeführt. Die drei größten Quellen belaufen sich dabei auf Kanada, Brasilien und Südkorea. (vgl. INTERNATIONAL TRADE ADMINISTRATION 2018a: 1) China liegt als achtgrößter Importeur im selben Jahr mit mehr als 75 unterschiedlichen Bezugsquellen nicht weit darunter. (vgl. INTERNATIONAL TRADE ADMINISTRATION 2018b: 1) Die internationale Reichweite wird bei China als Exporteur von Stahl weitaus prägnanter hervorgehoben. 2017 lieferte das Land, mit einer Gesamtmenge von 14,6 Millionen Tonnen, an mehr als 210 Länder und Territorien aus. (vgl. INTERNATIONAL TRADE ADMINISTRATION 2018c: 1) Die gehandelte Menge an Eisenerz ist im Vergleich noch um ein Vielfaches höher als jene des Stahls, wobei auch hier China eine maßgebende Rolle als weltweit größter Importeur spielt. Es wird davon ausgegangen, dass 2017 zirka zwei Drittel des gehandelten Eisenerzes nach China gelangte. Die durchschnittliche zurückgelegte Strecke liegt dabei für dieses importierte Handelsgut bei zirka 10.500 Kilometern. (vgl. INTERNATIONAL TRADE CENTRE 2018a) Die durchschnittliche Strecke exportierten

Eisenerzes liegt, von Brasilien ausgehend, sogar bei knapp 15.000 Kilometern. (vgl. INTERNATIONAL TRADE CENTRE 2018b) Unter diesem Blickwinkel kann die Tragweite und Bedeutung des globalen Transportes von Eisen- und Stahlprodukten kontextualisiert werden. Wie zuvor erwähnt, wird der überwiegende Teil der Eisen- und Stahltransporte über die Schifffahrt abgewickelt. Dieser zeichnet sich vor allem durch die niedrigen Transportkosten und den hohen Gütermengen aus. Das zweitwichtigste Transportmedium stellt die Bahn dar. Diese wird vor allem auf kontinentalen Handelsrouten verwendet und ist im Massengutverkehr eine kostengünstige Alternative zum LKW. (vgl. STURM 2006: 175) Lastkraftwagen werden in der Industrie für mengenmäßig kleinere Anlieferungen verwendet und neben der Bahn in dieser Arbeit nicht gesondert behandelt. Generell bezieht sich die nachstehende Erörterung auf den unter Verruf geratenen Schifftransport, dem eine maßgebende ökologische Belastung nachgesagt wird. (vgl. YELLISHETTY et al. 2010: 1093)

Lagen vor 1945 oftmals die Stahlwerke in der Nähe der Eisenerzmienen, so kam es Mitte des 20. Jahrhunderts zu einer Verschiebung der großen Förderstätten in die südliche Hemisphäre. Seitdem werden immer größere Frachtschiffe für den Eisenerztransport herangezogen und für die Strecke bis zum Hafen hochentwickelte Schienensysteme angelegt, die in ihrer Kapazität weltweit einzigartig sind. Kilometerlange Züge können zum Teil bis zu 17.500 Tonnen an Erz transportieren. In der weiterführenden Schifffahrt werden vor allem Massengutfrachter und Capesize-Supertanker für den Erztransport verwendet. Letztere Kategorie bekam den Namen, da die Supertanker vor 2009, mit der Erweiterung des Suez-Kanals, aufgrund ihrer Größe nur zwischen den Ozeanen um Kap Hoorn bzw. dem Kap der Guten Hoffnung fahren konnten. (vgl. BIELITZA 2012: 20f.) Weiters sind diese Schiffe unter den Namen „Very large Ore Carrier“ (VLOC) und „Ultra Large Ore Carrier“ (ULOC) bekannt. Der Größte dieser Massengutfrachter wurde 2011 im Auftrag des führenden Eisenerzproduzenten „Vale“ erstellt und kann über 400.000 Tonnen befördern. Genug um etwa drei Golden Gate Bridges zu errichten. (vgl. LÖWENSTRÖM 2017: 340)

Die generellen Ausstöße der Massengutfrachter und ihre langfristigen Effekte auf die Umwelt sind in ihrer Form nicht anders als die im Kapitel „Förderung“ besprochenen Stoffe. Die in der Anthropozän-Diskussion relevanten Nebenprodukte der Frachter belaufen sich auf N_2O , NO_x , CO , CH_4 , CO_2 und SO_2 und tragen somit zur Klimaerwärmung, zur Eutrophierung und

Versauerung der Meere, der Seen bzw. der Böden bei. (vgl. MERK 2014: 5; vgl. ENDRESEN et al. 2003: 14-6)

Hervorzuheben ist jedoch der besonders hohe Kraftstoffverbrauch dieser Schiffe, dem dafür verwendeten Treibstoff und den damit einhergehenden Emissionsausstößen. Im Unterschied zu Typen wie Ro-Ro-, Passagier- und Containerschiffen sowie Chemikalien-, Öl- und Gastankern weisen die für das Eisenerz verwendeten Massengutfrachter die höchsten Ausstöße pro verbrauchter Tonne Treibstoff auf. (vgl. ENDRESEN et al. 2003: 14-6) Genaue Berechnungen sind aber oftmals schwierig, da eine Reihe an Faktoren miteinkalkuliert werden muss. Setzt man die bei der Verbrennung des Treibstoffes freigesetzten Schadstoffe in Bezug zur Verkehrsleistung, ergibt sich ein konkreteres Bild. Die Verkehrsleistung, oder auch Tonnenkilometer genannt, kann die Partikelfreisetzung in Relation des Produktes von Frachtmenge und zurückgelegter Strecke setzen. Somit würde ein Capesize-Frachter bei einer Auslastung von 60 Prozent im Durchschnitt 2,6 Gramm CO₂ pro Tonnenkilometer freisetzen. Das wäre im Vergleich zu einem Lastkraftwagen 18 Mal weniger CO₂ und im Gegensatz zu einem 747 Jumbo-Jet 200 Mal weniger. (vgl. NATIONAL TECHNICAL UNIVERSITY OF ATHENS 2008: 26) Summiert man dabei die eingesetzten Massengutfrachter mit geeigneter Kapazität in eine Kategorie auf, ergibt sich eine jährliche Freisetzung von ungefähr 32,64 Millionen Tonnen CO₂ (vgl. NATIONAL TECHNICAL UNIVERSITY OF ATHENS 2008: 22), wobei hier nicht genau gesagt werden kann, wie viel sich davon auf den Transport von Eisen- und Stahlprodukten beläuft. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass bei einer jährlichen Fördermenge von 1.363 Millionen Tonnen Eisenerz ungefähr ein Drittel des jährlichen Transportes von Massengutfrachtern im Jahr 2015 auf ebendiese Güter zurückzuführen ist. (vgl. STATISTA 2018b) Werden diese Zahlen mit den CO₂-Ausstößen anderer Schiffskategorien verglichen, finden sich die Capesize-Frachter im Mittelfeld wieder. (vgl. NATIONAL TECHNICAL UNIVERSITY OF ATHENS 2008: 22) Dennoch tragen sie ihren Teil zur Gesamtbelastung der Umwelt bei und können als Symptom einer globalen Industrieverkettung betrachtet werden.

Unter dem Blickwinkel der NO_x- und SO₂-Freisetzungen kann die Relativierung durch Tonnenkilometer nicht mehr überzeugen. Durch den Schwefelanteil zwischen 2 – 3,5 Prozent des genutzten Schweröls (vgl. AUSTRALIEN MARITIME COLLEGE 2016: 34) entstehen deutlich höhere Emissionen, als dies bei den Transporten auf dem Landweg der Fall wäre. Liegt der Gesamtanteil aller Schiffsemissionen beim CO₂ zirka bei 20 Prozent im Vergleich zum Straßenverkehr, so ist dieser bereits beim NO_x auf Augenhöhe. Beim SO_x übersteigt der

Schiffsverkehr den Landweg um einen Faktor von 1,6 bis 2,7. (vgl. MERK 2014: 5) Der überwiegende Teil dieser Emissionen beschränkt sich jedoch auf die Öltanker und Containerschiffe. Massengutfrachter weisen dennoch einen höheren SO_x- und NO_x-Ausstoß als Ro-Ro-Frachter oder Passagierschiffe auf. (vgl. WIACEK et al. 2018: 13805) Eindeutige Aussagen über die konkreten Emissionen können aber nur schwer getätigt und sollen im Abschnitt „Diskussion“ noch genauer erörtert werden. Gegebene Relativierungen scheinen jedoch den Emissionsanteil der Eisenerzindustrie in diesem Kontext eher gering zu halten. Zusammenfassend soll es in diesem Kapitel genügen, einen Zusammenhang zwischen der Meeresversauerung durch die global verteilten CO₂-, SO_x- und NO_x-Ausstöße der Frachter und der Eutrophierung durch NO_x-Emissionen herzustellen (vgl. HASSELLÖV 2009: 18ff.), auch wenn Eisenerz als Transportgut nur ein symptomatisches Problemfeld darstellt. Dennoch handelt es sich um einen Zusammenhang, der nicht nur im aktuellen Transportwesen vorzufinden ist, sondern bereits seit mehr als einem halben Jahrhundert besteht (vgl. EYRING et al. 2005a) und sich aufgrund mangelnder internationaler Regulierungen (vgl. HASSELLÖV 2009: 2ff.) in den nächsten 50 Jahren sogar noch intensivieren könnte. (vgl. EYRING et al. 2005b: 14ff.) Darüber hinaus führt die generelle Erwärmung des Klimas durch die in der Schifffahrt freigesetzten Treibhausgase wie CO₂ und CH₄ dazu, dass die durchschnittliche Meerestemperatur steigt, was zu einer polwärtigen Verschiebung von Phytoplankton, Makroalgen und Meerestieren führen kann. Bei Extremtemperaturen könnten außerdem die Toleranzgrenzen bestimmter Arten überschritten werden, was zu einer direkten und indirekten Beeinflussung ganzer Nahrungsketten führen würde. (vgl. PÖRTNER 2008: 27) Solche Veränderungen würden sich wiederum auf die Ablagerungen der Meeresböden auswirken und einen langfristigen stratigraphischen Nachweis ermöglichen.

Der letzte Punkt in diesem Kapitel soll sich mit dem bereits indirekt besprochenen Phänomen der anthropogen beeinflussten Bodenbildung auseinandersetzen. Laut der WORLD REFERENCE BASE FOR SOIL RESOURCES 2014 (WRB) werden indirekt vom Menschen beeinflusste Böden als „Anthrosole“ und direkt beeinflusste Böden als „Technosole“ klassifiziert. (vgl. FAO 2015) Anthrosole, in der deutschen Bodensystematik auch Kultosole genannt (vgl. AMELUNG et al. 2017: 458), sind Böden, die unter kommunalem oder urbanem Einfluss stehen bzw. landwirtschaftlich geprägt wurden. Technosole bestehen dabei zu mehr als 20 Prozent aus Artefakten und werden vorwiegend industriell gestaltet. (vgl. FERGUSSON 2017: 269; vgl. FAO

2015: 10) Einträge werden dabei als Artefakte bezeichnet, sobald sie durch den Menschen geschaffen, substantiell verändert oder aus der Tiefe des Erdbodens gefördert wurden. (vgl. FAO 2015: 8) In Anbetracht dieser Klassifikation liegt der für das Eisenerz und dessen Weiterverarbeitung herangezogene Fokus auf den Technosolen.

Dabei hat die Eisenerzindustrie durch ihre außerordentlich große Fördermenge und die globale Verbreitung eine wichtige Rolle in der Technosol-Debatte eingenommen. Die Einflüsse auf die Böden sind aufgrund der unterschiedlichen Weiterverarbeitungsformen jedoch sehr variabel und sollen im Folgenden exemplarisch aufgearbeitet werden.

In Australien werden beispielsweise viele der dort untersuchten Anthrosole und Technosole mit dem Mienenbetrieb und der mineralischen Verarbeitung assoziiert. (vgl. FERGUSSON 2017: 269) Bei einer Fördermenge von 3.300 Mt rohen Eisenerzes im Jahr 2015 ist dies durchaus nicht verwunderlich. Lediglich die Schwarzkohle wird in größeren Mengen aus dem Boden extrahiert und hat somit in einem rein quantitativen Sinne einen größeren Anteil an den Sedimentbewegungen. (vgl. AUSTRALIAN GOVERNMENT 2016: 2) Die in diesem Zusammenhang stehenden Bodenveränderungen wurden jedoch bereits im Kapitel „Förderung“ im Rahmen der „flachgründigen Anthroturbation“ behandelt.

Prinzipiell können Technosole aber überall dort gefunden werden, wo Reststoffe industrieller Förderungs- und Weiterverarbeitungsprozesse im Boden abgelagert wurden. Bei der Herstellung von Stahl vollzieht sich dies oftmals innerhalb der mit Schlacke angereicherten Absetzbecken. Diese zeichnen sich durch ihre Durchmischung anthropogen initiiertter Stoffe aus, die von den jeweils angewendeten Produktionsverfahren und eingesetzten Materialien abhängig sind. Beispielfhaft konnten in einem Untersuchungsgebiet in Lorraine, Frankreich, bei einem 1986 aufgelassenen Absetzbecken, Anreicherungen an Mangan, Blei, Zink, Barium, Zinn, Strontium, Arsen, Kupfer, Antimon, Nickel, Cadmium und Vanadium sowie eine Verarmung an Silizium, Aluminium, Kalium und Natrium festgestellt werden. (vgl. HUOT et al. 2013: 564) Diese Funde ähneln der elementaren Zusammensetzung aufgelassener Aufschüttungen von Schlammrückständen sehr stark, die durch die Roheisenproduktion in Hochöfen zurückblieben. (vgl. MANSFELDT & DOHRMANN 2004) Weitere Beispiele anthropogen gestalteter Böden im Kontext der Eisenerzproduktion lassen sich prinzipiell auf globalem Maßstab wiederfinden. (vgl. FORD 2014: 82; vgl. HUTCHINSON 1977; vgl. WANG et al. 2003; vgl. RACHWAL et al. 2015; vgl. HUOT et al. 2014)

Wie sich diese eingebrachten Stoffe langfristig in den Böden verhalten werden, kann nur schwer abgeschätzt werden. Hierbei spielen Faktoren wie der pH-Wert, die Wasserdurchlässigkeit, die Bodenerosion, das Pflanzenwachstum und viele mehr eine entscheidende Rolle. In Frankreich stellte sich die Pedogenese des Technosols aufgrund spezifischer Bodeneigenschaften, vor allem aufgrund der schlechten Wasserdurchlässigkeit, als langsamer Prozess heraus. Nach über 100 Jahren seit dem Zeitpunkt der ersten Eintragungen gab es nur geringe Veränderungen der Ausgangsstoffe. Die relativ hohen pH-Werte des Untersuchungsgebietes könnten aber in weiterer Folge zur Bildung von nichtkristallinen Aluminosilikaten mit einem verminderten Verhältnis von Aluminium zu Silizium führen, wie sie sonst bei der Verwitterung chemisch ähnlicher vulkanischer Böden vorzufinden sind. Generell kann eine Entwicklung hin zu einem ansonsten natürlich vorkommenden Bodenprofil nicht ausgeschlossen werden. (vgl. HUOT et al. 2013: 566f.) In einem solchen Fall würden die temporär veränderten Böden keine maßgebende Relevanz in der Anthropozän-Debatte einnehmen. Die hohe Anzahl an Stoffeinträgen (stabile Isotope, sphärische Maghemit- und Magnetiteinträge etc.) und deren langfristige Nachweisbarkeit, die zuvor besprochen wurde, lässt darauf schließen, dass eine vollkommene Normalisierung als unwahrscheinlich gilt. Ob die darin befindlichen Stoffe zukünftig in einer Menge vorhanden sind, so dass sie noch als Technosole bezeichnet werden können, bleibt jedoch unklar. Leichter fällt es dabei, die Verwitterung der im Boden entsorgten eisenhaltigen Produkte als langfristige Technosolbeispiele zu erachten, die im nachfolgenden Kapitel noch genauer besprochen werden sollen.

6.3. Recycling

Am Ende der Lebensdauer eines Produktes oder Werkstoffes gibt es zwei mögliche Alternativen. Entweder wird es auf Deponien bzw. anderweitig endgültig entsorgt, oder es gelangt über das Recycling in den anthropogenen Stoffkreislauf. Da sich Stahl mit seinen inhärenten Eigenschaften nicht verändert, ist er besonders für die zweite Variante und damit zur Wiedereinbringung in den Wirtschaftskreislauf geeignet. (vgl. WÜBBEKE & HEROTH 2014: 1)

Im Bezug auf die Eisen- und Stahlindustrie wird dem Punkt des Recyclings darüber hinaus auf Basis ökonomischer und/oder ökologischer Überlegungen immer größeres Gewicht zugeschrieben. Schon Jane JACOBS erörtere vor über 50 Jahren in ihrem Buch „The Economy of Cities“, dass die Städte von heute die Minen von Morgen sein würden. (vgl. JACOBS 1969) Die global zunehmende Nachfrage nach Stahlschrott (vgl. YELLISHETTY et al. 2011a: 653) scheint diesem Bild gerecht zu werden. Zwar stieg in den letzten Jahrzehnten im Zuge der Stahlproduktion die generelle Nachfrage nach dem Rohstoff „Eisenerz“, allerdings erhöhte dieser Trend sogleich auch den Preis dieses Rohstoffes. Um kostensparend Stahl zu erzeugen, wurde daher der Prozess des Recyclings vermehrt in die Stahlproduktion inkorporiert.

Die Quellen des Stahlschrottes sind vielfältig, können jedoch in drei Gruppen aufsummiert werden. Unterschieden wird dabei zwischen dem Kreislaufschrott, der als Restprodukt in den Stahlwerken selbst produziert wird; dem Neuschrott, der in stahlverarbeitenden Industrien anfällt, und dem Altschrott, der aus Endprodukten gewonnen wird. Anteilsmäßig ist dabei der Altschrott die am häufigsten verwendete Quelle, mit 40 – 55 Prozent akkumulierten Schrottes, gefolgt vom Kreislaufschrott, mit 20 – 30 Prozent, und dem Neuschrott mit 15 – 25 Prozent. Kreislaufschrott zeichnet sich dabei vor allem durch seine bekannte Zusammensetzung aus. Altschrott kann hingegen unbekannte Mengen unerwünschter Elemente enthalten. (vgl. WEIßBACH 1922: 84) Deshalb werden verschiedenste Verfahren zur Allokation, Aussortierung und Wiederaufbereitung ebendieser Produkte verwendet. Diese Techniken dienen hauptsächlich zur Entfernung von Verunreinigungen und der Rückgewinnung wertvoller Materialien. Hierzu werden zuerst die sofort wiederverwertbaren Teile vom Endprodukt entfernt. Der Rest wird zerdrückt und von einer Zerkleinerungsmaschine in Einzelteile zerlegt. Danach werden die eisenhaltigen Materialien anhand ihrer magnetischen und leitfähigen Eigenschaften herausgefiltert. In weiterer Folge werden die Materialien mittels ihrer Dichte und Schwere in verschiedenen Flüssigkeiten getrennt. Zu guter Letzt werden thermische

Methoden zur Entfernung unerwünschter Bestandteile wie Zink, Zinn, Farbe usw. angewendet. (vgl. YELLISHETTY et al. 2011a: 653f.)

Bei der Bewertung der langfristigen Umweltauswirkungen des Recyclings gilt es zu beachten, dass Stahlschrott sowohl bei der Primärproduktion des Stahls Anwendung findet als auch bei der Sekundärproduktion, die hauptsächlich durch Recycling vorangetrieben wird. (vgl. YELLISHETTY et al. 2011a: 657) Ein konkreter Vergleich wird durch die Beimengung des Schrottes bei beiden Produktionsverfahren erschwert, dennoch kann vor allem die Minderung bestimmter Ausstöße bei der Sekundärproduktion genauer erörtert werden.

Durch die Verwendung einer Tonne Stahlschrott kann mehr als 1.100 kg Eisenerz, 630 kg Kohle und 40 Prozent der Produktionsenergie eingespart sowie 86 Prozent der Abgase, die mit CO, CO₂ und SO₂ angereichert sind, vermieden werden. Diese Werte können vor allem dadurch erreicht werden, indem die energie- und ressourcenintensiven Prozesse des Sinterns, des Pelletierens und der Kohleverbrennung im Hochofen – mit ihren jeweiligen Ausstößen – vermieden werden. (vgl. WÜBBEKE & HEROTH 2014: 2) Darüber hinaus muss auch kein zusätzliches Eisenerz gewonnen werden, was sich wiederum positiv auf die Werte der LCA auswirkt. Da für die Wiederaufbereitung des Stahles anstatt des Oxygenstahlkonverters bzw. des Hochofens Elektrolichtbogenöfen verwendet werden, würden die Emissionsraten fast aller damit assoziierten Schwermetalle verringert werden. Die Ausstöße von Blei, Cadmium, Arsen, NO_x und CO könnten bei der gleichen Produktionsmenge im Vergleich zum Oxygenstahlkonverter fast komplett vermieden oder zumindest mehr als halbiert werden. Darüber hinaus kann auch der SO₂-Anteil prozentuell signifikant gesenkt werden. Lediglich Quecksilber wird durch die Elektrolichtbogenöfen in größeren Mengen emittiert, als dies bei der Primärproduktion der Fall ist. (vgl. WANG et al. 2016: 13) Da durch das Recycling, im Gegensatz zum Prozess des Sinterns, welcher in der Wertschöpfungskette des Stahls die meisten Hg-Emissionen vorzuweisen hat, wegfällt, kann dennoch von einer Minderung dieses Schwermetalls die Rede sein. Die konkreten Eigenschaften des Quecksilbers und dessen langfristige Nachweisbarkeit wurden allerdings bereits im Kapitel „Weiterverarbeitung“ genauer erörtert und können in jener Ausführung auch für die Ausstöße des Recyclings Anwendung finden.

Wie zuvor bereits erwähnt wurde, kann im Erzeugungsprozess, durch die Verwendung von Stahlschrott, einiges an eingesetzter Energie und dem dabei auch erzeugten CO₂ vermieden werden. Die eingesparten Werte variieren dabei, je nachdem, welches Endprodukt erzeugt werden soll. Ein Beispiel bei der Herstellung rostfreien Austenitstahls kann eine global gemittelte Abbildung näherbringen. Würde die Produktion von Austenitstahl nur durch die Gewinnung von Eisenerz gespeist werden, würden sich bei der Erzeugung einer Tonne desselben die eingesetzte Energie auf 79 Gigajoule (GJ) und das dabei freigesetzte CO₂ auf 5,3 Tonnen belaufen. Bei einer Recyclingrate von 100 Prozent, durch den Einsatz von Elektrolichtbogenöfen, wären ein Verbrauch von 26 GJ und ein Ausstoß von 1,6 Tonnen CO₂ zu messen. (vgl. JOHNSON et al. 2008: 187) Dabei handelt es sich jedoch um rein hypothetische Aussagen, da in der Realität weder das eine noch das andere Szenario vorzufinden ist. Vielmehr finden beide Prozesse gleichzeitig statt, mit einer Tendenz zur Erhöhung der Recyclingraten.

Darüber hinaus kommen, je nachdem, welche Materialien verwendet werden (Ferronickel, Chrom usw.), unterschiedliche Energieniveaus zustande. Im Durchschnitt fallen die Ergebnisse in einen Bereich, der die Primärproduktion 2,5- bis 3,5-mal energieintensiver bewerten lässt, als die Sekundärproduktion mit Stahlschrott. (vgl. YELLISHETTY et al. 2011a: 657) Dennoch speist auch der Prozess des Recyclings, wie im vorherigen Kapitel bereits besprochen, indirekt die Energiegewinnung durch Kohlekraftwerke in den jeweiligen Produktionsländern, und das mit all ihren Implikationen. Zwar verringern sich durch das Recycling die totale Menge an CO₂ und die Energieansprüche signifikant, dennoch wäre im Optimalfall, bei einer Produktionsmenge von 17 Millionen Tonnen Austenitstahl, eine insgesamt Belastung von 27,2 Millionen Tonnen Kohlendioxid vorzuweisen. (vgl. JOHNSON et al. 2008: 187) Dies verdeutlicht auch die Rolle der Sekundärproduktion auf die Umwelt und ihre langfristigen Auswirkungen auf die Atmosphäre, Meere und letztendlich auf die Sedimente.

Für die genauere Analyse der Recyclingprozesse des Altschrottes bietet sich auch hier die LCA an. Denn im Gegensatz zum Neu- und Kreislaufschrrott ist dessen Zusammensetzung diverser und benötigt daher aufwendigere Trennverfahren. Die groben Abläufe des Recyclings, wie anfänglich in diesem Kapitel beschrieben, können auf die Prozesse der Dekonstruktion der Endprodukte, der Sortierung der einzelnen Komponenten, der Zerkleinerung ebendieser, der Entfernung der Materialien und unerwünschter Beimengungen sowie des Transports

reduziert werden. (vgl. YEUNG et al. 2017: 104; vgl. YELLISHETTY et al. 2011a: 654) Zur Aufarbeitung dieser Thematik bietet sich die exemplarische Beschreibung des Recyclings anhand der damit verbundenen Prozessabläufe an. Im Folgenden wird daher auf Basis der vorhandenen Studien auf die Umweltbeeinflussungen der Demontage eines Gebäudes hingewiesen. Da die Einflüsse der für die recycelten Materialien eingesetzten Lichtbogenöfen bereits besprochen wurden, werden diese hier außen vor gelassen.

Die LCA einer 114-Tonnen-Stahlhüllendekonstruktion eines Industriegebäudes zeigt, dass Ausstöße erzeugt werden, die mit dem Recycling in Verbindung gebracht werden können. Besonders die für die Demontage, Sortierung und Zerkleinerung eingesetzten Fahrzeuge (Kräne, Transporter, Muldenkipper, Raupenlader, Shredder usw.) stoßen hierbei umweltrelevante Schadstoffe aus. So kann für jeden einzelnen Prozess die Emission von CO, NH₃, NO_x und CO₂ nachgewiesen werden. Besonders hoch sind diese Werte bei der Entfernung der demontierten Produkte vom Standort. Die dafür eingesetzten Muldenkipper stießen dabei pro Tonne Stahl knapp 6 kg CO, 3,9 kg NH₃, 23,7 kg NO_x und 1.145,7 kg CO₂ aus. Die geringsten Emissionen konnten während des Recyclingprozesses bei der Zerkleinerung festgestellt werden. Diese belaufen sich auf zirka 1,5 Prozent der vorher genannten Ausstöße. (vgl. YEUNG et al. 2017: 112)

Dies sind im globalen Kontext noch relativ kleine Summen. Werden diese Aussagen in den Kontext von zirka jährlich 570 Millionen Tonnen recycelten Stahlmaterialien gestellt (vgl. BUREAU OF INTERNATIONAL RECYCLING 2017: 13), wobei sich 40 – 55 Prozent auf den oben genannten Altschrott beziehen, offenbart sich die umweltbeeinflussende Wirkung dieser Sparte. Da sich aufgrund der variierenden Produkte die Werte des recycelten Gebäudes nicht einfach mit der Menge der Altschrottreyclingraten multiplizieren lassen, können keine simplen, global gültigen Aussagen getroffen werden. Klar zeigen sich jedoch in diesem Kontext die Auswirkungen des CO auf die Klimaerwärmung, des NH₃ auf die Eutrophierung und der Einfluss des NO_x auf die Versauerung der Böden, Fließgewässer, Seen und Meere. (vgl. NENTWIG 2013: 489) Diese Einflüsse haben jedoch im Vergleich zur Primärproduktion und dessen Umweltauswirkungen eine geringere Relevanz. (vgl. DAVIS et al. 2007: 119)

Es sei hierbei auch erwähnt, dass neben dem Recycling auch die direkte Wiederverwendung einzelner Komponenten immer mehr zur gängigen Praxis wird. Sollte eine simple Form des Rückbaus möglich sein und das gewonnene Material in einem neuen Kontext Anwendung

finden können, wäre dies unter den meisten Aspekten ökologisch nachhaltiger. (vgl. SCU 2016: 2; vgl. YEUNG et al. 2017: 101)

Eine globale Forcierung des Recyclings des Stahls würde – aus den vorhergehenden Erkenntnissen heraus – ökologisch durchaus sinnvoll sein. Dass dies weltweit anerkannt wird, zeigt der 25-prozentige Anteil des gewonnenen Stahles durch die Sekundärproduktion. (vgl. BIELITZA 2012: 23) Die globalen Recyclingraten zeigen dahingehend ein differenzierteres Bild. So wird in der Fachliteratur in den letzten Jahren zum Teil von globalen Raten zwischen 86 – 88 Prozent berichtet. (vgl. RAHMAN et al. 2016: 963; vgl. Yeung et al. 2017: 101) Diese Zahlen sind jedoch mit Vorsicht zu genießen, da hier mit großer Wahrscheinlichkeit von der Menge genutzten Stahlschrottes im Verhältnis zu verfügbarem Stahlschrott die Rede ist. Dies gibt noch keine Auskunft darüber, welche Mengen der Endprodukte tatsächlich zu marktwirtschaftlich verfügbarem Stahlschrott umgewandelt und recycelt werden. (vgl. BOWYER et al. 2015: 3) Dass diese Frage zum Teil sehr schwer zu beantworten ist, zeigen DAVIS (et al. 2007: 120) auf, die die Unsicherheiten besprechen, wie viel vom Altschrott wieder in den anthropogenen Kreislauf gebracht wird bzw. welche Mengen an die Umwelt „verloren“ gehen.

Aus diesem Grund können andere Berechnungen nützlich sein, um die globalen Recyclingprozesse in einen brauchbaren Bezug zu setzen. So gibt zum Beispiel das Verhältnis von eingesetztem Stahlschrott zur Gesamtmenge der rohen Stahlproduktion im jeweiligen Land Aufschluss darüber, wie hoch die jeweiligen Anteile des konsumierten Schrottes an der Produktion von Stahl sind. Dabei zeigt sich für das Jahr 2012, dass diese Rate in der Türkei bei 90 Prozent liegt, in den USA bei zirka 70 Prozent, in der EU bei 56 Prozent und sich der globale Schnitt bei etwa 37 Prozent einpendelt. China hingegen, das 2017 die globale Stahlproduktion mit einem Gesamtanteil von 49 Prozent anführte (vgl. WORLDSTEEL ASSOCIATION 2018b), wies im oben genannten Jahr nur eine Recyclingrate von 11 Prozent aus. (vgl. WÜBBEKE & HEROTH 2014: 3) WANG und seine Kolleg/innen (2017: 51) gehen jedoch davon aus, dass sich dieser Anteil bis zum Jahre 2050 auf zirka 50 Prozent und bis zum Jahre 2100 auf knapp 80 Prozent erhöhen könnte. Bis dahin werden jedoch noch die mit der Primärproduktion in Verbindung gebrachten Umweltverschmutzungen und deren langfristige Folgen vorherrschend sein. Ob in diesem Jahrhundert eine hundertprozentige Deckung durch Recycling überhaupt möglich ist, kann nicht mit Sicherheit gesagt werden. Hinderliche Faktoren sind dabei die langen Umlaufzeiten der Stahlprodukte (vgl. YELLISHETTY et al. 2011a: 651), die bleibenden

Verunreinigungen im Stahl (vgl. DAEHN et al. 2017), die eventuell steigenden Stahlschrottpreise (vgl. MORFELDT et al. 2015: 477) und die kontinuierlich steigende Nachfrage an Stahlschrott. (vgl. PAULIUK et al. 2013a: 12) Auf der anderen Seite wird vermutet, dass die Eisenerzproduktion gegen Ende des 21. Jahrhunderts aufgrund der Erschöpfung hochwertigen Erzes stark zurückgehen wird. (vgl. Mohr et al. 2014) Sollte sich diese Prognose bewahrheiten, wäre ein Sprung zur vollständigen Kreislaufwirtschaft die einzige Lösung zur Befriedigung der zukünftigen Nachfrage, ohne eine Substitution des Werkstoffes in Erwägung zu ziehen.

6.4. Verwitterung

Gerne wird Stahl als Material beschrieben, das zu 100 Prozent recycelt werden kann und seine qualitativen Eigenschaften dabei behält. (vgl. WORLDSTEEL ASSOCIATION 2016: 3) Dass dies in der Praxis nicht der Fall ist, zeigen RECK und GRAEDEL (2012: 690), indem sie die Komponenten des sozialen Verhaltens, des Produktdesigns, der Recyclingtechnologien und der Separationsverluste in die Debatte einbinden. Zusätzlich können Prozesse des informellen Sektors und die Nutzung der Produkte sowie ihre Korrosionsbeständigkeit zur Minderung der Brauchbarkeit führen. Durch diese Prozesse entstehen zwangsweise Eisen- und Stahleinträge in die Umwelt, die zum Teil im Folgenden besprochen werden sollen.

Wie die Recyclingraten bereits zeigten, wird prinzipiell nur ein Teil des vorhandenen Eisen- und Stahlschrottes wieder in den anthropogenen Kreislauf gespeist. Der restliche Teil ist entweder für unbegrenzte Zeit entsorgt worden oder wird eventuell in naher Zukunft als brauchbare Ressource erkannt und verwertet werden. In beiden Fällen gilt dieser Schrott aus aktueller Perspektive als nicht wiedereinbringlicher Abfall. (vgl. BOWYER et al. 2015: 7) Zu dieser Sparte gehört auch der Verlust an Eisen und Stahl an die Umwelt, der durch die Korrosion und der Abnutzung während der Produktlebenszeit entsteht. Der Hauptteil der nicht wiederverwertbaren Eisen- und Stahlressourcen ist jedoch durch die Form oder den Ort seiner Entsorgung für den Menschen nicht zugänglich. (vgl. DAMUTH 2010: 22)

Wie viel die verwertbaren und nicht wiederverwertbaren Eisen- und Stahleinträge global in ihrer Gesamtheit ausmachen, kann nicht gesagt werden. (vgl. GAUFFIN et al. 2016: 1)

DAMUTH (2010: 27) geht jedoch davon aus, dass sich der Gesamteintrag des nicht wiedereinbringbaren Stahlschrottes allein in den USA Ende 2009 auf ungefähr 1,18 Milliarden

Tonnen einschätzen ließe. Darüber hinaus wird vermutet, dass sich der ungenützte Eintrag von 2010 auf 2014 um weitere 104 Millionen Tonnen erhöht hat. Selbst unter der Annahme tendenziell steigender Stahlnachfrage (vgl. MORFELDT et al. 2015: 472) und Recyclingraten (vgl. PAULIUK et al. 2013a: 13) wäre die totale Menge an nicht wiedereinbringlichen Stahlschrottes am Ende des Jahres 2018 aus persönlicher Sicht auf zirka 1,38 Milliarden Tonnen einzuschätzen. Die vermehrte Stahlproduktion und damit die Menge an Produkten, die das Ende ihrer Lebensdauer erreicht haben, können in diesem Kontext als erschwerende Faktoren hinzugerechnet werden, die die Veränderungen der oben genannten Variablen zumindest ausgleichen würden. Dies lässt jedenfalls eine stetig wachsende Gesamtmenge an Stahlschrott, die theoretisch zur Verfügung stehen würde, vermuten. (vgl. PAULIUK et al. 2013a: 12)

Die Einspeisung des Schrottes in den anthropogenen Kreislauf und die Verlustraten an die Umwelt hängen dabei stark von der jeweiligen Schrottart ab. Neuschrott, der während der Produktion in den Eisen- und Stahlwerken anfällt, erreicht durch seinen günstigen Zugang und seiner bekannten chemischen Zusammensetzung eine Wiedereinführungsrate von fast 100 Prozent. Auch der Kreislaufschrott wird aufgrund seiner offenkundigen Charakteristik, geringen Verschmutzung und einfachen Verfügbarkeit zu hohen Raten wiederverwendet. Lediglich der Altschrott weist hohe Verlustraten auf, die auf globaler Ebene nicht vollständig erklärt werden können. (vgl. DAVIS et al. 2007: 119ff.) Eine unzureichende Datenlage bekannter Recyclingstandorte (vgl. DAVIS et al. 2007: 120), aber auch fragmentierte, unbekannte Schrottplätze sowie der informelle Eisen- und Stahlsektor tragen zu diesen Unklarheiten bei. (vgl. WÜBEKKE & HEROTH 2014: 1)

Es wird dabei im Grunde vermutet, dass ungefähr 30 Prozent der erzeugten Schrotte nicht in den Kreislauf eingespeist werden (vgl. DAMUTH 2010: 22; vgl. DAVIS et al. 2007: 135) und als nicht wiedereinbringliche Stoffe die Eisen- und Stahleinträge in die Umwelt erhöhen. Je nach Berechnungsmethode und Produkt- sowie Sektorenkategorisierung fallen aber auch hier die Ergebnisse unterschiedlich aus und weisen am unteren Ende zumindest Raten von zirka 14 Prozent auf. (vgl. DAMUTH 2010: 22) Diese Beispiele repräsentieren hierbei lediglich die Kreislaufwirtschaft in den USA und Großbritannien und sollten für weitere Länder gesondert betrachtet werden. Nichtsdestotrotz handelt es sich aufgrund der gewaltigen Menge an

gehandelten Eisen- und Stahlschrottes, in diesen Ländern aber auch global, um gewaltige Anhäufungen, die ihren langfristigen Einfluss auf das Erdsystem geltend machen können.

Einer dieser Einflüsse ist dabei der Prozess der Verwitterung bzw. der Korrosion, der die Eisen- und Stahleinträge in die Lithosphäre speist, bevor die Produkte wieder genutzt hätten werden können. (vgl. YELLISHETTY et al. 2011a: 655) Unter dem Begriff der Korrosion wird in diesem Kontext ein elektrochemischer Prozess verstanden, der durch die Präsenz von Sauerstoff (O_2) und Wasser (H_2O) ausgelöst wird. Dabei werden zuerst Elektronen von der Anode zur Kathode transportiert, die sich dort in Verbindung mit O_2 und H_2O zu Hydroxylionen formen. Diese reagieren mit den Eisenionen, die von der Anode abgegangen sind, und bilden Eisenhydroxid ($Fe(OH)_2$), das zum Schluss zu Eisenoxidhydroxid ($2Fe_2O_3 \cdot H_2O$) oxidiert. Umgangssprachlich wird dies dann als roter Rost bezeichnet. (vgl. HUDSON & JOHNSON 2008: 1030f.) Da der Rost nicht mehr die chemischen und physikalischen Eigenschaften von Eisen- und Stahl aufweist, kann dies als Abgang oder Verlust bezeichnet werden. Durch verschiedenste mechanische, chemische oder physische Prozesse kann dieser in die Umwelt und letztendlich in die Böden gelangen.

DAMUTH (2010: 24) geht in seinen Studien dabei im Bezug zum eisenhaltigen Schrott von einer durchschnittlichen, jährlichen Verlustrate von 0,36 Prozent aus. Auf Basis dieser Annahme belaufen sich die korrosionsbedingten Abgänge von 1,18 Milliarden Tonnen (vgl. DAMUTH 2010: 27) des nicht wiedereinbringbaren Eisen und- Stahlschrottes für das Jahr 2009 auf zirka 4,248 Millionen Tonnen allein für die USA. Hierbei gilt zu beachten, dass diese eisenhaltigen Produkte höchstwahrscheinlich keinen wirtschaftlichen Nutzen mehr gefunden hätten und diese durch die Entsorgung als Teil der Lithosphäre die Thematik der Technosole (siehe Kapitel Weiterverarbeitung) zusätzlich ergänzen.

Die tatsächlichen korrosionsbedingten Einträge in den Boden sind neben diesen Angaben noch bedeutend höher, da auch der Altschrott nicht sofort wieder in die Kreislaufwirtschaft gespeist wird und in der Zwischenzeit der Verwitterung ausgesetzt ist. Darüber hinaus sind auch Produkte, die ihren Lebenszyklus noch nicht beendet haben, anfällig für allfällige Witterungsumstände. Genaue Zahlen der globalen Korrosion von Eisen- und Stahlprodukten sind jedoch nur schwer schätzbar. Im Stahlgewerbe allein sind mehr als 3.500 verschiedene Erzeugnisse mit einzigartigen Mischzuständen bekannt (vgl. YELLISHETTY et al. 2011a: 659), die aufgrund ihrer Zusammensetzung differierende Korrosionsbeständigkeiten aufweisen. Akkumulierte Korrosionsraten, mit Einbezug der generellen Abnutzung eisenhaltiger

Produkte, können, auf ihre gesamte Lebensdauer gerechnet, auf zirka 1 Prozent geschätzt werden. Das würde bedeuten, dass die Produkte am Ende ihrer Lebensdauer im Vergleich zum Produktionstag noch 99 Prozent an Eisen beinhalten. (vgl. DAMUTH 2010: 22)

Geht man im Folgenden von einer gesamtwirtschaftlichen Umlaufmenge von ungefähr 17,9 Gt (Gigatonnen) eisenhaltigen Materialien aus (vgl. MÜLLER et al. 2011: 186) und kennt die durchschnittliche Lebensdauer verschiedenster Produktgruppen sowie ihren Anteil an der globalen Gesamtmenge, können die jährlichen Korrosionseinträge in Verwendung befindlicher Eisen- und Stahlprodukte geschätzt werden. Dabei wird für diese Berechnung die Lebensdauer gemäß PAULIUK (et al. 2013b: 26), basierend auf den Erkenntnissen von MÜLLER (et al. 2011), herangezogen. Diese gibt für die Produktgruppe des Transports eine durchschnittliche Lebensdauer von 20 Jahren, für Maschinen 30 Jahre und für den Bau 75 Jahre an. Da die prozentuellen Anteile dieser Sparten an der globalen Gesamtmenge der sich in Umlauf befindlichen Produkte nicht bekannt sind, wird ein Durchschnitt sechs führender Industrienationen (Australien, Großbritannien, Frankreich, Japan, Kanada und USA) herangezogen, wie sie bei MÜLLER (et al. 2011: 185) aufgelistet sind. Die Sparte der Produkte/Sonstiges wurde aufgrund ihres geringen Anteils nicht berücksichtigt. Grundlegend ergeben sich durchschnittlichen Raten für den Transport von 17,61 Prozent, für die Maschinen 18,74 Prozent und für den Bau 63,65 Prozent.

Daraus – auf Basis der für das Jahr 2005 herangezogenen Werte – ergab sich eine jährliche Korrosionsrate aller im Umlauf befindlichen Produkte von rund 4,21 Millionen Tonnen. So viel, wie alleine in den USA durch nicht wiedereinbringbare Eisen- und Stahlprodukte entsteht.

Davon ausgehend, dass ein beträchtlicher Teil der globalen, nicht wiedereinbringlichen Eisen- und Stahleinträge auf Müllhalden oder sonstigen Lagerungsstätten nicht mehr in die Wirtschaft zurückgeführt wird, ergeben sich selbst unter konservativen Einschätzungen jährliche Einträge die im zweistelligen Millionenbereich von Tonnen liegen.

Die sich in diesen Einträgen befindlichen Eisenoxide (Eisen(II)oxid, Eisen(III)oxid) stehen in weiterer Folge als Bausteine zur Genese verschiedener Minerale zur Verfügung. Es wird davon ausgegangen, dass die Eigenschaften des umliegenden Bodens – wie der pH-Wert, die Temperatur (vgl. VODYANITSKII 2010: 1245), das Redoxpotential, der elektrische Widerstand, die Salinität, die Bodentextur uvm. – größeren Einfluss auf die Korrosion des Metalls haben als die

Zusammensetzung des Ausgangsmaterials. (vgl. YAN et al. 2014: 309) Die unterschiedlichen Bodentypen und ihre jeweiligen Eigenschaften machen daher, neben der generellen Absenz von Langzeitstudien aktueller Eisen- und Stahlprodukte, exakte Prognosen der Korrosionsprozesse sehr schwierig. Im Kontext dieser Arbeit genügen jedoch die bisherigen Erkenntnisse, um den Einfluss auf die Anthropozän-Debatte erkenntlich zu machen.

So lässt sich zumindest aus Untersuchungen eisenhaltiger Artefakte die Erkenntnis gewinnen, dass durch den Korrosionsprozess von Jahrhunderten damit in Verbindung zu bringende Minerale nachzuweisen sind. Zu den häufig in der Literatur erwähnten Mineralen, die durch die Präsenz von Eisenoxiden, Wasser und Sauerstoff geformt wurden, gehört Goethit (α -FeOOH), Magnetit (Fe_3O_4), Siderit (FeCO_3), Maghemit (γ - Fe_2O_3), Lepidokrokit (γ -FeOOH), Ferrihydrit ($5\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$) und Akaganeit (β -FeOOH). (vgl. AKKOUCHE et al. 2016: 706; vgl. NEFF et al. 2005: 518; vgl. DILLMANN et al. 2014: 573) Lepidokrokit und Ferrihydrit sind jedoch als Hydroxide thermodynamisch nicht stabil und können sich über die Zeit zu anderen Mineralen umwandeln. So ist zum Beispiel bekannt, dass sich Ferrihydrit zu Goethit oder Hämatit formen kann. (vgl. VODYANITSKII 2010: 1244; vgl. BLUME et al. 2010: 25) Goethit ist neben Hämatit dabei als das stabilste Mineral bekannt. (vgl. KAESCHE 2011: 8) Akaganeit scheint sich als metastabiles Mineral zwischen Lepidokrokit und Goethit einzuordnen (vgl. MAZEINA et al. 2006; vgl. MAJZLAN et al. 2003) und auch Maghemit gehört wie Lepidokrokit zu den metastabilen Strukturen und kann durch die thermische Transformation zu Hämatit geformt werden. (vgl. KAESCHE 2011: 8; vgl. BLUME et al. 2010: 26) Magnetit scheint sich erst unter höheren Druckbedingungen zu Hämatit und Wüstit umzuwandeln (vgl. LAZOR et al. 2004: 7), kann sich aber durch die Oxidation wiederum in Maghemit und somit letztendlich in Hämatit umformen. (vgl. BLUME et al. 2010: 26) Aus diesen Erkenntnissen heraus sollte vor allem Goethit und Hämatit unter der Betrachtung sehr langer Zeiträume besondere Beachtung geschenkt werden. Es zeigte sich jedoch bei der Analyse 40 archäologischer Eisenartefakte (NEFF et al. 2005), dass auch Siderit nach Jahrhunderten als Korrosionsprodukt nachzuweisen war. MATTHIESEN (et al. 2003: 183) weist in diesem Kontext auf das Vorhandensein von Siderit als stabiles Korrosionsprodukt besonders in wassergesättigten Umgebungen hin. Andere Einflüsse wie die umgebenden Sauerstoffbedingungen oder Mikroorganismen wirken wiederum auf die Pedogenese ein (vgl. BLUME et al. 2010: 25f.) und sorgen dafür, dass oftmals nur schwer vorausgesagt werden kann, ab wann welche Umwandlungsprodukte vorzufinden sind. Es kann des Weiteren nicht

ausgeschlossen werden, dass je nach Angriffsbedingungen (vgl. KAESCHE 2011: 8) und Ausgangsmaterialien andere Verbindungen ausfindig gemacht werden.

Im Kontext der Anthropozän-Debatte können die jährlichen Eisen- und Stahleinträge nun als Verursacher signifikanter Zuwächse an Mineralen wie Goethit, Hämatit, Magnetit und Siderit betrachtet werden. Diese in wenigen Jahrzehnten stattfindenden Einträge sowie die später daraus resultierenden Stoffe werden aufgrund der heterogenen, globalen Streuung in bestimmten Gebieten in größerer Menge und in Gegenden mit geringen Eisen- und Stahleinträgen weniger vorzufinden sein.

Im Prinzip handelt es sich bei diesen einzeln betrachteten Mineralen um die gleichen Produkte, wie sie auch bei der Eisenerzförderung zu Tage gebracht werden (siehe Tabelle 1). Wenn die Einträge lokalisiert in geeigneten Mengen vorhanden sind und wirtschaftlich rentabel gefördert werden können, wäre eine erneute Einspeisung in die Eisenerzindustrie theoretisch denkbar. In diesem Sinne würde sich der natürliche Stoffkreislauf des Eisenerzes schließen und analog zum anthropogenen Kreislauf verlaufen.

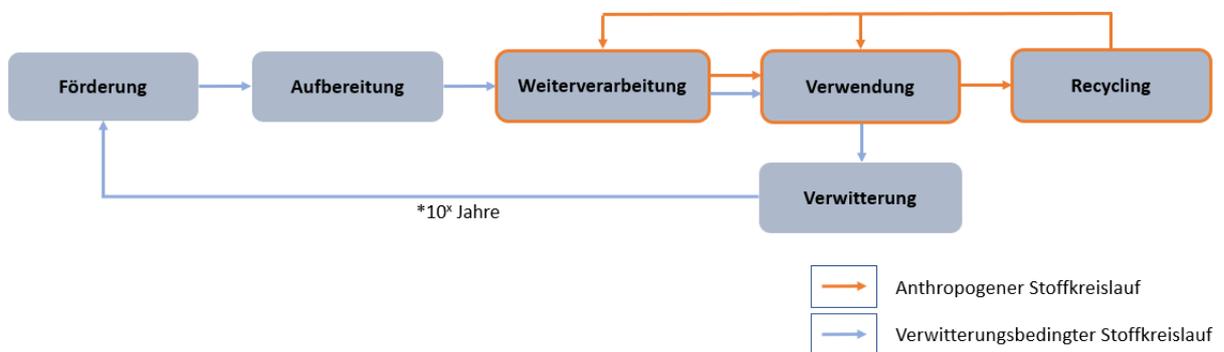


Abbildung 4: Vereinfachte Eisenerz-Stoffkreisläufe (Eigene Darstellung)

6.5. Exkurs GSSA

Zur Klassifikation einer geologischen Einheit kann neben eines GSSP auch ein GSSA gesetzt werden. Dabei ist unter einem GSSA die zeitliche Abgrenzung der jeweiligen geologischen Zeiteinheiten gemeint, die anhand von datierten, nachvollziehbaren Schichtstufen gesetzt wird. Da die Kriterien eines GSSP zum Teil sehr komplex und streng sind, kann eine klare Setzung nicht immer möglich sein. Dennoch ist mit den vorhandenen Informationen zumeist eine Definition des GSSA realisierbar. Aus diesem Grund sind erst 62 der 100 jeweiligen Referenzpunkte der Stufen, Serien und Systeme mit einem GSSP versehen, aber alle mit einem GSSA. (vgl. FINNEY & EDWARDS 2016: 5)

Eine derartige Zeitsetzung wurde für das Anthropozän bei der IGC 2016 mit dem Startpunkt des ersten Atombombentests in Alamogordo, New Mexiko, am 16. Juli 1945, vorgeschlagen. (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2015: 200) Zur offiziellen Bestimmung bedarf es jedoch der Zustimmung der ICS. Da eine solche Bestimmung im Anthropozän nicht einfach ist, soll im Folgenden unter dem Blickwinkel der Eisenerzindustrie eine Setzung des GSSA besprochen werden. Um dabei die Diskussion zu vereinfachen, werden im Folgenden drei mögliche GSSA Setzungen besprochen. Dabei wird zuerst eine Formalisierung im Kontext des „frühen Anthropozäns“, mit einem Startpunkt vor zirka 5.000 – 14.000 Jahren diskutiert. Im Anschluss werden zwei Ausgangspunkte vorgestellt, wobei einerseits das Jahr 1950, mit dem Beginn der „Great Acceleration“ (vgl. Kunnas 2017: 439), und andererseits der Anbruch des 21. Jahrhunderts in den Fordergrund gerückt werden sollen.

Die ältesten Funde eisenhaltiger Artefakte lassen sich auf die Zeit um das 20. Jahrhundert v. Chr. zurückdatieren. Die Funde stammen vermutlich aus dem assyrischen Reich und sind heute geographisch der Türkei zuzuordnen. (vgl. AKANUMA 2008: 313) In späteren Perioden wurden auch eisenhaltige Werkzeuge gefunden, die den Anschein erweckten, aus Überresten von Meteoriten geformt worden zu sein. Da zu dieser Zeit erste Förderungen von Hämatit in Europa bestätigt werden konnten (vgl. GOLDENBERG & STEUER 1998: 200) konnte eine anthropogene Abstammung nicht ausgeschlossen werden. Durch fortgeschrittene Analyseverfahren ließ sich die extraterrestrische Abstammung – am Beispiel ägyptischer Funde – zumindest bei einzelnen Artefakten bestätigen. (vgl. REHREN et al. 2013: 4785ff.) Würde der Start des Anthropozäns nichtsdestotrotz unter diesen Gesichtspunkten betrachtet werden, wäre eine zeitliche Einordnung bereits in der Bronzezeit anzusiedeln.

Erste nennenswerte Anstiege eisenhaltiger Produkte beginnen jedoch vor zirka 2.500 Jahren mit der Eisenzeit⁷. (vgl. HOOKE 2000: 843) Die hierbei entwickelnden Eisenwerkzeuge hatten einen großen Einfluss auf die Erdarbeiten (vgl. HOOKE 2000: 843) und hinterließen erste, großflächige Nachweise. Münzprägungen, Rüstungen, Waffen, Baumaterialien uvm. forcierten die kontinuierliche Ausweitung der Extraktion des damals so wichtigen Minerals und zeugen als Artefakte von der damaligen Bedeutsamkeit dieses Metalls. (vgl. EDMONDSON 1989: 84) Die Förderung und Verarbeitung von Eisenerz geschah meist auf geographisch begrenzten Gebieten sowie innerhalb eines spezifischen Zeitraums der Entwicklungsgeschichte. (vgl. DUŠANIĆ 1994: 249) Größere Produktionsstätten wurden unter anderem in den Gegenden von Sussex, Kent Weald (vgl. HODGKINSON 1999: 68), Lausitz (vgl. HEIMANN et al. 1988: 1015) sowie in mehreren Gebieten in Illyrien geführt. (vgl. DUŠANIĆ 1994: 247ff.) Die dabei angewendeten Schmelzvorgänge hinterließen einen geologischen, chemischen und physiologischen Abdruck, der in Europa vorwiegend in der Periode der frühen Eisenzeit bis zum Mittelalter entstanden ist. In Lausitz lassen sich die ältesten Funde sogar auf das 8. Jahrhundert v. Chr. datieren. (vgl. HEIMANN et al. 2002: 227) Durch den Schmelzprozess mit Rennfeueröfen lässt sich deren regionale Verbreitung relativ gut darstellen, wobei die Überreste meist schwer auffindbar sind. (vgl. HEIMANN et al. 1988: 1015) Dadurch konnten im Gebiet von Kent Weald 538 solcher Standorte aufgefunden werden. (vgl. HODGKINSON 1999: 69) In Lausitz sind es mehr als 400 untersuchte Fundstätten. (vgl. HEIMANN et al. 2002: 227) Aufgrund der weiten Verbreitung und dem relativ klar ersichtlichen geologischen Nachweis wäre ebendiese Zeit der Rennfeueröfen, die zur Schmelzung des Metalls verwendet wurden, als potenzieller Anwärtler eines GSSA geeignet. Diese Öfen hinterließen bei der Eisenschmelzung eine relativ leicht zu identifizierbare Schlacke (vgl. THIELE 2010: 100), die sich in Form von Einzelnachweisen über weite Teile Europas bis hin zu Afrika erstreckt. (vgl. MILLER 1995: 233) Sind die dabei verwendeten Eisenerze bekannt, kann aufgrund der Schlacke sogar die Größe der Anlage geschätzt werden. (vgl. HODGKINSON 1999: 68)

All die zuvor angeführten Punkte sprechen daher für einen relativ frühen Beginn des neuen geologischen Zeitalters. Hierbei wird wie bei Giacomo CERTINI und Riccardo SCALENGHE (2011) dafür plädiert, dass die geeignetste Feststellung der menschlichen Aktivitäten in der

⁷ Dies ist nur ein annähernder Beginn, da die Substitution von Bronze durch das neue Metall regional und zeitlich unterschiedlich verlief.

Pedosphäre beheimatet ist. Sie argumentieren dabei, dass vor zirka 2.000 Jahren die unterschiedlichen Zivilisationen in Form von Entwaldung, Minenarbeit und der großflächigen Bewirtschaftung von Feldern ihren Einfluss auf die umgebende Welt deutlich machten. (vgl. CERTINI & SCALENGHE 2011: 1270) Diese These geht mit den Rückständen der Eisenerzindustrie in Form von Aushöhlungen, Überresten von Schmelzprozessen und Artefakten, die entweder zur Produktion des Erzes oder als Konsumgut dienlich waren, einher. Zusätzlich wird der Beweis für die Richtigkeit der These mit dem Argument untermauert, dass die jeweiligen geochemischen Signale unter den richtigen Umständen tausende Jahre nachweisbar sein können. (vgl. CERTINI & SCALENGHE 2011: 1270)

Für die Setzung eines GSSP sind die Veränderungen vor 2.000 – 5.000 Jahren ohnehin nicht nutzbar. Als stratigraphische Nachweise wäre die Reichweite der Signale lokal zu beschränkt, zeitlich zu variabel und schließen dabei den Bereich des Ozeans nicht mit ein. (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2015: 199) Je nach Argumentationsbasis, können aber die ersten metallinduzierten Einflüsse (Minenaktivitäten, Artefakte, Schlacken usw.) durchaus als Beispiel zur Bestimmung des GSSA valide sein. Dennoch stellt sich die Frage, ob global gültige Nachweise nicht von Vorteil wären.

Betrachtet man die rezente globale Eisenerzproduktion (siehe Abbildung 5) und analysiert deren Verlauf, kann in den letzten 100 Jahren ein annähernd exponentielles Wachstum festgestellt werden. Die in der Grafik angeführte Trendlinie lässt sich mit der Formel „ $y=8E+07e^{0,033x}$ “ beschreiben und bestimmt das Wachstum der Globalproduktion mit dem Pearson-Bestimmtheitsmaß „ R^2 “ von 0,9421.

In der folgenden Analyse wird davon ausgegangen, dass sich die mit der Eisenerzindustrie in Verbindung zu bringende Ausstöße annähernd proportional zur Produktionsmenge verhalten. Mit diesem Wissen als Hintergrund sollen anhand des Verlaufes der Eisenerzproduktion zwei zeitgeschichtliche GSSA-Startpunkte vorgestellt werden.⁸

Als erstes lässt sich der letzte vorläufige Tiefpunkt und gleichzeitiger Start einer langfristigen Wachstumsphase der Eisenerzproduktion im Jahre 1946, mit einer Fördermenge von 154 Mt, hervorheben. Ab diesem Jahr beginnt ein Trend, der bis 1979, mit einer Totalproduktion von

⁸ Aus Gründen der Vereinfachung wurde von einer konstanten und vollständigen Auslastung der Maschinen ausgegangen und die technologische Entwicklung sowie die Integration von Regulierungsmechanismen, die beiderseits mit fortschreitender zeitlicher Entwicklung die Menge an ungefilterten Schadstoffeinträgen verringerten, außen vor gelassen.

909 Mt, überdurchschnittlich große Zuwächse aufweist. In diesen 33 Jahren ergab sich ein durchschnittliches Wachstum von zirka 22,9 Mt oder 5,527 Prozent jährlich. Zeitlich übereinstimmend konnten ab 1950 starke Anstiege an PCDD/Fs, PAKs (vgl. BIGUS et al. 2014: 28ff), Flugasche (vgl. ROSE 2015) sowie Maxima der Schwermetall- und Stickstoffeinträge (vgl. WATERS et al. 2014: 8) festgestellt werden. Dieser Trend bestärkt somit den zweiten und gängigeren GSSA-Startpunkt mit dem Auftakt der „Great Acceleration“ in den 1950iger Jahren. (vgl. STEFFEN et al. 2015: 81) Die Verarbeitung des Eisenerzes war der Ursprung neuer Materialien wie beispielsweise Stahl und unterschiedlicher Ferrolegierungen, die in natürlicher Form nicht vorkommen. Dabei wurden vor allem der Untertagebau und der oberflächige Abbau forciert. Eine simplere Form der Stahlproduktion mag zwar bereits seit Jahrhunderten möglich gewesen sein, dennoch ist die Produktion Mitte des 20. Jahrhunderts stark gestiegen (vgl. Abbildung 5) und sorgte für neuartige, langfristige Verwitterungsprodukte, wie dem in den 1950iger Jahren erfundenen „Rostfreien Stahl“. (vgl. THYSSENKRUPP 2012) Die dabei entstandenen stratigraphischen Signale, die sowohl zeitlich scharf als auch global weit verbreitet sind (vgl. WATERS et al. 2014b: 13), untermauern eine dementsprechende, zeitliche Klassifizierung.

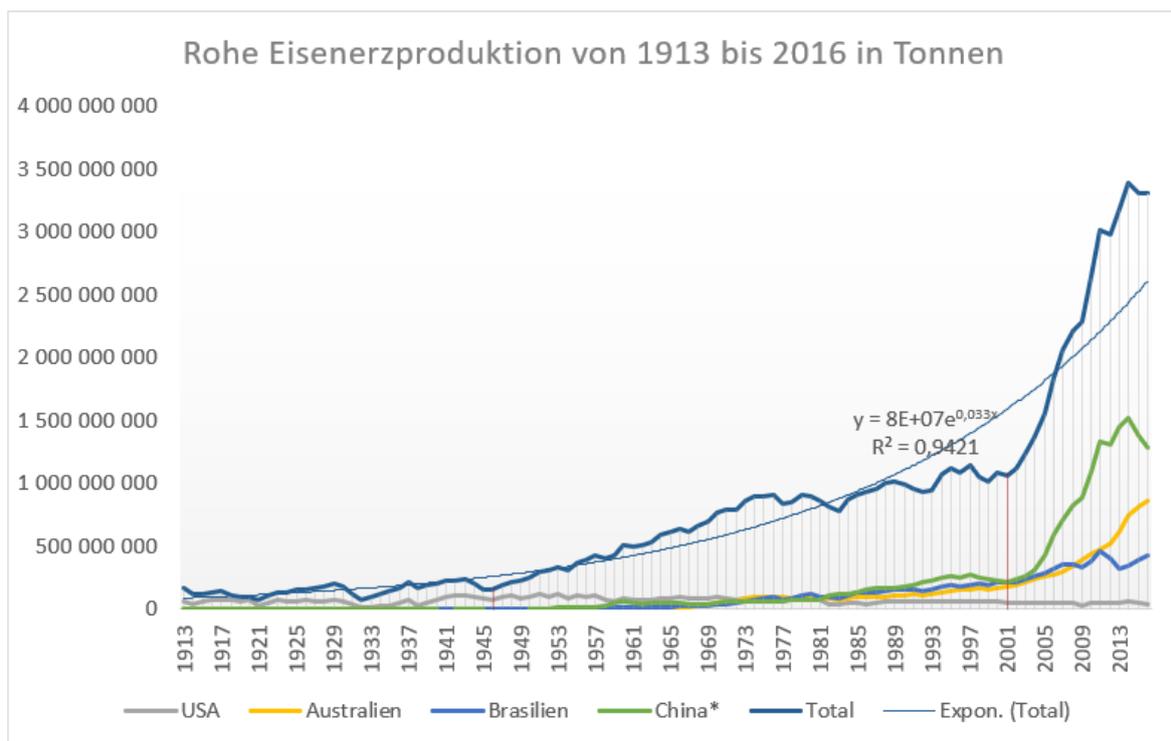


Abbildung 5: Rohe Eisenerzproduktion einzelner Länder und der Welt in Tonnen (Eigene Darstellung; Quellen: IMPERIAL INSTITUTE 1925-1973; IGS 1978; BGS 1984-2018)

Der zweite zeitgeschichtliche Startpunkt, der sich aus der Abbildung 5 ableiten lässt, ist das Jahr 2001. Dieser Zeitpunkt markiert den in absoluten Zahlen angegebenen, größten Aufschwung der Eisenerzproduktion seit Beginn der Förderung und dauert bis zum Jahre 2014 an. In nur 13 Jahren steigerte sich dabei der Output von rund 1.059 Mt auf 3.386 Mt rohen Eisenerzes. (vgl. British Geological Survey 2004; vgl. BROWN et al. 2018) Das entspricht einer jährlichen Steigerung von 9,353 Prozent und übertrifft somit auch in relativen Zuwächsen die Periode ab 1946.

Maßgebend war hier vor allem die immense Produktionssteigerung Chinas. Zusätzlich trug das kontinuierliche Wachstum in Australien und Brasilien zu dieser Entwicklung bei. Diese Länder können, nach dem rapiden Abbau Chinas, als heutiges Fundament der Eisenerzindustrie angesehen werden.

Wenn man den Berechnungen von MOHR et al. (2014) glauben schenken möchte, handelt es sich bei dem Jahr 2001 um den Startpunkt eines signifikanten Trends, der sich noch bis Mitte des 21. Jahrhunderts erstrecken könnte. Hierbei sei jedoch anzumerken, dass in der Prognose die Rolle Chinas stark überschätzt wurde. Damals war noch nicht vorherzusehen, dass der Preisverfall des Eisenerzes die vielzähligen, chinesischen Kleinstförderungen zur Unrentabilität führen sollte. (vgl. LKAP 2016: 10) Dennoch wird davon ausgegangen, dass die Nachfrage nach Eisenerz in den kommenden Jahren ansteigen wird. Die Prognosen verweisen auf den vermehrten Verbrauch aufstrebender Länder wie Brasilien, Russland, Ukraine, Indien, (vgl. YELLISHETTY et al. 2010: 1086) aber auch auf den erhöhten Konsum führenderer Industrienationen. (vgl. MOHR et al. 2014) Selbst unter dem Aspekt der steigenden Sekundärproduktion wird die Nachfrage an Roherzen in den nächsten Jahrzehnten vermutlich signifikant bleiben. (vgl. PAULIUK et al. 2013a: 13)

Der zweite zeitgeschichtliche Startpunkt stellt jedoch in der Diskussion des Anthropozäns einen gewissen Sonderfall dar. Einerseits ist der äußerst späte Beginn in der gängigen Diskussion kaum vorhanden (vgl. EDGEWORTH et al. 2015: 33ff.), andererseits würden sich die Auswirkungen dieses Trends erst in einigen Jahren oder Jahrzehnten bemerkbar machen. Da sich die Stratigraphie nur mit vorhandenen Erdschichten auseinandersetzt und keine zukünftigen Prognosen impliziert (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2017c: 218), wäre dieser Startpunkt aus heutiger Perspektive unbrauchbar.

Wie anfänglich erwähnt, können je nach Argumentationsbasis noch weitere Startpunkte gewählt werden. Keine Beachtung fanden unter anderem bisher die Einflüsse der Industriellen Revolution, die ersten Untertagebauförderungen mit tiefgründiger Anthroturbation, maßgebende Veränderungen der Extraktionstechniken und viele weitere Prozesse. Zur vorläufigen Offenlegung der Komplexität einer GSSA-Setzung sollen jedoch die Nachweise eines *frühen Anthropozäns* und die Startpunkte im 20. und 21. Jahrhundert genügen. Es zeigt sich somit, dass die Anthropozän-Diskussion aus dem Blickwinkel der Eisenerzindustrie ähnliche Sichtweisen und Vorschläge liefert, wie dies durch die AWG und anderen Wissenschaftler/innen debattiert wurde. (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2015; vgl. ZALASIEWICZ et al. 2017; vgl. WATERS et al. 2014) Es weist darüber hinaus aber auch auf die noch zu bildenden Nachweise hin, derer die stark angestiegene Eisenerzproduktion ab dem Jahr 2001 voranging. Möglicherweise befindet sich das Mensch-Umwelt-System, trotz all der bekannten radikalen Naturbeeinflussungen, somit erst am Beginn einer wesentlich substantielleren Transformation.

7. Diskussion

In Summe lassen sich nun die in den Ergebnissen erörterten Einflüsse der Eisenerzindustrie in Subgruppen untergliedern, wie dies auch bei WATERS (et al. 2016) im Kontext der Anthropozän-Debatte getätigt wird. Dabei wurden bei ihm drei Schlüsselsignale unterschieden, die als *Neuartige Materialien*, *chemostratigraphische* und *biostratigraphische Merkmale* bekannt sind. Zur präziseren Klassifikation werden diese drei Gruppen noch um die Punkte der *physikalischen*, *magnetischen* und *sequentiellen Merkmale* ergänzt, wie dies auch bei ZALASIEWICZ (et al. 2011: 1038) geschah.

Die im Ergebnisteil besprochenen Inhalte lassen sich dabei wie folgt zuordnen:

Physikalisch	Chemisch	Biologisch	Neue Materialien	Magnetisch	Sequentiell
Anthroturbation	Schwermetalle	Treibhausgase	Stahleinträge	TMPs	Treibhausgase
TMPs	HAHs	Versauerung	haarige Aluminosilikate		
	haarige Aluminosilikate	Eutrophierung	SCPs		
	SCPs		Technosole		

Tabelle 4: Stratigraphisch nachweisbare Einträge der Eisenerzindustrie (Eigene Darstellung)

Eine klare Abgrenzung der jeweiligen Punkte ist dabei gewissen Schwierigkeiten unterworfen. So kann eine Ursache oftmals mehrere stratigraphische Auswirkungen zur Folge haben. Unter diesem Aspekt kann beispielsweise der vermehrte Ausstoß an Treibhausgasen einerseits zur Verschiebung bzw. Vernichtung von Lebensräumen führen, die sich als biostratigraphische Merkmale erkennen lassen, und andererseits die Erhöhung des Meeresspiegels vorantreiben, deren Spuren sich als sequentielle Merkmale in den entsprechenden Ablagerungen niederlassen. Zusätzlich können je nach Kategorisierung der Merkmale unterschiedliche Eigenschaften den Umweltbeeinflussungen inhärent sein. So können die Einträge der Schwermetalle sowohl als chemostratigraphische Merkmale Beachtung finden, aber auch zum Teil die magnetischen Eigenschaften der Böden verändern und somit auch als TMPs in die Kategorie der magnetischen oder sogar in die Gruppe der physikalischen Merkmale gestellt werden. Darüber hinaus können Kategorien ineinander abgestuft werden. Die im Block „Neue Materialien“ erwähnten Technosole kommen unter anderem durch die im selben Bereich

erwähnten Stahleinträge zu Stande – aber nicht ausschließlich – und werden somit einzeln erwähnt.

Der große Teil der zuvor genannten Erkenntnisse basiert auf einer umfangreichen Analyse von Publikationen mannigfaltiger Fachbereiche. Dies ist dem Umstand geschuldet, dass es keine Literatur zu geben scheint, die sich spezifisch mit den langfristigen Folgen der Eisenerzindustrie auseinandersetzt. Es wurden daher Quellen herangezogen, die sich mit den allgemeinen Auswirkungen der Industrien beschäftigen und welche mit Werken in Verbindung gebracht werden, die die langfristigen Trends der jeweiligen Naturbeeinflussungen aus historischer Perspektive oder auf Basis von Berechnungen zu untersuchen versuchen. Eine zeitliche Eingrenzung oder geographische Limitierung der Arbeit konnte aus dieser Perspektive nicht getätigt werden. Darüber hinaus wurde versucht zu erörtern, ob es stratigraphische Nachweise gleicher Art – wie ein Massensterben durch Eutrophierung – bereits gab und wie sich diese in den jeweiligen Schichten nachweisen ließen. Solche Parallelen waren aber in den meisten Fällen nicht anzutreffen, und es musste erörtert werden, welche Nachweise die jeweiligen Auswirkungen der Eisenerzindustrie für die stratigraphische Analyse in Zukunft haben könnten.

Diese Umstände haben die Einbeziehung unterschiedlichster Quellen nötig gemacht, die zur Überprüfung der für diese Arbeit relevanten Fragestellungen eine besonders aufmerksame Quellenkritik erforderten. Die in diesem Bezug aufgetretenen Komplikationen sollen im Folgenden genauer besprochen werden.

Zu allererst musste der uneinheitliche Gebrauch bestimmter Begriffsdefinitionen überwunden werden. Dies beginnt bereits bei der variierbaren Abgrenzung der einzelnen Bereiche in Gewinnung, Verarbeitung und Recycling. Aber auch bestimmte Termini – wie beispielsweise die Fördermenge oder die Recyclingraten – können unterschiedlich ausgelegt werden und müssen auf die sich zu beziehenden Inhalte überprüft werden. Nur auf diese Weise konnten valide Vergleichswerte geschaffen und Daten in Beziehung gesetzt werden.

Noch schwieriger ist es, den methodischen Zugang der Forschungen zu bewerten. Die jeweiligen Wissenschaftsfelder nutzen ein umfangreiches Repertoire an Untersuchungsmethoden (Labor-, Feldarbeit etc.), Untersuchungsobjekten (moderne Eisen- und Stahlprodukte, archäologische Eisenartefakte etc.), Variablen (Sphären-,

Stoffinteraktionen etc.) und Abgrenzungen (Untersuchungsgebiet, Zeitspanne etc.), die für jeweils eigene Limitierungen sorgen. Dies erhöht die Komplexität der Thematik drastisch und, proportional dazu, die Fehleranfälligkeit bzw. die Variabilität von Schlussfolgerungen. Quellen mit exakt denselben Rahmenbedingungen konnten nicht gefunden werden, was wiederum die Generierung von Zusammenhängen erschwerte. Aus diesem Grund wurden die in der Arbeit erwähnten, langfristigen Umwelteinflüsse – wenn möglich – direkt im Kapitel der Ergebnisse diskutiert und relativiert. Diese Reflexion kann dennoch der Vielschichtigkeit der Thematik, den unterschiedlichen Ergebnissen sowie den jeweiligen Zugängen und Blickwinkeln der jeweiligen Quellen nicht gerecht werden und sollte daher ebenfalls kritisch betrachtet werden.

Dies inkludiert bereits elementare Unstimmigkeiten, wie die Frage, was denn konkret zu Stratum gezählt werden und somit als stratigraphisches Argument valide sein könnte. So betrachten unter anderem ZALASIEWICZ und seine Kollegen (ZALASIEWICZ et al. 2014b) die Anthroturbation als relevantes Beispiel in der Anthropozän-Debatte. FINNEY und EDWARDS (2016: 4) argumentieren wiederum, dass eine Unterbrechung von Gesteinsschichten streng genommen kein Stratum und damit kein Untersuchungsobjekt der Stratigraphie sein kann. In dieser Arbeit wurde jedoch, aufgrund der Vollständigkeit der dargebrachten Argumente, das Beispiel der Anthroturbation als stratigraphischer Nachweis der Eisenerzindustrie wahrgenommen.

Ein weiterer Punkt, der bei der Analyse der unterschiedlichen Quellen stets zu beachten war, ist die individuelle Auffassung der Autor/innen, was unter einem „langen Zeitraum“ zu verstehen ist. Je nach Fachrichtung kann der zeiträumliche Fokus stark variieren. Würde der Bezug zur Lebenswelt des Menschen hergestellt werden, können 10 Jahre ein durchaus langer Abschnitt sein. Liegt der Schwerpunkt der Forschung aber auf der Einteilung der Erdgeschichte, wären 1.000 Jahre ein knapper Zeitraum. In den gesichteten Quellen wurde oftmals unklar definiert, wie die Grenzen der Nachweisbarkeit genau gesetzt wurden und welche zeitliche Ausdehnung als „lange“ ausgelegt werden kann. Um Fehlinterpretation zu vermeiden, wurden hierzu die Aussagen in den Kontext des jeweiligen Forschungsfeldes gesetzt und den Zeiträumen vergleichbarer Publikationen gegenübergestellt. Auf Basis dessen konnte in weiterer Folge entweder Literatur herangezogen werden, die langfristige

Erkenntnisse auf diesem Gebiet vorzuweisen hat, oder auf die Grenzen des Untersuchten hingewiesen werden.

Des Weiteren müssen die in der LCA-Analyse verwendeten Mengenangaben besonders beachtet werden. So werden prinzipiell die im Kapitel „Weiterverarbeitung“ erwähnten Schwermetallausstöße (Blei, Cadmium, Arsen, Chrom und Nickel) der Elektrolichtbogenöfen und Oxygenstahlkonverter (vgl. WANG et al. 2016: 11f.) in relativen Zahlen nicht so klar mit der Eisen- und Stahlindustrie in Verbindung gebracht, wie dies mengenmäßig bei Quecksilber der Fall ist. (vgl. PACYNA et al. 2010: 2493) Die meisten LCAs berechnen die relative Umweltbelastung pro Kilogramm, um adäquate Vergleichswerte zu schaffen. Die tatsächliche Fördermenge wird hierbei jedoch außen vor gelassen und kann zu einer Beschönigung der tatsächlichen Problemlage führen. In Anbetracht der enormen Mengen an erzeugten Eisen- und Stahlprodukten summieren sich selbst geringe Mengen zu relevanten Umweltfaktoren auf. So kamen NUSS und ECKELMANN (2014: 7ff.) zu dem Ergebnis, dass ebendiese Erzeugnisse, in absoluten Zahlen betrachtet, die Umwelt und den Menschen am meisten belasten. Sie zeigten dabei auf, dass der Weiterverarbeitungsprozess von Eisenerz die größten Auswirkungen in Bezug auf die Eutrophierung, die Versauerung der Böden sowie die aquatischen Systeme und den Ausstoß von sonstigen, umweltgefährdenden Stoffen haben. Darüber hinaus fordert die Aufarbeitung des Erzes mehr als 80 Prozent des Energiebedarfes in der Produktionskette der Eisen- und Stahlerzeugnisse. (vgl. NUSS & ECKELMAN 2014: 7) Diese Relativierung beleuchtet die zusätzliche Hebelwirkung der Weiterverarbeitungsindustrie, indem sie als eines von mehreren Zugpferden die weitere Umweltbeeinflussung der Primärenergieerzeugung durch Kohlekraftwerke anfacht. Relativierende Werte einer LCA-Analyse hätten diese Auswirkungen daher nicht hervorheben können.

Generell gibt es bei der Verwendung von LCAs einige Punkte, die beachtet werden sollten. So setzen LCAs enorm viel Wissen über die zu analysierenden Produkte sowie über die mit all ihren Teilkomponenten verknüpften Produktionswege voraus. Die Beschaffung all dieser Informationen ist zeitaufwendig und aufgrund der vorhandenen Datenlage zum Teil gar nicht möglich. (vgl. NUSS & ECKELMAN 2014: 2) Da eine Inklusion aller Teilkomponenten in der Praxis nicht realisierbar ist, werden subjektive Abgrenzungen geschaffen, die einerseits statistisch nicht zufällig sind und andererseits den Vergleich unterschiedlicher LCAs erschwert. (vgl. JOSHI

1999: 96; vgl. BAWDEN et al. 2016: 557ff.) Dies führt letztendlich dazu, dass bei den Ergebnissen eine gewisse Schwankungsbreite entsteht. Durch spezifische Reduktionen und Grenzziehungen, aber auch einer Nutzung statistischer Verteilungssystemen (vgl. BAWDEN et al. 2016: 558), kann der Ungewissheitsfaktor verringert werden. Eine solche Schwankungsbreite kann aber im Zuge dieser Arbeit durchaus akzeptiert werden, da die LCAs vor allem zur Aufdeckung gewisser Ausstöße oder als Beispiel gewisser Umweltverschmutzungen genutzt werden. Unscharfe Werte sind daher zumeist ausreichend, um das Ausmaß der Stoffeinträge in Bezug zur Anthropozän-Debatte zu setzen.

Auch die Datenlage zur Untersuchung der für diese Arbeit gesetzten Forschungsfragen stellt sich als sehr variabel heraus. Chronologisch nach Kapiteln geordnet, zeigte sich, dass generelle Informationen über das Anthropozän weit verbreitet, aber in einigen Bereichen thematisch noch präziser sein könnten. Dies liegt vor allem an der noch sehr jungen Diskussion, da sich die AWG offiziell erst seit 2009 mit stratigraphischen Nachweisen beschäftigt. (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2017: 56) In wie viele Bereiche die Debatte vor allem in den letzten Jahren eingedrungen ist, zeigen Publikationen von WATERS (et al. 2018; WATERS et al. 2014) oder DELLASALA und seinem Kollegen. (DELLASALA & GOLDSTEIN 2018) Aufgrund der Fülle an menschlichen Aktivitäten sind die erdenklichen Forschungsgebiete in Bezug auf das Anthropozän auch in Zukunft noch lange nicht erschöpft.

Die sonstigen im Forschungsstand erwähnten Themen (globale Verbreitung, anthropogener Stoffkreislauf und LCA) sind durchaus gut erforscht und bedurften im Kontext der Eisenerzindustrie lediglich einer thematischen Verbindung.

Sobald der Fokus von einer allgemeinen Diskussion hin zu den konkreten, langfristigen Nachweisen der Eisenerzindustrie geschwenkt wird, verkompliziert sich der Zugang zu geeigneten Quellen. Es scheint in der deutsch- und englischsprachigen Literatur bis jetzt noch keine Forschung betrieben worden zu sein, die sich mit einer stratigraphischen Fragestellung in Bezug auf die Eisenerzindustrie auseinandergesetzt hätte. Es mussten daher, wie bereits in der Diskussion erwähnt, kreativere Methoden zur Überprüfung der aufgestellten Thesen herangezogen werden. Das Auffinden relevanter Informationen stellte sich trotz alledem in manchen Bereichen als komplex heraus. So waren die direkten Einflüsse der Gewinnung des Eisenerzes sehr aufwendig und bei der Weiterverarbeitung wiederum sehr unkompliziert zu akquirieren. Generell scheint es wesentlich mehr Literatur über die

Weiterverarbeitungsprozesse zu geben, als dies im Vergleich zum Recycling und der Förderung der Fall ist. So konnten beispielsweise keine konkreten Untersuchungen darüber gefunden werden, inwiefern langfristige Rückstände geschlossener Eisenerzminen im Boden nachzuweisen wären.

Die Begrenzung der Datenlage impliziert zum Teil auch die Limitierungen der Arbeit. Gleichzeitig kann dadurch aber ein Überblick noch zu untersuchender Forschungsfelder geschaffen werden.

So zeigte sich bei der Analyse der Literatur, dass es zu den haarigen Aluminosilikaten nur lokale Untersuchungen in Zusammenhang mit der Eisenerzindustrie gibt und der globale Vergleich fehlt. Solche Untersuchungen wären vor allem im Kontext der Anthropozän-Debatte notwendig, da für die Entwicklung eines GSSA/P die stratigraphischen Nachweise auf globaler Ebene in zeitlicher Synchronität gefunden werden müssten. Zwar gibt es bestimmte Ausstöße, die allgemein in ihren Stoffeinträgen zeitlich untersucht wurden (CO₂, PAH, PCB, PCDD etc.) (vgl. GALUSZKA & MIGASZEWSKI 2018; vgl. BIGUS et al. 2014), jedoch betrifft dies nur einzelne Nachweise, die wiederum nicht mit dem steigenden Einfluss der Eisenerzindustrie in Verbindung stehen müssen. Die von Land zu Land variierende Entwicklung der Eisenerzindustrie könnte dies zusätzlich erschweren. Eine solche Korrelation bedarf aber individueller Untersuchungen und würde den Rahmen dieser Arbeit sprengen.

Beziehen sich Studien jedoch auf allgemeine Prozessausstöße, ist der globale Konnex einfacher herzustellen. Da sich die Gewinnungs-, Verarbeitungs- und Entsorgungstechniken nicht fundamental voneinander unterscheiden – sicherlich jedoch die in diesem Kontext bestehenden Regulierungen –, kann durch Einzelarbeiten eine annähernde Vorstellung der weltweiten Umweltbeeinflussungen gewonnen werden. Werden darüber hinaus noch Einzelnachweise unterschiedlicher Weltregionen in Verbindung gesetzt, kann von einem relevanten Stoffeintrag im Zeichen des Anthropozäns die Rede sein. Es handelt sich dabei im Prinzip um ein Zusammenspiel induktiver und deduktiver Schlüsse, die eine Sicherung der Ergebnisse ermöglichen sollen.

Generell beziehen sich die veröffentlichten Erkenntnisse auf die Vergangenheit, da nur unter dieser Perspektive überprüfbare Daten gewonnen werden können. Zwar werden in mancher Hinsicht Prognosen erstellt, für die Mehrheit der erwähnten Beeinflussungen liegen solche

Schätzungen jedoch nicht vor. Auf Basis dieser Datenlänge kann nicht mit absoluter Gewissheit prognostiziert werden, ob die spezifisch mit der Eisenerzindustrie in Verbindung gebrachten Einflüsse in Millionen oder gar Milliarden Jahren noch nachweisbar sind. Selbst mit Vergleichen bekannter geologischer Grenzziehungen, wie der Paleocene-Eocene Grenze, die durch Störungen des Kohlenstoffkreislaufes thermische Maxima hervorrief (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2014c), oder der Cenomanium-Turonium Stufengrenze, die Nachweise großräumiger Eutrophierung hinterließ (vgl. TURGEON & BRUMSACK 2006), können lediglich Annäherungen an potentiell vorzufindende Zustände geschaffen werden.

So ist einerseits mit dem Problem zu kämpfen, dass es einen Mangel an Informationen gibt, in welcher Form gewisse Einträge sich langfristig in unterschiedlichen Sedimentationsgebieten verhalten, und andererseits ist zu wenig Zeit vergangen, um bisherige Sedimentationsvorgänge aller bisher genannten Einflüsse großräumig beobachten zu können. Diese Argumente betreffen vor allem all jene Prozesse und Stoffeinträge, die in ihrer Form so neuartig sind, dass sie sich klar von den stratigraphischen Nachweisen des Holozäns abgrenzen würden.

Zusätzlich muss die Frage gestellt werden, in welchem Ausmaß bestimmte Nachweise vorhanden sein müssen, um als relevante Marker geltend gemacht werden zu können. Bei neuartigen Elementen können bereits kleinste Mengen als relevante Beispiele ausreichen. Handelt es sich um Einträge und Vorgänge, die auch in anderen Epochen vorzufinden waren, bleibt immer die Frage offen, ab wann die anthropogen assoziierten Einflüsse in ausreichender Anzahl vorhanden sind. Für beide gilt jedoch, dass sie in zeitlich synchroner und global nachvollziehbarer Weise vorzufinden sein müssten, wobei die stratigraphische Praxis dabei oftmals einen gewissen Spielraum zulässt. (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2014c: 48)

Aufgrund der zuvor genannten Problemlage kann eine solche Bestimmung aus aktueller Perspektive nur sehr vorsichtig getätigt werden und stellt eines der Hauptprobleme der allgemeinen Anthropozän-Debatte dar. Böden und die darunter liegenden Schichten sind in ihrer Natur, aber auch durch externe Einflüsse polygenetische Systeme. Dies bedeutet, dass sie teilweise abrupten und teilweise langfristigen Mechanismen unterworfen sind, die eine Änderung ihrer Form und Zusammensetzung bewirken und nacheinander auftretende sowie ineinander verschachtelte Böden hinterlassen. (vgl. RICHTER et al. 2015: 5) Auch diese Arbeit kann sich dieser Limitierung nicht entziehen und lediglich Hinweise auf zukünftige Nachweise externer Faktoren – im Sinne anthropogener Tätigkeiten – geben.

Dass es sich hierbei zum Teil auch um hypothetische Überlegungen handeln kann, impliziert die Auseinandersetzung mit zukünftigen Ereignissen. Dadurch entfernt man sich von einer vollständigen Überprüfbarkeit, welche jedoch Stoff für weiterführende Hypothesen liefern kann.

Dies zeigte sich vor allem bei der Verwitterung von Eisen- und Stahleinträgen. Der vollständige Umwandlungsprozess kann aufgrund der Fülle an beteiligten Variablen (Ausgangsmaterial, Umgebung etc.) nicht allgemein prognostiziert werden. Durchschnittliche Korrosionsraten in Böden schwanken zwar deutlich, belaufen sich aber generell auf nicht mehr als ein paar Mikrometer pro Jahr (vgl. NEFF et al. 2006: 2969; vgl. SAHEB et al. 2014: 71) und scheinen dabei über die Zeit relativ konstant zu bleiben. (vgl. ALAMILLA et al. 2009: 2634; vgl. SAHEB et al. 2014: 79) Handelt es sich dabei um ein Verwitterungsprodukt mit mehreren Zentimetern oder sogar Dezimetern Durchmesser, kann der vollständige Korrosionsprozess mehrere Millionen Jahre dauern. In dieser Zeitspanne wären die Mineraleinträge relativ klar mit den zugeführten Schrottprodukten in Verbindungen zu bringen. Nach der vollständigen Korrosion müssten jedoch kreativere Methoden zur ursprünglichen Bestimmung der Mineralgenese angewendet werden, da zum Beispiel das Auffinden des Korrosionsproduktes „Goethit“ alleine keine Rückschlüsse über das Umfeld der Entstehung zulässt. (vgl. VODYANITSKII 2010: 1250) Hierzu könnten mehrere hypothetische Überlegungen Anwendung finden, die – bei gleichzeitiger Beachtung – Rückschlüsse anthropogener Eintragungen zulassen könnten.

So könnte als erstes die zumeist schichtweise Zusammensetzung der Korrosionsprodukte einen Hinweis auf die Entstehung liefern. So zeigte sich in Untersuchungen archäologischer Artefakte, dass sich diese in einem gewissen Muster zusammensetzen, bei dem die schichtenweise Genese bestimmter Minerale zu beobachten war. (vgl. DILLMANN et al. 2014: 569; vgl. NEFF et al. 2005: 521) Es fanden sich oftmals im Goethit eingeschlossene Streifen, die aus Magnetit, Maghemit und Kalziumkarbonaten bestanden (vgl. NEFF et al. 2004: 744), wobei Letzteres die Bildung von Siderit begünstigen kann. (vgl. NEFF et al. 2005: 524; vgl. BLUME et al. 2010: 164) Diese Muster könnten sich jedoch bei modernen Eisen- und Stahlprodukten unterscheiden. Langfristige Untersuchungen in dieser Hinsicht sind bisweilen rar und meistens im Kontext der Endlagerung radioaktiven Abfalls bekannt (vgl. HAJJ et al. 2013; vgl. MENDILI et al. 2014), die jedoch zumeist sehr spezielle Materialien und Lagerungsbedingungen aufweisen, wie sie für kommerziell genutzte Eisen- und Stahlprodukte in der Regel nicht anzutreffen sind.

Als zweites Merkmal könnte die ungewöhnlich hohe Verfügbarkeit an umwandelbaren Eisenoxiden in den jeweiligen geologischen Schichten sein, die durch den Altschrott in einem relativ kurzen Zeitraum ins Erdsystem gespeist wurden. Es würde beobachtet werden, dass in älteren Ablagerungen Eisenerze mit hohen Eisengehalten nur in geringen Mengen vorzutreffen sind. Die global angelegte Verlagerung dieses Eisens in höhere und damit jüngere Schichten könnte als Indiz zur Nutzung dieses Minerals interpretiert werden. Durch unterschiedlichste Datierungsmethoden könnten diese Einträge in einen zeitlichen Kontext gebracht werden.

Drittens könnten die zusätzlich im Stahl gebundenen Stoffmischungen (Kupfer, Mangan, Molybdän und Nickel) bzw. deren eventuelle Umformung (vgl. RECK & GRAEDEL 2012: 693) Hinweise auf die anthropogene Erzeugung liefern. Es würde sich darüber hinaus bei diesen Rohstoffen bis 2034 eine durch die Stahlindustrie provozierte Erschöpfung einstellen, sodass eine wirtschaftliche Förderung nicht mehr möglich sein könnte. (vgl. YELLISHETTY et al. 2011b: 85) Dadurch wären auch diese Beimengungen aus den tieferen Erdschichten extrahiert worden und schließlich in großem Maße in Verbindung mit eisenhaltigen Verwitterungsprodukten anzutreffen.

Das zweite und dritte Merkmal zur zukünftigen Feststellung korrosionsbedingter Einträge spricht dabei indirekt ein Problem anthropogener Tätigkeiten im Kontext des Anthropozäns an. Durch die Anthroturbation getätigten Minenarbeiten und deren Rückstände sowie der Aufschüttung von Restmaterialien an der Erdoberfläche wird das stratigraphische Prinzip der Superposition verletzt. Dieses besagt, dass jüngere Gesteinsschichten über älteren Formationen liegen müssen. (vgl. FORD et al. 2014: 63) Streng genommen könnten daher bestimmte Aspekte der Anthroturbation (Tunnel, Schächte, Schuttkegel etc.) nicht als lithostratigraphische Schicht definiert und somit ebenso wenig als brauchbares Beispiel zur Klassifizierung des Anthropozäns genutzt werden. Es würde sich aber aufgrund ihrer fehlenden Schichtenfolge als *Lithodem* bzw. als *lithodemische Einheit* klassifizieren lassen. (vgl. FORD et al. 2014: 64) Dies kann als kleinste Einheit dieser Ausprägung betrachtet werden, die gewisse lithologische Eigenschaften besitzen sowie aus einem oder mehreren Gesteinstypen bestehen, die eine Abgrenzung zu umliegenden Einheiten ermöglicht. Sind mehrere Lithodeme vorhanden, so können diese auch als *Suite* oder *Komplexe* bezeichnet werden. (vgl. RAWSON et al. 2002: 8) Unter diesem Aspekt können gewisse Charakteristika der

Anthropurbation zwar nicht der formalen Untermauerung einer neuen geologischen Zeit dienlich sein, aber durchaus als langfristige Nachweise anthropogener Tätigkeit im Bezug zur Eisenerzindustrie gelten.

Eine weitere Limitierung der Arbeit stellt das Unvermögen der Inklusion aller möglichen Förderungs-, Produktions-, Entsorgungs-, Verwitterungs- und Korrosionsszenarien dar. Es können variierende Ergebnisse erschlossen werden, je nachdem welche Regulierungsmaßnahmen, technologische Entwicklungen, industrielle Praktiken, produzierte Produkte oder Umweltbedingungen in die Analysen integriert werden. Alleine bei der Produktion von Stahl werden über 3.500 verschiedene Mischzustände unterschieden (vgl. YELLISHETTY et al. 2011a: 659), die auf Basis ihrer Beimengungen (Chrom, Molybdän, Nickel etc.) spezifische Produktionsketten aufweisen und bei der Verwitterung alternierende Nachweise hinterlassen können. Es wurde daher im Kapitel der Ergebnisse hauptsächlich versucht, gemeinsame Nenner der Eisenerzindustrie erkenntlich zu machen und zu analysieren. Des Weiteren lag der Fokus im Bereich der Weiterverarbeitung, des Recyclings bzw. der Verwitterung auf der Eisen- und Stahlproduktion, da 98 Prozent des gewonnenen Erzes diesen Weg einschlägt. (vgl. BIELITZA 2012: 22) Eine Ausweitung der Recherchetätigkeit hätte den Rahmen dieser Arbeit deutlich gesprengt. Eine Garantie zur vollständigen Integration aller relevanten Nachweise kann daher nicht gegeben werden. Die Fülle an Variablen und deren spätere Nachweisbarkeit ist für eine Einzelarbeit schlichtweg zu groß. Zwar wurde versucht, bestimmte, langfristige Wirkmechanismen direkt bei den Ergebnissen zu diskutieren, dies führt letztendlich jedoch zu stark relativierten und ungenauen Aussagen. Aus all den zuvor genannten Gründen gibt es daher praktisch endlos viel Raum für zukünftige Forschungsarbeiten. Es könnte für jedes einzelne Produkt, das mit Eisenerz assoziiert wird, eine eigene LCA – oder eine anderweitige Ökobilanz – erstellt bzw. die langfristigen Umweltauswirkungen erörtert werden.

Zu guter Letzt kann auch keine genaue geographische Verbreitung der besprochenen Umwelteinflüsse skizziert werden. Prinzipiell gibt es eine starke Korrelation zwischen der Lage der Nachweise und der Position des Emittenten. Durch Einträge in die Atmosphäre oder in aquatische Systeme können diese Verunreinigungen aber oftmals weite Strecken zurücklegen und die Grenzen eines Emissionslandes verlassen. Darüber hinaus können die Einträge des

Transportes zum Teil gar keinem Land zugeordnet werden. Eine Aufstellung auf Basis der Länder wäre daher für zukünftige Arbeiten nur durch Hochrechnungen zu erreichen. Viel eher sollte eine globale Betrachtungsweise entwickelt werden, da Nachweise der besprochenen Vorgänge und Ausstöße – bis auf die haarigen Aluminosilikate – zwar lokal gehäuft, aber global verstreut gefunden werden konnten. Ob diese letztendlich stratigraphische Nachweise hinterlassen werden, stellt eine weitere Komplikation der Thematik dar, denn es muss auch die lokale Rezeption der Böden beachtet werden. So können bestimmte Gebiete eine natürliche Abwehrreaktion vorweisen, die ein Auftreten von Folgeschäden verhindern würde. Ein Beispiel hierfür kann das Vermögen von kalkreichen Untergründen darstellen, den durch Stickoxide und Schwefeloxide gebildeten sauren Regen abzupuffern (vgl. NENTWIG 2013: 489) und somit den Lebensraum verschiedenster Organismen zu schützen. Darüber hinaus spielen zur konkreten Nachweisbarkeit der Einwirkungen und ihrer Folgeschäden auch Bodeneigenschaften (pH-Wert, Wasserdurchlässigkeit, Sauerstoffsättigung etc.) sowie externe Faktoren (Bioturbation, Strömungen, Erosion etc.) eine wesentliche Rolle.

All dies führt dazu, dass die erörterten Marker in der praktischen Anwendung nur im Einzelfall erforscht und gesammelt in entsprechenden Karten publiziert werden können. Als eine vergleichbare Konzeption könnte der Environmental Justice Atlas, der die umweltbedingten Einflüsse anthropogener Tätigkeiten zu kartieren versucht, gewertet werden.⁹ Eine Fokussierung auf die langfristige Nachweisbarkeit findet in diesem Projekt jedoch nicht statt. Folglich könnte eine Arbeit mit Anthropozän-spezifischem Kontext ein anschauliches Zukunftsprojekt sein.

Weitere Forschung kann ebenfalls im Bereich der Stickstoffoxid- und Methanausstöße der globalen Eisenerzindustrie getätigt werden. Zwar gibt es für einzelne Anlagen und gewisse Endprodukte konkrete Analysen zu diesem Thema, jedoch scheint der Anteil aller eisenerzrelevanten Industrien am Treibhausgas-Gesamtoutput – wie dies unter anderem für Kohlenstoffoxide bereits erschlossen wurde (vgl. MÜLLER et al. 2011: 182; vgl. PAULIUK et al. 2013b: 22) – zurzeit noch nicht konkret publiziert worden zu sein. Es konnte zumindest keine derartige Analyse bei der Literaturrecherche deutsch- und englischsprachiger Quellen aufgefunden werden. Durchaus aber Statistiken, die den regionalen und überregionalen Output der Eisen- und Stahlindustrie impliziert zu haben scheinen, jedoch die Teilergebnisse

⁹ Environmental Justice Atlas; (<https://ejatlas.org/>) (10.11.2018).

nicht in die Ergebnisse integrierten. (vgl. OLIVIER et al. 2005; vgl. KLIMONT et al. 2013) Darüber hinaus könnten auch die anteilmäßigen Beiträge aller besprochenen Einträge konkreter beleuchtet werden. Die Erörterung ungefährender Anteile der Eisenerzindustrie fand beispielsweise für Quecksilber statt. (vgl. PACYNA et al. 2010)

Durch den Vergleich mehrerer Quellen wurde versucht, zumindest den ungefähren Anteil der SO₂ Ausstöße zu errechnen. Dabei ergab sich, dass die allein durch die Produktion von Roheisen emittierten Schwefeloxide für das Jahr 2008 anteilmäßig 4,14 Prozent am globalen, anthropogenen SO₂-Ausstoß betragen. Dieser Wert wurde durch die Hochrechnung der SO₂-Äquivalente pro kg (vgl. NUSS & ECKELMANN 2014: 6) mit der globalen Roheisenproduktion (vgl. USGS 2010: 81) generiert, der daraufhin mit dem Gesamtoutput (vgl. KLIMONT et al. 2013: 2) verglichen wurde.

Eine holistische Berechnung könnte auf Basis normalisierter, statistischer Durchschnittsberechnung anhand der LCA-Stoffemissionen der jeweiligen Produktionsländer und deren Multiplikation mit den tatsächlichen Produktionsmengen an Eisenerz, Eisen und Stahl (primäre und sekundäre Produktion) Erkenntnisse liefern. Eine einheitliche Abgrenzung der LCA wäre zur Vergleichbarkeit der Daten von besonderer Bedeutung.

Probleme bei der konkreten Zurechnung der Ausstöße auf die Produkte scheint es vor allem beim Schiffstransport zu geben. Dies ist dem Umstand geschuldet, dass eindeutige Aussagen über die konkreten Emissionen aufgrund der unterschiedlichen Messmethoden, der klimatischen Bedingungen, des Zeitpunkts sowie des Zeitraumes der Messung, der konstanten technologischen Weiterentwicklung und der variierenden Kategorisierungen der Schiffe in diesem Kontext nicht getätigt werden können. Es scheint zum Beispiel den Massengutfrachtern während der Fahrt eine übergeordnete (vgl. CORBETT et al. 1999: 3461; vgl. ENDRESEN et al. 2003: 14-6), aber am Hafen eine untergeordnete Rolle am Emissionsanteil der Schifffahrt zugesprochen zu werden. (vgl. WIACEK et al. 2018: 13805; vgl. MERK 2014: 5) Mit Sicherheit kann nur gesagt werden, dass die globalen Stickstoff- und Schwefelfreisetzungen durch den internationalen Transport auf dem Seeweg signifikant angekurbelt werden. Die verschifften Massen an Eisen- und Stahlprodukten tragen in diesem Kontext ihren Teil zur langfristigen Veränderung an der Umwelt bei, auch wenn ihr genauer Anteil schwer abzuschätzen ist. Mit der genauen Analyse und dem Monitoring eines für Eisenerz genutzten Frachters (VLOC oder ULOC) könnten genauere Aussagen bezüglich der Umweltauswirkung

getroffen werden. Dies könnte vor allem durch eine Live-Messung der Ausstöße anhand eines Begleitschiffes erfolgen.

Weiterer Forschung bedarf es auch im Bereich des Recyclings. Zumeist ist in diesem Sektor die Rede von Einsparungen der Ausstöße im Vergleich zur Primärproduktion. So kann aus der vorhandenen Erörterung der Schluss gezogen werden, dass entweder der Prozess des Recyclings im Vergleich zur Primärproduktion keine neuen Ausstöße produziert oder diese, zumindest bisher, in der vorhandenen Literatur keine Erwähnung fanden.

Einzelne LCAs (vgl. YEUNG et al. 2017; vgl. RAHMAN et al. 2016) beschäftigen sich zwar mit den segmentierten Prozessen des Recyclings, decken aber nicht alle möglichen Prozesswege ab. Besonders die bei YELLISHETTY (et al. 2011a: 654) aufgelistete *thermische Reduktion* konnte keiner bisherigen Forschung zugeordnet werden. Es könnte durchaus möglich sein, dass durch die Evaporation und Verbrennung bestimmter Legierungen bzw. ungewünschten Beimengungen umweltrelevante Ausstöße entstehen oder bereits entstanden sind. Eine dezidierte Untersuchung dieser Methode bzw. der umgebenden Böden ebendieser Prozesstandorte könnte dementsprechend Aufschluss geben. Sollten sich solche Verfahren jedoch als umweltschonend herausstellen, so kann der Recyclingvorgang im Vergleich zur Primärproduktion als ökologisch optimierte Alternative verstanden werden, der die langfristige Nachweisbarkeit der Eisen- und Stahlindustrie in Zukunft verringern, aber nicht komplett eindämmen wird.

Weitergehend scheint im Bereich der Verwitterung die globale Eintragsrate der eisenhaltigen Endprodukte nicht bekannt zu sein. DAMUTH (2010: 27) schätzte dabei für die USA diesen Betrag auf zirka 1,18 Milliarden Tonnen. Ein globales Inventar dieser Art könnte daraus schießend ein weiteres Forschungsprojekt darstellen. Zusätzlich könnten darauf aufbauend die korrosionsbedingten Einträge besprochen werden, die sich in den jeweiligen Bodenschichten akkumulieren würden. Erste Versuche einer Annäherung wurden im Kapitel „Verwitterung“ für die globalen, jährlichen Rosteinträge dargestellt. Auf Basis der vorhandenen Datenlage scheint eine weiterführende Schätzung nicht möglich zu sein. Ein mögliches Vorgehen könnte zur Erweiterung dieser im ersten Schritt eine Sammlung der globalen Eisen- und Stahlproduktion der letzten 100 Jahre sein. Bis 1928 zurückgehend könnten unter anderem die statistischen Jahrbücher der UN dafür genutzt werden. Diese

zeichneten die jährlichen Produktionsmengen dezidiert auf. Im zweiten Schritt müssten für jedes Jahr die anteilmäßigen Produktparten kategorisiert werden, um die Lebensdauer der Produkte zu schätzen und den jeweiligen Perioden ein Prozent an Korrosion anzurechnen. Darüber hinaus müssten die Importländer der jeweiligen Produkte bekannt sein, da dadurch das im Umlauf befindliche Eisen geschätzt und nach Beendigung ihrer Nutzungsdauer in Verbindung mit den spezifischen Recyclingraten der Länder gebracht werden können. Diesem aufwendigen Prozess folgt letztendlich die Summierung der jährlichen nicht wiedereinbringlichen Eisen- und Stahleinträge, inklusive eines jährlichen Abzuges von 0,36 Prozent (vgl. DAMUTH 2010: 24), der wiederum der Korrosion zugerechnet werden kann. Als Ergebnis wäre die Gesamtheit des eisenhaltigen, nicht wiedereinbringbaren Schrottes, inklusive der jährlichen Rost- und Korrosionseinträge, bekannt.

Ein weiterer Untersuchungspunkt könnte eine statistische Korrelation zwischen den genannten Umweltveränderungen und der Etablierung einer Eisenerzindustrie in den entsprechenden Ländern sein. Unter der Voraussetzung einer entsprechenden Datenlage (Umweltveränderungen über die Jahre sowie der Produktion von Erz, Eisen und Stahl) könnte eine Regressionsanalyse durchgeführt werden. Ein positiver Zusammenhang liegt in dem Sinne nahe, da einige der anthropogenen Veränderungen mit der beginnenden Industrialisierung einsetzten und sich im Zeichen der Globalisierung Mitte des 20. Jahrhunderts intensivierten. (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2015: 198; vgl. ZALASIEWICZ et al. 2012: 1035) Unter Umständen könnte daher die Frage beantwortet werden, ob die Eisenerzindustrie als Triebfeder industrieller Entwicklung inklusive der damit einhergehenden Umweltveränderung betrachtet werden kann.

Zu guter Letzt bleibt die Frage nach einem für das Anthropozän geeigneten GSSP offen. Die AWG setzt sich mit diesem Umstand seit ungefähr 10 Jahren auseinander und hat dabei eine Reihe an Vorschlägen geliefert (vgl. WATERS et al. 2018), die unter anderem auch in Verbindung mit der Eisenerzindustrie gebracht werden können.

Beginnend mit den Treibhausgasen kann durch die zum Teil anthropogen hervorgerufene, erhöhte Luftkonzentration an CO₂, N₂O und CH₄ durch die Einspeisung von Luftblasen in das Gletschereis oder indirekt durch eine Verschiebung der Kohlenstoffisotope festgestellt werden. (vgl. WATERS et al. 2018: 383) Ein Anstieg des CO₂ kann vor allem seit Beginn der

Industrialisierung festgestellt werden, wobei ein besonders starker Aufschwung um das Jahr 1960 zu beobachten war. (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2012: 1035)

Die Unbrauchbarkeit der Anthroturbation aufgrund der Verletzung der Superposition wurde bereits in diesem Kapitel erörtert. Zusätzliche Gegenargumente wie fehlende Nachweise im Ozean, das Fehlen einer jährlichen Schichtenfolge, die fragmentierte Lage und die Heterogenität der Nachweise – und einige mehr – verdeutlichen diese Problematik. (vgl. EDGEWORTH et al. 2015; vgl. FORD et al. 2014; vgl. FINNEY & EDWARDS 2016; vgl. WATERS et al. 2018) Dabei anschließend lassen sich dieselben Argumente für die Technosole und die Verwitterungsprodukte finden. Beide sind für lokale Korrelationen geeignet, können aber durch ihre stoffliche Diskontinuität und ihre diachrone Bildung nicht als GSSP genutzt werden. Die Flugasche hingegen, mit ihren sphärischen Partikeln, könnte sich als geeignetes Instrument zur Festlegung eines GSSP feststellen. Die weit verbreiteten Nachweise der SCPs in unterschiedlichen Sedimenten und ihr markanter Aufschwung ab dem Jahre 1950 würden eine klare Abgrenzung zum Holozän ermöglichen. (vgl. OLDFIELD 2014; vgl. ROSE 2015)

Die anthropogen initiierten Schwermetallausstöße sind einerseits potentielle Kandidaten, da sie in Baumringen, Gletschern, Mooren, Späleothemen und in den meisten aquatischen Systemen (vgl. DU et al. 2008) vorzufinden sind, andererseits weisen sie die Eigenschaft auf, in den jeweiligen Böden relativ mobil zu sein. Dies macht eine klare zeitliche sowie einheitliche Bestimmung dieser Einträge relativ schwierig und lässt die Festlegung eines GSSP im Kontext der Anthropozän-Diskussion problematisch wirken. (vgl. WATERS et al. 2018: 382f.)

Im Vergleich dazu werden auch die auf die Eutrophierung zurückführenden Nachweise noch zur Diskussion gestellt. Die Zahl der Gebiete mit sichtbaren Veränderungen in der Natur ist durchaus gegeben, aber die Sedimente mit dementsprechenden biostratigraphischen Markern scheinen großräumig noch nicht vorhanden zu sein. Grund dafür sind – neben weiteren Prozessen – die vorherrschende Bioturbation im Meer und die herbstlichen Stürme, welche die Bildung anoxischer Warven verhindern. (vgl. WATERS et al. 2018: 387f.) Eine langfristige Absenz des Sauerstoffes würde aber zu einer verringerten Bioturbation führen (vgl. NICHOLS 2009: 176) und einen nachvollziehbaren Wandel der chemischen Zusammensetzung der bodennahen, maritimen Schichten erkenntlich machen. Bei Sauerstoffmangel kann auch der Kohlenstoff im organischen Material nicht durch Bakterien oxidiert werden, sodass es zu einer Schwarzfärbung des Schlamms kommt. (vgl. STANLEY 1988: 95) Sollte sich bei den andauernden „Dead zones“ in den nächsten Jahren Warven in

ausreichendem Maße bilden, wäre zumindest eine zeitlich verschobene Feststellung der anthropogen initiierten Veränderungen möglich. Das gleiche Bild ergibt sich bei der Versauerung der Böden und aquatischen Systemen. Die globale Ausdehnung ist vorhanden (vgl. BOUWMAN et al. 2002), aber in ihrer jetzigen Intensität noch nicht so gravierend, dass ganze Tierpopulationen verschwinden. Eine zukünftige Feststellung der anthropogen initiierten Veränderungen – wie der mit der Versauerung in Verbindung zu bringende, mögliche Totalverlust der Korallenriffe (vgl. PANDOLFI et al. 2011: 421) – wäre aber durchaus denkbar. Für die aktuelle Klassifikation eines neuen Zeitalters sind jedoch bereits existierende Nachweise in den jeweiligen Gesteinsschichten notwendig.

Weitergehend sind auch eine Fülle an POPs bekannt, die über weite Strecken transportiert werden und sich an Ton sowie organische Stoffe langfristig binden können. (vgl. RIBBECK et al. 2012: 6; vgl. SCHRENK 2011: 179) Die im Kontext der Eisenerzindustrie besprochenen PCDD/Fs, PCBs und PAKs sind, wie die meisten POPs, seit Mitte des 20. Jahrhunderts in verschiedensten Sedimentationsgebieten vermehrt nachzuweisen. (vgl. BIGUS et al. 2014: 28ff.; vgl. WATERS et al. 2018: 383; vgl. ISOSAARI et al. 2002: 578) Problematisch ist jedoch die diachrone Entwicklung dieser Einträge. In Europa wurden die größten Zuwächse um die 1950er Jahre festgestellt. Vergleichend dazu häuften sich vermehrt Einträge in Südamerika in den 1960er und 1970er Jahren und in China von 1950 – 1980. (vgl. BIGUS et al. 2014: 28ff.)

Ein weiterer, im Ergebnisteil besprochener Punkt ist jener der neuartigen Materialien und Stoffe. Dieser beinhaltet einerseits die Stahl- sowie dessen Legierungseinträge, die thematisch auch mit den Technosolen verbunden sind, und andererseits die haarigen Aluminosilikate. Beim Ersteren konnte eine langfristige Nachweisbarkeit auf globaler Verbreitungsebene erschlossen werden. Zeitlich sind diese Einträge jedoch relativ variabel und durch ihre stratigraphische Lokalisierung eher den Lithodemen zuzurechnen. Beim Letzteren bedarf es in dieser Hinsicht noch an vermehrter Forschung, um die potentielle Relevanz eines GSSP ins Auge zu fassen.

Unter dem Blickwinkel der Eisenerzindustrie scheinen sich die angeführten Argumente für eine Setzung des GSSP Mitte des 20. Jahrhunderts zu häufen. Dies indiziert auch die Abbildung 5 im Kapitel „Exkurs GSSA“, die einen steigenden Produktionstrend ab dem Jahr 1946 aufzeigte. So scheint sich das Ausmaß und die Signifikanz der Nachweise erst in dieser Periode entwickelt zu haben (vgl. ZALASIEWICZ et al. 2015: 201) und können nun als relevante

Argumente für die Konkretisierung des Anthropozäns angeführt werden. Es zeigt sich auch, dass die mit dem Eisenerz verbundenen Industrien ihren Teil dazu beigetragen haben. Die dezidierte Setzung eines GSSP bleibt dennoch ein Element einer noch nicht beendeten Debatte führender Wissenschaftler/innen und der damit verbundenen Formalisierung des Anthropozäns.

8. Schlussfolgerungen

Im Forschungsprozess ist es möglich, je nach Betrachtungsweise, unterschiedliche Ergebnisse zu erzielen, um letztendlich die eigene Argumentation zu untermauern oder zu widerlegen. Dies ist oftmals kein absichtlicher Akt, sondern der subjektiven Wahrnehmung im Allgemeinen, den persönlichen Präferenzen der Methodenwahl und der thesegeleiteten Erwartung von Forschungsergebnissen geschuldet. (vgl. MUCKLER & SEVEN 1992: 441) Eine wahrlich objektive Auseinandersetzung mit den Datensätzen kann daher nicht erfolgen. Dennoch soll anhand wissenschaftlicher Prinzipien der Versuch einer Annäherung stattfinden. Dies berücksichtigend werden im Folgenden die für diese Arbeit gesetzten Forschungsfragen und Thesen einer zusammenfassenden Evaluierung unterzogen.

- Welche langfristigen Einflüsse hinterlässt die globale Eisenerzindustrie?
 1. Es werden anthropogene Eingriffe in das Erdsystem getätigt, die über mehrere Millionen Jahre nachgewiesen werden können.
 2. Es gibt einzigartige Marker, die speziell mit der Eisenerzindustrie in Verbindung stehen.

Die globale Eisenerzindustrie und damit alle mit ihr in Verbindung stehenden Prozesse lassen eine Vielzahl an langfristigen Einflüssen vermuten, die selbst im geologischen Maßstab nachweisbar wären. Es ist jedoch einerseits mit dem Problem zu kämpfen, dass es einen Mangel an Informationen gibt, in welcher Form gewisse Einträge sich langfristig in unterschiedlichen Sedimentationsgebieten verhalten, und andererseits ist zu wenig Zeit vergangen, um bisherige Sedimentationsvorgänge all der bisher genannten Einflüsse großräumig beobachten zu können. Diese Argumente betreffen vor allem all jene Prozesse und Stoffeinträge, die in ihrer Form so neuartig sind, dass sie sich klar von den Eigenschaften des Holozäns abgrenzen zu scheinen. In manchen Fällen gibt es jedoch Vergleichswerte aus der Vergangenheit, die eine langfristige Dokumentation plausibel erscheinen lässt. Unter den Veränderungen des Erdsystems, die einen solchen analogen Vertreter haben, zählen die direkten und indirekten Treibhausgase (CO , CO_2 , CH_4 , N_2O , NO_x), die durch CO_2 , NH_3 , SO_2 und NO_x ausgelöste Versauerung und Eutrophierung, inklusive des daraus resultierenden Artensterbens, die Schwermetalle wie Vanadium und Quecksilber sowie die SCPs. Zu den neuartigen, vermutlich langfristigen Umwandlungen gehören die TMPs, die PCDD/Fs, die

PAKs, die Technosole, die Anthroturbation und die Verwitterung der eisenhaltigen Produkte. Darüber hinaus ergaben sich speziell mit der Eisenerzindustrie in Verbindung stehende Stoffeinträge, die als *haarige Aluminosilikate* bekannt sind. Deren langfristige Stabilität kann zurzeit jedoch noch nicht bestätigt werden.

- Kann die anthropogene Bioturbation durch die Rohstoffgewinnung als relevantes Beispiel der „Anthropozän-Debatte“ nützlich sein?
 1. Die Auswirkungen der Bioturbation auf die Umwelt sind selbst in geologischen Maßstäben relevant.
 2. Durch die großen Fördermengen und deren anthropogene Verbreitung kann von einem für das Anthropozän relevanten Sachverhalt gesprochen werden.

Die als anthropogene Bioturbation besprochene *Anthroturbation* hinterlässt vor allem in den tieferen Erdschichten langfristige Nachweise. In speziellen Fällen können aber auch Nachweise in geringerer Tiefe über lange Zeiträume erhalten bleiben, sollten sich diese auf kontinentalen Senken befinden und somit der oberflächigen Erosion und Verwitterung entgehen. Aber auch die durch Einstürze hervorgerufene Polderlandschaften oder die Anhäufungen der Restmaterialien und der damit in Verbindung stehenden Thematik der Technosole, können Marker einer vergangenen Eisenerzära sein. Da die heterogenen Veränderungen der Anthroturbation jedoch nicht als Stratum klassifiziert werden können, das Prinzip der Superposition verletzen und Nachweise einer jährlichen Schichtfolge sowie die Inklusion der Ozeangebiete fehlen, kann nicht von einem für das Anthropozän relevanten Sachverhalt die Rede sein.

- Produziert die globale Eisenerzindustrie relevante Nachweise, die zur Bestimmung des Anthropozäns hilfreich sein können?
 1. Die Eisenerzindustrie hinterlässt Marker, die stratigraphisch nachweisbar sind.
 2. Die mit der Eisenerzindustrie in Verbindung zu bringende Rückstände tragen zur Bestimmung eines GSSP bei.
 3. Die zeitliche Festlegung eines GSSA kann unter dem Blickwinkel der Eisenerzindustrie erfolgen.

Es wird eine Reihe an stratigraphischen Markern durch die globale Eisenerzindustrie erzeugt. Zusammenfassend lassen sich dabei die vermutlich längsten Nachweise, die ins Umweltsystem eingespeist wurden, als physikalische (TMPs), chemische (Schwermetalle, HAHs, SCPs), biologische (Artensterben), magnetische (TMPs) und sequentielle Marker (Meeresspiegelanstieg) identifizieren sowie als neuartige Materialien (Stahleinträge, SCPs, Technosole) deklarieren.

Nur wenige dieser Einträge sind jedoch in ihrer zeitlichen Synchronität, ihrer langfristigen Nachweisbarkeit und ihrer globalen Streuung zur Setzung eines GSSP geeignet. Die Flugasche in Form der SCPs scheint aber all den genannten Kriterien gerecht zu werden und könnte in Zukunft zur formalen Anerkennung des Anthropozäns nützlich sein. Weitere mögliche Anwärter wie die HAHs, die Vanadiumeinträge und die sphärischen Magnetit- und Magnetitpartikel könnten ebenso als brauchbare Marker herangezogen werden.

Die Bestimmung eines GSSA lässt sich dabei vor allem auf Mitte des 20. Jahrhunderts eingrenzen. Zwar gibt es Merkmale (Schlackerückstände, Artefakte) die vor allem mit dem frühen Anthropozän in Verbindung zu bringen sind, die Ankurbelung der Eisenerzproduktion ab 1946 sorgte aber unter anderem dafür, dass sich vor allem die jüngeren Einträge in ihrer globalen Präsenz und zeitlichen Verbundenheit logisch in die Anthropozän-Debatte einfügen. Eine drastische Produktionssteigerung ab 2001 lässt darüber hinaus noch bevorstehende stratigraphische Auswirkungen vermuten.

9. Literaturverzeichnis

- ABBOTT D. L., SILVER A. E., ANDERSON S. R., SMITH R., INGLE C. J., KLING A. S., HAIG D., SMALL E., GALEWSKY J. & SLITER W. (1997): Measurement of tectonic surface uplift rate in a young collisional mountain belt. – *Nature* 385 (6616): 501-507.
- ABDEL-SHAIFY H. & MANSOUR M. S. M. (2016): A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: Source, environmental impact, effect on human health and remediation. – *Egyptian Journal of Petroleum* 25 (1): 107-123.
- AER (Australian Energy Regulator) (2017): State of the energy market. May 2017. <https://www.aer.gov.au/system/files/AER%20State%20of%20the%20energy%20market%202017%20-%20A4.pdf> (23.03.2018).
- AIRES V. R. U., SANTOS M. S. B., COELHO D. C., DAVID DA SILVA D. & CALIJURI L. M. (2018): Changes in land use and land cover as a result of the failure of a mining tailings dam in Mariana, MG, Brazil. – *Land Use Policy* 70: 63-70.
- AKANUMA H. (2008): The significance of Early Bronze Age Iron Objects from Kaman-Kalehöyük, Turkey. – *Anatolian Archaeological Studies* 17: 313-320.
- AKKOUCHE R., REMAZEILLES C., JEANNIN M., BARBALAT M., SABOT R. & REFAIT PH. (2016): Influence of soil moisture on the corrosion processes of carbon steel in artificial soil: Active area and differential aeration cells. – *Electrochimica Acta* 213: 698-708.
- ALAMILLA L. J., ESPINOSA-MEDINA A. M. & SOSA E. (2009): Modelling steel corrosion damage in soil environment. – *Corrosion Science* 51 (11): 2628-2638.
- AMELUNG W., BLUME H.-P., FLEIGE H., HORN R., KANDELER E., KÖGEL-KNABNER I., KRETZSCHMAR R., STAHR K. & WILKE B.-M. (2017): Scheffer/Schachtschabel. Lehrbuch der Bodenkunde. – Heidelberg.
- ANDERSSON A. J., MACKENZIE F. T. & LERMAN A. (2005): Coastal ocean and carbonate systems in the high CO₂ world of the Anthropocene. – *American Journal of Science* 305: 875-918.
- AUSTRALIAN GOVERNMENT (2016): Australia's Identified Mineral Resources 2016; https://d28rz98at9flks.cloudfront.net/100121/100121_AIMR%202016_V2.pdf (27.08.2018).
- AUSTRALIAN GOVERNMENT (2017): Australian Energy Update 2017; <https://www.energy.gov.au/sites/g/files/net3411/f/energy-update-report-2017.pdf> (23.03.2018).

- AUSTRALIAN MARITIME COLLEGE (2016): Development of a Methodology to Measure and Assess Ship Emissions. (= IAMU 2015 Research Project No. 20150202); https://www.energy.gov.au/sites/g/files/net3411/f/energy-update-report-20https://gm.imo.org/wp-content/uploads/2017/10/20150202_AMC_measure-and-assess-ship-emissions.compressed.pdf17.pdf (03.11.2018)
- BAADE J, GERTEL H. & SCHLOTTMANN A. (2010): Wissenschaftlich arbeiten. Ein Leitfaden für Studierende der Geographie. 2. Auflage. – Bern, Stuttgart, Wien.
- BALLSCHMITER K. & BACHER R. (1996): Dioxine: Chemie, Analytik, Vorkommen, Umweltverhalten und Toxikologie der halogenierten Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane. – Weinheim.
- BANGE W. H., FREING A., KOCK A. & LÖSCHER R. C. (2010): Marine Pathways to Nitrous Oxide. - SMITH K. (Hrsg.): Nitrous Oxide and Climate Change. – New York, 36-62.
- BAWDEN R. K., WILLIAM D. E. & BABBITT W. C. (2016): Mapping product knowledge to life cycle inventory bounds: a case study of steel manufacturing. – Journal of Cleaner Production 113: 557-564.
- BCS (2002): Mining. Industry of the future. Energy and environmental profile of the U.S. mining industry; <https://www.energy.gov/sites/prod/files/2013/11/f4/cover.pdf> (03.04.2018).
- BGS (British Geological Survey) (1984-2018): World Mineral Statistics/Production. – London, Keyworth, Nottingham.
- BELHAJ H. M. (2008): Processing and pelletizing of low grade Malaysian iron ore. Masterarbeit, University Sains Malaysia, Gelugor.
- BHP BILLITON (2018): Annual Report 2017, <https://www.bhp.com/-/media/documents/investors/annual-reports/2017/bhpannualreport2017.pdf> (06.03.2018).
- BIELITZA P. M. (2012): Prospects for the 2020 Iron Ore Market. Quantitative Analysis of Market Dynamics and Risk Mitigation Strategies. – München, Mering. (= Schriften zu Management, Organisation und Information 36).
- BIGUS P., TOBISZEWSKI M. & NAMIEŚNIK (2014): Historical records of organic pollutants in sediment cores. – Marine Pollution Bulletin 78 (1-2): 26-42.
- BLENGINI A. G., GARBARINO E., ŠOLAR S., SHIELDS J. D., HÁMOR T. VINAI R. & AGIOUTANTIS Z. (2012): Life Cycle Assessment guidelines for the sustainable production and recycling of aggregates: the Sustainable Aggregates Resource Management project (SARMa). – Journal of Cleaner Production (27): 177-181.

- BLUME H.-P., BRÜMMER W. G., HORN R., KANDELER E., KÖGEL-KNABNER I., KRETZSCHMAR R., STAHR K., WILKE B.-M. (2010): Scheffer/Schachtschabel. Lehrbuch der Bodenkunde. – Heidelberg.
- BOUWMAN F. A., VAN VUUREN P. D., DERWENT G. R. & POSCH M. (2002): A global analysis of acidification and eutrophication of terrestrial ecosystems. – *Water, Air & Soil Pollution* 141 (1-4): 349-382.
- BOWYER J., BRATKOVICH S., FERNHOLZ K., FRANK M., GROOT H., HOWE J. & PEPKE E. (2015): Understanding steel recovery and recycling rates and limitations to recycling; http://www.dovetailinc.org/report_pdfs/2015/dovetailsteelrecycling0315.pdf (14.09.2018).
- BREWER G. P. & HESTER K. (2009): Ocean acidification and the increasing transparency of the ocean to low-frequency sound. – *Oceanography* 22 (4), 86-93.
- BRINK A. (2013): Anfertigung wissenschaftlicher Arbeiten. Ein prozessorientierter Leitfaden zur Erstellung von Bachelor-, Master und Diplomarbeiten. – Wiesbaden.
- BRISELAT T. & MALEWSKI S. (2015): Literaturrecherche. – MEHLING G. (Hrsg.) Propädeutik für Studierende der Kommunikationswissenschaft. – Bamberg, 113-124.
- BRITISH GEOLOGICAL SURVEY (2004): World Mineral Statistics 1998-2002. Production: Exports: Imports. - Keyworth, Nottingham. (= Minerals Programme Publication 16).
- BROWN J. T., IDOINE E. N., RAYCRAFT R. E., SHAW A. R., HOBBS F. S., EVERETT P., DEADY A. E. & BIDE T. (2018): World Mineral Production 2012-16. – British Geological Survey, Keyworth, Nottingham.
- BUJA O. H. (2013): Ingenierhandbuch Bergbautechnik. Lagerstätten und Gewinnungstechniken. – Berlin, Wien, Zürich.
- BUREAU OF INTERNATIONAL RECYCLING (2017): World Steel Recycling In Figures 2012 – 2016. Steel Scrap – a Raw Material for Steelmaking; https://www.bdsv.org/fileadmin/service/markt_und_branchendaten/weltstatistik_2012_2016.pdf (27.10.2018).
- BURNEY C. (2004): Historical Dictionary of the Hittites. – Lanham.
- CANDIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT (2001): Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life, <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/245?redir=1531905463> (18.07.2018).

- CHINA ENERGY PORTAL (2018): Tracking China's transition to sustainable energy; <https://chinaenergyportal.org/en/2016-detailed-electricity-statistics-updated/> (19.07.2018).
- CHOI S.-D., BAEK S.-Y. & CHANG Y.-S. (2008): Atmospheric levels and distribution of dioxin-like polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the vicinity of an iron and steel making plant. – *Atmospheric Environment* 42 (10): 2479-2488.
- CERTINI G. & SCALENGHE R. (2011): Anthropogenic soils are the golden spikes for the Anthropocene. – *The Holocene* 21 (8): 1269-1274.
- CORBETT J. J., FISCHBECK S. P. & PANDIS N. S. (1999): Global nitrogen and sulfur inventories for oceangoing ships. – *Journal of Geophysical Research* 104 (D3): 3457-3470.
- CROMPTON R. T. (2000): Determination of organic compounds in soils, sediments and sludges. – London, New York.
- CROSSLAND C. J (2005): Coastal fluxes in the Anthropocene. – Berlin.
- CRUTZEN J. P. (2002): Geology of mankind. – *Nature* 415: 23.
- DAEHN E. K., SERRENHO C. A. & ALLWOOD M. J. (2017): How Will Copper Contamination Constrain Future Global Steel Recycling?. – *Environmental Science and Technology* 51 (11): 6599-6606.
- DAMUTH J. R. (2010): Iron and Steel Scrap. Accumulation and Availability as of December 31, 2009.; [http://www.isri.org/docs/default-source/recycling-analysis-\(reports-studies\)/nathan-report-iron-and-steel-scrap-2009.pdf?sfvrsn=6](http://www.isri.org/docs/default-source/recycling-analysis-(reports-studies)/nathan-report-iron-and-steel-scrap-2009.pdf?sfvrsn=6) (20.09.2018).
- DAVIS J., GEYER R., LEY J., HE J., CLIFT R., KWAN A., SANSOM M. & JACKSON T. (2007): Time-dependent material flow analysis of iron and steel in the UK Part 2. Scrap generation and recycling. – *Resources, Conservation & Recycling* 51 (1): 118-140.
- DELLASALA A. D. & GOLDSTEIN I. M. (2018): Encyclopedia of the Anthropocene. Volume 1. Geologic History and Energy. – Oxford.
- DI PAOLA M. (2018): Ethics and Politics of the Built Environment: Gardens of the Anthropocene. – Cham.
- DIAZ J. R. & ROSENBERG R. (2008): Spreading Dead Zones and Consequences for Marine Ecosystems. – *Science* 321 (5891): 926-929.

- DILLMANN P., NEFF D. & FÉRON D. (2014): Archaeological analogues and corrosion prediction: from past to future. A review. – *Corrosion Engineering, Science and Technology* 49 (6): 567-576.
- DORGHAM M. M. (2014): Effects of Eutrophication. - ABID A. A. & GILL S. S. (Hrsg.) *Eutrophication: Causes, Consequences and Control. Volume 2.* – Dordrecht, 1-15.
- DOUGLAS I. & LAWSON N. (2000): The Human Dimensions of Geomorphological Work in Britain. – *Journal of Industrial Ecology* 4 (2): 9-33.
- DQS (2009): ISO 14001:2004. Ressourcen schonen – Umwelt schützen – Vorteile nutzen, http://www.url-qm-support.de/mediapool/15/152792/data/756D1_I-Produktdatenblatt-ISO14001.pdf (27.03.2018).
- DU Z. J., MU D. H, SONG Q. H., YAN P. S., GU J. Y. & ZHANG J. (2008): 100 years of Sediment History of Heavy Metals in Daya Bay, China. – *Water, Air & Soil Pollution* 190 (1-4): 343-351.
- DURUCAN S., KORRE A. & MUNOZ-MELENDZ G. (2006): Mining life cycle modelling: a cradle-to-gate approach to environmental management in the minerals industry . – *Journal of Cleaner Production* 14 (12-13): 1057-170.
- DUŠANIĆ S. (1994): Roman Mining in Illyricum: Historical Aspects. – *Dall' Adriatico al Danubio: L'illirico nell'eta greca e romana*; <http://www.fondazionecanussio.org/atti2003/dusanic.pdf> (16.04.2018).
- ECKART KARL & KORTUS BRONISLAW (1995): Die Eisen- und Stahlindustrie in Europa im strukturellen und regionalen Wandel. – Wiesbaden.
- EDGEWORTH M., RICHTER DEB D., WATERS C., HAFF P., NEAL C. & PRICE J. S. (2015): Diachronous beginnings of the Anthropocene: The lower bounding surface of anthropogenic deposits. – *The Anthropocene Review* 2 (1): 33-58.
- EDMONDSON C. J. (1989): Mining in the Later Roman Empire and beyond: Continuity or Disruption? – *The Journal of the Roman Studies* 79: 84-102.
- EHLERS E. (2008): *Das Anthropozän: die Erde im Zeitalter des Menschen.* – Darmstadt.
- ELICKI O. & BREITKREUZ C. (2016): *Die Entwicklung des Systems Erde.* – Berlin, Heidelberg.
- ELJARRAT E. & BARCELÓ D. (2004): Toxicity Potency Assessment of Persistent Organic Pollutants in Sediments and Sludges. – BARCELÓ D. (Hrsg.) *Emerging Organic Pollutants in Waste Waters and Sludge. Volume 1.* - Berlin, Heidelberg. (= *The Handbook of Environmental Chemistry Vol. 5, Part 1*), 99-140.

- ENDRESEN Ø., SØRGARD E., SUNDET K. J., DALSGØREN M. S., ISAKSEN A. S. I., VERGLEN F. T. & GRAVIR G. (2003): Emission from international sea transportation and environmental impact. – *Journal of Geophysical Research* 108 (4560): 1-22.
- EUROPEAN COMMISSION (2017): Report from the commission to the European Parliament, the council, the European Economic and Social Committee and the committee of the regions. On the implementation of the Circular Economy Action Plan; http://ec.europa.eu/environment/circular-economy/implementation_report.pdf (21.03.2018)
- EYRING V., KÖHLER W. H., VAN AARDENNE J. & LAUER A. (2005a): Emissions from international shipping: 1. The Last 50 years. – *Journal of Geophysical Research* 110 (D17305): 1-12.
- EYRING V., KÖHLER W. H., VAN AARDENNE J. & LAUER A. (2005b): Emissions from international shipping: 2. Impact of future technologies on scenarios until 2050. – *Journal of Geophysical Research* 110 (D17306): 1-18.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2015): World reference base for soil resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. – Rom. (= World Soil Resources Report 106).
- FERGUSON L. (2017): Anthrosols and Technosols: the Anthropogenic Signature of Contaminated Soils and Sediments in Australia. – *Water, Air & Soil Pollution* 228 (269): 1-14.
- FERNANDES W. G., GOULART F. F., RANIERI D. B., COELHO S. M., DALES K., BOESCHE N., BUSTAMANTE M., CARVALHO A. F., CARVALHO C. D., DIRZO R., FERNANDES S., GALETTI JR. M. P., MILLAN G. E. V., MIELKE C., RAMIREZ L. J., NEVES A., ROGASS C., RIBEIRO P. S., SCARIOT A. & SOARES-FILHO B. (2016): Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. – *Natureza & Conservação* 14 (2): 35-45.
- FERREIRA H & LEITE G. P. M. (2015): A life cycle assessment study of iron ore mining. – *Journal of Cleaner Production* (108): 1081-1091.
- FINNEY C. S. & EDWARDS E. L. (2016): The “Anthropocene” epoch: Scientific decision or political statement. – *GSA Today* 26 (3-4): 4-10.
- FORTESCUE METALS GROUP (2017): Annual Report 2017; http://www.fmgil.com.au/docs/default-source/announcements/fy2017-annual-report-including-appendix-4e.pdf?sfvrsn=214be949_6 (07.03.2018).

- FRANCK N. (2017): Handbuch Wissenschaftliches Arbeiten. Was man für ein erfolgreiches Studium wissen und können muss. 3. Auflage. – Paderborn.
- FRAUNHOFER (2017): Studie zur Circular Economy im Hinblick auf die chemische Industrie. Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik Umsicht. – Oberhausen.
- GAHNI A. A. S., SHOBIER H. A., SHREADAH A. M. (2013): Assessment of arsenic and vanadium pollution in surface sediments of the Egyptian Mediterranean coast. – International Journal of Environmental Technology and Management 16 (1-2): 82-101.
- GALUSZKA A. & MIGASZEWSKI M. Z. (2018): Chemical Signals of the Anthropocene. – DELLASALA A. D. & GOLDSTEIN I. M. (Hrsg.): Encyclopedia of the Anthropocene. Volume 1. Geologic History and Energy. – Oxford, 213-218.
- GATTUSO J.P. & LAVIGNE H. (2009): Technical Note: Approaches and software tools to investigate the impact of ocean acidification. – Biogeosciences 6 (10): 2121-2133.
- GATTUSO J.P. & HANSSON L. (2011): Ocean Acidification. – Oxford University Press, Oxford.
- GAUFFIN A., ANDERSSON I. Å. N., STORM P., TILLIANDER A. & JÖNSSON G. P. (2016): The Global Societal Steel Scrap Reserves and Amounts of Losses. – Resources 5 (3): 1-18.
- GIANCOLI C. D. (2006): Physik. – München.
- GLASS R. N. (1979): Environmental Effects of Increased Coal Utilization: Ecological Effects of Gaseous Emissions from Coal Combustion. – Environmental Health Perspectives 33: 249-272.
- GLIKSON A. (2013): Fire and human evolution: The deep-time blueprints of the Anthropocene. – Anthropocene 3: 89-92.
- GOLDENBERG G. & STEUER H. (1998): Montanarchäologische Forschungen im Südschwarzwald; <https://journals.ub.uni-heidelberg.de/index.php/nbdpfbw/article/viewFile/13223/7037> (03.04.2018).
- GOLDHABER M., CALLENDER T. & REYNOLDS R. (2004): The geochemical and magnetic record of coal-combustion products in West Virginia reservoir sediments and soils. – The Geochemical Society Special Publications 9: 159-186.
- GOVERNMENT OF WESTERN AUSTRALIA (2017): Western Australia Iron Ore Industry Profile. August 2017; <http://www.jtsi.wa.gov.au/docs/default-source/default-document-library/wa-iron-ore-profile---august-2017.pdf?sfvrsn=2> (07.03.2018).

- GUERRA B. B. M., TEANEY T. B., MOUNT J. B., ASUNSKIS J. D., JORDAN T. B., BARKER J. R., SANTOS E. E. & SCHAEFER R. G. E. C. (2017): Post-catastrophe Analysis of the Fundão Tailings Dam Failure in the Doce River System, Southeast Brazil: Potentially Toxic Elements in Affected Soils. – *Water, Air & Soil Pollution* 228 (252): 1-12.
- HAAS W., KRAUSMANN F., WIEDENHOFER D. & HEINZ M. (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.
- HAJJ. E. H., ABDELOUAS A., MENDILI E. Y., KARAKURT G., GRAMBOW B. & MARTIN C. (2013): Corrosion of carbon steel under sequential aerobic-anaerobic environmental conditions. – *Corrosion Science* 76: 432-440.
- HARVEY C. M., BRASSELL C. S., BELCHER M. C. & MONTANARI A. (2008): Combustion of fossil organic matter at the Cretaceous-Paleogene (K-P) boundary. – *Geology* 36 (5): 355-358.
- HASANBEIGI A. & PRICE L., CHUNXIA Z., ADEN N., XIUPING L. & FANGQIN S. (2014): Comparison of iron and steel production energy use and energy intensity in China and the U.S. – *Journal of Cleaner Production* 65: 108-119.
- Hassellöv I.-M. (2009): Die Umweltauswirkungen des Schiffsverkehrs; https://winnehermann.de/verkehr/umwelt/090818_Umweltauswirkungen_des_Schiffsverkehrs.pdf (26.08.2018).
- HAZEN M. R., PAPINEAU D, BLEEKER W., DOWNS T. R, FERRY M. J, MCCOY J. T., SVERJENSKY A. D & YANG H. (2008): Mineral Revolution. – *American Mineralogist* 93: 1693-1720.
- HAZEN M. R. & FERRY M. J. (2010): Mineral Evolution: Mineralogy in the Fourth Dimension. – *Elements* 6 (1): 9-12.
- HAZEN M. R., GREW S. E., ORIGLIERI J. M. & DOWNS T. R. (2017): On the mineralogy of the “Anthropocene Epoch”. – *American Mineralogist* 102: 595-611.
- HEIMANN B. R., KREHER U., OEXLE J., HIRSEKORN V., ULLRICH O., JANKE D., LYCHATZ B., ULLRICH B., LINDNER H. & WAGENBRETH B. (1998): Archaeometallurgical investigations into the iron production technology in Upper Lusatia, Saxony, from the Early Iron Age (Billendorf period) to the 12th century A.D.. – *European Journal of Mineralogy* 10 (5): 1015-1035.
- HEIMANN B. R., KREHER U., SPAZIER I. & WEZEL G. (2002): Mineralogical And Chemical Investigations Of Bloomery Slags From Prehistoric (8th Century Bc To 4th Century Ad) Iron Production Sites In Upper And Lower Lusatia, Germany. – *Archaeometry* 43 (2): 227-252.

- HERGET J. (2006): Die direkten Einflüsse des Menschen auf die Reliefsphäre. – DIKAU R. (Hrsg.) Die Erdoberfläche. Lebens- und Gestaltungsraum des Menschen: forschungsstrategische und programmatische Leitlinien zukünftiger geomorphologischer Forschung und Lehre. – Berlin, Borntraeger, 42-46.
- HIRNER V. A., REHAGE H. & SULKOWSKI M. (2000): Umweltgeochemie. Herkunft, Mobilität und Analyse von Schadstoffen in der Pedosphäre. – Darmstadt.
- HODGKINSON S. J. (1999): Romano-British iron production in the Sussex and Kent Weald: a review of current data. – JHMS 33 (2): 68-72.
- HOFER M. & HOFER C. (2012): Ökologische Bewertung in der betrieblichen Praxis. – TSCHANDL M. & POSCH A. (Hrsg.) Integriertes Umweltcontrolling. Von der Stoffstromanalyse zum Bewertungs- und Informationssystem. – Wiesbaden, 130-143.
- HOLMES J. R. & LU L. (2015): Introduction: overview of the global iron ore industry. – LU L. (Hrsg.) Iron Ore: Mineralogy, Processing and Environmental Sustainability. – Amsterdam. (= Woodhead Publishing Series in Metals and Surface Engineering 66), 1-42.
- HOOKE LEB. R. (2000): On the history of humans as geomorphic agents. – Geology 28 (9): 843-846.
- HOPE K. B. (1997): An assessment of the global impact of anthropogenic vanadium. – Biogeochemistry 37 (1): 1-13.
- HORNE R., VERGHESE K. & GRANT T. (2009): Life Cycle Assessment: Principles, Practice, and Prospects. – Collingwood.
- HOWARD J., AUER C., BEARD R., BOND N., BOYER T., BROWN D., CRANE K., CROSS S., DIAZ B., JEWETT L., LUMPKIN R., MORRISON R. J., O'DONNELL J., OVERLAND J., PARSONS R., PETTIGREW N., PIDGEON E., QUINTRELL J., RUNGE J., SEND U., STANITSKI D & XUE Y. (2013): Climate-driven physical changes in marine ecosystems. – GRIFFIS R. & HOWARD J. (Hrsg.) Oceans and Marine Resources in a Changing Climate. A Technical Input to the 2013 National Climate Assessment. – Washington DC, 7-30.
- HUANG H.-J., HUANG F., EVANS L. & GLASAUER S. (2015): Vanadium: Global (bio)geochemistry. – Chemical Geology 417: 68-89.
- HUDSON R. & JOHNSON K. (2008): Corrosion and corrosion prevention. – DAVISON B. & OWENS W. G. (Hrsg.) Steel Designer's Manual. The Steel Construction Institute. – Oxford, Malden, 1030-1052.

- HUOT H., SIMONNOT M.-O., MARION P., YVON J., DONATO D. P., MOREL L. J. (2013): Characteristics and potential pedogenetic processes of a Technosol developing on iron industry deposits. – Journal of Soils and Sediments 13 (3): 555-568.
- HUOT H., SIMONNOT M.-O., WATTEAU F., MARION P., YVON J., DONATO D. P. & MOREL L. J. (2014): Early transformation and transfer processes in a Technosol developing on iron industry deposits. – European Journal of Soil Science 65 (4): 470-484.
- IBM (Indian Bureau of Mines) (2007): Iron ore. A market survey. Issued by Controller General. – Nagpur.
- ICS (International Commission on Stratigraphy) (2015): GSSP Table – All Periods; <http://www.stratigraphy.org/GSSP/GSSPTable2015-01.pdf> (10.04.2018).
- IGS (Institute of Geological Sciences) (1978): World Mineral Statistics 1970-74. Production: Exports: Imports. – London.
- IFEU (Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg) (2013): Prozessdetails: Eisenerz 46%; <http://www.probas.umweltbundesamt.de/php/prozessdetails.php?id=%7b167C34FC-9548-470A-BAE3-B7FF31D9A2A2%7d> (20.11.2018)
- IMPERIAL INSTITUTE (1925-1973): The Mineral Industry of the British Empire and Foreign Countries. Statistical Summary. – London.
- INDUSTRIAL EFFICIENCY TECHNOLOGY DATABASE (2018): Sinter Plant; <http://ietd.iipnetwork.org/content/sinter-plant> (14.07.2018).
- INTERNATIONAL TRADE ASSOCIATION (2018a): Global Steel Trade Monitor. Steel Imports Report: United States; <https://www.trade.gov/steel/countries/pdfs/imports-us.pdf> (10.08.2018).
- INTERNATIONAL TRADE ASSOCIATION (2018b): Global Steel Trade Monitor. Steel Imports Report: China; <https://www.trade.gov/steel/countries/pdfs/imports-china.pdf> (10.08.2018).
- INTERNATIONAL TRADE ASSOCIATION (2018c): Global Steel Trade Monitor. Steel Exports Report: China; <https://www.trade.gov/steel/countries/pdfs/exports-china.pdf> (10.08.2018).
- INTERNATIONAL TRADE CENTRE (2018a): Concentration of importing countries and average distance with their supplying countries for iron ores and concentrates in 2017; https://www.trademap.org/Country_SelProduct_Graph.aspx?nvpm=1||||2601|||4|1|1|1|1|2|1| (11.08.2018).

- INTERNATIONAL TRADE CENTRE (2018b): Concentration of exporting countries and average distance with their destination countries for iron ores and concentrates in 2017; https://www.trademap.org/Country_SelProduct_Graph.aspx?nvpm=1|||||2601|||4|1|1|2|1|1|2|1| (11.08.2018).
- ISAKSSON E., HERMANSON M., HICKS S., IGARASHI M., KAMIYAMA K., MOORE J., MOTOYAMA H., MUIR D., POHJOLA V., VAIKMÄE R., VAN DE WAL W. S. R. & WATANABE O. (2003): Ice cores from Svalbard-useful archives of past climate and pollution history. – *Physics and Chemistry of the Earth* 28 (28-32): 1217-1228.
- ISOSAARI P., PAJUNEN H. & VARTIAINEN (2002): PCDD/F and PCB history in dated sediments of a rural lake. – *Chemosphere* 47 (6): 575-583.
- IUSS WORKING GROUP (2006): World reference base for soil resources 2006. A framework for international classification, correlation and communication. *World Soil Resources Reports* 103; <http://www.fao.org/3/a-a0510e.pdf> (30.03.2018).
- JACOBS J. (1969): *The economy of cities*. – New York.
- JACOBS M. (2016): High pressure for low emissions. How civil society created the Paris climate agreement. – *Juncture* 22 (4): 314-323.
- JIMENO L. C., JIMENO L. E & CARCEDO A. J. F. (1995): *Drilling and Blasting of Rocks*. – London, New York.
- JOHANSSON K., BERGBÄCK B. & TYLER G. (2001): Impact of Atmospheric Long Range Transport of Lead, Mercury and Cadmium on the Swedish Forest Environment. – *Water, Air & Soil Pollution: Focus* 1 (3-4): 279-297.
- JOHNSON J., RECK K. B., WANG T. & GRAEDEL E. T. (2008): The energy benefit of stainless steel recycling. – *Energy Policy* 36 (1): 181-192.
- JONES C. K., STRATFORD A. J., TIDRIDGE P., WATERHOUSE S. K. & JOHNSTON E. A. (1989): Polynuclear aromatic hydrocarbons in an agricultural soil: Long-term changes in profile distribution. – *Environmental Pollution* 56 (4): 337-351.
- JOSHI S. (1999): Product Environmental Life-Cycle Assessment Using Input-Output Techniques. – *Journal of Industrial Ecology* 3 (2-3): 95-120.
- KAESCHE H. (2011): *Die Korrosion der Metalle. Physikalisch-chemische Prinzipien und aktuelle Probleme*. – Heidelberg, Dordrecht, London, New York.
- KANBAR J. H., MONTARGÈS-PELLETIER E., LOSSON B., BIHANNIC I., GLEY R., BAUER A., VILLIERAS F., MANCEAU L., SAMRANI E. G. A., KAZPARD V. & MANSUY-HUAULT L. (2017): Iron mineralogy as a fingerprint

- of former steelmaking activities in river sediments. – *Science of the Total Environment* 599-600: 540-553.
- KENT N. (2005): Kiruna. – NUTTALL M. (Hrsg.) *Encyclopedia of the Arctic. Volumes 1, 2 and 3.* – New York, London, 1095.
- KHAN M. N. & MOHAMMAD F. (2014): Eutrophication: challenges and Solutions. – ABID A. A. & GILL S. S. (Hrsg.) *Eutrophication: Causes, Consequences and Control. Volume 2.* – Dordrecht, 1-15.
- KHARYTONOV M., GRITSAN N. & ANISIMOVA L. (2002): Environmental problems connected with air pollution in the industrial regions of Ukraine. – BARNES I. (Hrsg.) *Global Atmospheric Change and its Impact on Regional Air Quality.* – Dordrecht. (= *Earth and Environmental Sciences* 16), 215-222.
- KLIMONT Z., SMITH J. S. & COFALA J. (2013): The last decade of global anthropogenic sulfur dioxide: 2000-2011 emissions. – *Environmental Research Letters* 8 (1): 1-6.
- KÖSTNER H., KIPPENBERG C., KRUSZONA M., SCHMIDT H., STEINER L., PRIEM J. & WETTIG E. (1979): Untersuchungen über Angebot und Nachfrage mineralischer Rohstoffe: XII Eisenerz. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung. – Hannover.
- KRAUS U. & WIEGAND J. (2006): Long-term effects of the Aznalcóllar mine spill—heavy metal content and mobility in soils and sediments of the Guadiamar river valley (SW Spain). – *Science of The Total Environment* 367 (2-3): 855-871.
- KRSTOVIĆ S. & DIMITRIJEVIĆ S. (1997): Recording of degradation of living environment caused by open pit mining. – MARINOS G. P., KOUKIS C. G., TSIAMBAOS C. G. & STOURNARAS C. G. (Hrsg.) *Engineering Geology and the Environment Vol. 3.* – Balkema, Rotterdam, Brookfield, 2447-2450.
- KÜMMEL R. & PAPP S. (1990): *Umweltchemie. Eine Einführung.* – Leipzig.
- KUNNAS J. (2017): Storytelling: From the early Anthropocene to the good or the bad Anthropocene. – *The Anthropocene Review* 4 (2): 136-150.
- KURZ T., KUNZE R. K., LIESEBACH C. (2000) *Verwendung von stabilen Isotopen in den Geowissenschaften.* – Seminararbeit, TU-Freiberg.
- LAZOR P., SHEBANOVA N. O. & ANNERSTEN H. (2004): High-pressure study of stability of magnetite by thermodynamic analysis and synchrotron X-ray diffraction. – *Journal of Geophysical Research* 109 (B05201): 1-16.

- LFU (Bayerisches Landesamt für Umweltschutz) (2013): Ammoniak und Ammonium. UmweltWissen – Schadstoffe.; https://www.lfu.bayern.de/buerger/doc/uw_6_ammoniak_ammonium.pdf (24.10.2018).
- LIU Q. G., ZHANG G., LI D. X., LI J., PENG Z. X. & QI H. S. (2005): Sedimentary record of polycyclic aromatic hydrocarbons in a sediment core from the Pearl River Estuary, South China. – *Marine Pollution Bulletin* 51 (8-12): 912-921.
- LKAP (2017): Annual and Sustainability Report 2016; https://www.lkab.com/en/SysSiteAssets/documents/finansuell-information/en/annual-reports/lkab_2016_annual_and_sustainability_report.pdf (26.02.2018).
- LOCKE G. & BERTINE K. K. (1986): Magnetite in sediments as an indicator of coal combustion. – *Applied Geochemistry* 1 (3): 345-356.
- LONG Y., ZHONG S. M., XIE M. Q., LI H. X., SONG J. K. & LIAO K. (2013): Influence of initiation point position on fragmentation by blasting in iron ore. – SINGH K. P. & SINHA A. (Hrsg.) *Rock Fragmentation by Blasting*. *Fragblast* 10. – London, 111-116.
- LÖWENSTRÖM I. (2017): 299 Schiffe und ihre Geschichten. Eine Reise über Ozeane, Meere, Seen, Flüsse und Kanäle dieser Welt. – Norderstedt.
- MAGIERA T., JABLOŃSKA M., STRZYSZCZ Z. & RACHWAL M. (2011): Morphological and mineralogical forms of technogenic magnetic particles in industrial dusts. – *Atmospheric Environment* 45 (25): 4281-4290.
- MAGIERA T., MENDAKIEWICZ M., SZUSZKIEWICZ M., JABLOŃSKA M. & CHRÓST L. (2016): Technogenic magnetic particles in soils as evidence of historical mining and smelting activity: A case of the Brynica River Valley, Poland. – *Science of the Total Environment* (566-567): 536-551.
- MAJZLAN J., GREVEL K.-D. & NAVROTSKY A. (2003): Thermodynamics of Fe oxides: Part II. Enthalpies of formation and relative stability of goethite (α -FeOOH), lepidocrocite (γ -FeOOH), and maghemite (γ -Fe₂O₃). - *American Mineralogist* 88 (5-6): 855-859.
- MANSFELDT T. & DOHRMANN R. (2004): Chemical and Mineralogical Characterization of Blast-Furnace Sludge from an Abandoned Landfill. – *Environmental Science and Technology* 38 (22): 5977-5984.

- MARTA-ALMEIDA M., MENDES R., AMORIM N. F., CIRANO M. & DIAS M. J. (2016): Fundão Dam collapse: Oceanic dispersion of River Doce after the greatest Brazilian environmental accident. – *Marine Pollution Bulletin* 112 (1-2): 359-364.
- MARTINS C. C., BÍCEGO C. M., ROSE L. N., TANIGUCHI S., LOURENÇO A. R., FIGUEIRA L. C. R., MAHIQUES M. M. & MONTONE C. R. (2010): Historical record of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and spheroidal carbonaceous particles (SCPs) in marine sediment cores from Admiralty Bay, King George Island, Antarctica. – *Environmental Pollution* 158 (1): 192-200.
- MATTHIESEN H., HILBERT R. L. & GREGORY J. D. (2003): Siderite as a Corrosion Product on Archaeological Iron from a Waterlogged Environment. – *Studies in Conservation* 48 (3): 183-194.
- MAZEINA L., DEORE S. & NAVROTSKY A. (2006): Energetics of Bulk and Nano-Akaganeite, β -FeOOH: Enthalpy of Formation, Surface Enthalpy, and Enthalpy of Water Adsorption. – *Chemistry of Materials* 18 (7): 1830-1838.
- MCCANNON J. (2012): *A History of the Arctic. Nature, Exploration and Exploitation.* – London.
- MENDILI E. Y., ABDELOUAS A., CHAOU A. A., BARDEAU J.-F. & SCHLEGEL L. M. (2014): Carbon steel corrosion in clay-rich environment. – *Corrosion Science* 88: 56-65.
- MERK O. (2014): Shipping Emissions in Ports. – International Transport Forum, Discussion Paper No. 2014-20; <https://www.itf-oecd.org/sites/default/files/docs/dp201420.pdf> (12.08.2018).
- MIGHALL M. T., FOSTER L. D. I., CREW P., CHAPMAN S. A. & FINN A. (2009): Using mineral magnetism to characterize ironworking and to detect its evidence in peat bogs. – *Journal of Archeological Science* 36 (1): 130-139.
- MILLER D. (1995): 2000 years of indigenous mining and metallurgy in southern Africa – a review. – *South African Journal of Geology* 98 (2): 232-238.
- MINCHENER A. (2013): Coal and Clean Coal Technology: Challenges and Opportunities. – Qi HAIYING & ZHAO B. (Hrsg.) *Cleaner Combustion and Sustainable World.* – Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, Tsinghua, 3-10.
- MINING TECHNOLOGY (2013): Kiruna Iron Ore Mine; <https://www.mining-technology.com/projects/kiruna/> (03.04.2018).
- MOHR S., GIURCO D., YELLISHETTY M., WARD J. & MUDD G. (2014): Projection of Iron Ore Production. – *Natural Resources Research* 24 (3): 317-322.

- MONJEZI M., SHAHRIAR K., DEGHANI H. & SAMIMI NAMIN F. (2009): Environmental impact assessment of open pit mining in Iran. – *Environmental Geology* 58 (2): 205-216.
- MORFELDT J., NIJS W. & SILVEIRA S. (2015): The impact of climate targets on future steel production – an analysis based on a global energy system model. – *Journal of Cleaner Production* 103: 469-482.
- MUCKLER A. F. & SEVEN A. S. (1992): Selecting Performance Measures: “Objective” versus “Subjective” Measurement. – *Human Factors* 34 (4): 441-455.
- MUKHERJEE B. A., ZEVENHOVEN R., BHATTACHARYA P., SAJWAN S. K. & KIKUCHI R. (2008): Mercury flow via coal and coal utilization by-products: A Global perspective. – *Resources, Conservation & Recycling* 52 (4): 571-591.
- MÜLLER B. D., WANG T. & DUVAL B. (2011): Patterns of Iron Use in Societal Evolution. – *Environmental Science and Technology* 45 (1): 182-188.
- MÜLLER G. (1986): Schadstoffe in Sedimenten – Sedimente als Schadstoffe. – *Umweltgeologie-Band 79*: 107-126.
- MÜLLER G. (2000): Geoakkumulation. – GUDERIAN R. & GUNKEL G. (Hrsg.) *Aquatische Systeme. Biogene Belastungsfaktoren. Organische Stoffeinträge. Verhalten von Xenobiotika.* – Berlin, Heidelberg. (= *Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie: Band 3B*), 309-321.
- NAFISI S., ARAFIN M., AMIRKHIZ S. B., GLODOWSKI R., COLLINS L. & SZPUNAR J. (2016): Effect of Vanadium addition on API X100 Linepipe Steel. – *HSLA Steels 2015, Microalloying 2015 & Offshore Engineering Steels 2015. Conference Proceedings*: 715-720.
- NATIONAL TECHNOLOGY UNIVERSITY OF ATHENS (2008): Ship Emissions Study; <https://nee.gr/downloads/180ship.emissions.study.pdf> (12.08.2018).
- NEFF. D., REGUER S., BELLOT-GURLET L., DILLMANN P. & BERTHOLON R. (2004): Structural characterization of corrosion products on archaeological iron: an integrated analytical approach to establish corrosion forms. – *Journal of Raman Spectroscopy* 35 (8-9): 739-745.
- NEFF. D., DILLMANN P., BELLOT-GURLET L. & BERANGER G. (2005): Corrosion of iron archaeological artefacts in soil: characterization of the corrosion system. – *Corrosion Science* 47 (2): 515-535-

- NEFF D., DILLMANN P., DESCOSTES M. & BERANGER G. (2006): Corrosion of iron archaeological artefacts in soil: Estimation of the average corrosion rates involving analytical techniques and thermodynamic calculations. – *Corrosion Science* 48 (10): 2947-2970.
- NENTWIG W. (2005): *Humanökologie. Fakten - Argumente - Ausblicke.* – Berlin, Heidelberg.
- NENTWIG W. (2013): *Humanökologie. Fakten - Argumente - Ausblicke.* – Berlin, Heidelberg.
- NEUKIRCHEN F & RIES G. (2014): *Die Welt der Rohstoffe. Lagerstätten, Förderung und wirtschaftliche Aspekte.* – Berlin, Heidelberg.
- NICHOLS G. (2009): *Sedimentology and Stratigraphy. Second Edition.* – Oxford.
- NILSSON B. (2010): Ideology, environment and forced relocation: Kiruna – a town on the move. – *European Urban and Regional Studies* 17 (4): 433-442.
- NORGATE E. T., JAHANSHAHI S. & RANKIN J. W. (2007): Assessing the environmental impact of metal production processes. – *Journal of Cleaner Production* 15 (8-9): 838-848.
- NORGATE E. T. & HAQUE N. (2010): Energy and greenhouse gas impacts of mining and mineral processing operations. – *Journal of Cleaner Production* 18 (3): 266-274.
- NUNES M., VERNISSEAU A., MARCHAND P., BIZEC L. B., RAMOS F. & PARDAL A. M. (2014): Distribution of PCDD/Fs and dioxin-like PCBs in sediment and plants from a contaminated salt marsh (Tejo estuary, Portugal). – *Environmental Science and Pollution Research* 21 (4): 2540-2549.
- OERTEL T. (2002): *Untersuchung und Bewertung geogener und anthropogener Bodenschwermetallanreicherungen als Basis einer geoökologischen Umweltanalyse im Raum Eisleben-Hettstedt.* – Dissertation, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.
- OLDFIELD F. (2014): Can the magnetic signatures from inorganic fly ash be used to mark the onset of the Anthropocene?. – *The Anthropocene Review* 2 (1): 3-13.
- OLIVIER J. G. J., VAN AARDENNE A. J., DENTENER J. F., PAGLIARI V., GANZVELD N. L. & PETERS W. H. A. J. (2005): Recent trends in global greenhouse gas emissions: regional trends 1970-2000 and spatial distribution of key sources in 2000. – *Environmental Sciences* 2 (2-3): 81-99.
- ORR C. J., FABRY J. V., AUMONT O., BOPP L., DONEY C. S., FEELY A. R., GNANADESIKAN A., GRUBER N., ISHIDA A., JOOS F., KEY M. R., LINDSAY K., MAIER-REIMER E., MATEAR R., MONFRAY P., MOUCHET A., NAJJAR G. R., PLATTNER G.-K., RODGERS B. K., SABINE L. C., SARMIENTO L. J., SCHLITZER R., SLATER D. R., TOTTERDELL J. I., WEIRIG M.-F., YAMANAKA Y. & YOOL A. (2005): Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. – *Nature* 437: 681-686.

- PACZYNA G. E., PACZYNA M. J., SUNDSETH K., MUNTHE J., KINDBOM K., WILSON S., STEENHUISEN F. & MAXSON P. (2010): Global emission of mercury to the atmosphere from anthropogenic sources in 2005 and projections to 2020. – *Atmospheric Environment* 44 (20): 2487-2499.
- PANDOLFI M. J., CONNOLLY R. S., MARSHALL J. D. & COHEN L. A. (2011): Projecting Coral Reef Futures Under Global Warming and Ocean Acidification. – *Science* 333 (6041): 418-422.
- PAULIUK S., MILFORD L. R., MÜLLER B. D. & ALLWOOD M. J. (2013a): The Steel Scrap Age. – *Environmental Science and Technology* 47 (7): 3448-3454.
- PAULIUK S., WANG T. & MÜLLER B. D. (2013b): Steel all over the world: Estimating in-use stocks of iron for 200 countries. – *Resources, Conservation and Recycling* 71: 22-30.
- PEINADO M. J. F., ROMERO-FREIRE A., FERNÁNDEZ G., ARAGÓN M. S., ORTIZ-BERNAD I. & TORRES M. S. (2015): Long-term contamination in a recovered area affected by a mining spill. – *Science of the Total Environment* 514: 219-223.
- PLASTINO W., KAIHOLA L., BAROLOMEI P. & BELLA F. (2001): Cosmic background reduction in the radiocarbon measurements by liquid scintillation spectrometry at the underground laboratory of Gran Sasso. – *Radiocarbon* 43 (2A): 157-161.
- PÖRTNER H.-O. (2008) Meeresorganismen unter CO₂-Stress. - GLEICH A., GÖßLING-REISEMANN S. (Hrsg.) *Industrial Ecology. Erfolgreiche Wege zu nachhaltigen industriellen Systemen.* – Wiesbaden, 26-40.
- POVEROMO J. J. (1999): The Making, Shaping and Treating of Steel: Iron making Volume, Chapter 8. - AISE Steel Foundation: 569-720.
- PRICE J. S., FORD R. J., COOPER H. A. & NEAL C. (2011): Humans as major geological and geomorphological agents in the Anthropocene: the significance of artificial ground in Great Britain. – *Philosophical Transaction of the Royal Society* 369 (1938): 1056-1084.
- PRYTULAK J., NIELSEN G. S., IONOV A. D., HALLIDAY N. A., HARVEY J., KELLEY A. K., NIU L. Y., PEATE W. D., SHIMIZU K. & SIMS W.W.K. (2013): The stable vanadium isotope composition of the mantle and mafic lavas. – *Earth and Planetary Science Letters* 365: 177-189.
- RACHWAL M., MAGIERA T. & WAWER M. (2015): Coke industry and steel metallurgy as the source of soil contamination by technogenic magnetic particles, heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons. – *Chemosphere* 138: 863-873.
- RAHMAN M. M. S., HANDLER M. R. & MAYER L. A. (2016): Life cycle assessment of steel in the ship recycling industry in Bangladesh. – *Journal of Cleaner Production* 135: 963-971.

- RANDALL M. P. & CHATTOPADHYAY (2013): Mercury contaminated sediment sites – An evaluation of remedial options. – *Environmental Research* 125: 131-149.
- RAUCH N. J. (2012): The present understanding of Earth's global anthrobiogeochemical metal cycles. – *Mineral Economics* 25 (1): 7-15.
- RAWSON F. P., ALLEN M. P., BRENCHLEY J. P., COPE W. C. J., GALE S. A., EVANS A. J., GIBBARD L. P., GREGORY J. F., HAILWOOD A. E., HESSELBO P. S., KNOX O'B. R. R., MARSHALL A. E. J., OATES M., RILEY J. N., SMITH G. A., TREWIN N. & ZALASIEWICZ A. J. (2002): *Stratigraphical Procedure*. Geological Society Professional Handbook. – London.
- RECK K. B. & GRAEDEL E. T. (2012): Challenges in Metal Recycling. – *Science* 337 (6095): 690-695.
- REHREN T., BELGYA T., JAMBON A., KÁLI G., KASZTOVSZKY Z., KIS Z., KOVÁCS I., MARÓTI B., MARTINÓN-TORRES M., MINIACI G., PIGOTT C. V., RADIVOJEVIĆ M., ROSTA L., SZENTMIKLÓSI L. & SZŐKEFALVINAGY Z. (2013): 5.000 years old Egyption iron beads made from hammered meteoritic iron. – *Journal of Archaeological Science* 40 (12): 4785-4792.
- RENNE R. P., DEINO L. A., HILGEN J. F., KUIPER F. K., MARK F. D., MITCHELL III. S. W., MORGAN E. L., MUNDIL R. & SMIT J. (2013): Time scales of Critical Events Around the Cretaceous-Paleogene Boundary. – *Science* 339 (6120): 684-687.
- RIBBECK F., STEFFEN D., POST D., SCHNEIDER J., GÜNTHER J. W. & ROSS W. (2012): Ergebnisse Niedersächsischer Untersuchungsprogramme zur Charakterisierung der Stoffgehalte von Dioxinen (PCDD/F) und dioxinähnlichen (dl-)PCB-Belastungen in Sedimenten, Schwebstoffen, Böden und der Luft. – Hannover. (= GeoBerichte 25).
- RIO TINTO (2018a): 2017 full year results; http://www.riotinto.com/documents/180207_2017_full_year_results.pdf (06.03.2018).
- RIO TINTO (2018b): Fourth quarter operations review; http://www.riotinto.com/documents/180116_Rio_Tinto_releases_fourth_quarter_production_results.pdf (07.03.2018).
- ROBERTSON MACG. A. & SHAW C. S. (1999): The concept of custodial transfer of mined land. – FERNÁNDEZ R. R. (Hrsg.) *Mine, Water & Environment II*. – Sevilla, 765-771.
- ROBERTSON MACG. A. & SHAW C. S. (2002): *Infomine E-Book. Mine Closure*; <http://www.infomine.com/library/publications/docs/E-Book%2002%20Mine%20Closure.pdf>. (02.04.2018).

- ROMEO C. (2012): Informationsbedarf und Informationsinstrumente des betrieblichen Emissionsmanagements. Eine Analyse im Rahmen des europäischen Handels mit Treibhausgas-Emissionszertifikaten. – Wiesbaden.
- ROSE L. N. (2015): Spheroidal Carbonaceous Fly Ash Particles Provide a Globally Synchronous Stratigraphic Marker for the Anthropocene. – *Environmental Science and Technology* 49 (7): 4155-4162.
- ROSE L. N. & RUPPEL M. (2015): Environmental archives of contaminant particles. – BLAIS M. J., ROSEN R. M. & SMOL P. J. (Hrsg.) *Environmental Contaminants: Using Natural Archives To Track Sources and Long-Term Trends of Pollution*. – Dordrecht. (= *Developments in Paleoenvironmental Research* 18), 187-222.
- ROSSI T., CONNELL D. S. & NAGELKERKEN I. (2017): The sounds of silence: regime shifts impoverish marine soundscapes. – *Landscape Ecology* 32 (2): 239-248.
- RUDNICK R. L. & GAO S. (2003): Composition of the continental crust. – *Treatise on Geochemistry* 3: 1-64.
- RYDBERG J., GÄLMAN V., RENBERG I. & BINDLER R. (2008): Assessing the Stability of Mercury and Methylmercury in a Varved Lake Sediment Deposit. – *Environmental Science and Technology* 42 (12): 4391-4396.
- SAHEB M., GALLIEN J.-P., DESCOSTES M., RAIMBAULT L., PEREZ A., NEFF D., MARSAL F., PELLEGRINI D. & DILLMANN P. (2014): Influence of an aerated/anoxic transient phase on the long-term corrosion of iron. – *Corrosion Science* 86: 71-80.
- SCHAETZL J. R. & ANDERSON S. (2005): *Soils: Genesis and Geomorphology*. – Cambridge University Press, Cambridge.
- SCHAFFARTZIK A., MAYER A., GINGRICH S., EISENMENGER N., LOY C. & KRAUSMANN F. (2014): The global metabolic transition: Regional patterns and trends of global material flows, 1950-2010. – *Global Environmental Change* 26: 87-97.
- SCHLUNEGGER F. & HINDERER M. (2001): Crustal uplift in the Alps: why the drainage pattern matters. – *Terra Nova* 13 (6): 425-432.
- SCHRENK D. (2011): Ultragifte oder Panikmache? Toxizität der Dioxine. – *Biologie in unserer Zeit* 43 (3): 174-180.
- SCU (2016): Environmental impact of recycling metals from ships: a life cycle assessment. - University of the West of England, Bristol. (= *Science for Environment Policy* 55).

- SIMPSON D. S., MUNDAY L. P. WITTENRICH L. M., MANASSA R., DIXSON L. D., GAGLIANO M. & YAN Y. H. (2011): Ocean acidification erodes crucial auditory behavior in marine fish. – *Biology Letters* 7 (6): 917-920.
- SINKKONEN S. & PAASIVIRTA J. (2000): Degradation half-life times of PCDDs, PCDFs and PCBs for environmental fate modeling. – *Chemosphere* 40 (9-11): 943-949.
- STACE R. (2015): Iron ore extraction techniques. – Lu L. (Hrsg.) *Iron Ore: Mineralogy, Processing and Environmental Sustainability*. – Amsterdam (= Woodhead Publishing Series in Metals and Surface Engineering 66), 231-250.
- STAHL ONLINE (2018): Roheisen- und Rohstahlerzeugung; <https://www.stahl-online.de/index.php/themen/stahltechnologie/stahlerzeugung/> (02.11.2018).
- STANLEY M. S. (1988): *Krisen der Evolution. Artensterben in der Erdgeschichte*. – Heidelberg.
- STATISTA (2018a): Iron ore mine production worldwide by country from 2012 to 2017 (in million metric tons); <https://www.statista.com/statistics/267380/iron-ore-mine-production-by-country/> (20.10.2018).
- STATISTA (2018b): Transport volume of iron ore in global seaborne trade from 2009 to 2016 (in million tons); <https://www.statista.com/statistics/264016/global-seaborne-trade-of-iron-ore-since-1985/> (12.08.2018).
- STATISTA (2018c): Primärenergieverbrauch in Brasilien nach Energieträger in den Jahren von 2014 bis 2017 (in Millionen Tonnen Öläquivalent); <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/42387/umfrage/brasilien---primaerenergieverbrauch-ausgewaehlter-brennstoffe-in-millionen-tonnen-oelaequivalent/> (31.10.2018).
- STEFFEN W., SANDERSON A., TYSON P. D., JAEGER J., MATSON P. A., MOORE B., ILL OLDFIELD F., RICHARDSON K., SCHNELLNHUBER H. J., TURNER B. L. & WASSON R. J. (2004): *Global Change and the Earth System: A Planet under Pressure*. – Berlin.
- STEFFEN W., BROADGATE W., DEUTSCH L., GAFFNEY O. & LUDWIG C. (2015): The trajectory of the Anthropocene: The Great Acceleration. - *The Anthropocene Review* 2 (1): 81-98.
- STEFFEN W., LEINFELDER R., ZALASIEWICZ J., WATERS N. C., WILLIAMS M., SUMMERHAYES C., BARNOSKY D. A., CEARRETA A., CRUTZEN P., EDGEWORTH M., ELLIS C. E., FAIRCHILD J. I., GALUSZKA A., GRINEVALD J., HAYWOOD A., IVAR DO SUL J., JEANDEL C., MCNEILL R. J., ODADA E., ORESKES N., REVKIN A., RICHTER DEB. D., SYVITSKI J., VIDAS D., WAGREICH M., WING L. S., WOLFE P. A. & SCHELLNHUBER J.

- H. (2016): Stratigraphic and Earth System approaches to defining the Anthropocene. – *Earth's Future* 4 (8): 324-345.
- STORCH V., WELSCH U. & WINK M. (2007): *Evolutionsbiologie*. – Berlin, Heidelberg.
- STOW A. V. D. (2005): *Sedimentary rocks in the field: a colour guide*. – London.
- STUPAR V. Y., SCHÄFER J., GARCÍA G. M., SCHMIDT S., PIOVANO E., BLANC G., HUNEAU F. & COUSTUMER L. P. (2014): Historical mercury trends recorded in sediments from the Laguna del Plata, Córdoba, Argentina. – *Chemie der Erde* 74 (3): 353-363.
- STURM R. (2006): *Allgemeine Betriebswirtschaftslehre*. – München, Wien.
- SYVITSKY J. P. M., VÖRÖSMARTY C. J., KETTNER A. J. & GREEN P. (2005): Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. – *Science* 308 (5720): 376-380.
- TANSEL B., FUENTES C., SANCHEZ M., PREDOI K. & ACEVEDO M. (2011): Persistence profile of polyaromatic hydrocarbons in shallow and deep Gulf waters and sediments: Effect of water temperature and sediment-water partitioning characteristics. – *Marine Pollution Bulletin* 62 (12): 2659-2665.
- TENG Y., NI S., ZHANG C., WANG J., LIN X. & HUANG Y. (2006): Environmental geochemistry and ecological risk of vanadium pollution in Panzhihua mining and smelting area, Sichuan, China. – *Chinese Journal of Geochemistry* 25 (4): 379-385.
- THIELE A. (2010): Smelting experiments in the early medieval fajszi-type bloomer and the metallurgy of iron bloom. – *Mechanical Engineering* 54 (2): 99-104.
- THYSSENKRUPP (2012): 100 Jahre Edelstahl: Im Essener Forschungslabor von Krupp wurde der nichtrostende Stahl entwickelt und 1912 erstmals patentiert; <https://web.archive.org/web/20120731065028/http://www.thyssenkrupp-nirosta.de/de/news/anzeigen/article/100-jahre-edelstahl-im-essener-forschungslabor-von-krupp-wurde-der-nichtrostende-stahl-entwickelt-u-1/1/>. (22.04.2018).
- TOIVANEN T., LUMMAA K., MAJAVA A., JÄRVENSIVU P., LÄHDE V., VADEN T. & ERONEN T. J. (2017): The many Anthropocenes: A transdisciplinary challenge for the Anthropocene research. – *The Anthropocene Review* 4 (3): 183-198.
- TURGEON S. & BRUMSACK H.J. (2006): Anoxic vs dysoxic events reflected in sediment geochemistry during the Cenomanian-Turonian Boundary Event (Cretaceous) in the Umbria-Marche basin of central Italy. – *Chemical Geology* 234 (3-4): 321-339.
- UENO D., WANABE M., SUBRAMANIAN A., TANAKA H., FILLMANN G., LAM S. K. P., ZHENG J. G. MUCHTAR M., RAZAK H., PRUDENTE M., CHUNG K. & TANABE S. (2005): Global pollution monitoring of

polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs), furans (PCDFs) and coplanar polychlorinated biphenyls (coplanar PCBs) using skipjack tuna as bioindicator. – Environmental Pollution 136 (2): 303-313.

US EPA (United States Environmental Protection Agency) (1994): Extraction and beneficiation of ores and minerals. – Washington. (= Technical Resource Document Volume 3: Iron), 1-122.

USGS (United States Geological Survey) (2002): Mineral Commodity Summaries 2002. U.S Geological Surveys; https://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/iron_ore/340302.pdf (03.04.2018).

USGS (United States Geological Survey) (2003): Mineral Commodity Summaries 2003. U.S Geological Surveys; https://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/iron_ore/340303.pdf (03.04.2018).

USGS (United States Geological Survey) (2010): Mineral Commodity Summaries 2010. U.S Geological Surveys; <https://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/mcs/2010/mcs2010.pdf> (20.10.2018).

USGS (United States Geological Survey) (2016): Mineral Commodity Summaries 2016. U.S Geological Surveys; <https://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/mcs/2016/mcs2016.pdf> (01.03.2018).

USGS (United States Geological Survey) (2017): Mineral Commodity Summaries 2017. U.S Geological Surveys; <https://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/mcs/2017/mcs2017.pdf> (26.02.2018).

USGS (United States Geological Survey) (2018): Mineral Commodity Summaries 2018. U.S Geological Surveys; <https://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/mcs/2018/mcs2018.pdf> (01.03.2018).

VALE (2018a): Vale's production and sales in 4Q17; http://www.vale.com/EN/investors/information-market/quarterly-results/QuarterlyResultsDocs/2017%204Q%20Production%20Report_i.pdf (06.03.2018).

- VALE (2018b): Vale's Performance in 2017; http://www.vale.com/EN/investors/information-market/Press-Releases/ReleaseDocuments/2017%204Q%20Vale%20IFRS%20USD_i.pdf (07.03.2018).
- VAN KRANENDONK M. J., ALTERMANN W., BEARD L. B., HOFFMAN F. P., JOHNSON M. C., KASTIN F. J., MELEZHIK A. V., NUTMAN P. A., PAPINEAU D. & PIRAJNO F. (2012): A chronostratigraphic Division of the Precambrian. Possibilities and Challenges. – GRADSTEIN M. F., OGG G. J., SCHMITZ D. M. & OGG M. G. (Hrsg.) *The Geologic Time Scale 2012*. – Amsterdam, 299-392.
- VILLEGAS T., NORDLUND E. & DAHNÉR-LINDQVIST C. (2011): Hangingwall surface subsidence at the Kiirunavaara Mine, Sweden. – *Engineering Geology* 121 (1-2): 18-27.
- VODYANITSKII N. Y. (2010): Iron Hydroxides in Soils: A Review of Publications. – *Eurasian Soil Science* 43 (11): 1244-1254.
- WADA E. (2009): Stable $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ isotope ratios in aquatic ecosystems. – *Proceedings of the Japan Academy Series B. Physical and Biological Sciences* 85 (3): 98-107.
- WALDBAUM C. J. (1999): The Coming of Iron in the Eastern Mediterranean: Thirty Years of Archaeological and Technological Research. – PIGOTT C. V. (Hrsg.) *The Archaeometallurgy of the Asian Old World*. – Philadelphia, 27-58.
- WALKER D. (2007): *Geological Change*. – London.
- WANG Q.-R., CUI Y.-S., LIU X.-M., DONG Y.-T. & CHRISTIE P. (2003): Soil Contamination and Plant Uptake of Heavy Metals at Polluted Sites in China. – *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 38 (5): 823-838.
- WANG K., TIAN H., HUA S., ZHU C. GAO J. XUE Y., HAO J., WANG Y. & ZHOU J. (2016): A comprehensive emission inventory of multiple air pollutants from iron and steel industry in China: Temporal trends and spatial variation characteristics. – *Science of the Total Environment* 559: 7-14.
- WANG P., LI W. & KARA S. (2017): Cradle-to-cradle modeling of the future steel flow in China. – *Resources, Conservation and Recycling* 117: 45-57.
- WATERS N. C., ZALASIEWICZ J., WILLIAMS M., ELLIS A. M. & SNELLING M. A. (2014): A stratigraphical basis for the Anthropocene?. – WATERS N. C., ZALASIEWICZ J., WILLIAMS M., ELLIS A. M. & SNELLING M. A. (Hrsg.) *A stratigraphical basis for the Anthropocene?*. – London. (= Geological Society London, Special Publications 395), 1-21.
- WATERS N. C., ZALASIEWICZ J., SUMMERHAYES C., BARNOSKY D. A., POIRIER C., GALUSZKA A., CEARRETÀ A., EDGEWORTH M., ELLIS C. E., ELLIS M., JEANDEL C., LEINFELDER R., MCNEILL R. J., RICHTER DEB. D.,

- STEFFEN W., SYVITSKI J., VIDAS D., WAGREICH M., WILLIAMS M., ZISHENG A., GRINEVALD J., ODADA E., ORESKES N. & WOLFE P. A. (2016): The Anthropocene is functionally and stratigraphically distinct from the Holocene. – *Science* 351 (6269): 138-147.
- WATERS N. C., ZALASIEWICZ J., SUMMERHAYES C., FAIRCHILD J. I., ROSE L. N., LOADER J. N., SHOTYK W., CEARRETA A., HEAD J. M., SYVITSKI P. M. J., WILLIAMS M., WAGREICH M., BARNOSKY D. A., ZHISHENG A., LEINFELDER R., JEANDEL C., GALUSZKA A., IVAR DO SUL A. J., GRADSTEIN F., STEFFEN W., MCNEILL R. J., WING S., POIRIER C. & EDGEWORTH M. (2018): Global Boundary Stratotype Section and Point (GSSP) for the Anthropocene Series: Where and how to look for potential candidates. – *Earth-Science Reviews* 178: 379-429.
- WAKELIN D. H. & RICKETTS A. J. (1999): *The Making, Shaping and Treating of Steel: Iron making* Volume, Chapter 1. - AISE Steel Foundation: 1-31.
- WEIßBACH W. (1992): *Werkstoffkunde und Werkstoffprüfung*. – Braunschweig, Wiesbaden.
- WELSCH N., LIEBMANN C. C. & SCHWAB J. (2017): *Erde und Leben. Die Geschichte einer innigen Wechselbeziehung*. – Berlin, Heidelberg.
- WIACEK A., LI L., TOBIN K. & MITCHEL M. (2018): Characterization of trace gas emissions at an intermediate port. – *Atmospheric, Chemistry and Physics* 18: 13787-13812.
- WIEGAND C. (2005): *Spurensuche in Niedersachsen. Historische Kulturlandschaften entdecken*. – Hannover.
- WILD R. S., BERROW L. M. & JONES C. K. (1991): The persistence of polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) in sewage sludge amended agricultural soils. – *Environmental Pollution* 72 (2): 141-157.
- WISE (2018): *World Information Service on Energy. Chronology of major tailings dam failures*; <http://www.wise-uranium.org/mdaf.html> (04.05.2018).
- WORLDSTEEL ASSOCIATION (2016): *Steel – The permanent material in the circular economy*; <https://www.worldsteel.org/en/dam/jcr:7e0dc90a-3efe-41bc-9fb4-85f9e873dfc7/Steel%2520-%2520The%2520Permanent%2520Material%2520in%2520the%2520Circular%2520Economy.pdf> (15.09.2018).
- WORLDSTEEL ASSOCIATION (2018a): *World Steel in Figures 2018*; <https://www.worldsteel.org/en/dam/jcr:f9359dff-9546-4d6b-bed0-996201185b12/World%2520Steel%2520in%2520Figures%25202018.pdf> (10.08.2018).

- WORLDSTEEL ASSOCIATION (2018b): World crude steel production summary; <https://www.worldsteel.org/en/dam/jcr:371e31b5-7866-4c27-bffd-72f25946858c/2017%2520World%2520Crude%2520Steel%2520Production%2520Press%2520Release%2520Attachment.pdf> (07.09.2018).
- WRIGHT F. R. & HENRIKSEN A. (1978): Chemistry of small Norwegian lakes, with special reference to acid precipitation. – *Limnology and Oceanography* 23 (3): 487-498.
- WÜBEKKE J. & HEROTH T. (2014): Challenges and political solutions for steel recycling in China. – *Resources, Conservation and Recycling* 87: 1-7.
- YAN M., SUN C., XU J., DONG J. & KE W. (2014): Role of Fe oxides in corrosion pipeline steel in a red clay soil. – *Corrosion Science* 80: 309-317.
- YANG H., ROSE L. N. & BATTARBEE W. (2001): Dating of recent catchment peats using spheroidal carbonaceous particle (SCP) concentration profiles with particular reference to Lochnagar, Scotland. - *The Holocene* 11 (5): 593-597.
- YELLISHETTY M., MUDD M. G., RANJITH G. P. & THARUMARAJAH A. (2011a): Environmental life-cycle comparisons of steel production and recycling: sustainability issues, problems and prospects. – *Environmental Science & Policy* 14 (6): 650-663.
- YELLISHETTY M., MUDD M. G., RANJITH G. P. (2011b): The steel industry, abiotic resource depletion and life cycle assessment: a real or perceived issue?. – *Journal of Cleaner Production* 19 (1): 78-90.
- YELLISHETTY M., MUDD G., MASON L., MOHR S., PRIOR T. & GIURCO D. (2012): Iron resources and production: technology, sustainability and future prospects. – Melbourne, Sydney. (= Cluster Research Report 1.10.), 1-60.
- YELLISHETTY M. & MUDD G. (2014): Substance flow analysis of steel and long term sustainability of iron ore resources in Australia, Brazil, China and India. – *Journal of Cleaner Production* 84: 400-410.
- YELLISHETTY M., RANJITH G. P., THARUMARAJAH A. (2010): Iron ore and steel production trends and material flows in the world: Is this really sustainable?. – *Resources, Conservation and Recycling* 54 (12): 1084-1094.
- YEUNG J., WALBRIDGE S., HAAS C. & SAARI R. (2017): Understanding the total life cycle cost implications of reusing structural steel. – *Environment Systems and Decisions* 37 (1): 101-120.

- YU M.-H., TSUNODA H & TSUNODA M. (2011): Environmental Toxicology. Biological and Health Effects of Pollutants. – Boca Raton, London, New York.
- ZALASIEWICZ J., WILLIAMS M., SMITH A., BARRY L. T., COE L. A., BOWN R. P., BRECHLEY P., CANTRILL D., GALE A., GIBBARD P., GREGORY J. F., HOUNSLOW W. M., KERR C. A., PEARSON P., KNOX R., POWELL J., WATERS C., MARSHALL J., OATES M., RAWSON P. & STONE P. (2008): Are we now living in the Anthropocene?. – GSA Today 18 (2): 4-8.
- ZALASIEWICZ J., WILLIAMS M., STEFFEN W. & CRUTZEN P. (2010): The New World of the Anthropocene. – Environmental Science and Technology 44 (7): 2228-2231.
- ZALASIEWICZ J., WILLIAMS M., FORTEY R., SMITH A., BARRY L. T., COE L. A., BOWN R. P., RAWSON F. P., GALE A., GIBBARD P., GREGORY J. F., HOUNSLOW W. M., KERR C. A., PEARSON P., KNOX R., POWELL J., WATERS C., MARSHALL J., OATES M. & STONE P. (2011): Stratigraphy of the Anthropocene. – Philosophical Transactions of the Royal Society 369 (1938): 1036-1055.
- ZALASIEWICZ J., CRUTZEN J. P. & STEFFEN W. (2012): The Anthropocene. – GRADSTEIN F., OGG J., SCHMITZ M. & OGG G. (Hrsg.) The Geologic Time Scale 2012. – Oxford, 1033-1040.
- ZALASIEWICZ J., WATERS N. C. & WILLIAMS M. (2014a): Human bioturbation, and the subterranean landscape of the Anthropocene. – Anthropocene 6: 3-9.
- ZALASIEWICZ J., WILLIAMS M., WATERS N. C., BARNOSKY D. A. & HAFF P. (2014b): The technofossil record of humans. – The Anthropocene Review 1 (1): 34-43.
- ZALASIEWICZ J., WILLIAMS M., WATERS N. C. (2014c): Can an Anthropocene Series be defined and recognized?. – WATERS N. C., ZALASIEWICZ J., WILLIAMS M., ELLIS A. M. & SNELLING M. A. (Hrsg.) A stratigraphical basis for the Anthropocene. – London. (= Geological Society London, Special Publications 395), 39-53.
- ZALASIEWICZ J., WATERS C.N., WILLIAMS M., BARNOSKY D. A., CEARRETA A., CRUTZEN P. ELLIS E., ELLIS A. M., FAIRCHILD J. I., GRINEVALD J., HAFF K. P., HAJDAS I., LEINFELDER R., MCNEILL J., ODADA O. E., POIRIER C., RICHTER R., STEFFEN W., SUMMERHAYES C., SYVITSKI P. M. J., VIDAS D., WAGREICH M., WING L. S., WOLFE P. A., ZHISHENGW A. & ORESKES N. (2015): When did the Anthropocene begin? A mid-twentieth century boundary level is stratigraphically optimal. - Quaternary International 343: 196-203.
- ZALASIEWICZ J., WATERS N. C., SUMMERHAYES P. C., WOLFE P. A., BARNOSKY D. A., CEARRETA A., CRUTZEN P., ELLIS E., FAIRCHILD J. I., GALUSZKA A., HAFF P., HAJDAS I., HEAD J. M., IVAR DO SUL A. J., JEANDEL C., LEINFELDER R., MCNEILL R. J., NEAL C., ODADA E., ORESKES N., STEFFEN W., SYVITSKI J.K, VIDAS D., WAGREICH M. & WILLIAMS M. (2017): The Working Group on the Anthropocene: Summary of evidence and interim recommendations. – Anthropocene 19: 55-60.

- ZHANG S., PENG P., HUANG W., LI X. & ZHANG G. (2009): PCDD/PCDF pollution in soils and sediments from the Pearl River Delta in China. – *Chemosphere* 75 (9): 1186-1195.
- ZIEBIS W., FORSTER S., HUETTEL M. & JØRGENSEN B. B. (1996): Complex burrows of the mud shrimp *Callinassa truncata* and their geochemical impact on the sea bed. – *Nature* 382 (6592): 619-622.

10. Tabellenverzeichnis

<i>Tabelle 1: Eigenschaften der Eisenerze (Eigene Darstellung, angelehnt an YELLISHETTY et al. 2012: 8).....</i>	<i>17</i>
<i>Tabelle 2: Inventar eisenhaltiger Produkte und Service (Eigene Darstellung, angelehnt an Wang 2009: 204)</i>	<i>22</i>
<i>Tabelle 3: Durchschnittliche Luftemissionen der globalen 46-%igen Eisenerzförderung (Eigene Darstellung; Quelle: Ifeu 2012).....</i>	<i>38</i>
<i>Tabelle 4: Stratigraphisch nachweisbare Einträge der Eisenerzindustrie (Eigene Darstellung).....</i>	<i>80</i>

11. Abbildungsverzeichnis

<i>Abbildung 1: Chronostratigraphische Struktur (Eigene Darstellung, angelehnt an Zalasiewicz et al. 2017: 58)..</i>	<i>18</i>
<i>Abbildung 2: Nutzung von Eisenerz (Eigene Darstellung, angelehnt an YELLISHETTY et al. 2012: 9)</i>	<i>21</i>
<i>Abbildung 3: Stoffkreislauf und Umwelteinflüsse des Eisenerzes (Eigene Darstellung, angelehnt an Rauch 2012: 9 und Fraunhofer 2017).....</i>	<i>26</i>
<i>Abbildung 4: Vereinfachte Eisenerz-Stoffkreisläufe (Eigene Darstellung).....</i>	<i>73</i>
<i>Abbildung 5: Rohe Eisenerzproduktion einzelner Länder und der Welt in Tonnen (Eigene Darstellung; Quellen: Imperial Institute 1925-1973; IGS 1978; BGS 1984-2018).....</i>	<i>77</i>