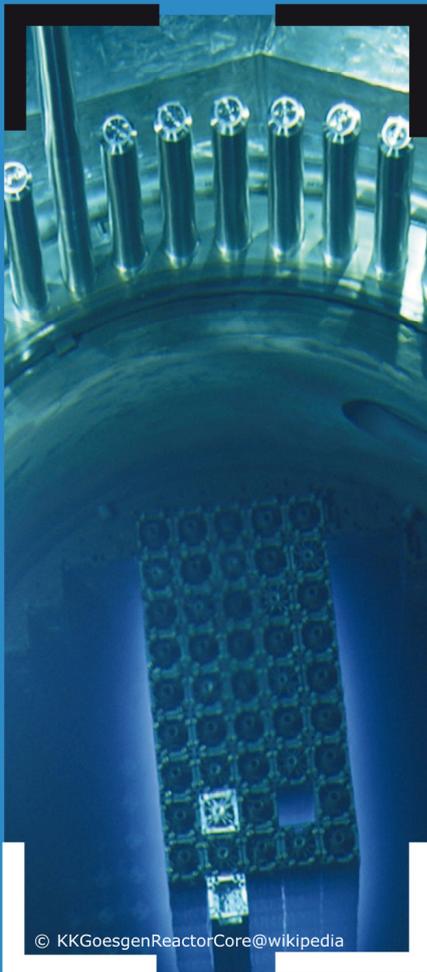


Energiebilanz der Nuklearindustrie



Analyse von Energiebilanz und CO₂-Emissionen der Nuklearindustrie über den Lebenszyklus

ENTWURF

Impressum

AutorInnen

Österreichisches Ökologie-Institut:

Mag.^a Andrea Wallner (Gesamtleitung)

Ing.ⁱⁿ Antonia Wenisch

Austrian Energy Agency:

Dr. Martin Baumann (Modellierung)

Dr. Stephan Renner

Layout Titelblatt: Ulli Weber

Lektorat: Dr. Margaretha Bannert

Programmsteuerung: Klima- und Energiefonds

Programmabwicklung: Österreichische Forschungsförderungsgesellschaft mbH (FFG)

Wien 2011

Dieses Projekt wurde aus Mitteln des Klima- und Energiefonds gefördert und im Rahmen der 2. Ausschreibung des Programms „NEUE ENERGIEN 2020“ als Grundlagenforschung durchgeführt.

Originaltitel des Forschungsprojektes (Forschungsantrag): LCA-Nuklearindustrie – Energiebilanz der Nuklearindustrie über den Lebenszyklus – ein Argumentarium zur Entwicklung der Kernenergie

Das Projekt wurde durch eine Zusatzförderung der Wiener Umwelthanwaltschaft um das Thema Uranressourcen erweitert.

Inhalt

Zusammenfassung	1
1 Einleitung und Zielsetzung	9
2 Lebenszyklusanalysen in der Literatur	11
2.1 Zielsetzung der Literaturrecherche	11
2.2 Methodik	11
2.2.1 Kriterien zur Auswahl der Literatur	11
2.2.2 Kriterien zur Prüfung von Plausibilität und Nachvollziehbarkeit.....	12
2.3 Nukleare Prozesskette	12
2.3.1 Lebenszyklus-Ansatz	12
2.3.2 Prozesskette.....	14
2.4 Ergebnisse aus der Literaturrecherche	15
2.4.1 Hindernisse bei der Literaturrecherche	15
2.4.2 Gesamtenergiebilanzen	16
2.4.2.1 Storm/Smith (2007)	17
2.4.2.2 ISA (2006)	22
2.4.2.3 Rotty et al. (1975).....	25
2.4.2.4 WNA (2009a,b)	27
2.4.2.5 Chapman (1975)	29
2.4.3 Vergleiche zwischen Energiebilanzen aus der Literatur	29
2.4.3.1 Vergleich der Energieintensität verschiedener Studien.....	30
2.4.4 CO ₂ -Emissionen	32
2.4.4.1 Bandbreite der CO ₂ -Emissionen.....	32
2.4.5 Literaturwerte der Schritte der nuklearen Brennstoffkette	36
2.4.5.1 Uranabbau/Mahlen/Aufbereitung	36
2.4.5.2 Sanierung der Uranminen (Clean-Up)	40
2.4.5.3 Konversion: Umwandlung in Uranhexafluorid (UF ₆)	43
2.4.5.4 Anreicherung	43
2.4.5.5 Brennelementherstellung	45
2.4.5.6 Bau KKW	45
2.4.5.7 Dekommissionierung KKW	47
2.4.5.8 Betrieb KKW	48
2.4.5.9 Zwischenlagerung für abgebrannte Brennelemente.....	48
2.4.5.10 Endlagerung.....	49
2.5 Zusammenfassung	51
3 Energiebilanz Nuklear (EBN-Modell): Modell eines nuklearen Lebenszyklus	53
3.1 Ziele	53
3.2 Methodik	53
3.2.1 Energiebilanz – Prozess-Analyse	53
3.2.2 Systemgrenzen	53
3.2.3 Berücksichtigte Energieeinsätze	55

3.2.4	Umrechnung elektrische in thermische Energie.....	56
3.2.5	Methodik der Berechnung des Energieüberschusses.....	57
3.2.6	Treibhausgasemissionen.....	57
3.2.7	Mögliche Fehlerquellen	58
3.3	Beschreibung des Modells.....	60
3.3.1	Anforderungen	60
3.3.2	Szenarioparameter, Parameter-Variationen und Sensitivitäten	60
3.3.3	Berechnungsmethodiken.....	61
3.3.3.1	Detaillierte Berechnung der direkten Energie	61
3.3.3.2	Aggregierte Berechnung der direkten Energie.....	61
3.3.3.3	Berechnung der indirekten Energie.....	62
3.3.3.4	Bau von Prozessanlagen	62
3.3.3.5	Transportenergie	63
3.4	Aufbau des Modells.....	63
3.4.1	Uranabbau	65
3.4.1.1	Übertagbau.....	65
3.4.1.2	Untertagbau.....	68
3.4.1.3	In-Situ Leaching.....	68
3.4.1.4	Referenzminen	69
3.4.2	Konversion.....	71
3.4.3	Anreicherung	71
3.4.4	Brennelementherstellung.....	72
3.4.5	Stromerzeugung	72
3.4.5.1	Bau und Dekommissionierung des KKW	73
3.4.6	Abfallentsorgung.....	73
3.5	Wesentliche Parameter des Modells	74
3.5.1	Extraktionseffizienz.....	74
3.5.2	Prozessparameter	76
3.5.3	Transportparameter	78
3.5.4	Herstellung von Materialien	79
3.5.5	CO ₂ -Emissionsfaktoren	80
4	Ergebnisse.....	81
4.1	Szenarien.....	81
4.2	Auswertung der Szenarien	83
4.3	Ergebnisse der einzelnen Prozessschritte	88
4.4	Sensitivitäten	90
4.5	Plausibilität: Vergleich Modell- mit Literaturwerten	92
4.5.1	ISA (2006).....	93
4.5.2	Storm/Smith (2008)	94
4.5.3	WNA (2009).....	96
4.5.4	Mine Rožná.....	98
4.5.5	Schlussfolgerungen	100
4.6	Grenzerzgehalt.....	100
4.7	Zeitliche Reichweite der Uranressourcen.....	104
4.7.1	Daten	104

4.7.2	Ergebnisse	109
4.8	Zusammenfassung/Schlussfolgerungen.....	110
5	Einfluss neuer Reaktorkonzepte	114
5.1	Das Programm Generation IV	114
5.2	„Generation IV“ Ziele	114
5.3	Die „Generation IV“ Reaktorkonzepte	115
5.4	Forschungsbedarf lt. Roadmap 2002.....	116
5.4.1	Erfahrungen mit Schnellen Brütern	117
5.5	Wiederaufarbeitung	120
5.6	Thoriumreaktoren	122
5.7	Schlussfolgerungen.....	123
6	Vergleich mit anderen Stromaufbringungsformen.....	125
6.1	Vergleich der CO ₂ -Emissionen	125
6.2	Vergleich der Vorlaufzeiten.....	126
7	Kernenergie: Verdeckt die Diskussion um Treibhausgase die tatsächlichen Probleme dieser Energieform?.....	128
7.1	Nukleare Abfälle	128
7.2	Sicherheit und Risiko	129
7.2.1	Unfälle	129
7.2.2	Proliferation	131
7.3	Gesundheitliche Gefährdung durch Strahlung.....	132
7.4	Versorgungssicherheit.....	133
7.5	Kosten	134
7.6	Klimaschutz	138
8	Schlussfolgerungen.....	139
9	Literatur	142
10	Abbildungsverzeichnis	153
11	Tabellenverzeichnis	156
12	Abkürzungsverzeichnis.....	160
13	Glossar	161
14	Anhang: Uranressourcen	164
14.1	Grundlagen	164
14.2	Kategorisierung der Uranressourcen lt. OECD/NEA (2010)	165
14.2.1	Konventionelle Ressourcen	166
14.2.2	Unkonventionelle Ressourcen	167
14.3	Höhe der Uranressourcen	167
14.3.1	Red Book (OECD/NEA 2010)	167

14.3.1.1 Konventionelle Uranressourcen	167
14.3.1.2 Unkonventionelle Uranressourcen	169
14.3.2 IAEA-Datenbank	171
14.4 Entwicklungsszenarien des KKW-Parks und Uranbedarf.....	172
14.4.1 Szenarien aus der Literatur	172
14.4.2 Szenarien im EBN-Modell	173
14.5 Reichweite der Ressourcen.....	173
14.5.1 Angaben der Literatur	173
14.5.2 Einfluss von Erzgehalt/Abbautiefe.....	176
14.5.3 Ergebnisse des EBN-Modells.....	178
14.6 Uranbereitstellung versus Uranbedarf.....	179
14.6.1 Primäre Uranbereitstellung: Uranabbau.....	179
14.6.2 Sekundäre Uranbereitstellung.....	179
14.6.3 Versorgungsempässe.....	180
14.7 Zusammenfassung/Schlussfolgerungen	181

Zusammenfassung

Hintergrund

Der Unfall im japanischen Kraftwerk Fukushima im März 2011 löste eine Debatte über den Ausstieg aus der Kernenergie und die Sicherheit von Kraftwerken aus. Verschiedene Staaten planen ein Ende des Einsatzes der Kernenergie. Gleichzeitig neigt sich die Nutzungsdauer vieler Kernkraftwerke ihrem Ende zu. Regierungen und Kraftwerksbetreiber stehen deshalb vor der Frage, ob sie alte Kernkraftwerke (KKW) durch neue Reaktoren ersetzen oder andere Energiequellen nützen sollen. Insbesondere aus den Anforderungen zur Reduktion von Treibhausgasen (THG) wird die Notwendigkeit eines verstärkten Einsatzes der Kernenergie abgeleitet.

Eine Bewertung des Beitrages der Kernenergie für den Klimaschutz verlangt die Betrachtung des gesamten **Lebenszyklus**. In den einzelnen Prozessschritten ist zum Teil ein mit hohen CO₂-Emissionen verbundener Energieaufwand nötig. Während bei fossilen Technologien die dem Betrieb vor- und nachgelagerten Treibhausgasemissionen ca. 25 % der direkten Emissionen ausmachen können, sind es bei der Kernenergie bis über 90 % (Weisser 2007). Der Ressourcen- und Energiebedarf muss daher über die gesamte nukleare Brennstoffkette berücksichtigt werden, vom Uranabbau, über die Anreicherung des Brennstoffes bis hin zur Dekommissionierung des Kraftwerkes und zur Endlagerung der Brennstoffe. Abbildung 1 zeigt in einem stark vereinfachten Schema die Hauptprozessschritte der nuklearen Brennstoffkette.

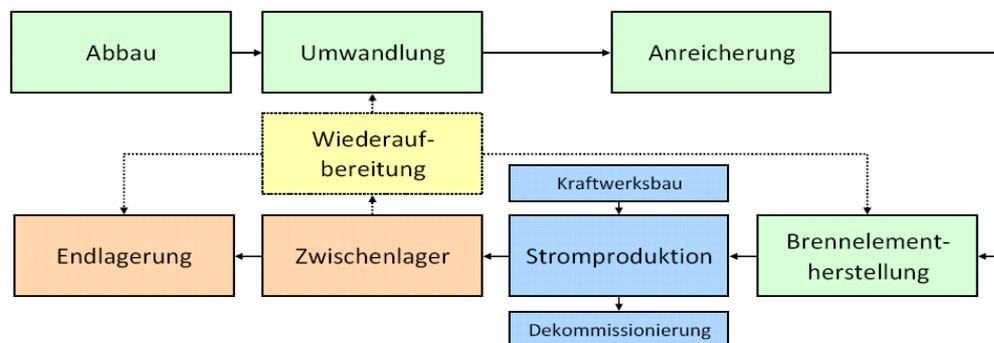


Abbildung 1: Hauptprozessschritte der nuklearen Brennstoffkette

Zielsetzung der Studie

Das Ziel der vorliegenden Studie ist es, Informationen über die Energiebilanz der Stromproduktion aus Nuklearenergie über den Lebenszyklus zu gewinnen.

Folgende Kernfragen sollen geklärt werden:

- Wie wirkt sich das prognostizierte Sinken des Erzgehaltes von Uranvorkommen auf Energieintensität und Treibhausgasemissionen aus und ab welchem Erzgehalt wird kein Energieüberschuss mehr produziert?
- In welchem Bereich liegen die aus Nuklearenergie resultierenden Energieüberschüsse und Treibhausgase?
- Welche Faktoren einschließlich des Erzgehaltes haben den größten Einfluss auf den Energieüberschuss?

Analyse der vorhandenen Literatur

In der Literatur wird ein Zusammenhang zwischen Erzgehalt und Energieintensität hergestellt. Die Energieintensität ist der Energieaufwand über die gesamte nukleare Brennstoffkette, der für die Erzeugung einer kWh_{el} nötig ist (Energieinput/Energieoutput). Ab einem bestimmten Uranerzgehalt (Grenzerzgehalt) steigt die Energieintensität von Kernkraftwerken auf über 100 %. In diesem Fall wird die Energiebilanz negativ, es wird also kein Energieüberschuss mehr produziert und der Betrieb eines Kernkraftwerks mit solchem Brennstoff ist aus energetischer Sicht nicht mehr sinnvoll.

Die **Bandbreite der Energieintensität** der betrachteten Studien (Abbildung 2) bewegt sich bei mittleren Erzgehalten (Erzgehalt von 0,15 % bis 0,26 %) zwischen 2 % und 50 %. Die aktuelle Studie von ISA (2006) ermittelt bei der Energieintensität eine Bandbreite von 10 % bis 30 %, mit einem Mittelwert von 18 %.

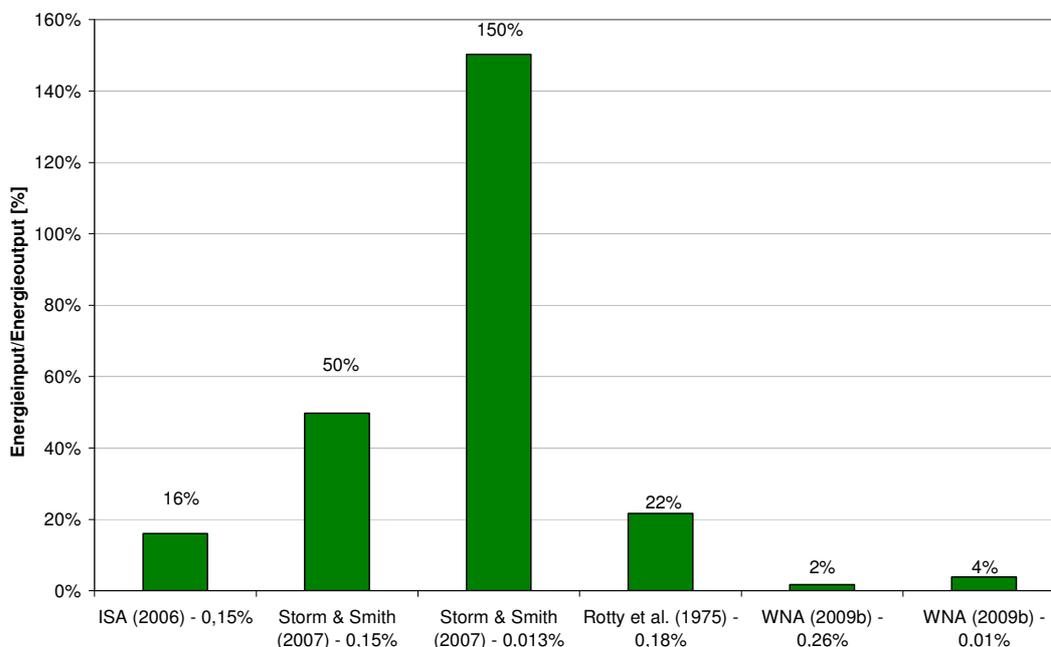


Abbildung 2: Energieintensität der nuklearen Brennstoffkette – Vergleich der Gesamtergebnisse verschiedener Studien unter Berücksichtigung des Uranerzgehaltes

Trotz der hohen Bandbreite der Endergebnisse ist sich die Literatur über die zentrale Bedeutung des **Erzgehaltes** für die Energiebilanz einig: Bei einem niedrigen Erzgehalt von ca. 0,01 % wird die Erzaufbereitung des Urans zum Prozessschritt mit dem höchsten Energieaufwand (über 40 % des gesamten Energieaufwandes). Die Energieintensität weist in der Literatur allerdings eine sehr hohe Bandbreite auf (4–150 %): Die Ergebnisse reichen also von einem hohen Energieüberschuss bis zu einer negativen Energiebilanz.

Eine der wenigen Studien, die die Änderung des Erzgehalts der Uranvorkommen mit einbezieht, ist die Studie Storm van Leeuwen und Smith (2007; 2008). Ab einem Grenzerzgehalt von 0,013 % wird laut den Berechnungen von Storm/Smith die Energiebilanz negativ. Dieser Erzgehalt wird bei gleichbleibender installierter nuklearer Kapazität im Jahr 2078 und bei einer jährlichen Kapazitätssteigerung von 2 % schon im Jahr 2059 erreicht sein.

Die Prozessschritte vor und nach dem Kraftwerk verursachen **Treibhausgasemissionen**. Die Angaben über die CO₂-Emissionen der Kernenergie schwanken in der Literatur zwischen 2 und 288 g/kWh. Der höchste Wert von 288 g CO₂/kWh_{el} ist auf einen sehr niedrigen Erzgehalt von 0,013 % bezogen (Storm/Smith 2007). ISA (2006) kommt auf Werte von durchschnittlich ca. 60 g CO₂/kWh. Abbildung 3 zeigt einen Vergleich verschiedener Literaturergebnisse von CO₂-Emissionen der Kernenergie laut Sovacool (2008).

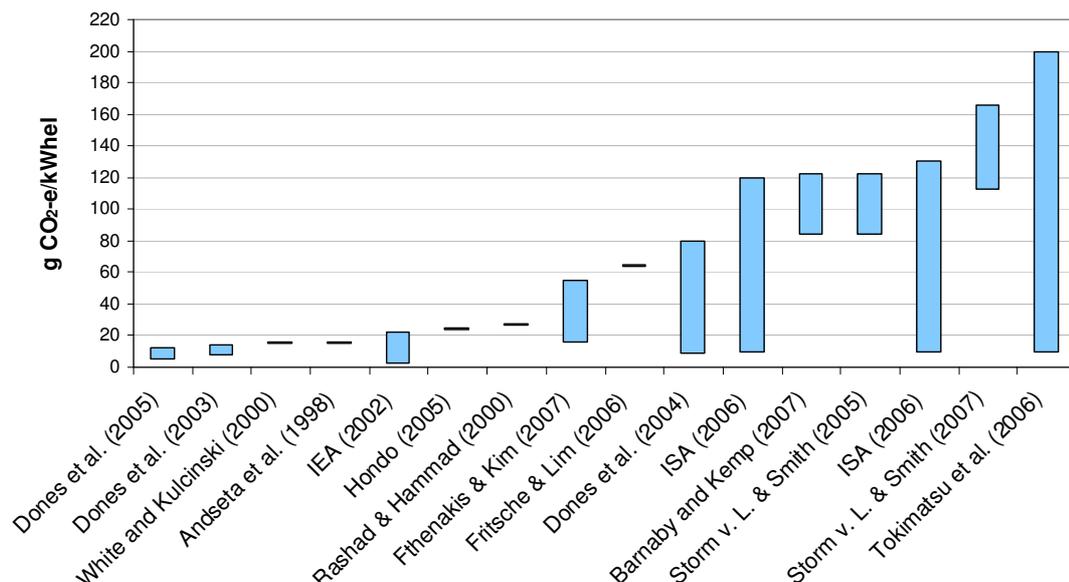


Abbildung 3: Treibhausgasintensität der nuklearen Brennstoffkette – Vergleich der Bandbreiten verschiedener Studien (Min – Max) nach Sovacool (2008)

Ziel und Methodik der Energiebilanz Nuklear (EBN-Modell)

Da die in der Literatur vorgefundenen Daten nicht den Detaillierungsgrad aufweisen, der zur Beantwortung der Forschungsfragen nötig ist, wurde der Großteil der nuklearen Prozesskette mit eigenen **Bottom-up-Berechnungen** modelliert. In einem Modell (**Energiebilanz Nuklear, EBN**) wird der über die nukleare Brennstoffkette nötige Energieinput dem Energieoutput des Kernkraftwerks gegenübergestellt. Dabei wird sowohl die direkte Energie, also

die eingesetzte elektrische und thermische Energie, als auch die indirekte Energie, die in Materialien steckt, in die Berechnungen miteinbezogen. Energie, die zum Bau und zur Dekommissionierung (Abbau) von Anlagen benötigt wird, die in der Prozesskette zum Einsatz kommen, wurde ebenfalls, soweit möglich, in die Berechnungen aufgenommen. Ein Großteil der nuklearen Prozesskette wurde dadurch modelliert, der Rest der Daten wurde aus der Literatur bezogen. Die Eingangsdaten wurden aus Fachliteratur, weitere Daten aus anderen Bergbauarten sowie ExpertInnenbefragungen ermittelt.

Der Fokus der Berechnungen liegt auf dem **Uranabbau**. Sowohl der voraussichtlich sinkende Erzgehalt als auch die Uranförderung aus unterschiedlichen Abbautiefen und Minenarten werden berücksichtigt.

Allerdings ist zu beachten, dass die Bottom-up-Methode nicht alle Prozessschritte erfassen kann, die einen Energieverbrauch verursachen, und die Ergebnisse des Modells daher **Mindestwerte** darstellen, die im tatsächlichen Lebenszyklus einer kWh Strom aus Uran tendenziell höher sein werden.

Mit Hilfe des EBN-Modells wurden Aussagen gewonnen zu folgenden Fragen:

- Plausible Bandbreite für Energieintensität und Treibhausgasemissionen der nuklearen Brennstoffkette
- Sensitivität der Ergebnisse auf verschiedene Eingangsparameter
- Grenzerzgehalt
- Zeitliche Reichweite der Uranressourcen
- Plausibilität der Ergebnisse anderer Studien

Ergebnisse des EBN-Modells

Um zu einer plausiblen Bandbreite an Ergebnissen zu kommen, wurden die Ergebnisse im EBN-Modell für verschiedene Szenarien berechnet: Die angenommenen Szenarien unterscheiden sich in Anteilen der Minentypen (Übertagbau, Untertagbau, In Situ Leaching) bzw. Anreicherungstechnologien sowie Transportdistanzen und Reaktorparametern. Tabelle 58 gibt einen Überblick über die Ergebnisse im Vergleich zur Bandbreite der untersuchten Literatur.

Tabelle 1: Bandbreite der Hauptergebnisse im Vergleich zur Literatur

	Energieintensität [%]	CO₂-Emissionen [g/kWh]
Ergebnisse des EBN-Modells:		
Szenarien mit Erzgehalt 0,1–2 %	2–4	14–26
Szenarien mit Erzgehalt 0,01–0,02 %	14–54	82–210
Grenzerzgehalt von 0,0086 % im Szenario „Average“	100	563
Alle Szenarien	2–54	14–210
Bandbreite der untersuchten Literatur	1,7 ¹ –108	2–288 ²

In Szenarien mit Erzgehalten von 0,1 bis 2 % liegt der Energieaufwand für die Erzeugung einer kWh_{el} bei 2 bis 4 %. Bei sinkendem Erzgehalt (0,01 % und 0,02 %) steigt dieser Energieaufwand auf 14–54 %. Daraus entstehen CO₂-Emissionen in der Höhe von 82–210 g/kWh. Der Erzgehalt wird zum entscheidenden Einflussfaktor.

Ab einem bestimmten Erzgehalt (**Grenzerzgehalt**) wird der Energieaufwand für den Uranabbau so groß, dass die Gesamtenergiebilanz negativ wird. Abbildung 4 stellt den Grenzerzgehalt für das Szenario „Average“ dar: Bei einem Erzgehalt von ca. 0,02 % abwärts steigt der nötige Energieaufwand im Verhältnis zum Output stark an, bis er ihn schließlich bei unter 0,008 bis 0,012 % übertrifft. Ab diesem Erzgehalt erzeugt der Betrieb von Kernkraftwerken keinen Energieüberschuss mehr. Bei niedrigen Erzgehalten reagieren die Ergebnisse außerdem stark sensitiv auf Änderungen in der Abbautiefe und der Extraktionseffizienz.

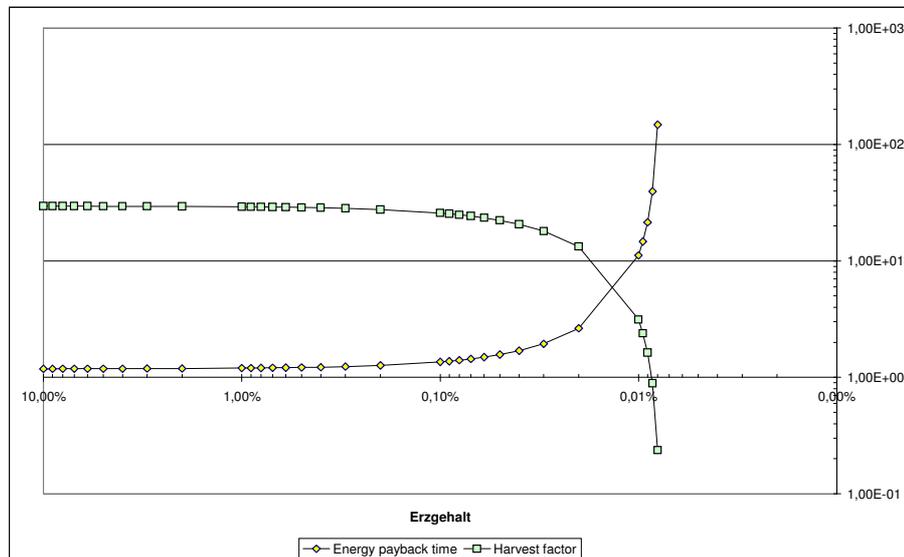


Abbildung 4: Energieüberschuss in Abhängigkeit vom Erzgehalt

Diese starke Abhängigkeit des Energieüberschusses vom Erzgehalt des eingesetzten Urans ist von besonderer Relevanz, da der Trend der letzten fünf Jahrzehnte ein kontinuierliches

¹ WNA (2009) bei einem Erzgehalt von 0,26%, siehe Kapitel 2.4.2.4

² Storm/Smith (2008) bei einem Erzgehalt von 0,013%, siehe Kapitel 2.4.2.1

Sinken des Erzgehaltes zeigt und laut Prognosen der Erzgehalt in Zukunft weiter sinken wird. Gegenwärtig weist ein Drittel der angenommenen Uranressourcen nach Angaben der Internationalen Atomenergiebehörde (IAEA) einen Erzgehalt unter 0,03 % auf. Der weltweit durchschnittliche Erzgehalt lag in den letzten fünf Jahrzehnten zwischen 0,05 und 0,15 % (Mudd/Diesendorf 2007b; ISA 2006, S. 96). Der Großteil der globalen Uranvorkommen ist in schwer erschließbaren, so genannten unkonventionellen Ressourcen zu finden. CO₂-Emissionen, Wasser- und Energiebedarf sowie Kosten des Uranabbaus dürften in der Zukunft also steigen.

In diesem Zusammenhang ist eine weitere entscheidende Frage, wie groß die zeitliche **Reichweite** der Uranressourcen ist. Dazu wurden verschiedene Szenarien über die Entwicklung der KKW-Kapazität definiert (konstante global installierte Reaktorleistung, Anstieg der Kapazität mit 1 % pro Jahr, Ausbau der Kapazität gemäß Annahmen der World Nuclear Association) und den Angaben der IAEA über Uranressourcen verschiedener Erzgehalt-Kategorien gegenübergestellt.

Unter Annahme des niedrigen Wachstumsszenarios der World Nuclear Association (WNA) (mit einer installierten Kraftwerksleistung von 961 GW im Jahr 2050) und Angaben zu Uranressourcen der IAEA liegt die Reichweite der derzeit in Betrieb befindlichen Uranminen im Jahr 2055. Werden auch jene Minen berücksichtigt, die gegenwärtig erst in Entwicklung sind, so reichen die Uranreserven im niedrigen Wachstumsszenario der WNA ca. bis zum Jahr 2075.

Unter Annahme eines lediglich 1%igen Wachstums der nuklearen Kapazität wäre die Reichweite der bekannten Ressourcen im Szenario „Best Case“ auf den Zeitraum 2052–2065 beschränkt. Bleiben die weltweiten KKW-Kapazitäten konstant, so ist ab dem Jahr 2066 damit zu rechnen, dass die derzeit in Betrieb befindlichen Uranminen ausgeschöpft sind.

Ein Drittel der derzeit in Betrieb befindlichen Uranminen weist einen Erzgehalt unter 0,03 % auf und beinhaltet dadurch auch Uranerz unter dem Grenzerzgehalt. Die energetisch nutzbare Reichweite der Uranressourcen dürfte also noch bedeutend kürzer sein. Werte aus der Literatur bestätigen die relativ kurze Reichweite der Uranressourcen und gehen teilweise sogar von noch niedrigeren Reichweiten aus.

Um auf drohende Versorgungsengpässe zu reagieren, werden **Generation-IV-Reaktoren** entwickelt, die ihren Brennstoff teilweise selbst erbrüten. Die Entwicklung dieser Reaktoren befindet sich allerdings noch in einem frühen Stadium, ist kostenintensiv und mit ungelösten Problemen behaftet, wie etwa Sicherheitsproblemen bei schnellen Brütern und Thoriumreaktoren sowie hohen Kosten für die Entwicklung und den Bau.

Schlussfolgerungen

Bei neu gebauten Kernkraftwerken wird eine Betriebsdauer von 60 Jahren und eine Vorlaufzeit zwischen Planung und Betrieb einer Anlage von 10 bis 19 Jahren angenommen. Kernkraftwerke, die jetzt geplant werden, würden also im Zeitraum 2080–2090 ans Ende ihrer erwartbaren Nutzungsdauer kommen, jene, die jetzt in Betrieb gehen, im Jahr 2070. Wenn vom niedrigen Wachstumsszenario der WNA ausgegangen wird, würden die derzeit in Betrieb befindlichen bekannten Uranabbaustätten zwischen den Jahren 2043 und 2055

erschöpft sein. Ein Kraftwerk, das jetzt gebaut wird, könnte unter Annahme dieses Szenarios nicht bis zum Ende seiner Nutzungsdauer mit Uran versorgt werden.

Der **Beitrag der Kernkraft für den Klimaschutz** wird unter dem Aspekt der sinkenden Erzgehalte relativiert: Zwar kann die Kernenergie bei hohen Erzgehalten (0,1 bis 2 %) als „low-carbon“ bezeichnet werden. Bei Erzgehalten um 0,01 % steigen die CO₂-Emissionen allerdings bis auf 210 g CO₂/kWh_{el} an. Die Emissionen liegen zwar immer noch unter jenen von Kohle oder Öl (600–1200 g/kWh_{el}), aber deutlich über jenen von Wind (2,8–7,4 g/kWh_{el}), Wasserkraft (17–22 g/kWh_{el}) und Photovoltaik (19–59 g/kWh_{el}). Darüber hinaus ist der Einsatz von Kernenergie als Mittel zur Verringerung von Treibhausgasen teuer und langsam. Es dauert Jahrzehnte, bis eine Netto-Reduktion der THG eingetreten ist (Pasztor 1991; Findlay 2010). Die CO₂-Vermeidungskosten von Kernenergie sind höher als die jeder anderen möglichen Technologie mit Ausnahme traditioneller Kohlekraftwerke. Windkraftanlagen und KWK-Anlagen sind 1,5 mal so kosteneffektiv bei der Reduktion von CO₂ wie Kernenergie, Maßnahmen zur Verbesserung der Energieeffizienz bis zu 10 mal so kosteneffektiv.

Zusätzlich sind noch weitere Probleme der Kernkraft ungelöst:

- Die Gefahr von **Unfällen** mit großer radioaktiver Freisetzung ist auch für die technisch am weitesten entwickelten bzw. derzeit in Entwicklung befindlichen Reaktorkonstruktionen nicht auszuschließen.
- Die **Haftungsfrage** bei Unfällen ist offen. Kernkraftwerke genießen weltweit einzigartige gesetzliche Befreiungen von der Haftung für katastrophale Unfälle.
- Eine **gesundheitliche Gefährdung** durch die Strahlung nuklearer Anlagen kann nicht ausgeschlossen werden. In Deutschland konnte eine Studie des Deutschen Kinderkrebsregisters bei Kindern erhöhte Leukämieraten in der Umgebung von Kernkraftwerken nachweisen (Kaatsch et al. 2007).
- Während die Reichweite der bekannten Uranressourcen auf dieses Jahrhundert begrenzt ist, muss der hochradioaktive Abfall über tausende Jahre sicher gelagert werden. Ein **Lagerkonzept** für 245.000 Tonnen an weltweit bislang angefallenen abgebrannten Brennelementen aus der Kernenergieproduktion liegt noch nicht vor.
- Die kommerzielle Kernkraft ist die größte treibende Kraft hinter der Verbreitung spaltfähigen Materials (**Proliferation**). Ohne die kommerzielle Kernkraft könnten Proliferationsversuche eindeutig identifiziert werden, weil jeder Versuch, spaltbares Material anzuschaffen, nur militärischen Zwecken dienen würde.
- **Kernenergie führt zu höheren Strompreisen**, denn direkte und indirekte Subventionen verdecken die enormen Kosten der Kernenergie. Weltweit gibt es keinen einzigen Reaktor, bei dessen Bau das finanzielle Risiko einzig von privaten AkteurInnen getragen wurde. Wenn die Kernenergie in einem liberalisierten Markt tatsächlich zu niedrigen Strompreisen führte, gäbe es keine Probleme, neue Reaktoren privat zu finanzieren.

Die Kernenergie gilt aufgrund der damit verbundenen Gefahren als Hochrisiko-Energietechnologie. In Bezug auf die Klimaschutzthematik wird dieser Energieerzeugungsfarm allerdings auch das Prädikat „CO₂-arm“ zugeordnet.

Während Kernenergie bei hohen Erzgehalten des benötigten Rohstoffs Uran durchaus niedrigere Treibhausgasemissionen als Kohle und Öl aufweist, ist die Reichweite der hoch-

wertigen Uranvorkommen beschränkt und Uran als Rohstoff generell – wie fossile Rohstoffe – endlich. Da von einem in der Zukunft sinkenden Erzgehalt der verfügbaren Vorkommen auszugehen ist, können die **CO₂-Emissionen der Kernenergie** auf bis zu **210 CO₂/kWh_{el}** ansteigen.

Die vorliegende Studie wurde im Rahmen des Projektes „*LCA-Nuklearindustrie – Energiebilanz der Nuklearindustrie über den Lebenszyklus* – ein Argumentarium zur Entwicklung der Kernenergie“ ausgearbeitet, das aus Mitteln des Klima- und Energiefonds gefördert und im Rahmen der 2. Ausschreibung des Programms "NEUE ENERGIEN 2020" als Grundlagenforschung durchgeführt wurde. Die Studie wurde mit Unterstützung der Wiener Umweltschutzgesellschaft um den Abschnitt „Uranressourcen“ (Kapitel 14) erweitert.

1 Einleitung und Zielsetzung

Der Unfall im japanischen Kraftwerk Fukushima im März 2011 hat erneut die Risiken der Kernenergie in Erinnerung gerufen und europaweit eine Debatte über den Ausstieg aus der Kernenergie und die Sicherheit der Kraftwerke ausgelöst. Derzeit neigt sich die Nutzungsdauer vieler Kernkraftwerke ihrem Ende zu. Regierungen und Kraftwerksbetreiber stehen deshalb vor der Frage, ob sie alte Kernkraftwerke (KKW) durch neue Reaktoren ersetzen oder andere Energiequellen nützen sollen. Insbesondere aus den Anforderungen zur Reduktion von Treibhausgasen (THG) wird häufig die Notwendigkeit eines verstärkten Einsatzes der Kernenergie abgeleitet.

Bei der Bewertung von Nuklearindustrie ist die Betrachtung des gesamten **Lebenszyklus** von besonderer Bedeutung. Aspekte wie etwa der CO₂-Ausstoß und der Energiebedarf müssen über die gesamte nukleare Brennstoffkette berücksichtigt werden, vom Uranabbau, über die Anreicherung des Brennstoffes bis hin zur Dekommissionierung des Kraftwerkes und zur Endlagerung der Brennstoffe. Während bei fossilen Technologien dem Betrieb vor- und nachgelagerte Treibhausgasemissionen ca. 25 % der direkten Emissionen ausmachen können, sind es bei der Kernenergie bis über 90 % (Weisser 2007).

Investitionen in die Energiegewinnung haben prinzipiell nur so lange Sinn, wie ein Kraftwerk mehr Energie bereitstellt, als in den vor- und nachgelagerten Prozessschritten benötigt wird. Diese machen bei der Kernenergie im Gegensatz zu anderen Energieformen einen wesentlichen Anteil des Energiebedarfs aus. Darüber hinaus wird der für den Uranabbau nötige Energieaufwand gemeinsam mit dem CO₂-Ausstoß laut Prognosen in Zukunft sogar steigen, da mit zunehmender Ausschöpfung der Uranreserven deren Erzgehalt sinkt und größere Abbautiefen nötig sein werden (Mudd/Diesendorf 2007b, Froggatt 2007). Ab einem bestimmten Erzgehalt steigt die Energieintensität³ auf 100 % – in diesem Fall wird die Energiebilanz negativ, es wird also kein Energieüberschuss mehr produziert und der Betrieb eines Kernkraftwerkes wird aus energetischer Sicht unrentabel.

Ziel der vorliegenden Studie ist es, Informationen über den Energieeinsatz für die Stromproduktion aus Nuklearenergie über den Lebenszyklus zu gewinnen.

In diesem Zusammenhang sollen folgende Fragen geklärt werden:

- Wie hoch sind die aus Nuklearenergie resultierenden Energieüberschüsse und wie viel Treibhausgase werden emittiert?
- Wie wirkt sich das prognostizierte Sinken des Erzgehaltes auf Energieintensität und Treibhausgasemissionen aus und ab welchem Erzgehalt wird kein Energieüberschuss¹ mehr produziert?
- Welche Faktoren – einschließlich des Erzgehalts – haben den größten Einfluss auf den Energieüberschuss?

Zu diesem Zweck wurden verschiedene **Energiebilanzen** der Nuklearenergie bezüglich ihrer Angaben über Energieinput vs. Energieoutput ausgewertet. Die Angaben über den

³ Definition siehe Glossar

Energiebedarf einzelner Prozessschritte der nuklearen Brennstoffkette wurden auf ihre Nachvollziehbarkeit und Plausibilität hin untersucht. Durch die Kombination nachvollziehbarer und plausibler Einzelwerte sollte ein Gesamtwert für den Energieinput über den Lebenszyklus ermittelt werden.

Der für diese Methodik nötige Detaillierungsgrad der Daten war aber nur in wenigen Studien gegeben. Daher wurde von dieser Vorgangsweise abgegangen und ein Großteil der nuklearen Prozesskette mit eigenen Bottom-up-Berechnungen in einem Excel-Tool modelliert. Dem Berechnungstool (Energiebilanz Nuklear = EBN-Modell) liegt eine möglichst vollständige, im Vorhinein definierte Prozesskette zugrunde. Die Eingangsdaten wurden aus Fachliteratur, Daten aus anderen Bergbauarten und ExpertInnenbefragungen ermittelt.

Die Berechnungen erlauben nicht nur eine Einschätzung einer plausiblen Bandbreite an Werten zu Energieintensität und CO₂-Emissionen. Zusätzlich können auch **Sensitivitäten** des Endergebnisses auf verschiedenste Eingangsdaten und Annahmen überprüft und Ergebnisse unter der Annahme verschiedenster Szenarien (z.B. geänderte Nutzungsdauer von KKW) ermittelt werden.

Der Fokus der Berechnungen liegt auf dem „*Front End*“ der Nuklearindustrie, das heißt den Prozessschritten, die vor der Umwandlung im Kraftwerk notwendig sind, insbesondere dem **Uranabbau**. Sowohl der voraussichtlich sinkende Erzgehalt als auch die Uranförderung aus unterschiedlichen Abbautiefen werden berücksichtigt. Die Kerndaten verschiedener Uranminen, darunter der einzigen großen noch in Betrieb befindlichen Uranmine in einem EU-Mitgliedstaat (Dolní Rožínka in der Tschechischen Republik), wurden als Basis für die Berechnungen ausgewählt. Damit wird die Abhängigkeit des nötigen Energieinputs der nuklearen Brennstoffkette vom Uranabbau analysiert und in Form von Grafiken veranschaulicht.

Außerdem wird der mögliche Einfluss neuer Reaktorkonzepte auf die Energiebilanz diskutiert. Dazu wird die mögliche Bedeutung der Generation-IV-Reaktorkonzepte und der Wiederaufbereitung besprochen.

Die erhaltenen Resultate der Studie werden im Vergleich zu Werten anderer Energieformen dargestellt. Externalitäten wie Risiken und Proliferation werden in die abschließende Diskussion miteinbezogen.

Diese Studie wurde im Rahmen des Projektes „*LCA-Nuklearindustrie – Energiebilanz der Nuklearindustrie über den Lebenszyklus* – ein Argumentarium zur Entwicklung der Kernenergie“ ausgearbeitet, welches aus Mitteln des Klima- und Energiefonds gefördert und im Rahmen der 2. Ausschreibung des Programms "NEUE ENERGIEN 2020" als Grundlagenforschung durchgeführt wurde.

2 Lebenszyklusanalysen in der Literatur

2.1 Zielsetzung der Literaturrecherche

Ziel dieser Studie ist es, fundierte Antworten auf folgende Kernfragen zu erhalten:

1. Wie wirkt sich das prognostizierte Sinken des Uran-Erzgehaltes auf den Energieüberschuss und die Treibhausgasemissionen der nuklearen Prozesskette aus und ab welchem Erzgehalt wird kein Energieüberschuss mehr produziert?
2. In welcher Größenordnung liegen die aus der nuklear erzeugten Energie resultierenden Treibhausgasemissionen und Energieintensitäten? Energiebilanzen von nuklearen Brennstoffen im Vergleich zu fossilen Brennstoffen sowie erneuerbaren Energieträgern wurden schon in der Vergangenheit durchgeführt (z. B. Storm/Smith 2007, ISA 2006, Rotty et al. 1975). Die Ergebnisse solcher Studien weisen allerdings eine große Bandbreite auf. In der vorliegenden Studie soll abgeschätzt werden, welche Werte für Energieüberschüsse und Treibhausgasemissionen plausibel sind.
3. Welche Faktoren – einschließlich des Erzgehaltes – haben den größten Einfluss auf die Energieintensität?

Ursprünglich war vorgesehen, diese Fragen mit Hilfe der vorhandenen Literatur zu beantworten. Eine ausreichende Fragenbeantwortung war aber nicht möglich (siehe Kapitel 2.4.1). Deshalb entschieden sich die StudienautorInnen für einen alternativen Ansatz, nämlich die Berechnung der Prozesskette mit einem eigenen **Bottom-up-Modell** (siehe Kapitel 3).

Da der Fokus der vorliegenden Arbeit auf dem Berechnungstool liegt, beschränkt sich das **Ziel der Literaturlauswertung** darauf, die Ergebnisse ausgewählter Literatur darzustellen, um einerseits die Bandbreite der Literatur und Gründe dafür zu veranschaulichen und andererseits die Ergebnisse des EBN-Modells mit denen der Literatur vergleichen zu können. Für eine umfangreichere Literaturlauswertung wird auf ISA (2006) bzw. Lenzen (2008) verwiesen. Darüber hinausgehend soll dargestellt werden, welche Schritte eine vollständige Prozesskette umfasst.

2.2 Methodik

2.2.1 Kriterien zur Auswahl der Literatur

Bei der Auswahl der Literatur lag der Fokus auf Lebenszyklusanalysen von Nuklearenergie, die den Energieaufwand der nuklearen Prozesskette mit dem Energieoutput vergleichen. Ein Schwerpunkt in der Literaturrecherche und -auswertung lag dabei einerseits auf Studien mit möglichst **aktueller Datengrundlage** und andererseits auf Studien, die Änderungen des Energieaufwandes beim Uranabbau durch Änderungen im **Uranerzgehalt** mit berücksichtigen. Damit sollten die Änderungen des Gesamtenergiebedarfs durch den geringer werdenden Uranerzgehalt berechnet werden.

Durch Verwendung von CO₂-Intensitäten der eingesetzten Energieträger sollten aus den errechneten Angaben über den Energiebedarf Aussagen zu den CO₂-Emissionen der Kernenergie über den Lebenszyklus getroffen werden.

Als Ausgangslage der Literaturrecherche diente die in ISA (2006) und Storm/Smith (2007) bereits gesammelte Literatur über die Energiebilanz der nuklearen Brennstoffkette. Zusätzlich zu dort zitierten Quellen wurde aktuelle und weitere Literatur recherchiert.

Folgende Aspekte schränkten den Umfang der zur Verfügung stehenden Literatur ein:

- Verfügbarkeit: Die Literaturrecherche bediente sich folgender Quellen: Publikationen in internationalen Zeitschriften wie z. B. Energy Policy, Bestände nationaler und internationaler Bibliotheken, Dokumente, die uns von Firmen auf Anfrage zur Verfügung gestellt wurden, online verfügbare Studien. Trotz der umfangreichen Recherche waren nicht alle Dokumente, die z.T. aus Sekundärzitataten anderer Publikationen bekannt waren, verfügbar.
- Sprache: Es wurden nur Studien auf Englisch und Deutsch herangezogen.

2.2.2 Kriterien zur Prüfung von Plausibilität und Nachvollziehbarkeit

Zur Prüfung der **Plausibilität** der Angaben der Literatur zu den einzelnen Hauptprozessschritten der nuklearen Brennstoffkette wurde ermittelt, in welchem Detailgrad die Literatur den Prozessschritt aufschlüsselt. Die Plausibilität der recherchierten Literatur sollte durch ein Vergleichen mit Werten aus anderen Studien geprüft sowie (wenn nötig) durch Vergleiche mit anderen Abbauarten (z. B. Kupferabbau) validiert werden.

Gleichzeitig wurde die **Nachvollziehbarkeit** der Ergebnisse der Literatur beurteilt. Nur Ergebnisse, deren Zustandekommen und deren Datenquellen aus der Literatur nachvollzogen und überprüft werden können, wurden weiterverwendet.

Aus der Kombination der plausiblen bzw. nachvollziehbaren Einzelwerte für die Schritte der Prozesskette sollte ein Gesamtwert für den Energieinput ermittelt werden. Da nur aus sehr wenigen Studien die Daten in einem entsprechenden Detailgehalt vorlagen, um die Plausibilität mit der angedachten Methode zu überprüfen, wurde von dieser Vorgehensweise abgegangen (siehe Kapitel 2.4.1).

2.3 Nukleare Prozesskette

2.3.1 Lebenszyklus-Ansatz

Bei der **Bewertung** von Prozessen und Produkten ist die Betrachtung ihrer Umweltauswirkungen über den gesamten **Lebenszyklus** von zentraler Bedeutung. Im Falle der Kernenergie müssen Aspekte wie z. B. der Ressourcen- und Energiebedarf deshalb nicht nur während des KKW-Betriebes, sondern über die gesamte nukleare Brennstoffkette berücksichtigt werden, angefangen vom Uranabbau, über die Anreicherung des Brennstoffes bis hin zur Dekommissionierung des Kraftwerkes und zur Endlagerung der Brennstoffe.

Es gibt verschiedene Möglichkeiten, den Lebenszyklus von Prozessen zu untersuchen, die sich aufgrund ihrer Methodik wesentlich voneinander unterscheiden. In der vorliegenden Studie wurde die Methodik der Energiebilanz verwendet.

■ Energiebilanzen

Energiebilanzen setzen den Energieaufwand (z. B. eines Prozesses) in ein Verhältnis zur Nutzenergie. Beim Beispiel Nuklearenergie werden also der Energieaufwand sowie wesentliche Materialflüsse der einzelnen Schritte der nuklearen Brennstoffkette erhoben und dem Energieoutput des Kraftwerks gegenübergestellt. Dabei wird sowohl **direkte Energie**, also elektrische Energie und thermische Energie, z. B. in Form von Treibstoffverbrauch, als auch **indirekte Energie**, die in der Erzeugung der Materialien steckt, in die Berechnungen miteinbezogen. Energie, die zum Bau und zur Dekommissionierung (Abbau) von Anlagen benötigt wird, die in der Prozesskette zum Einsatz kommen, wird ebenfalls, soweit möglich, anteilmäßig in die Berechnungen aufgenommen. Das Ergebnis kann in Form von verschiedenen Parametern wiedergegeben werden, etwa als Energieintensität, Erntefaktor oder Energierücklaufzeit. Eine Beschreibung dieser Parameter findet sich in Abschnitt 3.2.5.

■ Ökobilanzen

Ökobilanzen (engl. Life Cycle Assessments, LCA) im Sinne der ISO Normen 14040 und 14044 erheben nach Definition der Ziele und des Untersuchungsrahmens Stoff- und Energieflüsse (sowohl Input- als auch Outputströme) in Form einer Sachbilanz. Die Wirkungsabschätzung erfolgt für gewöhnlich mit Hilfe spezieller Software-Tools, die für viele Materialien und Prozesse bereits die simulierten Vorketten zur Verfügung stellen (z. B. SimaPro, Gemis). Abschließend werden die Ergebnisse in Bezug auf die Forschungsfragen interpretiert (mehr Informationen unter Fritsche 2006). Im Gegensatz zu Energiebilanzen fokussieren sie also nicht notwendigerweise auf Energieinput vs. Energieoutput und den dazugehörigen Kennzahlen.

Energie- und Ökobilanzen zum selben Grundthema können durch Unterschiede in der Zielsetzung, der Definition der Systemgrenzen und der zu Grunde liegenden Annahmen zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen gelangen.

Eine wesentliche Grundlage für eine aussagekräftige Energiebilanz ist die Berücksichtigung einer möglichst **vollständigen Prozesskette** (siehe Abbildung 6). Im Gegensatz zu anderen energieerzeugenden Technologien fällt ein Großteil des Energiebedarfs bei Kernkraftwerken auf Prozessschritte, die dem Betrieb vor- und nachgelagert sind: Während bei fossilen Technologien die bei der Brennstoffgewinnung entstehenden Treibhausgasemissionen ca. 25 % der direkten Emissionen ausmachen können, sind es bei der Kernenergie bis weit über 90 % (Weisser 2007).

Die Berücksichtigung einer möglichst vollständigen Prozesskette ist bei Kernenergie also von besonderer Bedeutung. Jede Energiebilanz ist allerdings lediglich ein Modell der Wirklichkeit, das verschiedene Aspekte vernachlässigt, z. B. aus Gründen zunehmender Komplexität mit steigendem Detailgehalt oder mangelnder Eingangsdaten. Es müssen also immer vereinfachende Annahmen getroffen werden. Dennoch vernachlässigen viele Studien wesentliche Prozessschritte, wie im Falle der Kernenergie den Clean-Up der Uranminen (vgl. Abschnitt 2.4.5.2) oder die Dekommissionierung des Kernkraftwerkes.

Die vorliegende Studie bildet die nukleare Prozesskette so vollständig ab, wie in diesem Rahmen möglich. Vernachlässigte Teilprozessschritte werden in der Beschreibung der Prozesskette in Kapitel 3.4 angeführt. Bei den indirekten Energien, die in Materialien enthalten sind, müssen wegen der Vielfalt an eingehenden Materialien ebenfalls Vereinfachungen gemacht werden.

2.3.2 Prozesskette

Es werden zwei **Arten des Brennstoffkreislaufs** unterschieden, der offene („once-through“) und der geschlossene („closed“). Die beiden Kreisläufe unterscheiden sich insofern, als im offenen Kreislauf der verbrauchte Kernbrennstoff einer Wiederaufbereitung zugeführt, im geschlossenen Kreislauf hingegen direkt endgelagert wird. Dadurch unterscheiden sich auch die **Hauptstufen der nuklearen Brennstoffkette** (once through: siehe Abbildung 5). Die vereinfachte Darstellung einer vollständigen Prozesskette zeigt Abbildung 6. Dazu muss angemerkt werden, dass in allen Prozessschritten radioaktiver Abfall entsteht. Dies wird jedoch in der Abbildung aus Einfachkeitsgründen nicht gesondert dargestellt.

Jede der Hauptstufen setzt sich aus verschiedenen Prozessen zusammen, die sich je nach angewandeter Methode des Uranabbaus und der Anreicherung in ihrem Energiebedarf stark unterscheiden können. Die in dieser Studie angestellten eigenen Berechnungen (siehe Kapitel 4) berücksichtigen nur den offenen Brennstoffzyklus.

Im Folgenden wird eine Übersicht über die Prozessschritte gegeben, die in den Hauptstufen der nuklearen Brennstoffkette bewältigt werden müssen. Eine Beschreibung der detaillierten Prozesskette, die für die eigenen Berechnungen verwendet wurde, folgt in Kapitel 3.4.

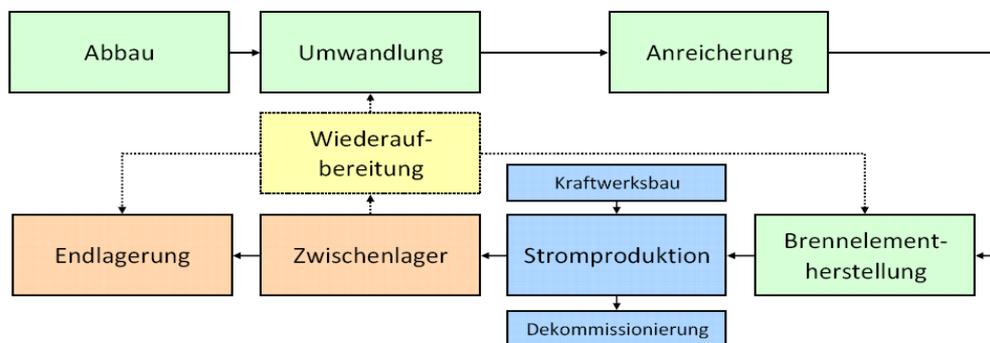


Abbildung 5: Hauptprozessschritte der offenen (ohne Wiederaufbereitung) und der geschlossenen (mit Wiederaufbereitung) nuklearen Brennstoffkette

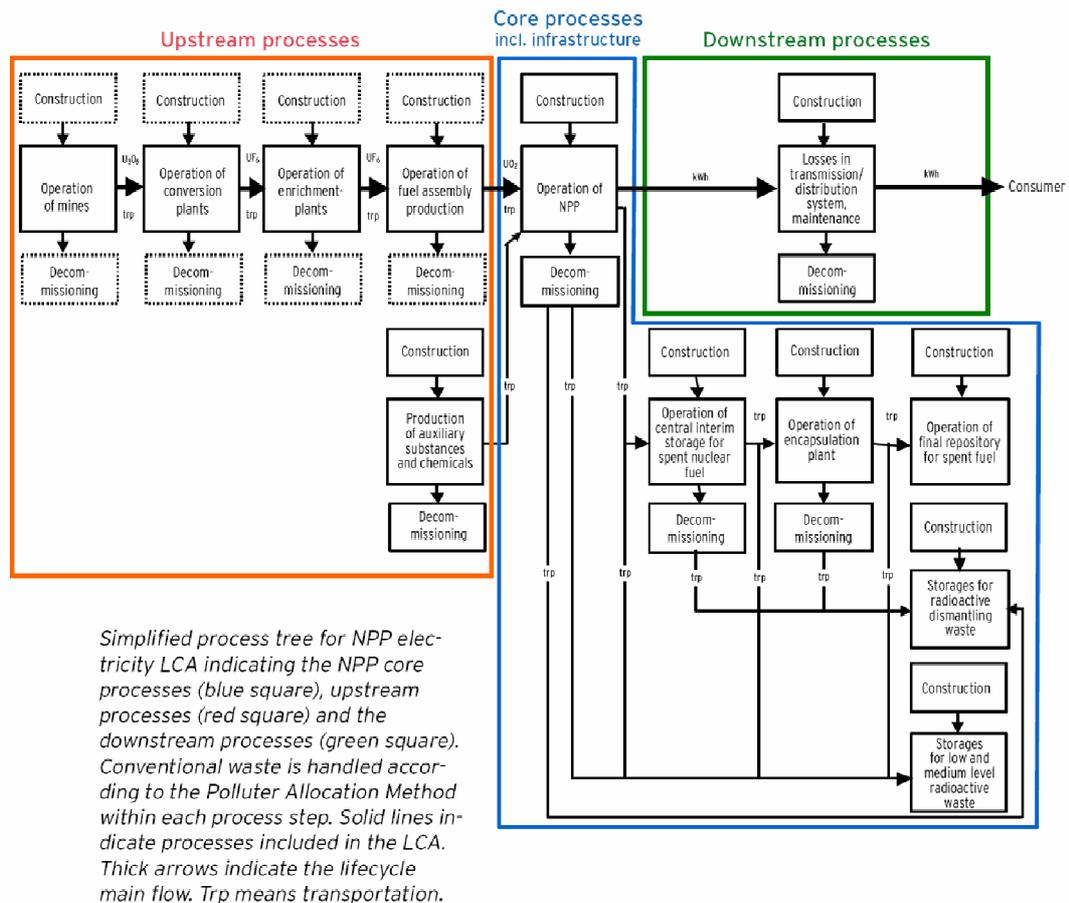


Abbildung 6: Prozessbaum einer vollständigen offenen nuklearen Brennstoffkette, Quelle: Vattenfall (2007)

2.4 Ergebnisse aus der Literaturrecherche

2.4.1 Hindernisse bei der Literaturrecherche

Der überwiegende Teil der verfügbaren LCA-Studien behandelt lediglich die CO₂-Emissionen der nuklearen Brennstoffkette. Studien, die auch den Energieinput und -output in der Prozesskette mit berücksichtigen, sind wesentlich seltener.

Bei der Literaturrecherche konnten nur wenige Studien gefunden werden, die auf **aktueller Datengrundlage** basieren und auch den **Erzgehalt** miteinbeziehen. Einerseits, weil selbst neuere Studien mangels frei zugänglicher aktueller Daten meist auf einer stark veralteten Datengrundlage beruhen; andererseits, weil überhaupt nur in wenigen Studien die Änderungen des Erzgehaltes in die Energieanalysen miteinbezogen wurden. Zu letzteren zählen Storm/Smith (2007) und Chapman (1975). Chapman (1975) ist jedoch eine inzwischen stark veraltete Studie, die zu Grunde liegende Energie-Erzgehalt-Beziehung basiert zudem auf lediglich zwei Datenpunkten. Storm/Smith (2007) verwenden zwar eine wesentlich feiner aufgelöste Energie-Erzgehalts-Beziehung, Kritiker der Studie bemängeln jedoch, dass die Abschätzungen der eingesetzten Energie zum Teil deutlich über den Werten vergleichbarer Literatur liegen (z. B. Dones (2007), ISA (2006)).

Die **Prüfung der Plausibilität** der Angaben über Energieinput und -output der einzelnen Hauptprozessschritte verschiedener Literaturquellen war generell mit folgenden Schwierigkeiten konfrontiert:

- Der Großteil der Literatur schlüsselt die Energie der Hauptschritte der nuklearen Prozesskette nicht weiter im Detail auf. Angaben darüber, aus welchen Teilwerten sich die Energieangaben der Hauptprozessstufen zusammensetzen, konnten aus der verfügbaren Literatur deshalb nur vereinzelt entnommen werden. Zum Teil war zumindest qualitativ vermerkt, welche Vorgänge die Angaben beinhalten. Aufgrund der fehlenden Quantifizierung konnte die Plausibilität der Angaben durch Vergleich mit anderen Studien nicht nachvollzogen werden. Der Detailgehalt des Großteils der Literatur war für die ursprünglich angedachte Methodik (Vergleich mit anderen Studien) also zu gering.
- Der Energiebedarf mancher Hauptprozessschritte, wie zum Beispiel Uranabbau durch In-Situ Leaching (vgl. Abschnitt 2.4.5.1) oder Lagerung des radioaktiven Abfalls, wurde nur in wenigen Studien abgeschätzt.

Aus diesem Grund wurde ein Großteil der Prozesskette mit einem eigenen **Bottom-up-Modell** berechnet (siehe Kapitel 3). Der Energieinput wird dem Energieoutput der nuklearen Brennstoffkette gegenübergestellt. Die Berechnungen erlauben nicht nur eine Einschätzung einer plausiblen Bandbreite an Energieüberschüssen und CO₂-Emissionen der Nuklearenergie, sondern bieten über das ursprüngliche Projektziel weit hinausgehende Möglichkeiten: Sensitivitäten des Endergebnisses auf verschiedenste Eingangsdaten und Annahmen können überprüft und Ergebnisse unter der Annahme verschiedenster Szenarien (wie z. B. einer geänderten Nutzungsdauer von Kernkraftwerken oder eines sinkenden Erzgehalt) ermittelt werden.

Da der Fokus dieser Arbeit auf dem Berechnungstool liegt, beschränkt sich das **Ziel der Literatúrauswertung** darauf, die Ergebnisse ausgewählter Literatur darzustellen, um einerseits die große Bandbreite der Literatur zu veranschaulichen und andererseits die Ergebnisse des EBN-Modells mit denen der Literatur vergleichen zu können. Für eine umfangreiche Literatúrauswertung wird auf ISA (2006) bzw. (Lenzen 2008) verwiesen.

2.4.2 Gesamtenergiebilanzen

In diesem Abschnitt sollen Ergebnisse ausgewählter Studien vorgestellt und verglichen werden, die annähernd die gesamte Energiebilanz der nuklearen Brennstoffkette behandeln bzw. dies für sich beanspruchen. Der Schwerpunkt liegt dabei auf den aktuellen und umfangreichen Studien von Storm/Smith (2007) und ISA (2006). Weitere Studien werden berücksichtigt, um einen Überblick über die aktuelle Forschungslandschaft zu geben und die Bandbreite der Ergebnisse und der zu Grunde liegenden Annahmen zu veranschaulichen. Die Liste der Studien erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit.

Ein Vergleich der Ergebnisse dieser ausgewählten Studien mit den Ergebnissen der Berechnungen der vorliegenden Studie finden sich in Kapitel 4.5.

2.4.2.1 Storm/Smith (2007)

Ziel

Die Studie von Jan Willem Storm van Leeuwen und Philip Smith „Nuclear Power, The Energy Balance“ ist eine umfangreiche Studie, die der Änderung der nuklearen Energiebilanz durch Änderungen im Erzgehalt besondere Bedeutung beimisst. Die Studie wurde seit ihrem ersten Erscheinen im Jahr 2000 mehrfach aktualisiert. Die neueste Version ist jene aus dem Jahr 2007.

Die Studie analysiert den Energieinput der nuklearen Brennstoffkette und stellt ihm den Energieoutput während des Betriebs entgegen. Es werden Antworten u. a. zu folgenden **Forschungsfragen** gesucht:

- Wie hoch sind Energieintensität und CO₂-Emissionen der nuklearen Brennstoffkette? Kann Kernenergie zu Klimaschutz und Versorgungssicherheit beitragen?
- Welche Parameter haben den größten Einfluss auf die Energiebilanz?
- Ab welchem Erzgehalt kann kein Energieüberschuss mehr produziert werden, ab welchem Zeitpunkt wird dieser Punkt erreicht sein?

Da diese viel zitierte Studie einerseits Antworten zu den auch von uns gestellten Forschungsfragen liefert, andererseits ihre Ergebnisse hinsichtlich des notwendigen Energieeinsatzes aber höher sind als die der meisten vergleichbaren Studien (z. B. Rotty et al. (1975), ISA (2006), WNA (2009)), soll ihr hier besondere Aufmerksamkeit geschenkt werden.

Methodik

Die Studie gibt eine vollständige Lebenszyklusanalyse und Energiebilanz eines einfachen nuklearen Brennstoffzyklus (once-through, also ohne Wiederaufbereitung) von Leichtwasserreaktoren wieder. Die Eingangsdaten für die im Rahmen dieser Studie durchgeführten Berechnungen wurden aus öffentlich zugänglicher Literatur bezogen.

Storm/Smith (2007) arbeiten mit Energie-Eingangswerten, die größtenteils aus der Literatur bezogen wurden (z. B. für den Uranabbau GJ/t Erz aus Literatur). Auch die Beziehungskurve zwischen Erzgehalt und Energiebedarf bezieht sich auf Literaturwerte. Für Prozessschritte, für die unzureichend Daten zur Verfügung standen (Clean-Up der Uranminen, Lagerung des abgebrannten Kernbrennstoffs), wurden von Storm/Smith eigene Berechnungen angestellt.

Storm/Smiths Betrachtungen liegt eine **vollständige Prozesskette** zu Grunde: Vom Uranabbau inkl. Clean-Up der Mine über Bau, Betrieb, Wartung und Dekommissionierung der Anlage bis zur Lagerung der abgebrannten Brennelemente werden alle Hauptschritte der nuklearen Brennstoffkette berücksichtigt (siehe Storm/Smith 2007, Abbildung G.2).

In der Studie von Storm/Smith (2007) werden mehrere **Szenarien** angenommen, die sich hauptsächlich in der Nutzungsdauer des KKW unterscheiden. Die Szenarien „ISA“ und „Vattenfall“ wurden gewählt, um sie mit ISA (2006) und Vattenfall (ExternE 1998) vergleichbar zu machen.

Tabelle 2: Parameter der Szenarien von Storm/Smith (2007, Tabelle G.25)

	Szenarium „Low“	Szenarium „Baseline“	Szenarium „ISA“	Szenarium „Vattenfall“
Reload periods	20	30	36	41
Verbrauch von Natururan über die Nutzungsdauer [t]	3.588	5.212	6.231	7.073
Elektrizitätsproduktion über die Nutzungsdauer [PJ]	517	776	938	1.072
Elektrizitätsproduktion über die Nutzungsdauer [TWh]	144	216	261	298

Storm/Smith (2007) unterscheiden sich in folgenden Punkten in der **Prozesskette**, die wesentlichen Einfluss auf die Ergebnisse haben, zum Teil stark von anderen Studien.

- Uranabbau und Clean-Up der Uranmine: Beim Clean-Up wird die Uranmine bis zum grünen Feld (inkl. Wiederbepflanzung) rekonstruiert. Die Studie geht dabei von einem vier mal so hohen Energieaufwand für den Clean-Up als für den Uranabbau aus. Diese auch von Storm/Smith selbst als spekulativ bezeichnete Berechnung soll eine grobe Schätzung des Energieaufwands für die Uranmine erlauben. Da der zu ersetzende Aus-hub mit abnehmendem Erzgehalt stark zunimmt, hängt der Clean-Up stark vom Erzgehalt ab. Die Abfälle der Uranmine und der Uranmühle sind hierin inkludiert.
- Dekommissionierung des Kernkraftwerks: Die Studie verwendet als Durchschnittswert 150 % der Bauenergie (100–200 % als Range). Allerdings ist der Energiebedarf für den Bau von KKW's generell schon höher angesetzt als in vielen Vergleichsstudien. Es wird von relativ hohen zu verbringenden Mengen an radioaktivem Abfall ausgegangen (Energie für deren Konditionierung (Vorbehandlung) und Verpackung wurde angesetzt) sowie von langen Überwachungszeiten der stillgelegten KKW's.
- Endlagerung von radioaktivem Abfall: Die Endlagerung wurde von Storm/Smith durch Berechnungen simuliert, da keine Daten dafür zur Verfügung standen. Mit berücksichtigt bei der Endlagerung werden beim abgebrannten Kernbrennstoff (spent fuel) die Zwischenlagerung und Verpackung - bei den Betriebsabfällen aus den Prozessschritten Umwandlung, Anreicherung, Brennelementerzeugung und Betrieb deren Konditionierung und Verpackung.

Ergebnisse

Die Ergebnisse von Storm/Smith unterscheiden sich stark nach dem zugrunde liegenden Erzgehalt (siehe Abbildung 8). Die Ergebnisse werden deshalb basierend auf zwei unterschiedlichen **Erzgehalten** gezeigt:

- einem Erzgehalt mittlerer Höhe von 0,15 % und
- einem niedrigen Erzgehalt von 0,013 %

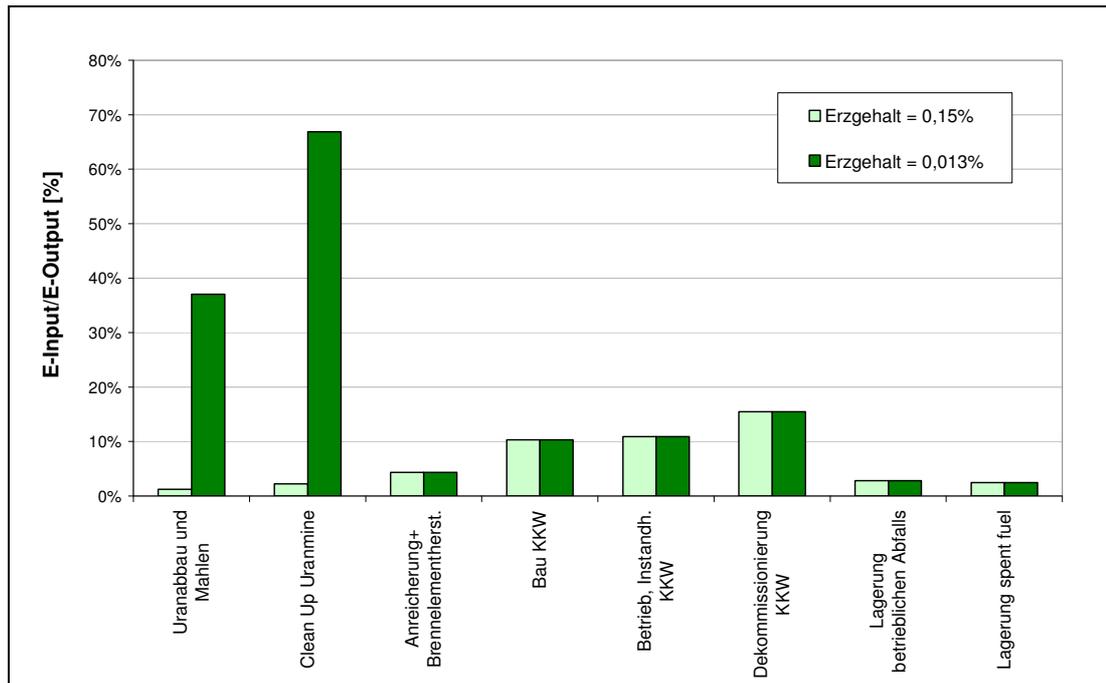


Abbildung 7: Energieintensität der nuklearen Brennstoffkette bei verschiedenen Erzgehalten lt. Storm/Smith (2007), Basisszenario (30 Jahre Nutzungsdauer)

Eine ausführliche Darstellung des Themas Uranvorräte und Erzgehalt findet sich in Kapitel 14.

In der Studie von Storm/Smith (2007) werden mehrere Szenarien angenommen. Im Folgenden sollen die Ergebnisse des **Basisszenarios** wiedergegeben werden, da für die anderen Szenarien lediglich die Unterschiede in der Nettoenergieproduktion in Storm/Smith (2007) vorliegen (Tabelle G.31) und die Einzelwerte aus den Berechnungen rekonstruiert werden müssten.

Erzgehalt 0,15 %

Storm/Smith (2007, G6) geben den aktuellen weltweiten Durchschnittserzgehalt mit 0,15 % an. Der Erzgehalt von 0,15 % liefert folgende Ergebnisse (siehe Abbildung 8):

- **Energieintensität:** $0,5 \text{ kWh}_{\text{th}}/\text{KWh}_{\text{el}} = 50 \%$
Es wird also die Hälfte der Energie, die während der Nutzungsdauer (30 Jahre) des Kernkraftwerks erzeugt wird, in den vorgelagerten Schritten benötigt.
- **Treibhausgasintensität:** $108 \text{ g CO}_2\text{-e}/\text{KWh}_{\text{el}}$ im Basisszenario (30 Jahre Nutzungsdauer, Part G, S. 35).

Ein Erzgehalt von 0,15 % ist ein Erzgehalt mittlerer Höhe. Unter dessen Annahme tragen Bau, Betrieb und Dekommissionierung des Kraftwerkes lt. Storm/Smith (2007) am stärksten zu Energiebedarf und Treibhausgasemissionen bei. Die Anreicherung ist ein weiterer wesentlicher Faktor.

Abbildung 8 zeigt die Anteile der nuklearen Prozesskette am Gesamtenergiebedarf laut Storm/Smith (2007, Tabelle G.42). Bei der Verwendung von harten Erzen, welche mehr

Energie zum Mahlen benötigen, steigt die Energieintensität leicht an, der Anteil des Uranabbaus würde etwas unter 4 % betragen.

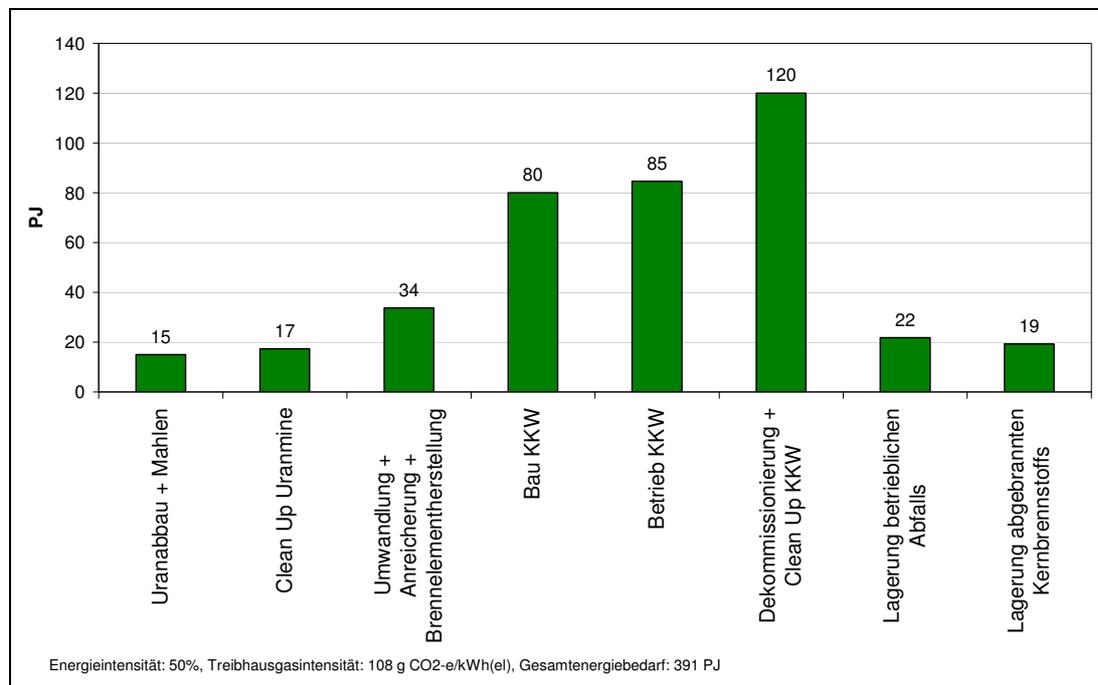


Abbildung 8: Anteil der Schritte der nuklearen Prozesskette am Gesamtenergiebedarf in PJ lt. Storm/Smith (2007) bei einem Erzgehalt von 0,15 % – Basisszenario

Erzgehalt 0,013 %

Abbildung 9 zeigt den Anteil der Schritte der nuklearen Prozesskette am Gesamtenergiebedarf bei einem Erzgehalt von 0,013 %. Sie wurde aus Kombination der Werte von Storm/Smith (2007), Tabelle G.42, G.12 und G.14 erstellt.

Man sieht eine drastische Änderung der **Ergebnisse**:

- **Energieintensität:** $\sim 1,5 \text{ kWh}_{\text{th}}/\text{kWh}_{\text{el}} = 150 \%$
Bei einem Erzgehalt von 0,013 % würde der Energiebedarf der Schritte der nuklearen Prozesskette die Energie übersteigen, die durch das Kernkraftwerk produziert wird. Es **würde also keine Netto-Energie mehr erzeugt werden** – laut Storm/Smith (2007, G6) ist dieses „Energy Cliff“ bereits ab einem Erzgehalt von 0,013 % U₃O₈ erreicht.
- **Treibhausgasemissionen:** 288 g CO₂-e/kWh_{el}
Die Treibhausgasemissionen würden dadurch auf Werte steigen, die mit jenen von Gas-kraftwerken vergleichbar sind.

Bei sehr niedrigen Erzgehalten tragen Uranabbau und Clean-Up der Minen laut Storm/Smith (2007) am stärksten zum Energieeinsatz bei. Abbildung 7 veranschaulicht die Höhe der Unterschiede.

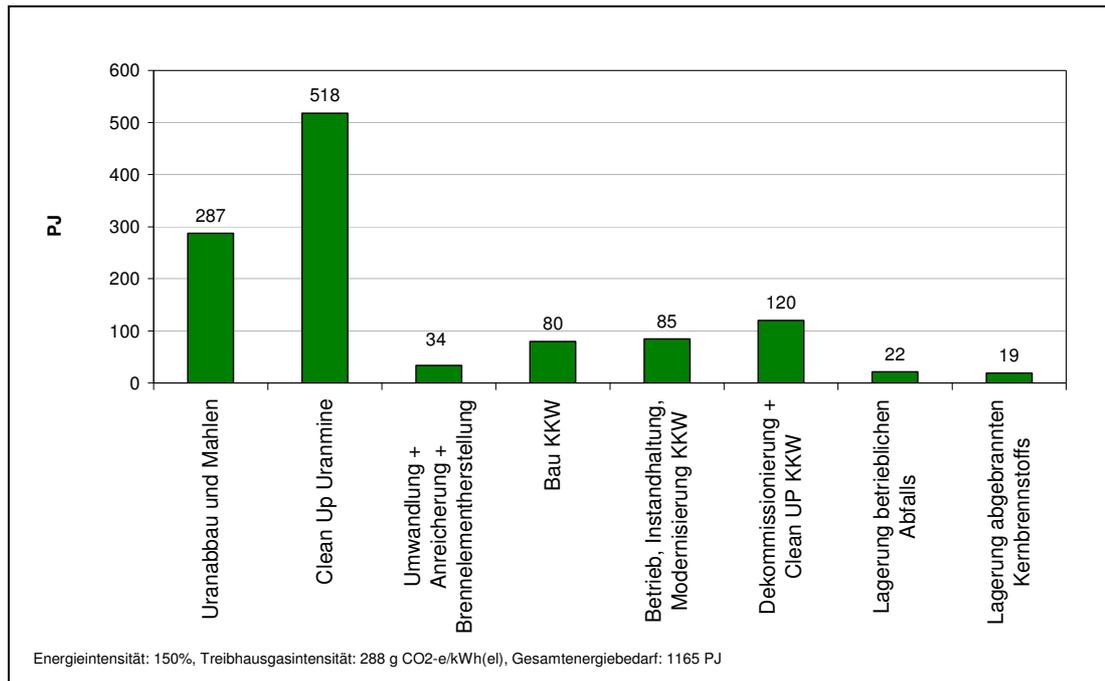


Abbildung 9: Anteil der Schritte der nuklearen Prozesskette am Gesamtenergiebedarf in PJ lt. Storm/Smith (2007) bei einem Erzgehalt von 0,013 % – Basiszenario

Die wichtigsten Erkenntnisse aus Storm/Smith (2007)

1. Energy Cliff⁴

Das „Energy Cliff“ liegt laut Storm/Smith (2007, G6) bei ca. 0,013 % U₃O₈: Unter diesem Erzgehalt würde der Energiebedarf der Schritte der nuklearen Prozesskette beginnen, die Energie zu übersteigen, die durch das Kernkraftwerk produziert wird. Es würde also keine Netto-Energie mehr erzeugt werden. Es hat energetisch also nur Sinn, Erz von mehr als 0,013 % U₃O₈ abzubauen.

Tabelle 3 fasst die Nettoenergie-Überschüsse verschiedener Szenarien zusammen. Die **Nutzungsdauer** hat entscheidenden Einfluss auf den Energieüberschuss. Das Energy Cliff bei ca. 0,013 % Erzgehalt zieht sich durch alle berechneten Szenarien (von 25 bis 40 Jahre Nutzungsdauer, Baseline 30 Jahre Nutzungsdauer). Ab einem Erzgehalt von 0,013 % wird in keinem Szenario mehr ein Energieüberschuss produziert. Unter Annahme eines Wachstums der KKW-Kapazität von 2 % pro Jahr würde dieser Grenzerzgehalt lt. Storm/Smith (2007) bereits in 50–70 Jahren erreicht werden.

⁴ Im Zusammenhang zwischen Energiegewinnung und dem für diese Energiegewinnung notwendigen Energieeinsatz beschreibt das Energy Cliff den Punkt, an dem der Energieeinsatz den Energiegewinn übersteigt und damit keine Nettoenergiegewinnung mehr möglich ist.

Tabelle 3: Nettoenergie-Produktion der nuklearen Brennstoffkette in PJ bei verschiedenen Erzgehalten und Szenarien (Storm/Smith 2007, Tabelle G.31)

Erzgehalt % U ₃ O ₈	Szenarium „Low“	Szenarium „Baseline“	Szenarium „ISA“	Szenarium „Vattenfall“
	Nettoenergieüberschuss über die Nutzungsdauer [PJ]			
10	211	416	545	652
1	209	413	541	647
0,5	206	409	537	642
0,15	193	390	513	615
0,1	184	375	496	595
0,06	163	345	459	553
0,05	152	328	439	530
0,04	135	303	408	495
0,03	104	255	351	429
0,02	32	149	222	282
0,013	-197	-195	-194	-193

Ergebnisse bezüglich Energy Cliff der vorliegenden Studie finden sich in Kapitel 4.6.

2. CO₂ trap

Unter einem Erzgehalt von 0,02 % U₃O₈ steigt laut Storm/Smith (2007, G6) die CO₂-Intensität stark an und übertrifft jene von Gaskraftwerken (CO₂-trap).

Wenn diese Ergebnisse valide sind, wäre der Abbau eines großen Teils der Uranvorräte sowohl **energetisch als auch Klimaschutztechnisch kontraproduktiv**: Der Erzgehalt der Uranvorkommen in Australien ist zu 90 % kleiner als 0,06 %. Auch in Kasachstan, dem derzeit weltweit größten Uranproduzentenland, liegt der Großteil des Erzes mit einer Urankonzentration von weit unter 0,1 % vor (EWG 2006).

Ein Vergleich der Ergebnisse von Storm/Smith (2007) mit den Ergebnissen der vorliegenden Studie wird in Kapitel 4.5.2 angestellt.

2.4.2.2 ISA (2006)

Ziel und Methodik

Die Studie "Life-Cycle Energy Balance and Greenhouse Gas Emissions of Nuclear Energy in Australia" durch ISA (Integrated Sustainability Analysis), ein multidisziplinäres ForscherInnenteam der Universität Sydney,⁵ ist eine der umfangreichsten Studien, die Aussagen verschiedener Arbeiten zu Energiebilanz und Treibhausgasemissionen der nuklearen Brennstoffkette zusammenführt. Für jeden Prozessschritt wurde ein Energiewert der Literatur ausgewählt, um auf realistische Werte bezüglich Energieüberschuss und Treibhausgasintensität zu kommen. Es wurde größtenteils auf die Literaturlisten aus Storm/Smith (2005)

⁵ <http://www.isa.org.usyd.edu.au/about/index.shtml>

zurückgegriffen. Als konservative Annahme wurde meist einer der höheren Werte ausgewählt. Ausnahme dazu ist die Dekommissionierung des KKW, die hier lediglich 10 % der Bauenergie ausmacht. Der Clean-Up von Uranminen wird nicht berücksichtigt.

Die Abhängigkeiten des Gesamtergebnisses von bestimmten Eingangswerten wurden in einer Sensitivitätsrechnung betrachtet. Die Einzelwerte werden in einen Gesamtenergiewert zusammengeführt. Weiters wurde die Energiebilanz eines fiktiven australischen Kernkraftwerks errechnet.

Ausgangslage ist ein Erzgehalt von 0,15 %, ein offener Brennstoffkreislauf (keine Wiederaufbereitung) und die Annahme von zwei Schwerwasserreaktoren und einem Leichtwasserreaktor. Weitere wichtige Parameter sind die Nutzungsdauer von Kernkraftwerken von 35 Jahren, eine jährliche Auslastung von 85 % und daraus resultierende 30 Volllastjahre. Elektrische und thermische Energie werden separat gehalten.

Ergebnisse

Bei dem verwendeten Erzgehalt von 0,15 % machen Anreicherung und Betrieb des Kernkraftwerks den Großteil des Energiebedarfs aus (siehe Abbildung 10). Umwandlung, Anreicherung und Brennelement-Herstellung ergeben zusammen sogar 38 % des Gesamtenergiebedarfs. Der Dekommissionierung des Kernkraftwerks kommt ein nur sehr kleiner Teil zu. Dies liegt in der Annahme begründet, dass die Energie für die Dekommissionierung lediglich 10 % des Baus beträgt. Der Clean-Up der Mine wird in der Studie von Storm/Smith nicht berücksichtigt. Der Transport beträgt lediglich 0,1 % des Gesamtenergieaufwandes und wird daher in Abbildung 10 nicht dargestellt.

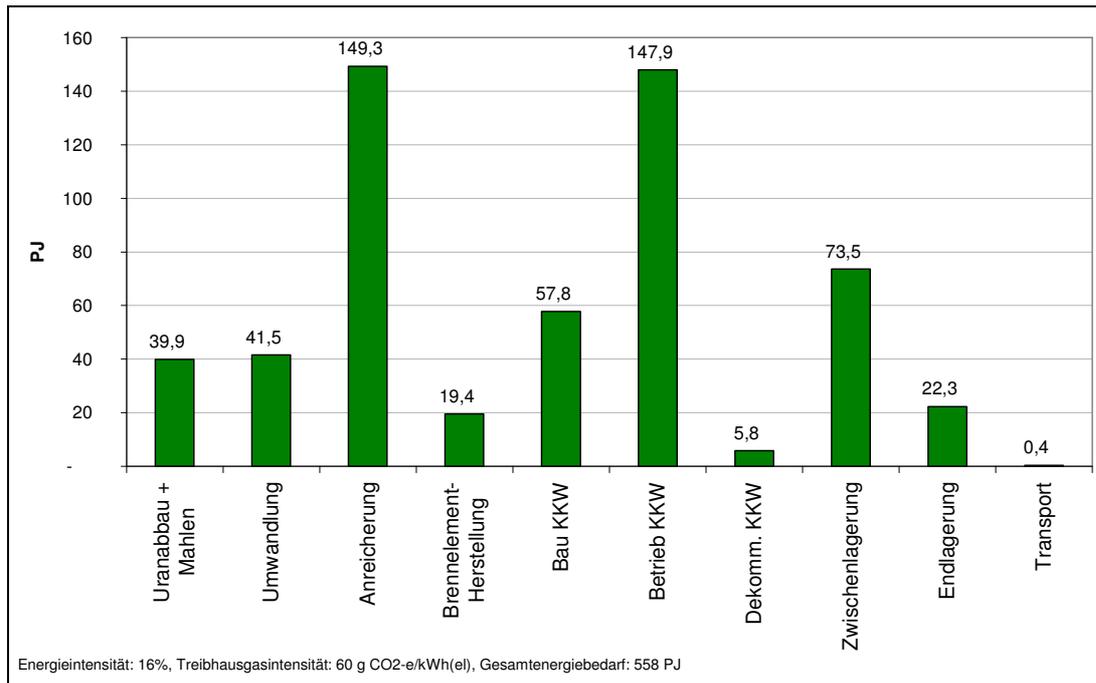


Abbildung 10: Anteil der Schritte der nuklearen Prozesskette am Gesamtenergiebedarf in PJ lt. ISA (2006, S. 106, S. 107) – Erzgehalt 0,15 %⁶

Die Berechnungen von ISA (2006, S. 107, 108) kommen zu folgenden Ergebnissen:

- Energieintensität: $0,16 \text{ kWh}_{\text{th}}/\text{kWh}_{\text{el}} = 16 \%$
- Treibhausgasemissionen: $60 \text{ g CO}_2\text{-e}/\text{kWh}_{\text{el}}$.

Ausgangslage für die Berechnungen waren Annahmen über eine mögliche Entwicklung der Nuklearindustrie in Australien, die im Jahr 2020 ca. 10 % des Energiebedarfs zur Verfügung stellen könnte (durch einen Leichtwasserreaktor und zwei Schwerwasserreaktoren). Es wird der Treibhausgaskoeffizient der Australischen Wirtschaft verwendet. Eine Sensitivitätsanalyse, in der der Einfluss verschiedener Parameter analysiert wird (siehe auch ISA 2006, S. 109 – 114), kommt zu folgenden Resultaten (Lenzen (2008) bietet eine Zusammenfassung der Ergebnisse von ISA (2006)):

Die **Bandbreite der Energieintensität**, basierend auf einer Sensitivitätsrechnung, in der verschiedene Parameter variiert wurden, beträgt $0,1\text{--}0,3 \text{ kWh}_{\text{th}}/\text{kWh}_{\text{el}}$. Das entspricht 10–30 % für Leichtwasser- und Schwerwasserreaktoren mit einem Durchschnitt von 20 %. Die Bandbreite der CO₂-Emissionen beträgt $10\text{--}130 \text{ g CO}_2\text{-e}/\text{kWh}_{\text{el}}$ mit einem Durchschnitt von $65 \text{ g CO}_2\text{-e}/\text{kWh}_{\text{el}}$.

Dones (2007) kritisiert, dass dieses Ergebnis, aufgrund verschiedener Faktoren, die CO₂-Intensität um $14 \text{ g CO}_2/\text{kWh}$ überschätzt. Der Wert würde nach Dones (2007) eher bei $44 \text{ g CO}_2\text{-e}/\text{kWh}_{\text{el}}$ liegen.

⁶ Der Gesamtenergiebedarf in GWh_{th} der einzelnen Prozessschritte wurde aus ISA (2006, S. 106, Abb. 5.11) entnommen und dem Gesamtenergieoutput über die Nutzungsdauer aus ISA (2006, S. 107, Abb. 5.12) gegenüber gestellt. Die Treibhausgasintensität wurde ebenfalls aus Abb. 5.12 übernommen.

In der **Sensitivitätsanalyse** wurden folgende Parameter als Haupteinflussfaktoren auf die Energiebilanz identifiziert:

- Erzgehalt
- Mögliche Beiprodukte beim Uranabbau
- Verwendete Methode der Anreicherung
- Parameter: Auslastung (load factor), Abbrand (burn-up), Nutzungsdauer des KKW
- Angenommene Treibhausgasintensität der zu Grunde gelegten Wirtschaft

Ein Vergleich der Ergebnisse von ISA (2006) mit den Modellergebnissen dieser Studie wird in Kapitel 4.5.1 angestellt.

2.4.2.3 Rotty et al. (1975)

Die Studie mit dem neben Storm/Smith (2007) wahrscheinlich höchsten Detailgehalt ist „Net energy from nuclear power“ vom Institut für Energieanalysen der Oak Ridge Associated Universities (ORAU), einem aus dem Manhattan-Projekt hervorgegangenen Konsortium aus 98 Universitäten (Rotty et al. 1975).⁷ Sie ist auch eine der Hauptdatenquellen von ISA (2006) und Storm/Smith (2007).

Rotty et al. (1975) berücksichtigen **direkte und indirekte Energie** über den gesamten Lebenszyklus der nuklearen Anlagen des jeweiligen Prozessschrittes. Die Autoren berücksichtigen sowohl Energie für den Bau der nuklearen Einrichtungen und den Betrieb (Verbrauch von Diesel und Benzin, benötigte elektrische Energie, indirekte Energie der Prozessmaterialien). Die Studie hält die Ergebnisse für thermische und elektrische Energie getrennt. Auf S. 7 beschreibt die Studie aber die Möglichkeit, die elektrische Energie durch Multiplikation mit einem Faktor mit thermischer Energie vergleichbar zu machen. Das Problem einer solchen Zusammenführung ist, dass für die Umwandlung eine bestimmte Effizienz der Elektrizitätsproduktion unterstellt werden muss. Bei der Umrechnung mit einem Faktor von 3,34 wird etwa unterstellt, dass die elektrische Energie in fossilen Kraftwerken mit einer Effizienz von 30 % erzeugt wird. Die Berücksichtigung dieses Problems in der vorliegenden Studie wird in Kapitel 3.2.4 beschrieben.

Nicht berücksichtigt werden die Dekommissionierung des Kernkraftwerkes, Uranabbau durch In-Situ Leaching, der Clean-Up der Uranminen.

Bei den Berechnungen, die **Abbildung 11** zu Grunde liegen, wird von folgenden Rahmenbedingungen ausgegangen:

- 1000 MW_e Druckwasserreaktor
- 30 Jahren Nutzungsdauer
- Erzgehalt von 0,18 %
- 0,75 Auslastung (plant factor)

⁷ www.orau.org

■ Offener Brennstoffkreislauf (keine Wiederaufbereitung)

Auffällig ist in der Studie von Rotty et al. (1975) der extrem hohe Energiebedarf der U-235-Anreicherung. Die **Anreicherung** trägt zwar auch in anderen Studien wesentlich zum Energiebedarf teil. Bei Rotty et al. ist sie aber deshalb so hoch, weil von 100 % Anreicherung durch Gasdiffusion ausgegangen wird. Gasdiffusion ist im Vergleich zur Anreicherung mittels Zentrifugen wesentlich energieaufwändiger (um den Faktor 10–60, siehe ISA (2006, 96) sowie Dones (2007)), deshalb verliert sie zunehmend an Bedeutung. Aktuelle Studien gehen von einem Verhältnis von Zentrifuge zu Gasdiffusion von 70:30 aus. Dieser Trend hin zur Zentrifugation wird sich in Zukunft fortsetzen.

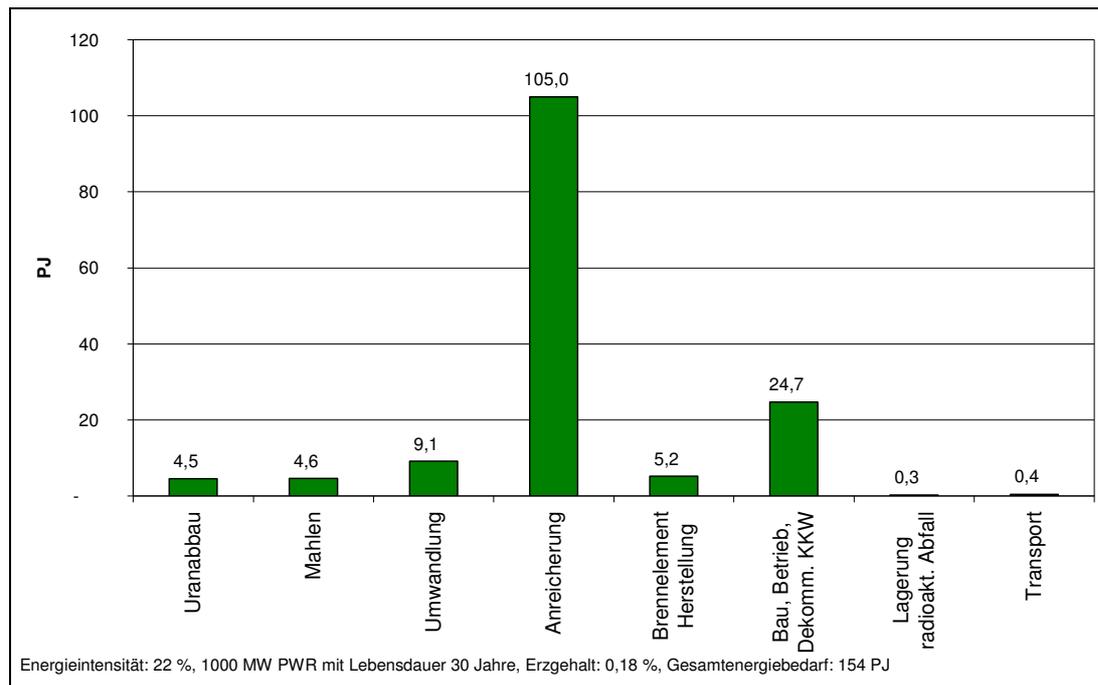


Abbildung 11: Anteil der Schritte der nuklearen Prozesskette am Gesamtenergiebedarf lt. Rotty et al. (1975) – Erzgehalt 0,18 %, 30 Jahre Nutzungsdauer

Wenn die elektrische Energie laut Rotty et al. (1975) mit dem Faktor 3,34 in thermische Energie umrechnet wird, ergeben sich folgende **Energieintensitäten** (eigene Berechnung):

- Bei einem Erzgehalt von 0,18 % ergibt sich eine Energieintensität von 0,22 kWh_{th}/kWh_{el} oder 22 % – allerdings unter der Annahme von 100 % Gasdiffusion.
- Bei einem Erzgehalt von 0,0006 % (Chattanooga Shales/Schiefer) ergibt sich eine Energieintensität von ca. 0,46 kWh_{th}/kWh_{el} oder 46 %.
- Laut den Ergebnissen von Rotty et al. (1975) ist die Nutzung von Kernenergie also auch noch bei sehr niedrigen Erzgehalten energetisch sinnvoll. Dies gilt umso mehr, wenn berücksichtigt wird, dass Rotty et al. von 100 % Anreicherung durch Gasdiffusion ausgehen.

In der Studie wurden keine CO₂-Emissionen berechnet.

2.4.2.4 WNA (2009a,b)

Die World Nuclear Association (WNA) hat eine eigene Schätzung des Energieaufwandes und der CO₂-Emissionen des nuklearen Lebenszyklus durchgeführt (WNA 2009a,b), die zu niedrigeren Energieintensitäten führt.

Diese Energiebilanz enthält wenig Details und beruht auf folgenden **Annahmen**:

- Kapazität: 1000 MW_{el}
- Nutzungsdauer: 40 Jahre
- Erzgehalt: 0,26 %
- 100 % Anreicherung durch Zentrifuge
- Jahresauslastung: 80 %
- Burn-Up: 45.000 MWd/t
- Anreicherung: neuer Brennstoff mit 3,5 % und 4,8 SWU/kg; für die ersten Reaktorladung von 80 t mit 2,3 % und 2,5 SWU/kg
- Brennstoffverbrauch: 24 t/a.

Elektrische Energie wird unter der Annahme von 33 % thermischer Effizienz in thermische Energie umgewandelt (kWh * 10.800 = kJ). Aus dem Detailgehalt der Studie ist nicht ersichtlich, ob der Clean-Up der Mine bzw. welche indirekten Energien berücksichtigt wurden.

WNA (2009) kommt zu folgenden Ergebnissen:

Bau, Betrieb und Dekommissionierung des KKW machen laut WNA (2009a,b) bei einem mittleren Erzgehalt von 0,26 % den Großteil der Energie aus (siehe Abbildung 12). Da für die Anreicherung von 100 % Zentrifugation ausgegangen wird, macht dieser Prozessschritt nur mehr einen relativ kleinen Teil des Energiebedarfs aus.⁸ Bei einem Erzgehalt von 0,01 % werden Uranabbau und Mahlen zu den für den Energieaufwand bestimmenden Schritten (siehe Abbildung 13). In absoluten Zahlen liegt der Energieaufwand in der Studie der WNA deutlich unter den Werten von Storm/Smith (2007) und ISA (2006).

⁸ Berechnung: jeweiliger Energieinput in PJ/Gesamtenergieoutput von 3.024 PJ

Energiebilanz der Nuklearindustrie

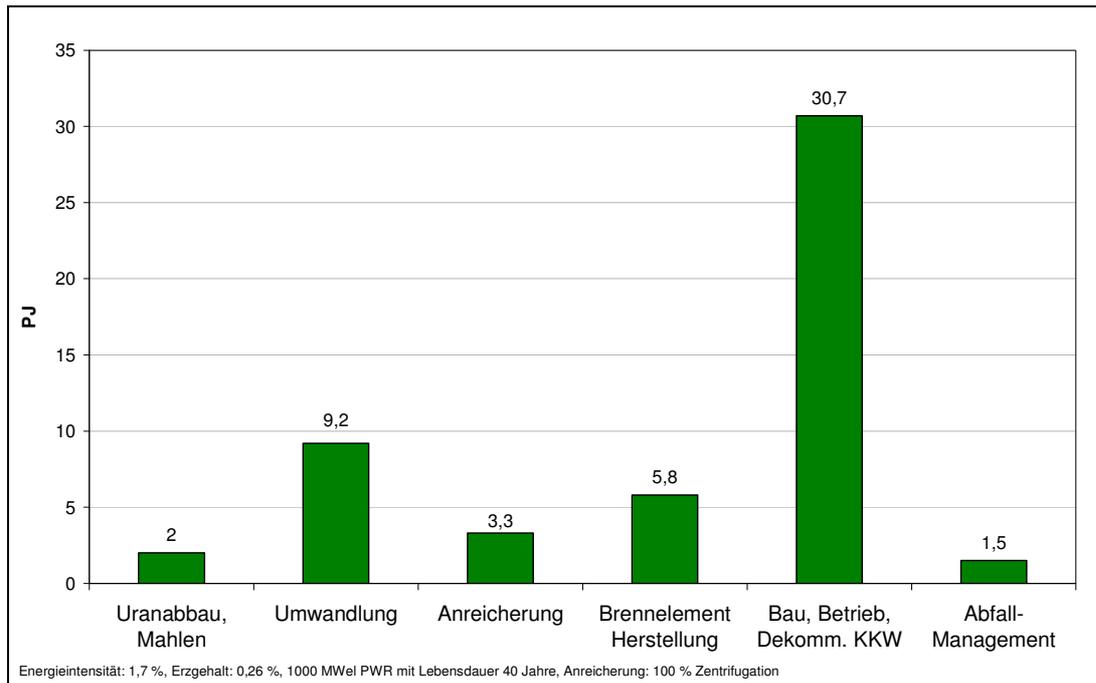


Abbildung 12: Anteil der Schritte der nuklearen Prozesskette am Gesamtenergiebedarf lt. WNA (2009b) – Erzgehalt 0,26 %

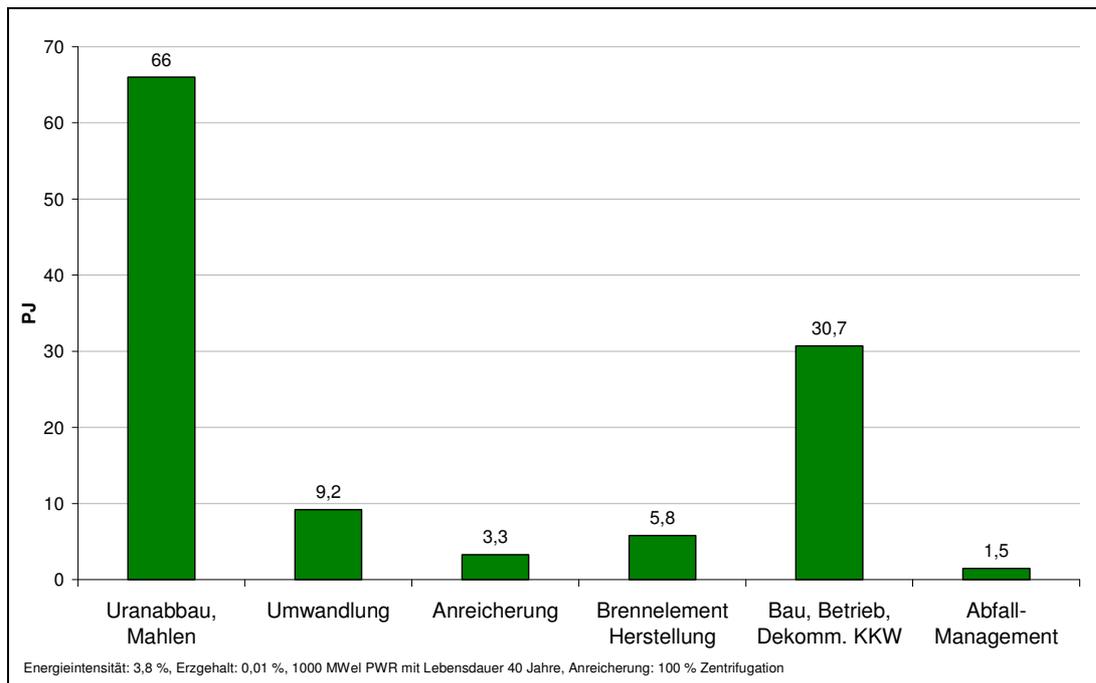


Abbildung 13: Anteil der Schritte der nuklearen Prozesskette am Gesamtenergiebedarf laut WNA (2009b) – Erzgehalt 0,01 %

Es ergeben sich folgende **Energieintensitäten**:

- Die Energieintensität laut WNA (2009) bei einem **Erzgehalt von 0,26 % beträgt 0,017 kWh_{th}/kWh_{el} = 1,7 %**. Das heißt, über den gesamten Lebenszyklus gesehen würde die

Kernenergie lt. diesen Ergebnissen nur 1,7 % des Outputs benötigen, um den Energiebedarf der der Produktion vor- und nachgelagerten Schritte abzudecken. Dieser Wert ist um ca. einen Faktor 10 niedriger als jener, der von ISA (2006) und Rotty et al. (1975) errechnet wurde.

- Die Studie führt weiters an, dass sogar bei sehr niedrigen **Erzgehalten von 0,01 %**, die Energieintensität lediglich auf 3,9 % (**0,039 kWh_{th}/kWh_{el}**) steigen würde (WNA 2009a).

Bezüglich **CO₂-Emissionen** gibt WNA (2009b) die Ergebnisse einiger Studien wieder und kommt zu dem Ergebnis, dass die CO₂-Emissionen der Nuklearenergie über den Lebenszyklus unter 20 g/kWh liegen. Dies entspricht 1–2 % der CO₂-Emissionen von Kohlekraftwerken. Wenn ein extrem niedriger Erzgehalt angesetzt wird, würde diese Zahl lediglich auf ca. 30 g/kWh steigen, was bedeuten würde, dass Nuklearenergie ca. 3 % der Emissionen von Kohle- und ca. 6 % der Emissionen von Gaskraftwerken verursacht.

2.4.2.5 Chapman (1975)

Peter F. Chapman (1975) legte eine der ersten Studien vor, die zu dem Schluss kamen, dass ab einem bestimmten Erzgehalt kein Energieüberschuss mehr erzeugt wird. Ab einem Erzgehalt von ca. 20 ppm = 0,002 % kann mit Kernkraftwerken laut dieser Arbeit kein Energieüberschuss mehr produziert werden. Die Schritte, die der Energieproduktion vor- und nachgelagert sind, benötigen dann also mehr Energie, als während der Nutzungsdauer des Kraftwerks „erzeugt“ wird. Allerdings beruht die Beziehung zwischen Energiebedarf des nuklearen Brennstoffzyklus und Erzgehalt auf lediglich zwei Werten; der Autor gibt selbst an, dass wesentlich mehr Daten von Minen mit unterschiedlichen Erzgehalten und Gesteins härten nötig wären.

2.4.3 Vergleiche zwischen Energiebilanzen aus der Literatur

Prinzipiell sind Vergleiche zwischen den Ergebnissen verschiedener Energiebilanzen über den gesamten Lebenszyklus nur sehr eingeschränkt möglich, da den Berechnungen unterschiedliche Systemgrenzen und sonstige Annahmen zur Verfügung stehen. Besonders Annahmen wie Erzgehalt, Vollständigkeit der Prozesskette, Verhältnis der Anreicherungsverfahren Gasdiffusion vs. Zentrifugation und Parameter des Referenzkraftwerkes wie Nutzungsdauer, Abbrand und Auslastungsfaktor haben großen Einfluss auf das Ergebnis (ISA 2006, S. 6). Eine wirklich vollständige Energiebilanz über den gesamten Lebenszyklus gibt es dabei nicht. Es handelt sich immer um **Modelle**, also Abbildungen der Wirklichkeit, mit bestimmten Vereinfachungen und Ungenauigkeiten. Jede Lebenszyklusanalyse lässt also Teile der Wirklichkeit weg. Wenn Ergebnisse von Lebenszyklusanalysen zitiert werden, werden allerdings oft nur die Ergebnisse mit wenig oder gar keiner Berücksichtigung der Rahmenbedingungen herangezogen.

Um die Dimensionen der Unterschiede verschiedener Studien einschätzen zu können und Gründe dafür zu analysieren, sollen manche Studien trotz der Einschränkungen, die solchen Vergleichen zu Grunde liegen, hier gegenübergestellt werden. Ihre Rahmenbedingungen werden kurz umrissen.

2.4.3.1 Vergleich der Energieintensität verschiedener Studien

Abbildung 14 zeigt einen Vergleich der **Gesamtergebnisse hinsichtlich der Energieintensität** ausgewählter Studien. Die Ergebnisse beruhen jedoch auf unterschiedlichen Annahmen in Bezug auf Nutzungsdauer, Erzgehalt und andere Systemgrenzen, weshalb der Vergleich nur eingeschränkt aussagekräftig ist.

Falls elektrischer und thermischer Energiebedarf wie bei Rotty et al. (1975) getrennt gehalten wurden, wurde die elektrische Energie analog zu ISA (2006) durch Multiplikation mit dem Faktor 3,34 in thermische Energie umgerechnet. Bei den Studien Storm/Smith (2007) und WNA (2009) werden die Ergebnisse mit den Erzgehalten von jeweils 0,15 % und 0,01 % gezeigt. Bei ISA (2006) wurde der Energiebedarf für den Transport der Summe für Umwandlung/Anreicherung und Brennelementherstellung zugeordnet.

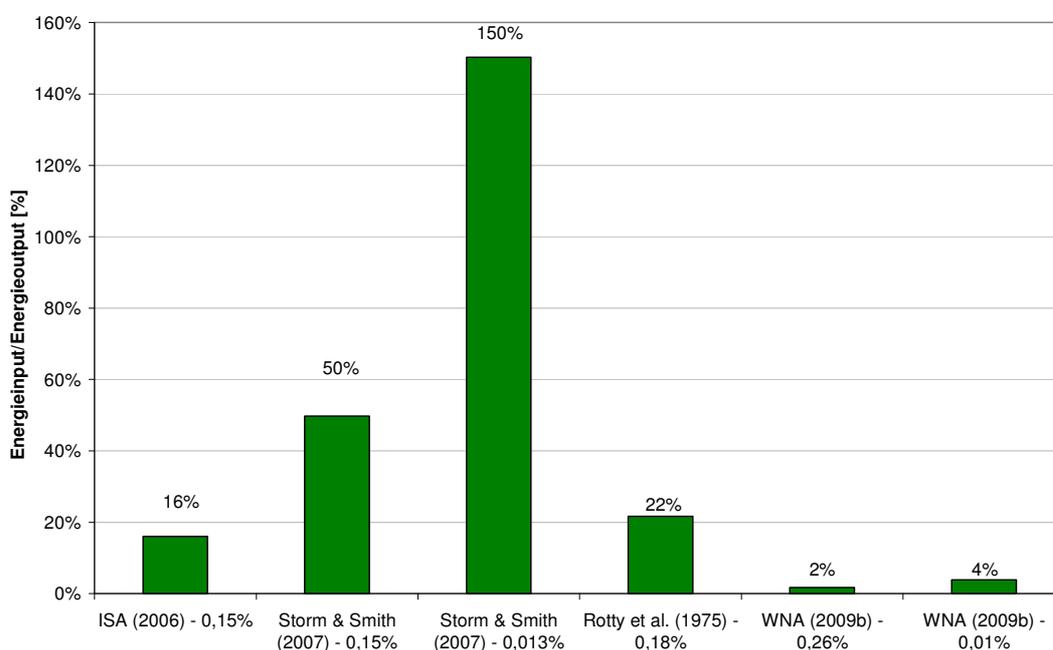


Abbildung 14: Energieintensität der nuklearen Brennstoffkette – Vergleich der Gesamtergebnisse verschiedener Studien unter Berücksichtigung des Uranerzgehaltes

Die Ergebnisse von Storm/Smith (2007) stechen klar hervor. Bei einem Erzgehalt von 0,15 % ist die Gesamtenergieintensität beinahe 5 mal schlechter als jene von ISA (2006) und ca. doppelt so schlecht wie jene von Rotty et al. (1975). Allerdings ist zu berücksichtigen, dass bei Rotty et al. die Ergebnisse mit einem aktuellen Verhältnis der Anreicherungsarten (d.h. 60 % Zentrifugation, 40 % Diffusion) bei ca. 8 % liegen würden.

WNA (2009) kommt lediglich auf 2 % Energieintensität bei einem Erzgehalt von 0,26 %. Selbst bei einem **Erzgehalt von 0,01 %** U_3O_8 steigt die Energieintensität laut WNA (2009) lediglich auf 4 % an, es werden also immer noch 96 % Überschuss produziert. Bei diesem Erzgehalt zeigen sich die Unterschiede zu Storm/Smith (2007) besonders deutlich: Bei Storm/Smith (2007) wird bei diesem Erzgehalt die Energiebilanz bereits negativ, es wird also mehr Energie für die Vor- und Nachketten der Produktion benötigt, als in der Produktion

herauskommt. Beide Studien stimmen jedoch dahingehend überein, dass der **Energiebedarf stark mit dem Erzgehalt schwankt** (siehe Abbildung 16, Abbildung 9 und Abbildung 13).

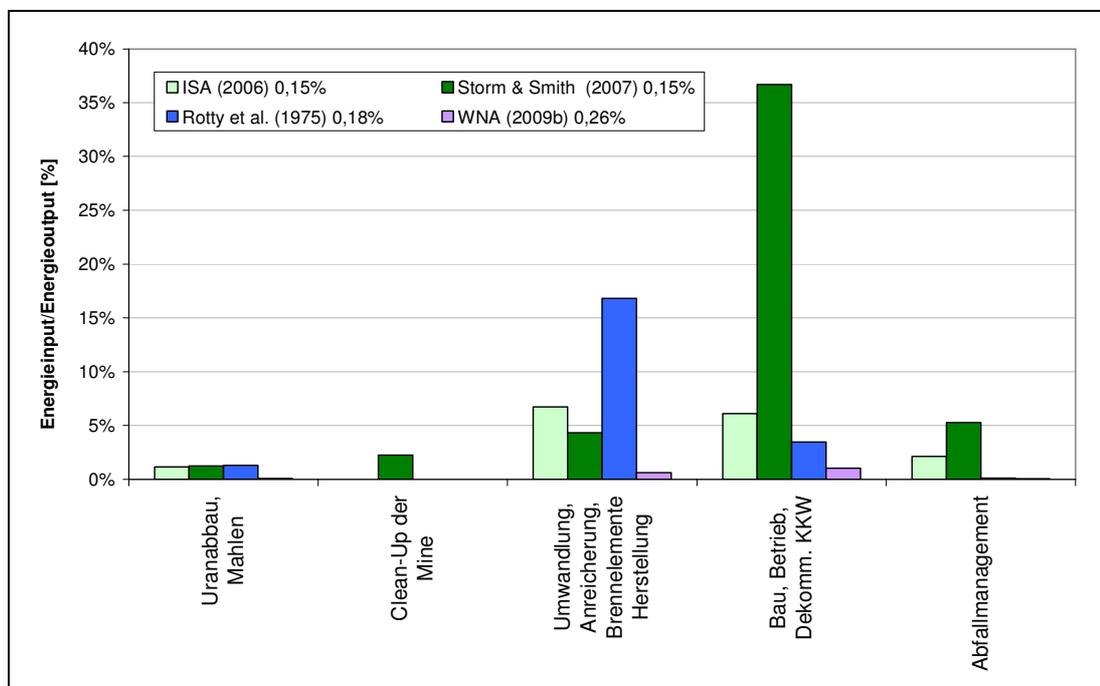


Abbildung 15: Energieintensität der nuklearen Brennstoffkette – Vergleich verschiedener Studien bei unterschiedlichen Erzgehalten.

Die Studien in Abbildung 15 gehen von folgenden Annahmen aus (alles offene Zyklen, also keine Wiederaufbereitung).

Tabelle 4: Annahmen der Vergleichsstudien

Studie	Erzgehalt [%]	Nutzungsdauer [Jahre]	Auslastung (load factor)	Reaktor
ISA (2006)	0,15 %	35	85 %	1000 MW _{el} , 1 LWR, 2 HWR PWR, 2 HWR
Storm/Smith (2007)	0,15 %	30	82 %	1000 MW _{el} LWR
Rotty et al. (1975)	0,18 %	30	75 %	1000 MW _{el} PWR
WNA (2009b)	0,26 %	40	80 %	1000 MW _{el} LWR

Die Ursache für die hohen **Abweichungen** bei einem Erzgehalt von 0,01 % wird in Abbildung 16 deutlich: WNA (2009) berücksichtigt den Clean-Up der Uranminen nicht, der bei Storm/Smith (2007) mit eigenen Schätzungen berechnet wird und sehr stark vom Erzgehalt abhängt. Sehr große Abweichungen gibt es außerdem bei Bau, Betrieb und Dekommissionierung des Kraftwerkes: Während WNA (2009) lediglich 4 PJ für den Bau und Dekom-

missionierung annimmt, sind es bei Storm/Smith (2007) 80 PJ. Grund für die hohen Abweichungen ist hier die angewandte Methodik: Storm/Smith rechnen die Baukosten in Energiewerte um. Dies hat den Vorteil, dass energetisch nicht messbare Prozesse wie Service inkludiert werden. Allerdings kann diese Methodik zu Überschätzungen der Energiewerte führen.

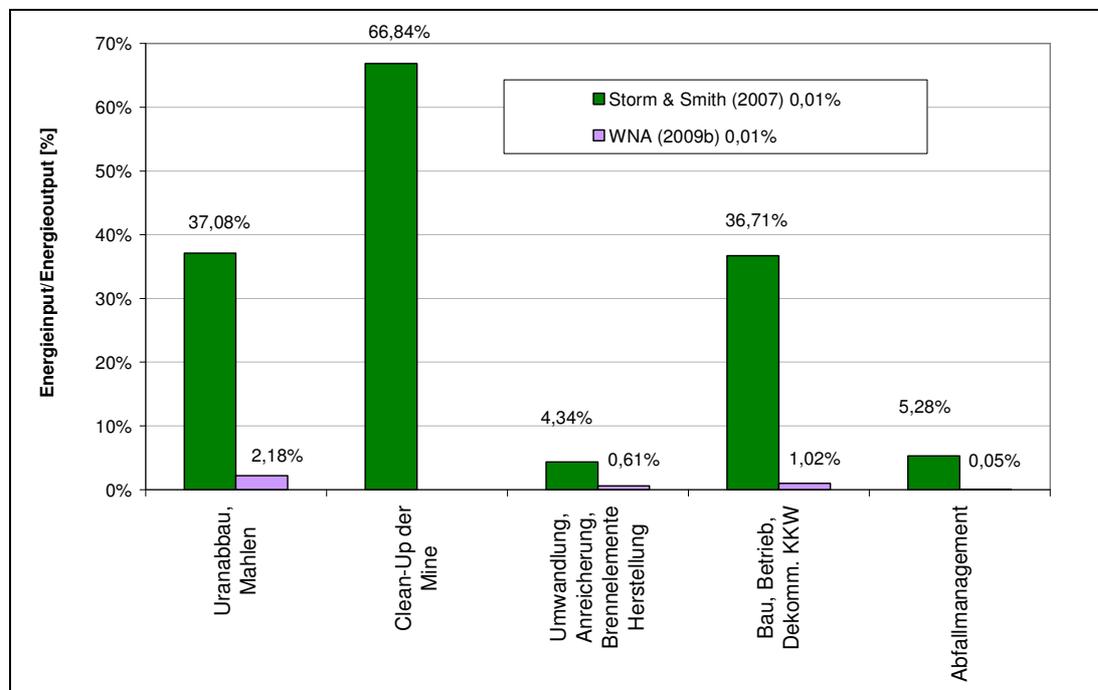


Abbildung 16: Energieintensität der nuklearen Brennstoffkette – Vergleich Storm/Smith (2007) und WNA (2009b) bei einem Erzgehalt von 0,01 %

2.4.4 CO₂-Emissionen

Im Rahmen der Diskussion über Maßnahmen zum Klimaschutz wird die Kernenergie oft als saubere, klimaschonende, manchmal sogar als CO₂-emissionsfreie Energieform angeführt (vgl. etwa The White House 2010).

In allen Stufen der nuklearen Prozesskette ist zur Durchführung der notwendigen Umwandlungen der Einsatz von Energie und Materialien erforderlich. Beides führt zur Emission von Treibhausgasen, sei es direkt (durch die zum Abbau des Erzes, zum Transport des Stoffes zwischen den – oft getrennten – Orten der einzelnen Prozessschritte, oder zur Anreicherung erforderliche Energie) oder indirekt (wie zum Beispiel durch die Herstellung von Stahl und Beton für die Kraftwerke und andere erforderliche Anlagen, oder durch Lösungsmittel für das Auslaugen des Urans aus dem Erz).

2.4.4.1 Bandbreite der CO₂-Emissionen

Es gibt eine Fülle von Studien über die Treibhausgasemissionen der nuklearen Brennstoffkette, nur relativ wenige davon sind gleichzeitig auch Energiebilanzen. Die Ergebnisse dieser Studien decken eine sehr hohe Bandbreite ab, welche im Folgenden aufgezeigt werden soll, um den Resultaten der vorliegenden Studie einen Rahmen zu geben.

In Analysen des Lebenszyklus der Kernenergie des Nuclear Energy Institute in Washington wird zum Beispiel argumentiert, dass die CO₂-Emissionen der Kernenergie in der Größenordnung von Wind und Wasserkraft liegen (Meier 2002). British Energy (2005) veröffentlichte eine Studie zu den Emissionen im KKW Torness im Lebenszyklus und kam zu dem Ergebnis, dass diese nur 5 g/kWh betragen. Auch bei einem niedrigen Urangehalt, so das Argument von British Energy (2006), liegen die durchschnittlichen Emissionen bei 6,85 g CO₂/kWh. Eine Studie der Internationalen Energieagentur (Koch 2000) stuft die Emissionen von Nuklearenergie mit 2–59 g CO₂/kWh niedriger als Wind und knapp höher als Wasserkraft ein. Die World Nuclear Association (WNA 2005) gibt einen Wert zwischen 6 und 26 g CO₂/kWh an.

Eine Methode, um die CO₂-Emissionen (sowie andere Emissionen und Umweltbelastungen) zu errechnen, sind **Ökobilanzen**, welche mittels **LCA-Softwaretools** wie z. B. GEMIS oder SimaPro (siehe auch Kapitel 2.3.1) kalkuliert werden. Es handelt sich dabei nicht um Energiebilanzen – die zu Grunde liegende Methodik unterscheidet sich also grundlegend von der hier angewandten Methodik. Eine Evaluierung dieser Arbeiten befindet sich deshalb außerhalb des Rahmens dieser Studie.

Öko-Institut e.V. – GEMIS

Das Öko-Institut e.V. betreibt ein LCA-Softwaretool namens GEMIS. Je nach Produktionsland werden mit diesem Tool Emissionen für die nukleare Brennstoffkette von **8-125 CO₂-e/kWh** erreicht. Für deutsche Kernkraftwerke ergeben sich Werte von 31 g CO₂-e/kWh_{el} bzw. 33 g CO₂-e/kWh_e) (Fritsche 2006).

Laut Lübbert (2007) kommen niedrige 8 g CO₂-e in Frankreich dadurch zustande, dass die französische Urananreicherung mit Atomstrom betrieben wird – in Südafrika hingegen betragen die Emissionen 125 g CO₂-e, weil dort mit dem energieaufwändigen Diffusionsverfahren angereichert wird.

Vattenfall (2007)

Die „Vattenfall AB Generation Nordic Certified Environmental Product Declaration EPD[®] of Electricity from Forsmark Nuclear Power Plant“ ist eine Ökobilanz des Schwedischen Energieproduzenten Vattenfall (Vattenfall 2007). Die Bilanz wird für das schwedische Kernkraftwerk Forsmark, bestehend aus drei Siedewasserreaktoren mit einer Gesamtleistung von 3.160 MW, gerechnet. Eine Nutzungsdauer des Kernkraftwerkes von 50 Jahren wird angenommen. 54 % des Urans werden aus einer Tagbaumine mit einem Erzgehalt von 0,03 % U, 46 % von einer Untertagbaumine mit einem Erzgehalt von 0,05 % U bezogen. Die Anreicherung erfolgt zu 100 % durch Ultrazentrifugation. Es werden sowohl Upstream- als auch Downstream-Prozesse berechnet – auch Bau und Dekommissionierung der jeweiligen nuklearen Anlagen sowie die Lagerung des radioaktiven Abfalls sind berücksichtigt. Laut eigenen Angaben wird lediglich die Nutzungsphase des Stroms vernachlässigt (Vattenfall 2007, S. 51).

Vattenfall (2007) berechnet die Emissionen über den Lebenszyklus des Kernkraftwerks Forsmark. Ergebnis: **3,3 g CO₂/kWh_{el} bzw. 3,7 g CO₂-e/kWh_{el}** (Netto im Kernkraftwerk) wobei der größte Teil auf die Uranextraktion fällt (Vattenfall 2007, S. 19–20)

Ecolnvent (2009)

Die Studie von Ecolnvent (2009) beschreibt ausführlich und detailliert den Datenbestand von ecoinvent v2.1 bezüglich der nuklearen Brennstoffkette (ecoinvent ist die Hauptdatengrundlage des Ökobilanzierungs-Softwaretools SimaPro). Das Kernenergiesystem für schweizerische und europäische Bedingungen wird modelliert. Als Referenzreaktoren dienen der Druckwasserreaktor Gösgen und der Siedewasserreaktor Leibstadt als typische Vertreter der 1000 MW-Klasse. Die angenommene Nutzungsdauer des Kernkraftwerkes beträgt 40 Jahre. Die Anreicherung wurde über verschiedene Versorgungsdatensätze berechnet (Ecolnvent 2009, S. 101). Das Uran wird zu 40 % aus Tagbau und 60 % aus Untertagbau bezogen (bezogen auf 1 kg Uran Endprodukt). Uranabbau durch In-Situ Leaching (ISL) wird nicht berücksichtigt. Für beide Minenarten wird ein Mix aus Minen verschiedenen Erzgehaltes und Abbautiefe verwendet. Abgebrannte Brennelemente werden entweder wiederaufbereitet oder konditioniert und endgelagert.

Unter diesen Annahmen kommt Ecolnvent (2009) zu folgenden Ergebnissen: Die Luftemissionen für Leichtwasserreaktoren in Europa liegen zwischen 5 und 12 g CO₂-e/kWh, KKW-Mixe liegen zwischen **8 und 11 g CO₂-e/kWh** und können als repräsentativ für **Westeuropa** angesehen werden (Ecolnvent 2009, S. ix).

In Dones (2007) vergleicht der Autor die Treibhausgasemissionen aus Ecolnvent (2009) mit jenen von Storm/Smith (2005) und ISA (2006). Unter der Annahme von ISA, dass das Verhältnis von Zentrifuge zu Gasdiffusion bei der Anreicherung 70:30 beträgt und unter Annahme des australischen Energiemixes würde SimaPro mit den anderen eco-invent Daten zu einer CO₂-Intensität von **18–21 g CO₂-e/kWh** kommen. Mit 100 % Diffusion als Anreicherungsmethode wären theoretisch sogar Emissionen von 52–58 g CO₂-e/kWh möglich.

Ecolnvent (2009) enthält keine Angaben zur Energieintensität. Dones (2007) hingegen errechnet über die Abwärme als Maß für den gesamten Energieverbrauch eines Kraftwerkes (umgerechnet in Elektrizität über einen Wirkungsgrad von 35 %) eine Energieintensität zwischen 0,011 und 0,05 kWh Stromverbrauch/kWh Stromproduktion, was einer **Energieintensität von 1,1–5 %** entsprechen würde (Ecolnvent 2009, 323).

Vergleichsstudien

Um die Fülle der Ergebnisse vergleichen zu können, eignen sich am besten Studien, die selber vorhandene Literaturwerte miteinander vergleichen. In SDC (2006) beträgt die Bandbreite bei 30 Studien, die die CO₂-e Summen über die nukleare Brennstoffkette von Leichtwasserreaktoren betrachten, **2–77 g CO₂-e/kWh_{el}**. Davon erreichen nur 3 Studien Emissionen von mehr als 40 g CO₂-e/kWh_{el} (aus Dones 2007).

Lenzen (2008) vergleicht verschiedenste Arbeiten und gibt die Bandbreite der Treibhausgasintensitäten von Leichtwasser- und Schwerwasserreaktoren zwischen **10 und 130 g CO₂-e/kWh_{el}** an. Das Ergebnis der Berechnungen von ISA (2006) liegt bei **57,8 g CO₂-e/kWh_{el}**.

Weisser (2007) vergleicht aktuelle Lebenszyklusanalysen und gibt die kumulativen Emissionen der Kernenergie über den Lebenszyklus zwischen **2,8–24 g CO₂-e/kWh** an. Davon machen die Prozessschritte bis zur Stromerzeugung (front end) 1,5–20 g CO₂-e/kWh und die Prozessschritte nach der Stromerzeugung (back end) 0,46–1,4 aus. Auf den Betrieb entfallen 0,74–1,3 g CO₂-e/kWh.

Sovacool (2008) vergleicht ebenfalls Treibhausgas-Studien über die nukleare Brennstoffkette. Der Autor filterte 103 Studien nach folgenden Auswahlkriterien:

- Alter der Arbeit: Studien, die älter als 10 Jahre sind, wurden ausgeschlossen,
- Freie Verfügbarkeit
- Nachvollziehbarkeit der Ergebnisse: Studien, die auf unpublizierten Daten oder sekundären Quellen beruhen, wurden nicht weiterverwendet.

Übrig blieben 19 Studien. 16 davon sind in Tabelle 5 zusammengefasst. Von der Tabelle ausgeschlossen wurden ExternE (1998), da sie nur Energie für den Bau des KKW berücksichtigt, Voorspools et al. (2000), weil hier nur Bau und Dekommissionierung des Kraftwerks berücksichtigt werden, und eine Version von ISA (2006), die die Emissionen von Schwerwasserreaktoren berechnet.

Tabelle 5: Treibhausgansintensitäten verschiedener Studien nach Sovacool (2008)

Quelle	Min [g CO₂/kWh_{el}]	Max [g CO₂/kWh_{el}]
IEA (2002)	2,82	22,00
Dones et al. (2005)	5,00	12,00
Dones et al. (2003)	7,60	14,30
Dones et al. (2004)	9,00	80,00
ISA (2006)	10,00	120,00
ISA (2006)	10,00	130,00
Tokimatsu et al. (2006)	10,00	200,00
White and Kulcinski (2000)	15,00	
Andseta et al. (1998)	15,41	
Fthenakis & Kim (2007)	16,00	55,00
Hondo (2005)	24,20	
Rashad & Hammad (2000)	26,40	
Fritsche & Lim (2006)	64,00	
Barnaby and Kemp (2007)	84,00	122,00
Storm/Smith (2005)	84,00	122,00
Storm/Smith (2007)	112,47	165,72

Abbildung 17 stellt die Daten aus Tabelle 5 dar. Die Bandbreite der Treibhausgasintensität der nuklearen Brennstoffkette reicht **von 2,82 bis 200 g CO₂-e/kWh_{el}**.

Der Durchschnittswert laut Sovacool (2008) liegt bei 66 g CO₂-e/ kWh_{el} (Bandbreite der Ergebnisse siehe Abbildung 17) und deckt sich folglich weitgehend mit dem von ISA (2006) errechneten Wert von 57,8 g CO₂-e/kWh.

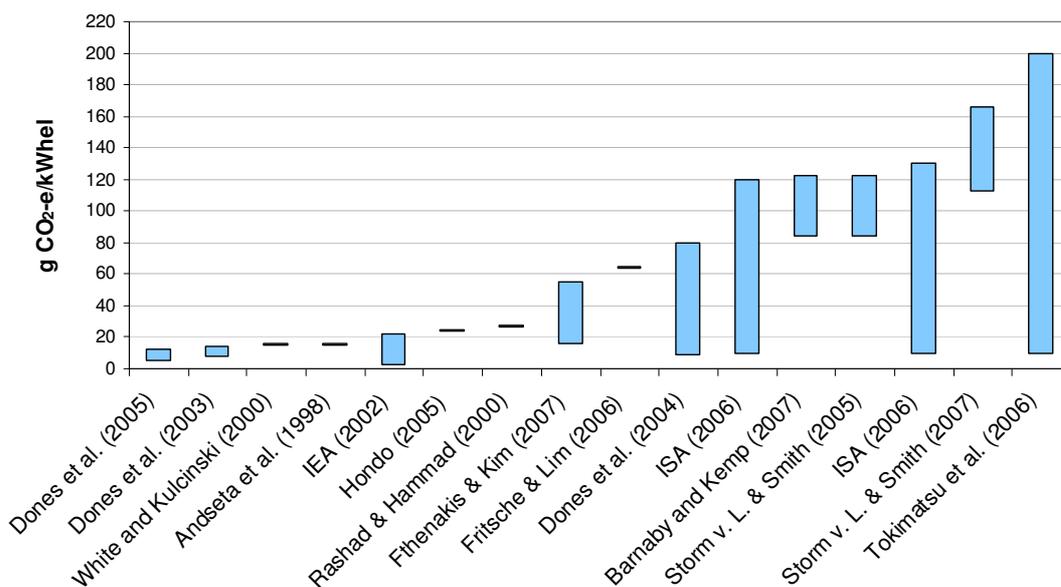


Abbildung 17: Treibhausgasintensität der nuklearen Brennstoffkette – Vergleich der Bandbreiten verschiedener Studien (Min – Max), Daten aus Tabelle 5

2.4.5 Literaturwerte der Schritte der nuklearen Brennstoffkette

Um den Betrieb von Kernkraftwerken mit Uran zu ermöglichen, ist eine Kette von Vorgängen nötig, die allesamt Energie benötigen (Abbildung 6). Diesem Energieaufwand durch aufwändige Prozesse wie den Uranabbau, die Urananreicherung und die Endlagerung der hochradioaktiven Brennelemente steht eine extrem hohe Energiedichte⁹ des Urans gegenüber, was eine Besonderheit der Energiegewinnung durch Uran darstellt: Natururan (nicht angereichert) hat eine Energiedichte von 648.000 MJ/kg. Steinkohle hat im Gegensatz dazu eine Energiedichte von nur ca. 30 MJ/kg. Man kann also hohe Energiemengen aus relativ wenig Uran gewinnen.

Im Folgenden werden die Schritte der nuklearen Brennstoffkette näher beschrieben. Energieverbrauchsspezifische Parameter aus der Literatur werden aufgelistet, um die Einordnung der Ergebnisse der vorliegenden Studie zu ermöglichen. Die Liste der Literaturwerte stellt keinen Anspruch auf Vollständigkeit.

2.4.5.1 Uranabbau/Mahlen/Aufbereitung

Hintergrund

Uran kommt weltweit in der Erdkruste in geringen Konzentrationen vor (durchschnittlich 1,4 g/t), meist in Form von Pechblende (U₃O₈). Der Abbau lohnt sich allerdings erst ab bestimmten Konzentrationen: Als abbauwürdige Vorkommen (bezogen auf die Kosten des Abbaus) gelten zurzeit Uranvorkommen mit einem Erzgehalt ab ca. 0,03 % U₃O₈. Der welt-

⁹ Siehe Glossar

weit mittlere Erzgehalt liegt bei 0,05–0,15 % U_3O_8 , also 0,5–15 kg Uran/t (Mudd/Diesendorf 2007b). Eine ausführliche Diskussion der Kategorisierung von Uranressourcen findet sich in Kapitel 14.

Es müssen deshalb beachtliche **Mengen Erz** aus dem Boden gehoben werden, um eine relativ kleine Menge Uran zu gewinnen: Ein Kernkraftwerk von 1000 MW Leistung braucht pro Jahr durchschnittlich 180 t Natururan (Erdmann/Zweifel 2008). Bei Erzen von 0,1 % Erzgehalt bedeutet dies 180.000 t zu förderndes Erz pro Jahr. Dazu kommt noch die abzutragende Menge an taubem Gestein (Abraum). Das Verhältnis tauben Gesteins zu Erz (*stripping ratio*) unterscheidet sich stark je nach Mine und liegt ca. zwischen 1 und 30. Während des Abbaus fallen außerdem große Mengen an radioaktivem Abfall an (siehe Kapitel 7). Den großen zu bewegendes Gesteinsmengen steht die hohe Energiedichte des Urans gegenüber, die den Betrieb von Kernkraftwerken rentabel macht.

Der Energie- und Wasserbedarf sowie die CO_2 -Emissionen des Uranabbaus zeigen eine starke Sensitivität hinsichtlich Erzgehalt und Abbautiefe, was auch die Ergebnisse von WNA (2009) und Storm v. L & Smith (2007) bestätigen. **Bei sehr niedrigem Erzgehalt wird der Uranabbau die bestimmende Größe im Energiebedarf.** Da der Erzgehalt bereits jetzt im Mittel kontinuierlich sinkt und Abbautiefen zukünftiger Minen höchstwahrscheinlich zunehmen werden, ist also mit einem Anstieg des Energiebedarfs im Uranabbau zu rechnen (Mudd/Diesendorf 2007 b). Die meisten Energiebilanzen der Kernenergie verwenden einen fixen Erzgehalt bei Uranabbau, nur wenige Studien berechnen die Änderung des Energiebedarfs mit dem Erzgehalt. Deshalb wird in der vorliegenden Studie dem Uranabbau und der Untersuchung der Sensitivität der Energieintensität auf den Erzgehalt besondere Aufmerksamkeit geschenkt.

Beim Uranabbau kommen die gleichen **Abbautechniken** wie beim konventionellen Bergbau zum Einsatz: Tagbau, Untertagbau und In-Situ Leaching (ISL). Aufgrund der Radon-Belastung muss allerdings eine wesentlich bessere Belüftung gewährleistet werden als bei anderen Bergbauarten (lt. EcoInvent (2009) 5–10 mal stärker als Tiefbau anderer Erze). Der Großteil der **Energie** wird für den Ausbruch selbst und die Abfuhr des Abraums benötigt. In wasserreichen Gebieten mit hohem Grundwasserspiegel wird die Pumpenergie außerdem wesentlich (EcoInvent 2009).

Tagebau-Minen sind typischerweise bis zu maximal 250 Meter tief (Sovacool 2008), darunter wird unter Tage abgebaut. Hauptgrund hierfür ist, dass die im Tagbau zu bewältigende Abraummenge mit zunehmender Tiefe des erzhaltigen Gesteins wegen der notwendigen Abschrägung der Grube unverhältnismäßig stark ansteigt. Deshalb wird ab Deckschichten von über 100 Meter oder zu harten Deckschichten unter Tage abgebaut (EcoInvent 2009), bzw. wenn die Stripping ratio (Verhältnis Abraum/Erz) mehr als 30 beträgt (Storm/Smith 2005).

Das beim Tag- und Untertagbau gewonnene Erz wird nach der Förderung zerkleinert und zu einem feinen Pulver gemahlen. Beim **Mahlen** ist die Härte des Gesteins ausschlaggebend. Es wird zwischen harten Erzen (z. B. Granit, Quarzkies) und weichen Erzen (Sandstein, Schiefer) unterschieden (Storm/Smith 2005). Mit dem **Bond Working Index** lässt sich die nötige Energie zum Mahlen bestimmter Härtegrade ausrechnen (näheres dazu in Kapitel 3.4.1). Anschließend wird das Uran mit Säuren oder Laugen aus dem Gestein gelöst und

liegt, nach Zwischenstufen wie Ionenaustausch, Fällung, Produktwäsche und Trocknung, in der gut löslichen Form von U_3O_8 („Yellowcake“) vor.

Die ***In-Situ-Leaching***-Methode bietet sich bei Erzen mit geringem Erzgehalt und bei unverfestigten Schichten an, das Gestein muss außerdem bestimmte geologische Eigenschaften haben (Ecolnvent 2009). Beim In-Situ Leaching werden je nach Gesteinsart hunderte Tonnen unterschiedlicher Chemikalien Natriumcarbonat/Natriumbicarbonat (alkalische Laugung) oder Schwefelsäure (saure Laugung) über Bohrlöcher durch den Boden gepumpt und lösen das Uran dabei heraus. Ein Mahlen und zusätzliches Laugen des Gesteins ist also nicht nötig. Die Lösung wird über andere Bohrlöcher wieder nach oben gepumpt und in eine Aufarbeitungsanlage geleitet, wo es über Ionenaustauscher gewonnen wird. Die kontaminierten Schlämme, die bei dem Verfahren anfallen, werden entweder in Becken an der Oberfläche abgelagert oder in Tiefenbohrungen verpresst.

Schließlich fällt Uran auch noch als Nebenprodukt an (z. B. der Kupfer- oder Goldgewinnung). 2010 wurde 5 % des geförderten Urans als Nebenprodukt gefördert.¹⁰ Das Olympic Dam Projekt in Australien ist die einzige große Mine, die Uran als Nebenprodukt liefert (Mudd/Diesendorf 2007 a). Auch in kleineren Minen in Afrika fällt Uran als Nebenprodukt des Goldabbaus an.

Eine unwesentlich zur gesamten Uranbereitstellung beitragende Uranabbauart ist das *Heap Leaching*. Beim *Heap Leaching* wird das Erz in kleine Stücke aufgebrochen und auf einer undurchlässigen Oberfläche mit Laugungsflüssigkeit versetzt, die gesammelt und einer Aufbereitungsanlage zugeführt wird. Dort wird das in der Flüssigkeit gelöste Uran gewonnen.

Abbildung 18 zeigt das aktuelle Verhältnis der Uranabbauarten zueinander (OECD/NEA 2008). Ein steigender Trend hin zu In-Situ Leaching ist deutlich erkennbar, es ist 2009 vermutlich bereits die wichtigste Abbauart. Der Anteil des Urans, das mittels ISL gefördert wurde, wuchs von 2009 auf 2010 noch einmal von 36 % auf 41 %.¹¹

Informationen zu ***Uranreserven*** finden sich in Kapitel 14.

¹⁰ http://www.world-nuclear-news.org/ENF-Continued_growth_in_uranium_production-0305114.html (16.5.2011)

¹¹ http://www.world-nuclear-news.org/ENF-Continued_growth_in_uranium_production-0305114.html (16.5.2011)

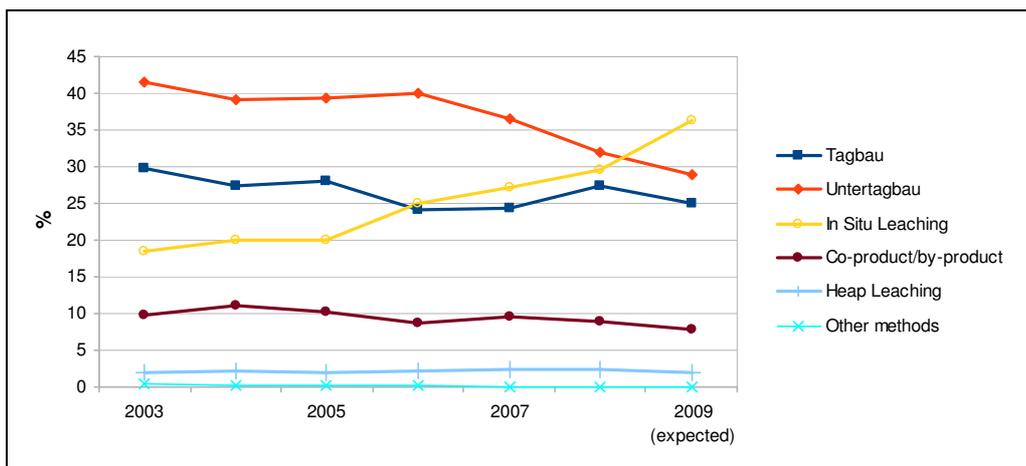


Abbildung 18: Prozentuelle Verteilung der Uranabbauarten (OECD/NEA 2008, S. 53)

Energiewerte aus der Literatur

Die Studie Storm/Smith (2005) verwendet die folgenden Werte: 2,33 GJ/t Erz für Uranabbau und Mahlen weicher Erze, 5,55 GJ/t Erz für Uranabbau und Mahlen harter Erze. ISA (2006) verwendet den Durchschnitt der zitierten Studien: 2,78 GJ/t Erz.

Storm/Smith (2005) gibt folgende Literaturwerte zu Uranabbau an (Tabelle 6).

Tabelle 6: Uranabbau – Energiebedarf verschiedener Studien lt. Storm/Smith (2005)

Quelle	Minentyp	Beschreibung	Spezifische Energie [GJ/t Erz]
Rotty et al. 1975 ¹²	Durchschnitt	Nur direkte Energie	0,530
Rotty et al. 1975	Durchschnitt	Nur indirekte Energie	0,526
Rotty et al. 1975	Durchschnitt	Direkte und indirekte Energie	1,056
Kolb et al. 1975	Durchschnitt		0,357
ERDA-76-1 1976	Durchschnitt	Werte von Rotty et al. 1975	1,056
Franklin et al. 1971	Tagbau	Nur thermische Energie	0,079
SRI 1975	Tagbau		0,222
Chapman 1975	Tagbau		1,21
Mortimer 1977	Tagbau	Nur direkte Energie	0,0031–3,50
Orita 1995	Tagbau		3,9–160 ¹³
Mortimer 1977	Untertagbau	Nur direkte Energie	0,50–4,60
Orita 1995	Untertagbau		3,9–77
SRI 1975	Untertagebau		0,361

Storm/Smith (2005) geben folgende Literaturwerte zum Mahlen von Uran an (Tabelle 7).

¹² 60% Tagbau, 40% Untertagbau

¹³ Die niedrigeren Werte von Orita (1995) beziehen sich auf hohe Erzgehalte von 2,5%, die hohen Werte auf niedrige Erzgehalte von 0,01%

Tabelle 7: Mahlen von Uran – Energiebedarf verschiedener Studien lt. Storm/Smith (2005)

<i>Quelle</i>	<i>Beschreibung</i>	<i>Spezifische Energie [GJ/t Erz]</i>
Franklin et al. 1971		1,40
Rotty et al. 1975		1,06
SRI 1975		0,96
Kolb et al 1975		0,504–2,50
Chapman 1975		0,927
Kistemaker 1976	Hartes Erz, niedriger Erzgehalt	4,432
Mortimer 1977		1,76–6,9
Orita 1995		6,2–95
Kolb et al. 1975		0,504 – 2,50
Chapman 1975		0,927
ERDA-76-1 1976	Werte von Rotty et al. 1975	1,27
Mortimer 1977		1,76 – 6,90

Storm/Smith (2005) gibt folgende Literaturwerte zu Uranabbau und Mahlen an (Tabelle 8).

Tabelle 8: Uranabbau und Mahlen - Energiebedarf verschiedener Studien lt. Storm/Smith (2005)

<i>Quelle</i>	<i>Beschreibung</i>	<i>Spezifische Energie [GJ/t Erz]</i>
Rombough & Koen 1974	Nur direkte Energie Abbau + Mahlen	1,004
Rombough & Koen 1974	Direkte und indirekte Energie Abbau + Mahlen	1,564
WNA 2005	Nur thermischer Input, Abbau + Mahlen	0,41

Die Werte zeigen eine relativ große Bandbreite, was auf Unterschiede in der Methodik und den Systemgrenzen zurückzuführen ist. Lt. Storm/Smith (2005) wird in vielen der Quellen nicht bzw. nicht ausreichend klar, wodurch die Werte zustande kommen.

2.4.5.2 Sanierung der Uranminen (Clean-Up)

Hintergrund

Die Vorschriften bezüglich Sanierung von Uranminen variieren von Land zu Land. Nach der Stilllegung von Uranminen sollten die Areale saniert und wieder nutzbar gemacht werden - das Gelände also in einen für Mensch und Umwelt ungefährlichen und brauchbaren Zustand zurückversetzt werden.

Die Sanierung der Rückstände aus dem Uranabbau verursacht nicht nur enorme Kosten (die Kosten für die Sanierung einer Mine in Moab (Utah/USA) werden auf etwa USD 300 Mio. geschätzt), sondern auch den neuerlichen Einsatz von Energie. Dies sei an einigen Beispielen veranschaulicht.

In Europa betreibt lediglich die Tschechische Republik in Dolní Rožínka noch eine Uranmine. Länder, in denen der Uranabbau eingestellt wurde, wie die USA, Frankreich und Deutschland, betrieben umfangreiche Minensanierungsprogramme – wie z.B. das UMTRA Programm (Uranium Mill Tailings Remedial Action) der USA. Im Rahmen des UMTRA Projektes wurden seit 1978 24 Anlagen stillgelegt und saniert. In Schweden wird in der Mine Ranstad ein Sanierungsprojekt durchgeführt (Hagen et al. 2005).

Eines der größten Projekte der Uranminensanierung betrifft den ehemaligen Uranabbau von **Wismut** Deutschland. Die Wismut GmbH wurde vom Deutschen Ministerium beauftragt, die großflächig radioaktiv kontaminierten Hinterlassenschaften des ehemaligen sowjetisch-deutschen Uranerzbergbaus in Thüringen und Sachsen stillzulegen, zu sanieren und wieder nutzbar zu machen. Die Produktion wurde mit Jahresende 1990 eingestellt, die Wismut hatte bis zu diesem Zeitpunkt 231.000 Tonnen Uran erzeugt und war damit der zu dem Zeitpunkt größte Uranproduzent der Welt. Insgesamt 6,2 Milliarden Euro wurden für die Sanierung bereitgestellt (BMW 2007). Das zu sanierende Erbe umfasste 3500 ha toxisches und radioaktives Gelände, 10 Schlammteiche (Tailing ponds) mit 154 Millionen m³ Tailings, 256 km Untertag-Minenschächte sowie eine Tagbauminerale mit einem Volumen von 68 Millionen m³ (Kunze 2003).

Bei der Sanierung von Uranminen müssen die Radionuklide und sonstigen Schadstoffe wie Schwermetalle, die sich in den Rückständen des Uranabbaus befinden, von der Umwelt abgeschlossen werden: Bei **Tagebauminen** wird dazu der Abraum in die offene Mine verbracht – danach wird die Mine abgedeckt und begrünt.

Beim **Untertagbau** werden Schächte und Stollen geflutet (d. h. man lässt das Grundwasser auf sein natürliches Niveau ansteigen), um ungehinderten Zutritt zu verhindern. Danach werden die Schächte und Stollen mit Gestein oder Beton verschlossen. Vor der Flutung müssen gefährdete unterirdische Hohlräume mit Versatz (meist eine betonähnliche Masse aus Kraftwerksflugasche, Sand und Kies) verfüllt werden, um Senkungen bzw. Einbrüche an der Oberfläche zu verhindern. Im Wismut Projekt wurden 220.000 m³ Grubenhohlräume verfüllt. Auch die Schächte wurden großteils angefüllt, nur manchmal genügte die Abdeckung mit einer Betonplatte. Wenn das Grundwasser der gefluteten Gruben mit Elementen wie Uran, Radium oder Schwermetallen kontaminiert ist, muss das Wasser außerdem über mehrere Jahrzehnte gefasst und gereinigt werden. Armerz- und Abraumhalden können entweder liegengelassen oder umgelagert werden. Die Umlagerung von Abraumhalden kann durch gute Planung des Abbaus minimiert werden. Die Halden werden falls nötig abgereichert, danach abgedeckt, um ein Auswaschen von Schadstoffen durch Niederschläge zu verhindern und die Begrünung zu ermöglichen. Die Wismut verwendete dazu eine Dämmschicht aus mineralischem Boden und eine Speicherschicht zur Wasserspeicherung (BMW 2007).

Beim **In-Situ Leaching** von Uran werden zwar weniger Rückstände produziert als beim Tag- bzw. Untertagbau, allerdings ist die Radioaktivität der Rückstände höher (10–100 Bq/g). Der Umweltschaden durch den Einsatz großer Mengen an Chemikalien ist erheblich. Im Besonderen gilt dies für Fälle, in denen das Grundwasser verseucht wird, wie es z. B. in Straz pod Ralskem der Fall ist, einer ehemaligen Mine im Norden der Tschechischen Republik (Hagen et al. 2005). In der tschechischen Mine wurde dadurch ein Gebiet von 27 km² stark belastet (pH-Wert von 1,5 bis 2, 350 Millionen m³ kontaminiertes Wasser). Das Wasser muss in einem Jahrzehnte dauernden Prozess wiederaufbereitet werden, indem es kontinuierlich im

Kreis gepumpt und gereinigt wird. Eine Ausbreitung des mit Schwefelsäure kontaminierten Wassers auf einen größeren Bereich wird durch Hydrobarrieren verhindert. Als Nebenprodukt des Abbaus werden 30 t Uran pro Jahr gewonnen (zu aktiven Zeiten waren es 800 t pro Jahr). Aber auch bei der herkömmlichen Sanierung von ISL Minen ohne besondere Kontamination muss Wasser im Kreis gepumpt und gereinigt werden.

Der Hauptteil der radioaktiven Abfälle wird (inklusive Produkt) während des Minenbetriebs zur Aufbereitungsanlage überführt, wo er in den **Schlammteichen** konzentriert wird (Dones et al. 2007). In den Schlammteichen werden die Rückstände (Tailings) mit Kalk versetzt, um die Säuren zu neutralisieren. Wenn ein Risiko der Kontamination der Umgebung durch Sickerwässer besteht, gibt es mehrere Möglichkeiten zur Abdichtung. Bei der trockenen Lagerung werden die Tailings entwässert und abgedeckt. Wenn das Eindringen von Niederschlägen nicht völlig verhindert werden kann, müssen Fassungssysteme und Reinigungsanlagen installiert werden. Außerdem besteht die Möglichkeit, die Tailings mit Wasser zu bedecken und das Wasser kontinuierlich zu reinigen. Die Rückstände der Reinigung der Grubenwässer und Sickerwässer werden auf Halden oder Absetzanlagen in speziellen Deponien eingelagert (BMWl 2007). Gebäude müssen abgerissen und dekontaminiert und das Material entsorgt werden (Hagen et al. 2005). Kontaminierte Areale müssen ebenfalls saniert werden, z. B. durch Aushub und Vergraben des kontaminierten Untergrundes.

Energiewerte aus der Literatur

Weder ISA (2006), noch WNA (2009) bzw. Rotty et al. (1975) berücksichtigen die Sanierung von Uranminen – auch EcoInvent (2009) vernachlässigt die Sanierung der Minen aufgrund fehlender und gleichzeitig schwierig zu erhebender Daten.

Lediglich in **Storm/Smith (2007)** ist eine Berechnung des Energiebedarfs für die Uranminensanierung zu finden. Die Autoren machen aufgrund des Fehlens frei zugänglicher Daten eine eigene grobe Abschätzung des Energieaufwandes für die Uranminen-Sanierung. Sie schätzen den Energieaufwand für die Sanierung von Minen auf **4,2 GJ/t Rückstände (Tailings)**, was der vierfache Betrag des Uranabbaus ist (1,06 GJ/t Erz), da durch Zugabe von Kalk die Masse der Tailings doppelt so groß wie jene des Erzes ist und der Kalk ebenfalls abgebaut werden muss.

Bei Storm/Smith (2007) werden folgende Prozesse berücksichtigt:

- Isolation der Tailings von der Biosphäre
- Neutralisation der Säuren der Tailings mit Kalkstein
- Zugabe von Phosphat: nicht mehr in Wasser löslich
- Ruhigstellung der Tailings: Gießen zwischen Tonschichten, um die Tailings vom Grundwasser zu isolieren.
- Transport der ruhiggestellten Tailings in die Mine: Es wird angenommen, dass die Tailings die doppelte Masse wie das Erz haben (Storm/Smith 2007, part E S. 32).
- Ersatz des Abraums, Begrünung

2.4.5.3 Konversion: Umwandlung in Uranhexafluorid (UF₆)

Hintergrund

In der nächsten Stufe der nuklearen Prozesskette wird aus Yellowcake (U₃O₈) Uranhexafluorid (UF₆) hergestellt: Dazu wird das U₃O₈ gereinigt, zu UO₂ reduziert, mit HF zur Reaktion gebracht und in UF₄ umgewandelt, welches mit gasförmigem Fluor in HF₆ umgewandelt wird (ISA 2006). UF₆ sublimiert bereits bei niedrigen Temperaturen und bildet so die für die Anreicherung von U-235 notwendige gasförmige Phase. Außerdem wird mittels chemischer Prozesse die Reinheit des Produktes verbessert.

Energiewerte aus der Literatur

Storm/Smith (2005) geben u.a. folgende Literaturwerte zur Konversion von U₃O₈ in UF₆ an – und verwenden für ihre Berechnung die Werte von ERDA-76-1 bzw. Rotty (1975). ISA (2006) verwendet als konservative Annahme die gleichen Zahlen, gibt allerdings an, dass laut aktuellen Werten der Australian Coal Association der Energiebedarf heute nur ca. die Hälfte betrage, was wahrscheinlich auf technologischen Fortschritt zurückzuführen ist.

Tabelle 9: Konversion – Energiebedarf verschiedener Studien lt. Storm/Smith (2005)

Quelle	Spezifische Energie [GJ/t U]
Franklin et al. 1971	171
Rombough & Koen 1974	288
Rotty et al. 1975	1478
SRI 1975	1350
Chapman 1975	252
ERDA-76-1	1478
Mortimer 1977	196–360

2.4.5.4 Anreicherung

Allgemeine Beschreibung

Das in der Natur vorkommende Element Uran liegt in Form von zwei Isotopen vor: U-238 (99,27 %) sowie dem spaltbaren U-235 (0,72 %). Nachdem in den meisten konventionellen Reaktortypen ein U-235-Gehalt von 3 % und mehr zum Betrieb notwendig ist, muss dessen Anteil erhöht werden. Lediglich in schwerwasser- oder graphitmoderierten Reaktoren wie dem kanadischen CANDU-Reaktor kann auch Natururan verwendet werden.

Da sich die beiden Isotope in ihrer atomaren Masse nur um ca. 1,3 % unterscheiden und chemisch idente Eigenschaften haben, sind bei diesem Schritt technisch und energetisch aufwändige Methoden erforderlich. Derzeit kommen bei der Anreicherung zwei Methoden zur Anwendung. Die Anreicherung mittels **Gasdiffusion** beruht auf der unterschiedlichen Diffusionsgeschwindigkeit der beiden Isotope durch eine Serie poröser Membranen – das etwas leichtere U-235 diffundiert schneller. Der Trennfaktor pro Membranstufe beträgt allerdings nur etwa 1,002. Durch Hintereinanderschalten einer Kaskade vervielfacht sich der Trenneffekt allerdings (Koelzer 2008). Nach ca. 1200 hintereinandergeschalteten Stufen ist

der U-235 Anteil so hoch, dass das Uran in herkömmlichen Kernreaktoren eingesetzt werden kann. Eine neuere Methode der Anreicherung ist die **Gaszentrifugation**, bei der die Elemente durch ihre unterschiedlichen Zentrifugalkräfte getrennt werden. Der Trennfaktor beträgt ca. 1,25 pro Zentrifuge, es müssen also wiederum viele Zentrifugen hintereinander geschaltet werden. Die zur Anreicherung verrichtete Trennarbeit wird in Kilogramm Urantrennarbeit (kg UTA) oder kg Separative Work Unit (SWU) angegeben.

Der **Energiebedarf** des Gasdiffusionsverfahrens ist ca. um einen Faktor 60 höher als der der Zentrifugation (Ecolnvent 2009). Das Verhältnis der verwendeten Anreicherungstechnologien zueinander ist also neben dem Anreicherungsgrad ein bestimmender Faktor im Energiebedarf der Anreicherung. Das aktuelle Verhältnis von Gasdiffusion zu Gaszentrifugation beträgt weltweit ca. 30:70 (ISA 2006) und ändert sich weiterhin zugunsten der Gaszentrifugation.

Literaturwerte

Die Studie Storm/Smith (2005) gibt folgende Literaturwerte zur Anreicherung an:

Tabelle 10: Anreicherung – Energiebedarf verschiedener Studien lt. Storm/Smith (2005)

Quelle	Gasdiffusion [GJ/SWU]	Gaszentrifugation [GJ/SWU]
Rombough & Koen 1974	9,30	-
Oregon 1974	9,78	-
Kolb et al. 1975	8,91	1,116
Kistemaker 1975	8,09	1,342
Rotty et al. 1975	11,00	-
Chapman 1975	9,06	-
ERDA-76-1 1976	11,0	-
Eaton et al. 1977	11,16	1,08–1,44
Mortimer 1977	8,60–11,71	1,04–1,98
Crossley 1980	8,6	0,36
Wilkie 1980	8,76	-
INFCE 2 1980	8,28–9,00	0,378–1,44
Orita 1995	0,18–10,90	-
WNA 2003	8,64	0,23

Die von einer Trenneinrichtung verrichtete Arbeit wird in Kilogramm Urantrennarbeit (kg UTA) bzw. Tonnen Urantrennarbeit (t UTA) ausgedrückt. In der englischen Fachliteratur wird diese Einheit als SWU (*Separative Work Unit*) bezeichnet.

Die Studie Storm/Smith (2007) verwendet die Werte von Rotty et al. (1975) für Gasdiffusion (11,0 GJ/SWU) und jene von Kistemaker (1976) für Gaszentrifugation (1,342 GJ/SWU), da dieser Wert Energie für den Bau der Anlage beinhaltet. ISA (2006) verwendet den Mittelwert der in Storm/Smith (2005) zitierten Studien: 9,46 GJ/SWU die Gasdiffusion und 1,04 GJ/SWU für die Gaszentrifugation. Beide verwenden ein Verhältnis 30 : 70 von Gasdiffusion zu Gaszentrifugation. Dones (2007) gibt an, dass die von Storm v. L & Smith (2007) verwendeten Werte stark veraltet seien und verwendet selbst einen Elektrizitätsbedarf von

0,144 GJ GJ/SWU (40 kWh/kg SWU) für Ultrazentrifugation in EcoInvent (2009), für Gasdiffusion wird ein Wert von 8,6 GJ/kg SWU (2400 kWh/kg SWU) angesetzt.

2.4.5.5 Brennelementherstellung

Allgemeine Beschreibung

Das je nach Reaktortyp unterschiedlich hoch angereicherte Uran wird von Uranhexafluorid UF_6 in das chemisch stabile Urandioxid (UO_2) umgewandelt und in Form von gepressten und gesinterten Pellets zu Brennstäben bzw. zu Brennelementen verarbeitet (Hüllrohre, Halterung, Gitter, Steuerstäbe und Messeinrichtungen).

Literaturwerte

Storm/Smith (2005) geben folgende Literaturwerte zur Anreicherung an:

Quelle	GJ/Mg U	Anmerkung
Franklin et al. 1971	392	-
Rombough & Koen 1974	6775	Alle Prozesse
Rotty et al. 1975	585	Nur direkter Input
Rotty et al. 1975	3791	Direkter Input + Bau + Material
SRI 1975	572	Nur direkter Input
Chapman 1975	288	-
ERDA-76-1 1976	3792	-
Mortimer 1977	493–611	-
Orita 1995	330	-
WNA 2005	3792	-

2.4.5.6 Bau KKW

Allgemeine Beschreibung

Kernkraftwerke sind komplexe Konstruktionen: Ein typisches Kernkraftwerk enthält üblicherweise ca. 80 Kilometer Rohrleitungen mit ca. 25.000 Schweißnähten, 1400 km elektrische Kabel, tausende Elektromotoren und Batterien, Kühlsysteme mit den nötigen Pumpen, Ventilen, Dichtungen, dem Zwischenlager für den abgebrannten Brennstoff u.v.m. (Sovacool 2008).

Es gibt verschiedene Arten von Kernkraftwerken: Die meisten von ihnen verwenden angereichertes Uran mit einem Anreicherungsgrad von 3–5 % als Brennstoff, nur wenige Reaktoren können mit Natururan betrieben werden. Reaktorarten können anhand des verwendeten Moderators und Kühlmittels kategorisiert werden: In Leichtwasser- und Schwerwasserreaktoren (LWR, HWR) sind Moderator und Kühlmittel ident. Graphitmoderierte Reaktoren werden mit Helium oder CO_2 gekühlt (*gas cooled reactors, GCR*) oder auch mit Wasser. Leichtwasserreaktoren sind bei weitem die häufigste Reaktorart, wobei in dieser Gruppe die Druckwasserreaktoren (DWR oder *pressurized water reactor, PWR*) dominieren, in denen die Dampfturbine über einen sekundären Wasser-Dampf-Kreislauf betrieben wird.

Die Abschätzungen für den Energieaufwand für den Bau von Kernkraftwerken gehen weit auseinander. Laut ISA (2006, S. 43) sind die Haupteinflussfaktoren auf die Ergebnisse verschiedener Studien die Methodik der Studie und die Art und Kapazität des Reaktors: HWR und GCR und schnelle Brüter brauchen vergleichsweise mehr Energie zum Bau als LWR.

Voorspools et al. 2000 liefern eine Übersicht der verschiedenen Methoden:

Prozessanalyse: In der Prozessanalyse werden die für den Bau benötigte direkte Energie (fossile Treibstoffe, elektrischen Strom etc.) mit den Energien, die in den verwendeten Bau- und Prozesschemikalien inkl. ihrer Vorketten enthalten sind, summiert. Da nicht alle für den Bau nötigen Leistungen in Material- oder Energieinputs ausgedrückt werden können, führt diese Methode zu einer Unterschätzung des Ergebnisses. Außerdem kommt es zu weiteren methodischen Ungenauigkeiten: Die Energieintensität für verschiedene Teile wird über einen einheitlichen Wert berechnet – einer Dampfturbine wird also ein ähnlicher Energiewert zugeordnet wie anderen Stahlkomponenten. Außerdem wird Material nur ab einer bestimmten Menge berücksichtigt.

- **Input Output Analysis (IOA):** In der IOA werden alle Leistungen zum Bau eines KKW den entsprechenden Wirtschaftssektoren zugeordnet. Der Bau wird also als eine Folge wirtschaftlicher Aktivitäten angesehen. Für jeden Sektor wird ein Durchschnittsprodukt berechnet, dem Energieverbrauch und CO₂-Ausstoß zugeordnet werden. Je nachdem, wie viel in welchem Sektor produziert wird, ergibt sich ein Gesamtenergiewert, der auch leicht in monetären Einheiten ausdrückbar ist. Einschränkungen der Methode sind die beschränkte Anzahl der Sektoren und die Diskrepanz der dem Durchschnittsprodukt zugeordneten Energie und der Energie der verwendeten Produkte.
- **Average Energy Intensity (AEI):** Die AEI ist eine vereinfachte Version der IOA. Die Gesamtkosten werden mit dem nationalen Verhältnis von Energie/Kosten eines Landes multipliziert. Daraus ergibt sich der Primärenergieverbrauch eines Jahres zum Bruttoinlandsprodukt. Diese Methode liefert in der Regel sehr hohe Energiewerte (ISA 2006).

Literaturwerte

Aus der Literatur verweisen Storm/Smith (2007, F3) auf **5,3–16,88 PJ** ($E_{th} + E_{el}$) für den Bau von KKW. Storm/Smith (2005) selbst verwenden **80 PJ** für den Bau ihres 1000 MW Referenz-PWR. Storm/Smith (2007, F4) verwendeten vier verschiedene Methoden für die Errechnung der Ergebnisse und erhielten eine Bandbreite von 39–155 PJ (Table F. 10), mit 80 PJ als Durchschnittswert. Als Grund für diesen im Vergleich zu anderer Literatur hohen Wert geben die Autoren methodische Unterschätzung der Literaturwerte durch Vergleichsstudien sowie gestiegenen Materialaufwand in aktuellen KKW an (F3, S. 18).

ISA (2006) verwenden $4.100 \text{ GWh}_{th}/\text{GW}_{el} = 14,8 \text{ PJ}$, einen der höchsten Werte, dem die Input-Output-Analyse zu Grunde liegt.

ISA (2006, S. 43) gibt für Druckwasserreaktoren je nach Methode folgende Bandbreiten an Ergebnissen aus der Literatur an (pro 1000 MW Reaktor):

Tabelle 11: Literaturenergiewerte für den Bau eines KKW

<i>Methodik</i>	<i>Bandbreite der Literaturwerte für Bau eines KKW laut ISA (2006)</i>	
	<i>GWhth/Gwel</i>	<i>PJ/GWel</i>
Prozessanalyse	1.177–26.944	4,24–97 PJ
Input Output Hybrid Based Analysis (IOA)	1.577–4.750	0,036–17,1 PJ
Average Energy Intensity (AEI)	3.800–74.832	13,68–268 PJ

2.4.5.7 Dekommissionierung KKW

Allgemeine Beschreibung

Dekommissionierung ist der Abbau einer Atomanlage nach Betriebsbeendigung und die Dekontamination des Standortes und der Bauelemente von Quellen radioaktiver Strahlung. Der Energieeinsatz für die Dekommissionierung von Kernkraftwerken wird wegen der radioaktiven Strahlung vergleichsweise höher liegen als jener nicht-nuklearer Kraftwerke – die Angaben zu notwendigem Energie- und Gütereinsatz in der Literatur variieren sehr stark.

Der zeitliche Aufwand beispielsweise für die geplante Dekommissionierung der KKW in Litauen wird auf 20 bis 100 Jahre geschätzt (Umweltbundesamt 2008). Die Kosten der Dekommissionierung der Reaktoren 1 und 2 in Bohunice werden von der Slowakei auf etwa EUR 300 Mio. geschätzt. Die Kosten für die Dekommissionierung des 900 MW-Reaktors in Maine Yankee (USA) werden für die Jahre 1997–2005 auf etwa USD 500 Mio. geschätzt (Maine Yankee 2005)

Der zeitliche Aufwand für das Abwracken eines KKW hängt von der gewählten Methode ab. Die Kosten sind am geringsten, wenn erst nach einer langen Abklingzeit abgebaut wird. Außerdem beeinflusst die Größe des Reaktors die Kosten des Abbaus und den dafür nötigen Energieeinsatz.

Literaturwerte

Die Literaturwerte zur Dekommissionierung von KKW haben eine große Bandbreite:

- Die Studie Storm/Smith (2007, F6 S. 65) geht von Werten von 100–200 % der Bauenergie aus und verwenden den Mittelwert von 150 %, also **120 PJ**. Es werden folgende Aspekte berücksichtigt: Clean-Up, Dekontamination, Safeguard Period von 100 Jahren, Abriss, Vorbehandlung, Verpackung und Lagerung des radioaktiven Abfalls (Table F.28).
- ISA (2006) verwendet als Wert für die Dekommissionierung 10 % des Energiebedarfs des Baus, das entspricht **1,48 PJ** und liegt somit um einen Faktor 80 unter den Werten von Strom v. L. & Smith.
- EcoInvent (2009) beziehen sich auf El-Bassioni et al. (1980) und geben den Energieaufwand für den Abbruch eines Leichtwasser-KKW der 1000 MW-Klasse mit **75 % der Bauenergie** an. Materialien werden extra betrachtet.
- Die World Nuclear Association gibt Werte von **4,3–6,2 PJ** an (WNA 2009a).

2.4.5.8 Betrieb KKW

Allgemeine Beschreibung

Beim Betrieb eines KKW wird im Reaktor Energie durch die Spaltung von Uran-235 gewonnen. Dazu ist eine Kettenreaktion nötig: U-235 emittiert bei seiner Spaltung Neutronen, die wiederum U-235 spalten können. Es entstehen ebenfalls andere Elemente wie Plutonium-239, das ebenfalls als Brennstoff dient, und eine breite Reihe von Zerfallsprodukten. Die Kettenreaktion wird über den Moderator (Wasser in Leichtwasserreaktoren) beschleunigt und über Kontrollstäbe verlangsamt. Die entstehende Hitze wird über Wasserdampf mittels einer Dampfturbine in elektrischen Strom umgewandelt.

Für den Betrieb des Kernkraftwerkes ist Energie nötig, zum Beispiel für die nötige Kühlenergie, die Energie für Instandhaltung und die Energie für die Reservegeneratoren (Sovacool 2008). Dazu sind Gas- und Treibstoff sowie elektrischer Strom nötig. Weiters werden verschiedene Materialien benötigt: z. B. Chemikalien für die Kühlwasseraufbereitung, Betriebsstoffe wie Harze, Öle, Fette, Aktivkohlefilter und ev. Borsäure.

Energie ist außerdem für Brennelementwechsel und Wartung der Reaktoren und für Ersatzteile und nötige Modernisierungsmaßnahmen nötig.

Literaturwerte

Literaturwerte zum Betrieb von Kernkraftwerken gehen ebenso weit auseinander wie jene zur Dekommissionierung.

- ISA (2006) gibt Werte von 79 bis 242 $\text{GWh}_{\text{th}}/\text{GW}_{\text{el}}$ pro Jahr für PWR an, dies entspricht **0,284–0,871 PJ** für einen 1000 MW PWR pro Jahr.
- Storm/Smith (2007, F5 S. 37) gehen von 4,3 % der Bauenergie als Betriebsenergiebedarf pro Jahr aus. Dies entspricht pro Jahr **3,44 PJ** für einen 1000 MW PWR. Dieser im Vergleich zu anderer Literatur hohe Wert ergibt sich durch den hohen Energieaufwand, der für den Bau angenommen wird.

2.4.5.9 Zwischenlagerung für abgebrannte Brennelemente

Allgemeine Beschreibung

Ein 1000 MW-Reaktor erzeugt pro Jahr ca. 25 Tonnen abgebrannten Kernbrennstoff (ISA 2006, S. 50). Die abgebrannten Brennelemente erzeugen durch den weiteren Zerfall der Spaltprodukte sowie die Aktivität der Materialien weiterhin Strahlung und nicht vernachlässigbare Wärme. Daher müssen die Brennelemente vor ihrer Wiederaufbereitung oder Endlagerung mehrere Jahre in einem Zwischenlager deponiert werden, bis die Hitze- und Strahlungserzeugung auf ein geringeres Maß abgeklungen ist. Es gibt zwei Arten von Zwischenlagern für abgebrannte Brennelemente: Trockenlager und Nasslager. In Trockenlagern werden die Brennelemente in dichten Behältern in Hallen gelagert und luftgekühlt, wobei kein aktives Kühlsystem nötig ist. In Nasslagern werden die Brennelemente in Wasserbecken mit einem Wasserkühlsystem gelagert.

Da weltweit noch kein Endlager für hochradioaktiven Abfall fertiggebaut ist, ist es übliche Praxis, die abgebrannten Brennelemente über viele Jahrzehnte in Zwischenlagern zu belassen.

Literaturwerte

In der Studie von Storm/Smith (2007, Part E, S. 29) wird der Energieinput der Zwischenlagerung abgebrannter Brennelemente durch Umrechnung der Lagerungskosten in Energiewerte berechnet. Die Autoren gehen von *3,3 TJ je Tonne* abgebranntem Brennstoff aus. Eine *Reload charge* beträgt 20,3 t Brennstoff. Die Energie über die Nutzungsdauer des Kernkraftwerkes für die Zwischenlagerung der abgebrannten Brennelemente beträgt $(n + 3) \cdot 0,0670$ PJ, für eine Nutzungsdauer von 30 Jahren also 2,211 PJ und für eine Nutzungsdauer von 40 Jahren 2,881 PJ.

ISA (2006, S. 50) zitiert folgende Literaturwerte:

- ACA (2001) geht von 80 MWh_{el} (288 GJ) und 600 MWh_{th} (2,16 TJ) pro Tonne abgebranntem Brennstoff für die Zwischenlagerung aus. ISA (2006) übernimmt diese Werte.
- White & Kulcinski (2000) gehen von 172 TJ_{th} pro GW produzierte Leistung und Jahr aus.

ISA (2006, S. 106) verwendet Werte von 20,429 GWh_{th} = 0,0725 PJ als Gesamtenergieinput bzw. 0,021 GWh_{th}/GWh_{el} bezogen auf 965.790 GWh_{el} Gesamtenergieoutput über die Nutzungsdauer.

2.4.5.10 Endlagerung

Allgemeine Beschreibung

Abgebrannte Brennelemente, High level waste

Bislang sind weltweit bereits über 245.000 Tonnen an abgebrannten Brennelementen aus der Kernenergieproduktion angefallen (Wenisch 2010). Dieser hochradioaktive Abfall muss über 100.000e Jahre hinweg sicher gelagert werden: Die Halbwertszeit von Uran-238, einem der Hauptbestandteile in abgebrannten Brennelementen, ist z. B. ca. so groß wie das Alter der Erde: 4,5 Mrd. Jahre. Außerdem entstehen viele andere Nuklide während der Kernspaltung, wie z. B. das hochgiftige radioaktive Plutonium-239.

Ein Lagerkonzept, das über solch lange Zeiten eine sichere Aufbewahrung erlaubt, übersteigt den Zeithorizont seriöser geologischer Prognosen. Weltweit wird allerdings die Eignung von Granit-, Ton- und Salzformationen untersucht. Derzeit gibt es noch kein aktives Endlager. In Finnland ist das Endlager Posiva am Standort des KKW Olkiluoto in Bau. Einige Staaten befinden sich im fortgeschrittenen Planungsstadium (Schweden, Schweiz, USA). Keines dieser Länder hat jedoch bislang eine Bewilligung für den Bau vergeben. Derzeit lagern die abgebrannten Brennelemente zunächst in Abklingbecken an den Reaktorstandorten, danach werden sie teilweise zur Wiederaufarbeitung verbracht oder kommen in Zwischenlager. Auch aus der Wiederaufarbeitung fällt radioaktiver Abfall an, der gelagert werden muss. Dieser Engpass in der nuklearen Kette ist eines der wichtigen Argumente gegen einen weiteren Ausbau der Nuklearenergie.

Intermediate Level Waste/Low Level Waste

Mittel- und schwachradioaktiver Abfall (Intermediate und Low Level Waste, ILW und LLW) muss ebenfalls endgelagert werden. Vor der Endlagerung in Oberflächen- oder Tiefenlagern

wird der Abfall für die Lagerung konditioniert, indem das Volumen reduziert wird und der Abfall in einen möglichst stabilen Zustand überführt wird. Allerdings können auch diese Lager negative Umweltwirkungen haben. So konnte etwa im Lager Asse im Landkreis Wolfenbüttel in Deutschland radioaktiv kontaminierte Salzlauge festgestellt werden.¹⁴ In der Gemeinde Asse wurde eine erhöhte Krebshäufigkeit für Leukämien und Schilddrüsenkarzinome beobachtet (EKN 2010). Für das Lager, das ursprünglich nur für Forschungszwecken errichtet wurde, wird derzeit eine komplette Räumung erwogen (Strahlentelex 2010).

Literaturwerte

Abgebrannte Brennelemente, High level waste

Da weltweit noch kein Endlager für hochradioaktiven Abfall existiert, ist es schwierig, den für die Lagerung notwendigen Energiebedarf zu berechnen.

Die Autoren der Studie Storm/Smith (2007, E S. 31) machen eine grobe Berechnung des Energiebedarfs für ein Endlager und gehen von folgenden Annahmen aus: Der Gesamtenergieaufwand entspricht der Nutzungsdauer eines Reaktors (+ 3) multipliziert mit dem Faktor 0,5319 PJ. Bei einer Nutzungsdauer von 40 Jahren (41,47 Reload periods) würde das einen Gesamtenergieaufwand für die Endlagerung des abgebrannten Kernbrennstoffs von **23,65 PJ** ergeben. Berücksichtigt werden die Aushebung des Endlagers, die Rückfüllung und der Abbau der verwendeten Materialien wie Lehm, sowie Explorationstätigkeiten zum Auffinden eines geeigneten Endlagers. Der Energieaufwand pro Tonne Abbau wird aus der Literatur bezogen.

ISA (2006, S. 98) zitiert Vattenfall (2005) und verwendet deren Energiewerte für die Endlagerung von HLW mit 330 MWh_{el} (1,19 TJ) und 120 MWh_{th} (432 GJ) pro Tonne HLW. Grob umgerechnet ergibt dies lt. eigenen Berechnungen bei 25 t Brennstoff im Jahr und 35 Jahren Betriebszeit einen Gesamtenergieaufwand von 289 GWh_{el} (1,04 PJ) und 105 GWh_{th} (378 TJ).

Intermediate Level Waste/Low Level Waste

Bei der Lagerung von ILW und LLW gehen Storm/Smith (2007, E S. 25) davon aus, dass der Abfall in Kavernen gelagert wird, die in hartem Gestein ausgehoben wurden. Neben der Energie für den Aushub der Kavernen berücksichtigen die Autoren Energie für die Rückfüllung mit Lehm sowie Energie für dessen Abbau. Der Abfall stammt aus verschiedenen Prozessschritten (depleted uranium, Anreicherungsabfall, betrieblicher Abfall, Abbau des Kernkraftwerkes).

ISA (2006, S. 98) zitiert Vattenfall (2005) und verwendet deren Energiewerte für die Endlagerung von ILW/LLW von 24 MWh_{el} (86 GJ) und 1 MWh_{th} (3,6 GJ) pro Tonne ILW/LLW. ISA (2006) wendet diese Werte auf den Abfall der Brennelementherstellung, jährlich anfallendes kontaminiertes Material (betriebliche Abfälle) und radioaktiven Abfall der Dekommissionierung an. Für die radioaktiven Abfälle der Anreicherung verwendet ISA (2006) die Werte von

¹⁴ Strahlenschützer melden erhöhte Radioaktivität in der Asse, Spiegel Online, 14. April 2011, <http://www.spiegel.de/wissenschaft/mensch/0,1518,757080,00.html>

Storm/Smith (2005). Der Minenabfall wird direkt im Uranabbau berücksichtigt, jedoch nicht die Dekommissionierung der Mine.

2.5 Zusammenfassung

Studien, die die Energiebilanz bzw. die CO₂-Emissionen der Nuklearindustrie berechnen, weisen bei den Ergebnissen eine große **Bandbreite** auf. Dies hat mehrere **Gründe**:

- Systemgrenzen bzw. Vollständigkeit der Prozesskette
 - Bei der Errechnung von Energiebilanz und CO₂-Emissionen der Nuklearindustrie ist die Betrachtung des vollständigen Lebenszyklus von zentraler Bedeutung. Im Gegensatz zu anderen stromerzeugenden Technologien liegt bei der Nuklearindustrie der Hauptenergieverbrauch in den dem Betrieb vor- und nachgelagerten Schritten.
 - Viele Studien vernachlässigen für den Energieaufwand relevante Schritte, z. B. den Clean-Up der Uranminen.
- Daten: Verfügbarkeit und Aktualität
 - Eine Vielzahl von Studien über die nukleare Brennstoffkette wurde zwischen 1970 und 1980 verfasst. Diese Literaturwerte sind inzwischen zum Teil veraltet. Aus Mangel an Alternativen bezieht sich aktuelle Literatur trotzdem oft auf diese Werte.
 - Aktuelle Daten sind nur eingeschränkt verfügbar.
- Methodik
 - Es gibt unterschiedliche methodische Ansätze, den Energiebedarf der Prozessschritte der nuklearen Brennstoffkette zu berechnen. Auf Kosten beruhende Energiewerte bieten zwar die Möglichkeit, nur schwer quantifizierbare Leistungen in den Berechnungen zu berücksichtigen, überschätzen aber tendenziell den Energiebedarf. Prozessanalysen, die sich auf physikalische Prozesse stützen, führen eher zu einer Unterschätzung der Werte.
 - Energiebilanzen sind von einer Vielzahl von Annahmen abhängig, deren Gesamtheit das Ergebnis stark beeinflusst.

Eine zentrale Kennzahl der Energiebilanz ist die **Energieintensität**: Sobald diese Gegenüberstellung von nötigem Energieinput über den Lebenszyklus zu Energieoutput des KKW 100 % erreicht, wird kein Energieüberschuss mehr erwirtschaftet. Die Bandbreite der Energieintensität der näher betrachteten Studien bewegt sich bei mittleren Erzgehalten von 0,15–0,26 % zwischen 2 % (WNA 2009) und 50 % (Storm/Smith 2007). Die aktuelle Studie von ISA (2006) ermittelt bei der Energieintensität eine Bandbreite von 10–30 %, mit einem Mittelwert von 18 % (basierend auf Modellierungen mit Annahmen verschiedener Studien).

Trotz der hohen Bandbreite der Endergebnisse sind sich die Studien bei der zentralen Bedeutung des **Erzgehaltes** für die Energiebilanz einig: Bei niedrigen Erzgehalten von ca. 0,01 % wird die Erzaufbereitung des Urans zum Prozess-Schritt mit dem höchsten Energieaufwand (über 40 % des gesamten Energieaufwandes). Die Energieintensität der näher betrachteten Studien geht aber nach wie vor weit auseinander, sie liegt zwischen 2 % und 150 %. Die untere Schwelle (WNA 2009) bedeutet einen nach wie vor hohen Energieüberschuss der Stromerzeugung aus Nuklearenergie, die obere Schwelle (Storm/Smith 2007) hingegen eine negative Energiebilanz. Der Grenzerzgehalt (das ist der Erzgehalt, ab dem

die Energiebilanz negativ wird) würde also eine ebenso hohe Bandbreite aufweisen – bei Storm/Smith (2007) ist er bereits bei 0,013 % erreicht.

Unter Annahme eines Wachstums der KKW-Kapazität von 2 % pro Jahr würde dieser Grenzerzgehalt lt. Storm/Smith (2007) bereits in 50 bis 70 Jahren erreicht sein.

Die Literaturwerte zu **CO₂-Emissionen** der Nuklearindustrie schwanken ebenfalls stark zwischen 2 und 288 g/kWh, wobei die 288 g CO₂/kWh_{el} auf einen sehr niedrigen Erzgehalt von 0,013 % bezogen sind (Sovacool 2008); Bei Erzgehalten von ca. 0,15 % liegt die höchste Angabe bei 108 g CO₂/kWh. ISA (2006) kommt auf Werte von durchschnittlich ca. 60 g CO₂/kWh. Zum Vergleich: Fossile Technologien wie Kohle führen bei der Stromproduktion zu CO₂-Emissionen von ca. 600–1200 CO₂/kWh, Wasserkraft ca. 17–22 CO₂/kWh und Photovoltaik ca. 19-59 g CO₂/kWh (Jacobson 2009; ISA 2006).

In Kapitel 4 werden Basisannahmen ausgewählter Literatur mit dem EBN-Modell nachmodelliert und den Werten aus der Literatur gegenübergestellt. Die Ergebnisse der Modellierungen der vorliegenden Studie bezüglich Energieintensität, CO₂-Emissionen, Grenzerzgehalt und Reichweite der Uranressourcen werden zusammengefasst.

3 Energiebilanz Nuklear (EBN-Modell): Modell eines nuklearen Lebenszyklus

3.1 Ziele

Da, wie in Kapitel 2.4.1 erläutert, die Prüfung der Plausibilität der Angaben über Energieinput und -output der einzelnen Hauptprozessschritte aus verschiedenen Literaturquellen mit Schwierigkeiten konfrontiert war (der überwiegende Großteil der Literatur schlüsselt die Energie der Hauptprozessstufen nicht im nötigen Detail auf), wurde beinahe die gesamte Prozesskette mit eigenen Bottom-up-Berechnungen modelliert. Der Energieinput in der nuklearen Brennstoffkette wird dem Energieoutput gegenübergestellt. Den Berechnungen liegt eine im Vorhinein definierte Prozesskette zugrunde. Beispielsweise wurden die nötigen Eingangsdaten aus anderen Bergwerksarten abgeschätzt, durch Experteninterviews erhalten oder aus veröffentlichten Berichten von z. B. Uranbergbauunternehmen zusammengetragen.

Ziel der Berechnungen ist die Einschätzung einer plausiblen Bandbreite bzgl. Energieüberschuss und CO₂-Emissionen der nuklearen Brennstoffkette. Weiters sollen Sensitivitäten des Endergebnisses auf verschiedenste Eingangsdaten und Annahmen überprüft und die Änderungen der Ergebnisse unter der Annahme verschiedenster Szenarien (z. B. geänderte Nutzungsdauer von Kernkraftwerken, sinkender Erzgehalt) betrachtet werden. Außerdem soll die Frage beantwortet werden, ab welchem Erzgehalt kein Energieüberschuss mehr erwirtschaftet wird und wann dieser Zeitpunkt voraussichtlich eintreffen wird.

Der Fokus der Berechnungen liegt auf dem „*Front End*“ der Nuklearindustrie, insbesondere dem Uranabbau. Sowohl der voraussichtlich sinkende Erzgehalt als auch die Uranförderung aus unterschiedlichen Abbautiefen werden berücksichtigt.

3.2 Methodik

3.2.1 Energiebilanz – Prozess-Analyse

Energiebilanzen setzen den Energieaufwand, z. B. eines Prozesses, in ein Verhältnis zur Nutzenergie. Im konkreten Anwendungsfall der Nuklearenergie werden der Energieaufwand sowie wesentliche Materialflüsse der einzelnen Schritte der nuklearen Brennstoffkette erhoben und auf eine bestimmte funktionelle Einheit, den Energieoutput des Kraftwerks, bezogen. Dabei werden **direkte Energie**, also elektrische Energie und thermische Energie, z. B. in Form von Treibstoffverbrauch, als auch **indirekte Energie**, die in Materialien steckt, in die Berechnungen miteinbezogen. Energie, die zum Bau und zur Dekommissionierung von Anlagen benötigt wird, die während der Prozesskette zum Einsatz kommen, sollte ebenfalls, soweit möglich, anteilmäßig in die Berechnungen aufgenommen werden.

Das Ergebnis kann z. B. in Form von **Energieintensitäten, Erntefaktoren bzw. der Energierücklaufzeit** wiedergegeben werden (siehe Kapitel 3.2.5).

3.2.2 Systemgrenzen

Der Umfang der Berechnung der Energieeinsätze und der CO₂-Emissionen des nuklearen Brennstoffzyklus orientiert sich an dessen Struktur. „Brennstoff“ bezeichnet in diesem Zu-

sammenhang alle Formen von Uran, angefangen von seinem natürlichen Vorkommen in Form von Erz, bis hin zu den verbrauchten Brennelementen. Es wurden im nuklearen Brennstoffzyklus folgende Beiträge berücksichtigt (Abbildung 19):

- die Prozesse der Umwandlung des Brennstoffs
- der Bau wesentlicher Anlagen¹⁵ zur Durchführung dieser Prozesse
- der Transport des Brennstoffs, vom Ort des Vorkommens zu den einzelnen Prozessorten bis hin zur Endlagerung
- die Energie zur Herstellung und zum Transport wesentlicher¹⁶ Materialien
- die Errichtung und der Rückbau der Minen
- die Entsorgung und Lagerung der während der nuklearen Brennstoffkette anfallenden radioaktiven und nicht radioaktiven Abfälle
- die Errichtung, der Betrieb und der Rückbau des Kraftwerks.

Bei der Definition des nuklearen Brennstoffzyklus können aus Gründen der Datenverfügbarkeit und der Komplexität nicht alle notwendigen Beiträge berücksichtigt werden. Nicht berücksichtigt wurden etwa Anteile, wie

- der Transport der Materialien zum Bau von Prozessanlagen
- die Energie zur Herstellung der eingesetzten Werkzeuge, Maschinen, Fahrzeuge und Transportbehälter
- die Energie zur Herstellung der eingesetzten Energieträger

Bei den Ergebnissen sind daher gewisse Ungenauigkeiten vorhanden, die bei der Bewertung berücksichtigt werden müssen. Eine Fehleranalyse findet sich in Kapitel 3.2.7

¹⁵ Die Formulierung „wesentliche Anlagen“ umfasst dabei die Anlagen, die zur Durchführung der berücksichtigten Prozesse bis hin zur Brennelementherstellung notwendig sind, sowie das Endlager.

¹⁶ Die Auswahl der Materialien erfolgte dabei sowohl aufgrund der Bedeutung dieser Materialien für die Prozesskette als auch aufgrund des erwarteten Beitrags zum Gesamtenergieverbrauch.

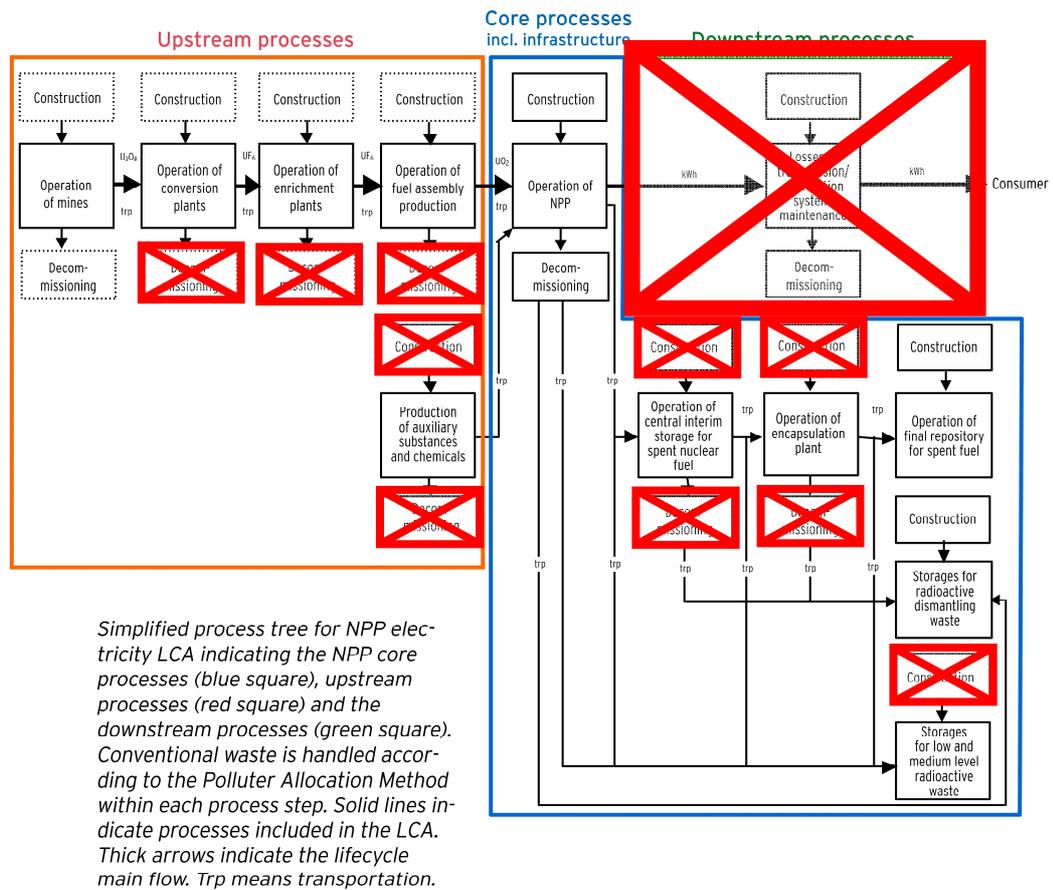


Abbildung 19: Überblick über die Prozesskette und berücksichtigte Beiträge (Quelle: Vattenfall (2007): Vattenfall AB Generation Nordic Certified Environmental Product Declaration), angepasst an die Systemgrenzen dieser Studie (rote Kreuze)

3.2.3 Berücksichtigte Energieeinsätze

Die Berechnung der Energieeinsätze in den einzelnen Prozessschritten erfolgt auf verschiedene Art und Weise, abhängig vom Fokus der Betrachtung und von den verfügbaren Daten. Dabei werden sowohl direkte als auch indirekte Energieeinsätze berücksichtigt.

Die **direkten Energieeinsätze** ergeben sich aus detaillierten oder aggregierten Berechnungen der einzelnen Prozessschritte, aus dem Bau und Rückbau von Anlagen und Minen sowie den berücksichtigten Transporten von Brennstoffen und Materialien.

Die **indirekten Energieeinsätze** berücksichtigen die Energie, die zur Erzeugung von Materialien notwendig ist.

Jeder Energieeinsatz wird dabei – soweit möglich – auf die eingesetzten Energieträger aufgespalten, zumindest aber auf die generischen Energieträger Strom und Wärme.

Eine genauere Beschreibung der berücksichtigten Energieeinsätze findet sich in den jeweiligen Abschnitten bei der Beschreibung des Aufbaus des Modells in Kapitel 3.4.

3.2.4 Umrechnung elektrische in thermische Energie

In den einzelnen Prozessschritten entlang des Brennstoffzyklus werden verschiedenartige Energieträger eingesetzt. Um diesen Energieeinsatz mit der aus einem Kernkraftwerk erzeugten Strommenge vergleichen zu können, ist es notwendig, diese verschiedenartigen Energieträger vergleichbar zu machen. Dieser Schritt ist jedoch mit einigen Annahmen und damit auch Grenzen verbunden.

Die vom Kernkraftwerk abgegebene Nutzenergiemenge ist größtenteils elektrische Energie. Die überschüssige thermische Energie (etwa 2/3) wird in die Umwelt abgegeben (Flüsse, Meer, Kühlturm). Der Energieträger Strom kann in sehr flexibler Weise mit hohen Effizienzen für die verschiedensten Anwendungen eingesetzt werden, wie zum Beispiel Traktion, Beleuchtung oder auch Kommunikation und Datenverarbeitung. Im Gegensatz dazu können die entlang des Brennstoffzyklus eingesetzten Energieträger nur bedingt bzw. überhaupt nicht für diese Anwendungen eingesetzt werden. Für viele Anwendungen ist es erforderlich, aus den thermischen Energieträgern in einem Kraftwerk Strom zu erzeugen. Diese Umwandlung erfolgt mit stark unterschiedlicher und vom Energieträger abhängiger Effizienz, von durchschnittlichen 30 % des herkömmlichen Kohlekraftwerks bis zu nahezu 60 % bei modernen Erdgaskraftwerken.

In diesem Modell wird diese Umwandlungseffizienz für elektrische Energie über die Einführung eines Umwandlungsfaktors P (**Primärenergiefaktor**) dargestellt. P drückt den reziproken Wert der Effizienz η der Umwandlung der thermischen Energieträger in elektrische Energie aus.

$$P = \frac{1}{\eta}$$

P ... Primärenergiefaktor

η ... Umwandlungseffizienz

So entspricht zum Beispiel ein Faktor P von 3,34 einer Umwandlungseffizienz von 30 % (etwa der von Kohlekraftwerken). Das heißt, mit 3,34 MJ thermischer Energie aus Kohle kann 1 MJ Strom aus Nuklearenergie ersetzt werden. Weiters entspricht ein Faktor von 1,66 einer Effizienz von 60 % (Erdgaskraftwerke). Ein Faktor von 1,00 entspricht der Vernachlässigung dieser Berücksichtigung oder der vollständigen Substituierbarkeit von Strom durch Wärme. Letzteres ist jedoch nur für bestimmte Anwendungen – konkret zur Wärmeerzeugung – zulässig.

Eine Unschärfe in der Verwendung dieses Ansatzes in dieser Studie besteht darin, dass die einzelnen thermischen Energieträger (d.h. alle Energieträger außer Strom) zum Energieträger Wärme zusammengefasst werden, auf welchen dann der Faktor P angewandt wird.

Einflüsse des Faktors P auf die Ergebnisse sind in Kapitel 4.6 ersichtlich.

3.2.5 Methodik der Berechnung des Energieüberschusses

Die Berechnung des Energieüberschusses basiert auf der Gegenüberstellung des Energieaufwandes, der für die Herstellung, die Verwendung¹⁷, den Transport und die Entsorgung von einer Einheit Kernbrennstoff innerhalb der in 3.2.2 dargestellten Systemgrenzen erforderlich ist, und der aus dieser Einheit Kernbrennstoff erzeugten Strommenge. Dabei wird der in 3.2.4 beschriebene Faktor zum Vergleich thermischer und elektrischer Energie verwendet.

Als **funktionelle Einheit** der Ergebnisse werden verwendet:

■ **Energieintensität:**

Die Energieintensität ist der Energieaufwand über die gesamte nukleare Brennstoffkette, der für die Erzeugung einer kWh(el) nötig ist. Sobald die Energieintensität einen Wert von 1 kWh(Einsatz)/kWh(Erzeugung) bzw. 100 % erreicht, wird gleich viel Energie im Betrieb vor- und nachgelagerter Schritte benötigt, wie im Betrieb erzeugt wird. Die Darstellung der Energieintensität kann sowohl absolut (kWh(Einsatz)/kWh(Erzeugung)) als auch relativ (%) erfolgen.

■ **Energieüberschuss**

Der Energieüberschuss ergibt sich aus der Differenz zwischen der erzeugten und der eingesetzten Energiemenge. Wie die Energieintensität kann der Energieüberschuss ebenfalls absolut und relativ angegeben werden.

■ **Erntefaktor**

Der Erntefaktor eines Kraftwerks ist das Verhältnis zwischen der über die gesamte Nutzungsdauer gewonnenen Nutzenergie und der eingesetzten Energie. Einfach gesagt gibt er Antwort auf die Frage: "Wie oft bekommt man die eingesetzte Energie wieder heraus?" Werte über 1 bedeuten eine positive Gesamtenergiebilanz.

■ **Energierücklaufzeit**

Die energetische Amortisationszeit oder Energierücklaufzeit beschreibt die Zeitdauer, die eine Energiegewinnungsanlage betrieben werden muss, bis die für während des Lebenszyklus aufgewendete Energie wieder gewonnen worden ist, das heißt der Erntefaktor gleich eins ist. Sie wird in Jahren angegeben.

3.2.6 Treibhausgasemissionen

Der berechnete Energieverbrauch der einzelnen Prozessschritte wird einem oder mehreren Energieträgern zugeordnet. Die Aufspaltung erfolgt dabei zumindest in die Energieträger Strom und Diesel, sowie – soweit nicht detaillierter bestimmbar – den generischen Energieträger Wärme. Je nach Detailtiefe des modellierten Prozessschrittes wird auch eine weitere Zuordnung des Energieverbrauchs zu Energieträgern wie Erdgas, Heizöl, Kohle oder Diesel vorgenommen.

Entsprechend der Menge der verbrauchten Energieträger sowie ihrer CO₂-Emissionsfaktoren können die CO₂-Emissionen in jedem Prozessschritt berechnet werden. Dem Emissionsfaktor des generischen Energieträgers Wärme wird dabei der Mittelwert aus den Energieträgern Erdgas, Heizöl und Kohle zugewiesen.

¹⁷ Die Verwendung berücksichtigt hierbei den Bau und die Dekommissionierung des Kernkraftwerks.

Der Energie, die zur Herstellung von Materialien und Prozesschemikalien aufgewandt wird, wird ebenfalls ein CO₂-Emissionsfaktor zugewiesen. Dieser basiert auf einer Abschätzung der Energieträgermischung, die zur Herstellung dieser Materialien eingesetzt wird¹⁸. So wird z. B. angenommen, dass für die Herstellung von Zirkonium überwiegend elektrische Energie zum Einsatz kommt, daher wird hier der CO₂-Emissionsfaktor für elektrische Energie angenommen. Weiters wird angenommen, dass zur Herstellung der Prozesschemikalien hauptsächlich Wärme erforderlich ist, daher wurde hier der CO₂-Emissionfaktor des generischen Energieträgers Wärme angenommen. Die spezifischen CO₂-Emissionsfaktoren der Herstellung von Stahl und Beton wurden der Literatur entnommen. Die verwendeten Emissionsfaktoren sind tabellarisch in Abschnitt 3.5.5 aufgelistet.

3.2.7 Mögliche Fehlerquellen

Jede Energiebilanz ist lediglich ein Modell der Wirklichkeit, das verschiedene Aspekte vernachlässigt. Aus Gründen wie z. B. zunehmende Komplexität mit steigendem Detailgehalt oder mangelnde Eingangsdaten müssen also immer vereinfachende Annahmen getroffen werden.

Dadurch kommt es zu Abweichungen des Modellergebnisses vom tatsächlichen Wert – im Folgenden werden die Fehlerquellen verschiedener Schritte zusammengefasst.

Zu einer systematischen Unterschätzung der Werte führen:

■ **Lücken in der Prozesskette**

Die Prozesskette wurde so vollständig wie möglich modelliert. Aus Mangel an Eingangsdaten und aufgrund beschränkter Möglichkeiten im Rahmen des Projektes mussten einige Prozessschritte vernachlässigt werden (siehe Abbildung 19 und Kapitel 3.2.2). Nicht berücksichtigt wurden die Dekommissionierung folgender Anlagen: Umwandlung, Anreicherung, Brennelementerzeugung sowie Anlagen der Aufbereitung des radioaktiven Abfalls. Ebenso wurde der Bau des Zwischenlagers für radioaktiven Abfall und der Verpackungsanlage für radioaktiven Abfall vernachlässigt. Aus der Literaturrecherche ging hervor, dass Bau und Dekommissionierung dieser Anlagen nicht zu den Schritten mit wesentlichem Energieaufwand der nuklearen Brennstoffkette gehören.

■ **Fehler der Methodik: Prozessanalyse**

Da nicht alle für den Bau nötigen Leistungen in Material- oder Energieinputs ausgedrückt werden können, führt diese Methode zu einer Unterschätzung des Ergebnisses. Außerdem kommt es zu weiteren methodischen Ungenauigkeiten: Die Energieintensität für verschiedene Teile wird über einen einheitlichen Wert berechnet – einer Dampfturbine wird also ein ähnlicher Energiewert zugeordnet wie anderen Stahlkomponenten. Außerdem wird Material nur ab einer bestimmten Menge berücksichtigt (Voorspools et al. 2000).

■ **Vernachlässigungen in den detaillierten Berechnungen**

Aus Gründen der Datenverfügbarkeit und zunehmender Komplexität konnten die Pro-

¹⁸ Je nach Literaturwert umfasst dieser Energieverbrauch einen größeren oder kleineren Anteil des Lebenszyklusenergieverbrauchs der einzelnen Materialien, im Allgemeinen ist jedoch eher von einem kleineren Anteil auszugehen.

Prozessschritte nicht bis ins letzte Detail modelliert werden. Die jeweils berücksichtigten Prozesse sind in Kapitel 3.4 beschrieben. Besonders bei Minen Clean-Up mussten einige Prozesse vernachlässigt werden, wie z. B. die Abdeckung und Begrünung der Minen und Abraumhalden beim Untertagebau sowie die Behandlung der Schlammteiche beim In-Situ Leaching. Weiters nicht berücksichtigt wurden:

- der Transport der Materialien zum Bau von Prozessanlagen;
- die Energie zur Herstellung der eingesetzten Energieträger.

■ ***Vernachlässigungen in den aggregierten Berechnungen***

Prozessschritte, die aggregiert berechnet wurden, basieren auf Literaturwerten. Es wurde auf möglichst aktuelle, plausible Literatur zurückgegriffen. Die Werte jeder Studie sind allerdings ebenfalls mit Fehlern behaftet.

■ ***Vernachlässigungen in den Berechnungen der indirekten Energien***

Es wurden nicht alle für den Bau und Betrieb von Anlagen nötigen Materialien berücksichtigt (jeweils berücksichtigte Materialien siehe Kapitel 3.5). Die Energie zur Herstellung der eingesetzten Werkzeuge, Maschinen, Fahrzeuge und Transportbehälter wurde nicht berücksichtigt – die indirekte Energie der eingesetzten Materialien beinhaltet ebenfalls nicht alle Vorketten.

Die Ergebnisse der Modellierung unterschätzen die tatsächlichen Werte also.

Zu generellen Fehlern führen:

■ ***Annahmen bzgl. Eingangsparameter***

Als Eingangsparameter für die verschiedenen Prozessschritte wurden möglichst aktuelle Werte verwendet. Die Anforderung zur Festlegung der Wahl eines Parameters schränkt aber die Übertragbarkeit auf andere Systeme ein.

Manche Parameter wurden variabel gehalten: Die Änderungen verschiedener Parameter wie Abbautiefe, Erzgehalt, Transportdistanzen und Fahrzeugeffizienzen wurden in verschiedenen Szenarien demonstriert (Kapitel Sensitivitäten).

■ ***Berechnung der CO₂-Emissionen***

Die Aufspaltung der Gesamtenergiewerte aus der Literatur mit dem Faktor R in thermische und elektrische Energie ist nötig für die Berechnung der CO₂-Emissionen. Die Höhe des jeweils gewählten Faktors R ist in Kapitel 3.5 ersichtlich. Um die Höhe des Fehlers durch oben angeführte Fehlerquellen einschätzen zu können, wurde in Kapitel 4.5 eine Plausibilitätsprüfung durch Vergleich mit veröffentlichten Energieverbrauchsdaten der Mine Rozna in der Tschechischen Republik durchgeführt.

3.3 Beschreibung des Modells

3.3.1 Anforderungen

Die Erreichung der Ziele der Modellentwicklung (Kapitel 3.1) erfordert ein Modell, das folgende Funktionalität bietet:

- Berechnung des Gesamt-Energieeinsatzes des Brennstoffzyklus
- Detaillierte und nachvollziehbare Berechnung des Energieverbrauchs der einzelnen Prozessschritte
- Berechnung der mit diesem Energieeinsatz verbundenen CO₂-Emissionen
- Berücksichtigung und Variationsmöglichkeit wesentlicher technischer Parameter und Szenario-Parameter, wie z. B. Erzgehalt, Abbrand oder Kraftwerksnutzungsdauer
- Flexible Aggregation der Ergebnisse der einzelnen Prozessschritte

Der Fokus der Berechnungen liegt dabei auf den Prozessschritten Uranabbau und Stromerzeugung. In diesen Prozessschritten wurde der Energieverbrauch im Wesentlichen detailliert berechnet, während in anderen Prozessschritten diese Berechnung aggregiert erfolgte.

3.3.2 Szenarioparameter, Parameter-Variationen und Sensitivitäten

Zusätzlich zu den in 3.3.1 beschriebenen Anforderungen ist es vorteilhaft, die Möglichkeit zu haben, auf einfache Weise verschiedene Szenarien definieren und diese variieren zu können. So können z. B. die Sensitivität des Gesamtergebnisses auf Einflüsse wie Reaktor-Nutzungsdauer und Erzgehalt analysiert und zukünftige Entwicklungsszenarien der Kernenergie wie z. B. alleinige Anreicherung durch Zentrifugation untersucht werden.

Parameter, die verschiedene Szenarien definieren, sind:

- die wesentlichen technischen Parameter von Referenzminen je Minentyp (in Form einer integrierten Referenzminen-Datenbank)
- die Anteile verschiedener Minentypen am Uranabbau
- die Anteile der verschiedenen Anreicherungstechnologien
- die wesentlichen Kraftwerkparameter
- der Umwandlungsfaktor von thermischer in elektrische Energie

Zusätzlich können in einem Szenario gewisse Parameter leicht um ihren Basiswert variiert werden, um so eine Sensitivitätsanalyse durchführen zu können. Diese Parameter sind:

- die Abbautiefe je Minentyp
- der Erzgehalt je Minentyp
- die Transportdistanzen
- die Fahrzeugeffizienzen
- die Maschinen- und Prozesseffizienzen
- der Faktor für die Extraktionseffizienz

Um systematisch den Einfluss verschiedener Parameter auf die Ergebnisse und so deren Bandbreite zu ermitteln, ist es möglich, die oben angeführten Parameter automatisiert um ihren Basiswert zu variieren.

3.3.3 Berechnungsmethodiken

Die Berechnung des Energieverbrauchs der Prozesse bzw. Prozessschritte erfolgt durch die Summation verschiedener Beiträge, nämlich

- der direkten Energie aus der detaillierten Berechnung
- der direkten Energie aus der aggregierten Berechnung
- der indirekten Energie
- dem Bau von Prozessanlagen; sowie
- der Transportenergie

Der Energieverbrauch folgender Prozessschritte wird detailliert (bottom-up) berechnet:

- Übertagebau
- Untertagebau
- In-Situ Leaching
- Stromerzeugung sowie
- Bau und Dekommissionierung des KKW

Diese Inputwerte werden im Folgenden näher beschrieben.

3.3.3.1 Detaillierte Berechnung der direkten Energie

Die Einzelprozesse der Prozessschritte der nuklearen Brennstoffkette, die bottom-up simuliert werden, werden im Detail untersucht: In diesem Schritt werden die eingesetzten physikalischen und technischen Prozesse berücksichtigt. Die aufgewendete direkte Energie wird den einzelnen Energieträgern wie Diesel und Elektrizität zugeordnet (siehe Kapitel 3.4).

3.3.3.2 Aggregierte Berechnung der direkten Energie

Die aggregierte Form der Berechnung des direkten Energieeinsatzes erfolgt unter Verwendung eines spezifischen Energieverbrauchs aus existierenden Studien (siehe Kapitel 3.4). Die spezifische Energie je verarbeiteter Brennstoffmasse je Prozessschritt wird mit der verarbeiteten Brennstoffmasse multipliziert:

$$E_{\text{Prozessschritt}} = m_{\text{Prozessschritt}} \cdot E_{\text{Prozessschritt, spez}}$$

$E_{\text{Prozessschritt}}$ Energieeinsatz für den Prozessschritts

$m_{\text{Prozessschritt}}$ verarbeitete Masse im Prozessschritt

$E_{\text{Prozessschritt, spez}}$ spezifischer Energieverbrauch (je verarbeitete Masse) des Prozessschritts

Die (unter anderem für die Berechnung der CO₂-Emissionen notwendige) Aufspaltung des gesamten Energieverbrauchs in thermische und elektrische Energie erfolgt durch die Verwendung des Verhältnisfaktors R. Dieser Faktor beschreibt das Verhältnis zwischen thermischem und elektrischem Energieverbrauch,

$$R = \frac{E_{th}}{E_{el}} .$$

R ... Verhältnis zw. thermischer und elektrischer Energie
E_{th} ... thermische Energie
E_{el} ... elektrische Energie

So entspricht ein Faktor R=0 einem rein elektrischen Energieverbrauch, während R=1 ein Verhältnis 50:50 zwischen thermischer und elektrischer Energie bedeutet. Die in den einzelnen Prozessschritten mit aggregierter Berechnung verwendeten Verhältnisfaktoren R werden in Kapitel 0 angeführt.

3.3.3.3 Berechnung der indirekten Energie

Die Berechnung der indirekten Energie zur Herstellung von Materialien (wie z. B. Schwefelsäure oder Beton) erfolgt durch die Multiplikation der Materialmasse mit dem spezifischen Energieverbrauch,

$$E_{Material} = m_{Material} \cdot E_{Material,spez} .$$

E_{Material} ... Energieverbrauch zur Herstellung von Materialien
m_{Material} ... benötigte Materialmenge
E_{Material,spez} ... spezifischer Energieverbrauch zur Herstellung von Materialien

3.3.3.4 Bau von Prozessanlagen

Der für den Bau von Prozessanlagen anfallende Energiebedarf wird auf den Gesamtoutput der Anlage (d. h. über ihre gesamte Nutzungsdauer) verteilt; dieser spezifische Energieverbrauch wird dann mit der Produktmenge multipliziert. Die resultierende Energiemenge wird in Strom und Wärme unterteilt.

$$E_{Bau,P} = P \cdot \frac{E_{Bau,gesamt}}{J \cdot t}$$

E_{Bau,P} ... Energieanteil am Produkt für Bau der Anlage
E_{Bau,gesamt} ... Gesamtenergie für Bau der Anlage
P ... Produktmenge
J ... jährliche Gesamtproduktmenge
t ... Nutzungsdauer der Anlage

3.3.3.5 Transportenergie

Der Energieverbrauch der zu jedem Prozessmodul gehörenden Transporte wird immer den jeweiligen Prozessschritten zugeordnet. Die Berechnung folgt dem Schema:

$$E_{Transport} = \sum_i m_i \cdot d_i \cdot \varepsilon_i$$

$E_{Transport}$... Energie für Transport
i	... Index für Transportsegment
m	... transportierte Masse
d	... Transportdistanz
ε	... spez. Fahrzeugverbrauch je Transportleistung

Die Verwendung verschiedener Transportmittel (LKW, Bus, Bahn, Schiff) wird durch die Wahl des spezifischen Fahrzeugverbrauchs des jeweiligen Transportsegmentes, die serielle Verwendung verschiedener Transportmittel für eine Transportdistanz wird durch die Unterteilung der Transportdistanz in mehrere Transportsegmente berücksichtigt. Die Aufteilung des Gesamtverbrauchs auf die verschiedenen Energieträger erfolgt entsprechend deren Zuordnung zu den einzelnen Transportmitteln.

3.4 Aufbau des Modells

Das Modell zur Berechnung des Energieeinsatzes und der CO₂-Emissionen des Lebenszyklus von nuklearem Brennstoff ist **modular entsprechend dem Materialfluss** des Brennstoffs aufgebaut (siehe Abbildung 20). In jedem Modul werden benötigte Energie- und Materialmengen sowie die zur Verarbeitung und zum Transport notwendigen direkten und indirekten Energieeinsätze berechnet.

Ausgegangen wird in dieser Berechnungskette von der Stromerzeugung. Hier erfolgt aus den Szenario-Eingangsdaten die Vorgabe der benötigten Brennstoffmenge, die wiederum die zur Entsorgung anfallende Abfallmenge, die nötigen Mengen an Uran etc. sowie die erzeugte Strommenge bestimmt. Die Vorgabe einer jeweiligen Materialmenge ist also das treibende Element der Berechnungen.

Jedem Abschnitt des nuklearen Lebenszyklus ist zumindest ein Modul zugeordnet, in dem in aggregierter oder detaillierter Form der Einsatz direkter und indirekter Energie berechnet wird.

Die **aggregierte Form der Berechnung** des direkten Energieeinsatzes erfolgt unter Verwendung eines spezifischen Energieverbrauchs aus existierenden Studien. Mit diesem spezifischen Verbrauch sowie den benötigten Materialmassen wird der Energieverbrauch berechnet. Die Aufteilung der Gesamtenergie auf Strom und Wärme für die Berechnung der CO₂-Emissionen wird mit dem Verhältnissfaktor $R = E_{th}/E_{elc}$ vorgenommen.

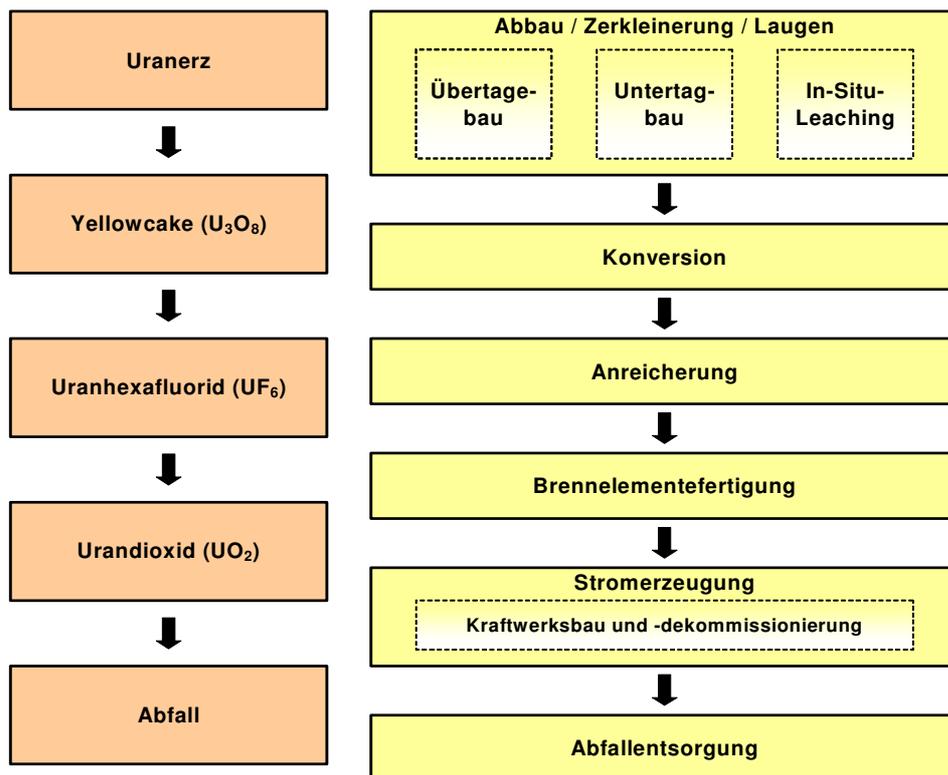
Folgende Prozesse werden in aggregierter Form berechnet:

- Konversion
- Brennelementherstellung
- Anreicherung

Der Energieeinsatz für den Bau und Rückbau von Anlagen wird ebenfalls in aggregierter Form berechnet. Dabei wird der Gesamtenergieverbrauch für Bau und ggf. Rückbau der Anlagen auf die Gesamtmenge des während der Anlagen Nutzungsdauer verarbeiteten Materials verteilt, und dann der im Modul verarbeiteten Materialmenge zugeschlagen.

In den folgenden Abschnitten werden die berücksichtigten Prozessschritte beschrieben; die Werte und die Quellen der wichtigsten prozessspezifischen Parameter werden in Kapitel 3.5 aufgelistet, die wichtigsten minenspezifischen Parameter in 3.4.1.4.

Abbildung 20: Lebenszyklus von Uran (links) und Aufbau des Modells (rechts)



Wo aufgrund der Datenlage möglich und aufgrund der Anforderungen an das Modell notwendig, wird der direkte Energieeinsatz auf **detaillierte Weise (bottom-up)** berechnet. Dabei wird der Ablauf weiter in technische Prozesse unterteilt. Unter Verwendung von technischen Parametern sowie dem spezifischen Energieverbrauch der eingesetzten Maschinen wird dann für jeden Prozess der Energieverbrauch berechnet und dann zu einem Gesamtverbrauch des Moduls aufsummiert.

Folgende Prozesse wurden auf detaillierte Weise berechnet:

- Uranabbau
- Clean Up der Uranmine
- Bau und Dekommissionierung KKW
- Stromerzeugung
- Entsorgung radioaktiven Abfalls

Der Energieverbrauch für Materialtransport wird ebenfalls in detaillierter Form berechnet. Hierzu wird den verschiedenen Materialmassen eine Transportdistanz sowie ein Fahrzeugtyp zugeordnet. Mit der transportierten Materialmasse, der Distanz und dem spezifischen Fahrzeugverbrauch wird dann der Energieverbrauch berechnet. Bei Verwendung mehrerer verschiedener Transportmittel wird diese Vorgehensweise mehrfach angewendet.

Der indirekte Energieeinsatz ergibt sich durch die Ermittlung der für die Verarbeitung des Brennstoffs notwendigen Prozesschemikalien (Säure, Ammoniak) sowie der für den Bau von z. B. Brennelementen oder Kernkraftwerken notwendigen Mengen an Zirkonium, Stahl und Beton. Die berücksichtigten indirekten Energieeinsätze sind in Kapitel 3.5.2 beschrieben, die spezifische Energie der eingesetzten Materialien in Kapitel 3.5.4. Weitere indirekte Energieeinsätze werden nicht berücksichtigt.

3.4.1 Uranabbau

Die Berechnung des Energieverbrauchs aus dem Uranabbau bildet einen Schwerpunkt des Modells und erfolgt auf sehr differenzierte Art und Weise. Zum einen wird der Abbau in verschiedenen Minenarten – Übertagebau, Untertagebau und In-Situ Leaching – unterschiedlich berechnet; zum anderen erfolgt die Berechnung jedes einzelnen Minentyps in detaillierter Form. Diese Vorgehensweise ist notwendig, um die Anforderung nach einer expliziten Berücksichtigung wichtiger Minenparameter – im Wesentlichen des Erzgehaltes – zu erfüllen. Die Vorgehensweise bei der Berechnung des Energieverbrauchs in den einzelnen Minentypen wird in den folgenden Abschnitten beschrieben.

3.4.1.1 Übertagebau

Die Berechnung des Energieeinsatzes des Abbaus von Uranerz im Übertagebau erfolgt durch die Unterteilung in 4 Prozessschritte, die wiederum in bis zu 5 Einzelprozesse unterteilt werden (Tabelle 12).

Tabelle 12: Berücksichtigte Prozessschritte – Übertagbau

Prozesse Übertagbau	
Abbau	Bohren
	Sprengen
	Verladen
	Minenerrichtung
	Minen Clean-Up
Zerkleinerung	Brechen
	Grobmahlen
	Feinmahlen
	Anlagenbau
Laugen	Prozesschemikalien
	Anlagenbau
Transport	innerhalb der Mine
	Prozesschemikalien
	zwischen den Prozessorten
	zur Konversion

Das Modul Übertagebau berechnet – basierend auf der Nachfrage nach Yellowcake (U_3O_8) im nachfolgenden Modul Konversion – Massenflüsse und Energieaufwendungen im Uranabbau.

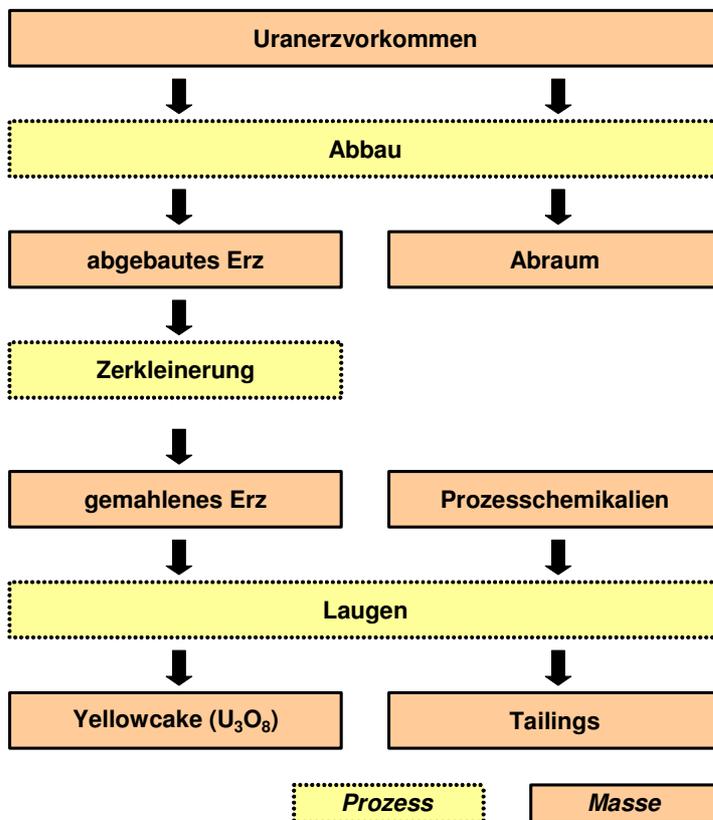


Abbildung 21: Prozessschritte und Massen im Modul Übertagbau (Prozessstufen: punktiert umrandet, Materialflüsse: durchgehend umrandet)

Der Prozessschritt **Abbau** berücksichtigt die Energie, die zum Bohren und Sprengen sowie zum Verladen des Gesteins benötigt wird. Die Menge an abzubauenem Gestein errechnet sich aus dem Erzgehalt und dem angenommenen Verhältnis zwischen abgebautem Erz und taubem Gestein. Die notwendige Energie wird mittels eines spezifischen Energieverbrauchs je Prozessschritt sowie der gewonnenen (d. h. gesprengten, gebohrten und verladenen) Gesteinsmasse bestimmt. Der spezifische Energieverbrauch zum Verladen des Gesteins wird über einen angenommenen Maschinenzzyklus und spezifische Werte für den Energieverbrauch der Maschinen ermittelt. Die Minenerrichtung wird durch das Bohren, Sprengen und Verladen einer von der gewonnenen Gesteinsmenge abhängigen Taubgesteinsmasse berücksichtigt. Die Belüftung der Mine wird ebenfalls berücksichtigt.

Der **Clean-Up** der Übertagebauminen wird durch nochmaliges Verladen und Transportieren der Taubgesteinsmasse zur Rückfüllung in die offene Mine berücksichtigt. Andere Prozessschritte wie Abdeckung und Begrünung der Mine werden vernachlässigt und führen zu einer Unterschätzung des Wertes (siehe Kapitel 2.4.5.2).

Die im Abbau gewonnene Erzmenge wird im Prozessschritt **Zerkleinerung** auf die für den Folgeschritt Laugen erforderliche Korngröße gebracht. Dies geschieht mittels drei Maschinentypen, die jeweils das Gestein um ein gewisses Maß zerkleinern. Die dazu notwendige Energie wird aus den verarbeiteten Gesteinsmassen, dem spezifischen Verbrauch jedes Maschinentyps sowie einem Faktor zur Berücksichtigung der Gesteinhärte (Bond Index) berechnet. Zusätzlich zu dieser direkten Energie wird auch ein Anteil an der zum Bau der Zerkleinerungsanlage notwendigen Energiemenge berücksichtigt.

Im Prozessschritt **Laugen** wird von saurer Laugung ausgegangen. Es wird die indirekte Energie zur Herstellung der zur Laugung notwendigen Prozesschemikalien (Schwefelsäure und Ammoniak), sowie ein Anteil an der zum Bau der Laugungsanlage notwendigen Energiemenge berücksichtigt.

Der **Transport** im Übertagebau inkludiert alle Massentransporte, bis hin zum Transport des Yellowcake zum Ort des nächsten Prozessschritts (Konversion). Die Berechnung des Transportenergiebedarfs erfolgt unter Verwendung der anfallenden Massen, der Transportdistanzen (unter Berücksichtigung der Minentiefe) sowie des jeweiligen spezifischen Fahrzeugenergieverbrauchs.

Der in diesem Modul berücksichtigte Massenfluss resultiert aus der Nachfrage nach Yellowcake aus dem nachgelagerten Modul Konversion (vgl. Abschnitt 3.4.2), Prozessverlusten der einzelnen Verarbeitungsschritte sowie der Extraktionseffizienz,

$$Y = a - b \cdot (\log(G))^n .$$

Y	... Extraktionseffizienz
a, b, n	... Parameter
G	... Erzgehalt [%]

Die Gewinnung von anderen Mineralien neben Uran aus einer Mine wird durch die Verwendung eines minenspezifischen By-Product-Faktors berücksichtigt. Dieser bestimmt den Anteil am Energieverbrauch, der der Gewinnung von Uran zugerechnet wird.¹⁹

3.4.1.2 Untertagbau

Der Energieverbrauch des Untertagbaus wird im Prinzip auf die gleiche Weise wie der des Übertagbaus berechnet (siehe Kapitel 3.4.1.1, Tabelle 13). Die Unterschiede zum Übertagbau liegen in den zum Abbau und Transport innerhalb der Mine verwendeten Technologien (und damit deren spezifischen Energieverbrauch), sowie in den minenspezifischen Daten.

Tabelle 13: Berücksichtigte Prozessschritte – Untertagbau

Prozesse Untertagbau	
Abbau	Bohren
	Sprengen
	Verladen
	Minenerrichtung
	Minen Clean-Up
Zerkleinerung	Brechen
	Grobmahlen
	Feinmahlen
	Anlagenbau
Laugen	Prozesschemikalien
	Anlagenbau
Transport	innerhalb der Mine
	Prozesschemikalien
	zwischen den Prozessorten
	zur Konversion

Beim Clean-Up der Untertagbauminen wird wie beim Übertagbau nur die Rückführung des Aushubs in die Mine als potentiell größter Anteil am Energiebedarf berücksichtigt. Folgende weitere nötige Schritte wurden vernachlässigt: Umlagerung, Abdeckung und Begrünung von Armerz- und Abraumhalden und eine möglicherweise nötige Wasserreinigung. Grund dafür waren fehlende Daten und die steigende Komplexität der Modellierung – dies führt zu einer Unterschätzung des Wertes.

3.4.1.3 In-Situ Leaching

Die Berechnung des Energieverbrauchs von In-Situ-Leaching-Minen erfolgt unter Berücksichtigung von drei Beiträgen, nämlich des Abbaus, der Laugung sowie des Transports.

Der Prozessschritt Abbau berücksichtigt den direkten Energieverbrauch der Errichtung der Anlage durch das Bohren von Injektions- und Extraktionsbohrlöchern, das Pumpen der Lauge sowie das Clean-Up. Das Laugen beinhaltet die indirekte Energie zur Herstellung der zum Laugen erforderlichen Chemikalien sowie einen Anteil für die Errichtung der zugehörigen

¹⁹ Die Bestimmung dieses Faktors ist schwierig, da die Aufteilung des Energieverbrauchs einer Mine auf die verschiedenen gewonnenen Mineralien sowohl gemäß dem ökonomischen Wert als auch der Masse oder dem Volumen vorgenommen werden kann und es wenige empirische Werte gibt.

gen Anlage. Vernachlässigt wird der Kalk, der zum Neutralisieren der Tailing-Ponds verwendet wird. Der Prozessschritt Transport umfasst den Transport des Brennstoffs, der Prozesschemikalien sowie des Abfalls. Der Minen **Clean-Up** berücksichtigt ein weiteres Pumpen über 30 Jahre als potentiell größten Beitrag zum Energiebedarf – vernachlässigt wird die Behandlung der Schlammteiche (Entwässerung und Reinigung der Sickerwässer bei trockener Lagerung – kontinuierliche Wasserreinigung bei feuchter Lagerung).

Tabelle 14: Berücksichtigte Prozessschritte – In-Situ Leaching

Prozesse In-Situ-Leaching	
Abbau	Pumpen der Lauge
	Minenerrichtung
	Minen Clean-Up
Laugen	Chemikalien
	Anlagenbau
Transport	Prozesschemikalien
	zur Konversion

3.4.1.4 Referenzminen

Die Berechnung des Energieverbrauchs der Module Übertagbau, Untertagbau und In-Situ Leaching wird unter Verwendung spezifischer Minendaten durchgeführt, die in einer Referenzminendatenbank enthalten sind. Diese Minendaten beinhalten die wesentlichen physikalischen und technischen Parameter, die die jeweiligen Minen charakterisieren. Die wesentlichen Daten sind dabei:

- der Erzgehalt der Mine [%]
- die Tiefe des Vorkommens [m]
- die Gesteinshärte
- das Verhältnis Erz zu Abraum (Stripping ratio)
- der Anteil von Uran am Minenoutput [%]

Die in der Referenzminendatenbank (Tabelle 15 bis Tabelle 17) enthaltenen Datensätze beschreiben sowohl real existierende Minen als auch Szenariominen. Die Ergebnisse für die real existierenden Minen müssen nicht deckungsgleich mit den realen Minendaten sein, da nur einige Eckdaten aus den Minen übernommen werden konnten und nicht alle spezifischen Unterschiede der Minen. Die Szenariominen entsprechen keinen realen Minen, sondern dienen nur der Durchführung von Szenarioanalysen (4.1).

Tabelle 15: Referenzminen für Übertagbau

Open Pit Mine Data						
No	Name	Mine depth [m]	Ore grade [%]	Stripping Ratio	Factor for ore hardness	By-Product factor [%]
1	Ranger	175,00	0,100%	15,00	10,00	100%
2	Rossing	200,00	0,035%	15,00	10,00	100%
3	Arlit	200,00	0,290%	15,00	10,00	100%
4	McLean Lake	200,00	1,700%	15,00	10,00	100%
5						
11	Open Pit-Best case	140,00	2,000%	15,00	10,00	100%
12	Open Pit-Average	175,00	0,100%	15,00	10,00	100%
13	Open Pit-Worst Case	175,00	0,015%	15,00	10,00	100%
14	Open Pit-ISA (0,15%)	175,00	0,150%	15,00	10,00	100%
15	Open Pit-ISA (0,01%)	175,00	0,010%	15,00	10,00	100%
16	Open Pit-Storm (0,15%)	175,00	0,150%	15,00	10,00	100%
17	Open Pit-Storm (0,013%)	175,00	0,013%	15,00	10,00	100%
18	Open Pit-WNA (0,26%)	175,00	0,260%	15,00	10,00	100%
19	Open Pit-WNA (0,01%)	175,00	0,010%	15,00	10,00	100%
20						
30	OPM-Variations	175,00	0,008%	15,00	10,00	100%

Tabelle 16: Referenzminen für Untertagbau

Underground Mine Data						
No	Name	Mine depth [m]	Ore grade [%]	Stripping Ratio	Factor for ore hardness	By-Product factor [%]
1	McArthur River	550,00	14,000%	1,00	10,00	100%
2	Olympic Dam	1.100,00	0,060%	1,00	10,00	92%
3	Krasnokamensk	1.550,00	0,180%	1,00	10,00	100%
4	Rabbit Lake	1.500,00	0,880%	1,00	10,00	100%
5	Akouta	1.500,00	0,340%	1,00	10,00	100%
6	Cigar Lake	500,00	18,000%	1,00	10,00	100%
7	Rozna	1.200,00	0,240%	0,31	10,00	100%
8						
11	Underground-Best case	440,00	20,700%	1,00	10,00	100%
12	Underground-Average	550,00	0,100%	1,00	10,00	100%
13	Underground-Worst Case	550,00	0,015%	1,00	10,00	100%
14	Underground-ISA (0,15%)	550,00	0,150%	1,00	10,00	100%
15	Underground-ISA (0,01%)	550,00	0,010%	1,00	10,00	100%
16	Underground-Storm (0,15%)	550,00	0,150%	1,00	10,00	100%
17	Underground-Storm (0,013%)	550,00	0,013%	1,00	10,00	100%
18	Underground-WNA (0,26%)	550,00	0,260%	1,00	10,00	100%
19	Underground-WNA (0,01%)	550,00	0,010%	1,00	10,00	100%
20						
30	UGM-Variations	550,00	0,008%	1,00	10,00	100%

Tabelle 17: Referenzminen für In-Situ Leaching

ISL Mine Data						
No	Name	Mine depth [m]	Ore grade [%]	Cumulative Production [t]	Ratio of injection- to-production wells	By-Product factor [%]
1	Akdala	200,00	0,057%	10.700,00	2,50	100%
2	Beverly	120,00	0,270%	16.000,00	2,00	100%
3	Honeymoon	110,00	0,240%	2.800,00	2,00	100%
4						
11	ISL-Best case	110,00	0,050%	2.800,00	2,00	100%
12	ISL-Average	110,00	0,050%	2.800,00	2,00	100%
13	ISL-Worst Case	110,00	0,050%	2.800,00	2,00	100%
14	ISL-ISA (0,15%)	110,00	0,150%	2.800,00	2,00	100%
15	ISL-ISA (0,01%)	110,00	0,010%	2.800,00	2,00	100%
16	ISL-Storm (0,15%)	110,00	0,150%	2.800,00	2,00	100%
17	ISL-Storm (0,013%)	110,00	0,013%	2.800,00	2,00	100%
18	ISL-WNA (0,26%)	110,00	0,260%	2.800,00	2,00	100%
19	ISL-WNA (0,01%)	110,00	0,010%	2.800,00	2,00	100%
20						
30	ISL-Variations	110,00	0,008%	2.800,00	2,00	100%

3.4.2 Konversion

Der aus der Mine gewonnene Yellowcake wird in mehreren Stufen zu Uranhexafluorid umgewandelt, welches sehr leicht in den für die Anreicherung notwendigen gasförmigen Zustand überführt werden kann. Die Berechnung der dazu notwendigen Energie erfolgt in aggregierter Form, unter Verwendung von Parametern aus der Literatur.

Tabelle 18: Berücksichtigte Prozessschritte – Konversion

Prozesse Konversion
Konversion
Anlagenbau
Transport zur Anreicherung

Zusätzlich zur direkten Umwandlungsenergie wird auch die für die Errichtung der Konversionsanlage eingesetzte Energie sowie der Transport des Uranhexafluorids zur Anreicherungsanlage berücksichtigt.

3.4.3 Anreicherung

Die Berechnung der zur Anreicherung einer Masse P benötigten Energie wird gemäß folgender Formeln berechnet²⁰:

$$E_{UTA} = P \cdot V(x_p) - F \cdot V(x_f) + (F - P) \cdot V(x_r),$$

$$V(x) = (2x - 1) \cdot \ln\left(\frac{x}{1-x}\right), \text{ und}$$

²⁰ Quelle: Storm (2008)

$$\frac{F}{P} = \frac{x_p - x_t}{x_f - x_t}$$

- E_{UTA} ... Energiebedarf der Urantrennarbeit
- $V(x)$... Wertfunktion
- F ... Masse des Feeds
- P ... Masse des Produkts
- x_i ... Anteil U-235 an der Masse i
- f, p, t ... Index für Feed, Produkt und Tailings

Tabelle 19: Berücksichtigte Prozessschritte – Anreicherung

Prozesse Anreicherung	
Anreicherung	Gasdiffusion
	Gaszentrifugen
Anlagenbau	
Transport zur Brennelementefertigung	

Zusätzlich zur direkten Umwandlungsenergie wird auch die für die Errichtung der Anreicherungsanlage eingesetzte Energie sowie der Transport des angereicherten Uranhexafluorids zur Brennelementefertigung berücksichtigt.

3.4.4 Brennelementherstellung

Die Energie zur Herstellung einer Einheit Brennelement inkludiert die Energie zur Umwandlung von Uranhexafluorid in Urandioxid, zur Fertigung des Brennelementes sowie zur Herstellung der dazu benötigten Menge Zirkonium. Die Berechnung der dazu notwendigen Energie erfolgt in aggregierter Form, unter Verwendung von Parametern aus der Literatur.

Darüber hinaus wird auch ein Anteil der Energie zur Errichtung der Fertigungsanlage, sowie der Transport des Brennelements (inklusive Transportbehälter) zum Kraftwerk berücksichtigt (Tabelle 20).

Tabelle 20: Berücksichtigte Prozessschritte – Brennelementefertigung

Prozesse Brennelementefertigung	
Brennelementefertigung	
Anlagenbau	
Transport zum Kraftwerk	

3.4.5 Stromerzeugung

Im Modul Stromerzeugung wird die Energie berechnet, die unter Verwendung einer Einheit Brennstoff mit einem bestimmten Reaktortyp erzeugt wird. Die dazu verwendeten Parameter sind die thermodynamische Umwandlungseffizienz des Kraftwerks sowie der maximale Abbrand des Kernbrennstoffs.

Unter Verwendung der Kraftwerksleistung, der KraftwerksNutzungsdauer sowie durchschnittlichen jährlichen Volllaststunden werden die Gesamtstromproduktion sowie der Gesamtbrennstoffverbrauch des Kraftwerks berechnet. Mit diesen Größen und der in Kapitel 3.4.5.1 berechneten Energiemenge für Bau und Dekommissionierung wird der spezifische Energieverbrauch einer Einheit Brennstoff für Bau und Dekommissionierung ermittelt.

Zusätzlich wird in diesem Modul auch die Energie berechnet, die zum Betrieb des Kraftwerks erforderlich ist. Dazu wird angenommen, dass ein gewisser Anteil der zum Bau notwendigen Energie jährlich für den Betrieb und den Austausch von Komponenten erforderlich ist. Der Eigenverbrauch des Kraftwerks wird mit 10 % angenommen.

Tabelle 21: Berücksichtigte Prozessschritte – Stromerzeugung

Prozesse Stromerzeugung	
Reaktorbau	Materialien
	Bauenergie
	Dekommissionierung
Reaktorbetrieb	
Transport	zum Brennelementzwischenlager
	Baumaterialien
	Dekommissionierungsabfall

3.4.5.1 Bau und Dekommissionierung des KKW

In einem eigenen Submodul wird der Energiebedarf für den Bau und die Dekommissionierung des Kraftwerks berechnet (Tabelle 21).

Die Berechnung der Energie für den Bau des Kraftwerks berücksichtigt drei Beiträge: die indirekte Energie für die Erzeugung von Beton, Armierungs- und Komponentenstahl, die direkte Energie für den Bau des Kraftwerks sowie die Energie für den Transport der Baumaterialien. Sowohl die Materialmengen als auch die Konstruktionsenergie sind abhängig von der Leistung des Referenzreaktors; die Transportenergie ergibt sich aus den transportierten Massen (siehe Abschnitt 3.3.3.5). Die Dekommissionierung berücksichtigt die Energie zum Abbruch des Kraftwerks (ebenfalls abhängig von der Reaktorleistung) sowie die Transportenergie, die jeweils zum Abtransport der radioaktiven und nicht-radioaktiven Abfallmassen benötigt wird. Die Lagerung der anfallenden Mengen radioaktiven Materials wird im Modul „Abfallentsorgung“ berücksichtigt.

Vernachlässigt wurde der Energieverbrauch aller übrigen Materialien (wie z. B. Kupfer, Aluminium, Asbestzement oder auch Holz), da die berücksichtigten Materialien den überwiegenden Teil der verbauten Masse (> 95 %) ausmachen.

3.4.6 Abfallentsorgung

Aufgrund der in den Abschnitten 2.4.5.9 und 2.4.5.10 angeführten Schwierigkeiten bei der Berechnung des Energieaufwands für die Abfallentsorgung kann diese nur sehr rudimentär betrachtet werden. Es gibt weltweit noch kein aktives Endlager, für das Messwerte vorliegen würden. Im Modul Abfallentsorgung wird jedenfalls die Behandlung (Verglasung), Zwischenlagerung der Brennelemente, und die Re-Konversion des abgereicherten Uranhexafluorids

(als Abfallprodukt der Anreicherung) berücksichtigt. Zudem wird auch die Energie berechnet, die zum Transport der einzelnen Abfallmassen zu den verschiedenen Prozessorten bzw. Lagerstätten benötigt wird, sowie der Aufwand zum Bau des Endlagers. Die Entsorgung der Abfälle des Uranabbaus wird dem Uranabbau selber zugeordnet.

Tabelle 22: Berücksichtigte Prozessschritte – Abfallentsorgung

Prozesse Abfallentsorgung	
Brennelementzwischenlagerung	
Anlagenbau	
Endlagererrichtung	
Abfallbehandlung	
Re-Konversion	
Transport	zur Abfallbehandlung
	zum Endlager

3.5 Wesentliche Parameter des Modells

Im Folgenden werden die wesentlichen verwendeten Parameter tabellarisch angeführt. Die Auflistung erfolgt unterteilt nach Prozessparametern (Abschnitt 0), Transportparametern (Abschnitt 3.5.3) und CO₂-Emissionsfaktoren (Abschnitt 3.5.5).

3.5.1 Extraktionseffizienz

Einen wesentlichen Einfluss auf den Energieaufwand beim Abbau von Uran aus Gestein mit einem geringen Erzgehalt hat die Extraktionseffizienz. Diese ist eine Funktion des Erzgehaltes (Formel siehe Abschnitt 3.4.1.1). Abbildung 22 zeigt einen Vergleich der in Storm/Smith (2008) vorgeschlagenen Kurve ("Storm-Formula"), der von Storm verwendeten Werte ("Storm-Table"), Ergebnissen aus verschiedenen Studien ("Studies") sowie 2 interpolierten Kurven. Die Kurve "Fit to table" stellt die Kurve dar, die sich bestmöglich an die von Storm verwendeten Werte²¹ annähert. Im Unterschied dazu stellt die Kurve "Fit to studies" eine bestmögliche Annäherung an die Werte der verschiedenen Studien²² dar. Da mit dieser Studie unter anderem ein Vergleich der Ergebnisse der Studie von Storm/Smith (2007) unternommen werden soll, wird die Kurve "Fit to table" für die weiteren Berechnungen verwendet. Die Parameter dieser Kurve sind in Tabelle 23 dargestellt.

²¹ van Leeuwen (2008): Nuclear power – the energy balance, Part E, Table E.3

²² van Leeuwen & Smith (2005): Nuclear Energy: The Energy Balance, Chapter 2, Table 5

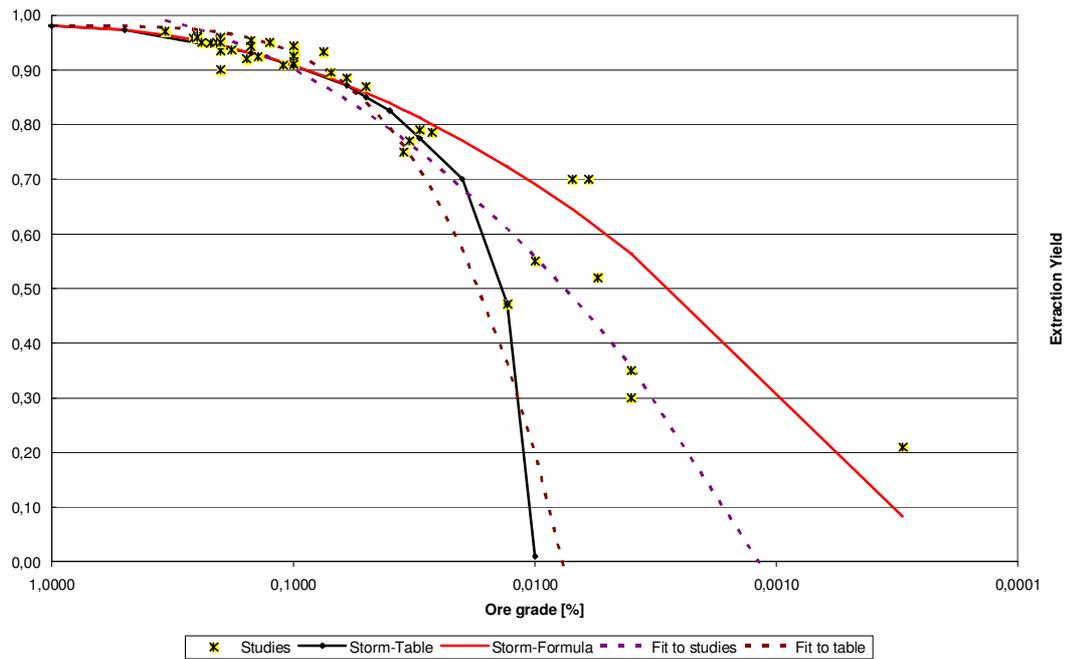


Abbildung 22: Vergleich von Daten aus Tabellen und Extraktionseffizienz-Kurven

Tabelle 23: Parameter der Kurve „Fit to table“ vs. „Storm-Formula“

Parameter der Extraktionseffizienzkurve	Vorliegende	
	Studie	Storm (2008)
a	0,9800	0,9800
b	0,0488	0,0723
n	4	2

3.5.2 Prozessparameter

Tabelle 24: Wesentliche Prozessparameter des Moduls Uranabbau

Open pit mining	Value	Unit	Quelle
Drilling	1,80	MJ/t	US DOE, 2002
Blasting	3,06	MJ/t	US DOE, 2002
Loading	20,64	MJ/t	
Acid	35,00	kg/kg U extracted	ecolnvent, 2009
Ammonium	0,90	kg/kg U extracted	ecolnvent, 2009
Process losses	1,00%		
Underground mining	Value	Unit	Quelle
Drilling	1,80	MJ/t	US DOE, 2002
Blasting	3,06	MJ/t	US DOE, 2002
Loading	18,56	MJ/t	
Acid	35,00	kg/kg U extracted	ecolnvent, 2009
Ammonium	0,90	kg/kg U extracted	ecolnvent, 2009
Process losses	1,00%		
In-Situ leaching	Value	Unit	Quelle
Well drilling	0,56	MWh/m	Legarth et.al., 2005
Pump energy	13,17	J/(kg m)	own calculations
Acid	35,00	kg/kg U extracted	ecolnvent, 2009
Ammonium	0,90	kg/kg U extracted	ecolnvent, 2009
Clean-up time	30	yrs	ÖÖI/AEA, 2009

Tabelle 25: Wesentliche Prozessparameter der Module Konversion, Anreicherung und Brennelementherstellung

Conversion	Value	Unit	Quelle
Specific conversion energy	1.182,40	MJ/kg Uranium	Storm/Smith, 2007
R =	27,10	(E _{th} /E _{elc})	Storm/Smith, 2007
Enrichment	Value	Unit	Quelle
Centrifuge	32,00	kWh/SWU	Urenco, 2000
R =	0,22	(E _{th} /E _{elc})	Urenco, 2000
Diffusion	1.840,00	kWh/SWU	INFCE, 1980
R =	0,04	(E _{th} /E _{elc})	INFCE, 1980
Fuel Production	Value	Unit	Quelle
Energy for fuel element fabrication	3,79	GJ/kg U	Storm/Smith, 2007
R =	2,50	(E _{th} /E _{elc})	Storm/Smith, 2007
Ratio of zirconium to uranium mass	1:0,36		Strasky, 2005

Tabelle 26: Wesentliche Prozessparameter des Moduls Stromerzeugung

Construction & decommissioning of power plant	Value	Unit	Quelle
Steel-components	3,51	t/MWth	NEEDS, 2007
Steel-reinforcements	20,76	t/MWth	NEEDS, 2007
Concrete	106,48	m ³ /MWth	NEEDS, 2007
Other materials	7,69	t/MWth	NEEDS, 2007
Energy for construction	1.110,10	GJ/MWth	British Energy, 2008
Energy for decommissioning	75%	of construction energy	ecolnvent, 2009
Operation of the power plant			
Share of annual operational energy of construction energy	4,3%		Storm/Smith, 2007

Tabelle 27: Wesentliche Parameter zur Bestimmung des spezifischen Energieverbrauchs der Abfallbehandlung

Waste treatment	Value	Unit	Quelle
Energy for glass production	3.240,00	MJ/ton	PNL, 1994
	R = 9,00		
Glass per spent fuel mass	2,85	kg	Geiser, 2008
Transport cask per spent fuel mass	0,86	kg	Geiser, 2008

Tabelle 28: Parameter zur Bestimmung des spezifischen Energieverbrauchs zum Bau von Prozessanlagen

Construction of plants	Value	Unit	Quelle
Processing & leaching plant			
Energy for construction	354	TJ	ecolnvent, 2009
Annual uranium output	490	t	ecolnvent, 2009
Lifetime	15	yrs	ecolnvent, 2009
Ratio R (E _{th} /E _{elc})	4,53	(E _{th} /E _{elc})	ecolnvent, 2009
ISL Leaching plant			
Energy for construction	118	TJ	ecolnvent, 2009
Annual uranium output	490	kg	ecolnvent, 2009
Lifetime	15	yrs	ecolnvent, 2009
Ratio R (E _{th} /E _{elc})	4,53	(E _{th} /E _{elc})	ecolnvent, 2009
Conversion plant			
Energy for construction	33	TJ	ecolnvent, 2009
Output UF ₆ per year	8.000	t	ecolnvent, 2009
Lifetime	40	yrs	ecolnvent, 2009
Ratio R (E _{th} /E _{elc})	6,08	(E _{th} /E _{elc})	ecolnvent, 2009
Enrichment plant			
Energy for construction	10.254	TJ	ecolnvent, 2009
Output SWU per year	8.775	tSWU	ecolnvent, 2009
Lifetime	25	yrs	ecolnvent, 2009
Ratio R (E _{th} /E _{elc})	65,55	(E _{th} /E _{elc})	ecolnvent, 2009
Fuel fabrication plant			
Energy for construction	463	TJ	ecolnvent, 2009
Output fuel per year	900	t	ecolnvent, 2009
Lifetime	30	yrs	ecolnvent, 2009
Ratio R (E _{th} /E _{elc})	170,37	(E _{th} /E _{elc})	ecolnvent, 2009

3.5.3 Transportparameter

Wie in Abschnitt 3.3.3.5 beschrieben, sind zur Ermittlung der Transportenergie Annahmen über Transportdistanzen für den Uranabbau, die Konversion, Anreicherung und Brennelementherstellung, die Stromerzeugung sowie die Abfallentsorgung notwendig. Annahmen zum spezifischen Verbrauch je Fahrzeugtyp werden in Tabelle 33 dargestellt. Diese Annahmen beruhen auf Schätzungen und sollen die Größenordnung der zurückgelegten Distanzen widerspiegeln. Der Anteil der für Transporte außerhalb der Minen aufgewendeten Energie am Gesamtenergieeinsatz ist relativ gering, daher haben Ungenauigkeiten hier nur einen geringen Einfluss.

Tabelle 29: Transportdistanzen im Modul Uranabbau

Open-pit mine	Distance	Unit
Mine to processing - Road truck (loaded)	2,00	km
Mine to dump - Road truck (unloaded)	2,00	km
Processing to leaching - Road truck (loaded)	5,00	km
Leaching to conversion - Road truck (unloaded)	500,00	km
Leaching to tailing dump - Road truck (loaded)	2,00	km
Chemicals to leaching - Road truck (loaded)	150,00	km
Dump to mine - Road truck (loaded)	2,00	km
Underground mine	Distance	Unit
Within mine - Road truck (loaded)	2,00	km
Mine to processing - Road truck (loaded)	2,00	km
Mine to dump - Road truck (loaded)	2,00	km
Processing to leaching - Road truck (loaded)	5,00	km
Leaching to conversion - Road truck (loaded)	500,00	km
Leaching to tailing dump - Road truck (loaded)	2,00	km
Chemicals to leaching - Road truck (loaded)	150,00	km
In-Situ leaching	Distance	Unit
Chemicals to wellfield - Road truck (loaded)	300,00	km
From processing to tailings pond - Pipeline	2,00	km
From processing to conversion - Road truck (loaded)	300,00	km

Tabelle 30: Transportdistanzen in den Modulen Konversion, Anreicherung und Brennelementherstellung

Conversion	Distance	Unit
From conversion to enrichment - Road truck (loaded)	200,00	km
From conversion to enrichment - Train (diesel)	250,00	km
From conversion to enrichment - Train (electric)	250,00	km
Enrichment	Distance	Unit
From enrichment to fuel production - Road truck (loaded)	500,00	km
From enrichment to fuel production - Train (diesel)	500,00	km
From enrichment to fuel production - Train (electric)	500,00	km
From enrichment to re-conversion - Road truck (loaded)	200,00	km
From enrichment to re-conversion - Train (diesel)	250,00	km
From enrichment to re-conversion - Train (electric)	250,00	km
Fuel production	Distance	Unit
From fuel production to power plant - Road truck (loaded)	1.000,00	km

Tabelle 31: Transportdistanzen im Modul Stromerzeugung

Electricity production	Distance	Unit
From reactor site to spent fuel interim storage - Road truck (loaded)	200,00	km
From reactor site to spent fuel interim storage - Train (electric)	500,00	km
From reactor site to decommissioning waste packaging - Road truck (loaded)	200,00	km
From reactor site to decommissioning waste packaging - Train (electric)	500,00	km
From reactor site to non-irradiated waste dump - Road truck (loaded)	200,00	km
From reactor site to non-irradiated waste dump - Train (electric)	200,00	km
Nuclear power plant construction	Distance	Unit
From construction material production to power plant - Road truck (loaded)	100,00	km

Tabelle 32: Transportdistanzen im Modul Abfallentsorgung

Waste treatment	Distance	Unit
From spent fuel interim storage to spent fuel packaging - Road truck (loaded)	200,00	km
From spent fuel interim storage to spent fuel packaging - Train (electric)	500,00	km
From spent fuel packaging to final storage site - Road truck (loaded)	200,00	km
From spent fuel packaging to final storage site - Train (electric)	800,00	km
From decommissioning waste packaging to final storage site - Road truck (loaded)	200,00	km
From decommissioning waste packaging to final storage site - Train (electric)	800,00	km
From conversion to final storage - Road truck (loaded)	500,00	km
From conversion to final storage - Train (electric)	500,00	km

Tabelle 33: Spezifischer Verbrauch je Fahrzeugtyp

Road type	Specific con	Unit	Fuel
Road truck (loaded)	1,73	MJ/tkm	Diesel
Road truck (unloaded)	1,30	MJ/tkm	Diesel
Pipeline	3,35	MJ/tkm	Electricity
Train (diesel)	0,39	MJ/tkm	Diesel
Train (electric)	0,09	MJ/tkm	Electricity
Ship	0,38	MJ/tkm	Fuel oil

3.5.4 Herstellung von Materialien

Tabelle 34: Spezifischer Energieverbrauch zur Herstellung von Materialien

Production of materials		
Sulphuric acid	2,87 MJ/kg	Storm/Smith, 2007
Ammonium	86,65 MJ/kg	Storm/Smith, 2007
Zirconium production	1.610,00 MJ/kg	ecolnvent, 2009
Steel-components	40,00 GJ/t	IFC, 2007; Worldsteel, 2008; LBNL, 1998; LBNL, 2001
Steel-reinforcements	20,00 GJ/t	IFC, 2007; Worldsteel, 2008; LBNL, 1998; LBNL, 2001
Concrete	1,40 GJ/t	Concrete in Focus, 2008

3.5.5 CO₂-EmissionsfaktorenTabelle 35: CO₂-Emissionsfaktoren

Fuel	Emissionsfactor g CO₂ / MJ	Emissionsfactor g CO₂ / kWh	Source
Coal	94,60	340,56	ETCACC, 2003
Natural Gas	56,10	201,96	ETCACC, 2003
Fuel oil	77,40	278,64	ETCACC, 2003
Diesel	74,10	266,76	ETCACC, 2003
Heat	76,03	273,72	Mean value of natural gas and fuel oil
Electricity	119,72	431,00	e-control, 2010
Electricity-local	119,72	431,00	e-control, 2010
Electricity-Diesel	259,55	934,37	ELMAG, 2011
Electricity-GER	159,72	575,00	Umweltbundesamt, 2010
Electricity-UCTE	119,72	431,00	e-control, 2010
Energy-Zirconium	119,72	431,00	e-control, 2010
Energy-Steel	106,50	383,40	UNGC, 2009
Energy-Concrete	96,43	347,14	Hanle, 2004
Energy-Acid	76,03	273,72	Mean value of natural gas and fuel oil
Energy-Ammonium	76,03	273,72	Mean value of natural gas and fuel oil
Energy-Calcium carbonate	76,03	273,72	Mean value of natural gas and fuel oil

4 Ergebnisse

Im folgenden Abschnitt wird das entwickelte Modell dazu verwendet, konkrete Ergebnisse zur Beantwortung der Forschungsfragen zu ermitteln. Dazu werden folgenden Schritte unternommen:

- Definition von Szenarien (Abschnitt 4.1)
- Auswertung dieser Szenarien hinsichtlich Energieintensität und CO₂-Emissionen (Abschnitte 4.2 und 4.3)
- Ermittlung der Sensitivität der Modellergebnisse auf wesentliche Eingangsparameter (Abschnitt 4.4)
- Vergleich der Szenarienergebnisse mit Literaturwerten (Abschnitt 4.5)
- Ermittlung des Grenzerzgehaltes (Abschnitt 4.6)
- Ermittlung der zeitlichen Reichweite der Uranressourcen (Abschnitt 4.7)

4.1 Szenarien

Zur Ermittlung von konkreten Modellergebnissen wurden verschiedene Szenarien entwickelt. Diese Szenarien unterscheiden sich in den folgenden Parametern (Tabelle 36):

- die Anteile der verschiedenen Minentypen (Übertagbau, Untertagbau, In-Situ Leaching)
- die Anteile der verschiedenen Anreicherungstechnologien (Zentrifugation, Gasdiffusion)
- die Abweichung der Transportdistanzen und Maschineneffizienzen von den Basiswerten sowie
- die wesentlichen Reaktorparameter (elektrische Leistung, Effizienz, jährliche Volllaststunden, Nutzungsdauer, Abbrand und Anreicherung).

Die ersten vier Szenarien wurden zur Bestimmung der Bandbreite an Ergebnissen entwickelt (Tabelle 36 bis Tabelle 38). Die Bezeichnungen „Best Case“, „Average“, „Worst Case“ und „Future“ sollen dabei die Tendenz der dahinter liegenden Annahmen widerspiegeln und sind nicht normativ zu verstehen. D.h. „Best Case“ bedeutet nicht notwendigerweise, dass es sich um eine normativ „gute“ Entwicklung handelt, sondern dass sich die Parameter in eine aus Sicht der Nuklearindustrie günstige Richtung entwickeln (z.B. hohe Volllastzeiten der Kraftwerke, hoher Erzgehalt der Minen, etc.).

Die Szenarien „ISA 0,15 %“, „Storm (0,15 % bzw. 0,013 %)“ sowie „WNA (0,26 % bzw. 0,01 %)“ wurden mit dem Ziel definiert, die Modellergebnisse mit den entsprechenden Ergebnissen der Literatur (ISA 2006, Storm/Smith 2008 und WNA 2009) zu vergleichen; die dahinter liegenden Annahmen basieren auf in diesen Studien verwendeten Basisannahmen und technischen Parametern (s. folgende Tabellen).

Die Reaktor- wie auch die Minenparameter wurden je Szenario in Form von Referenzreaktoren bzw. –minen implementiert (Tabelle 37 bzw. Tabelle 38).

Tabelle 36: Basisannahmen der Szenarien

Scenario	Share			Share		Sensitivity		Reactor
	Open-Pit	Underground	ISL	Diffusion	Centrifuge	Distances	Machine Efficiency	
Best Case	28%	32%	40%	0%	100%	-20%	20%	Best case
Average	28%	32%	40%	30%	70%	0%	0%	Average
Worst Case	31%	36%	33%	40%	60%	20%	-20%	Worst Case
Future	29%	29%	42%	0%	100%	0%	0%	Future
ISA (0,15%)	28%	32%	40%	30%	70%	0%	0%	ISA
Storm (0,15%)	28%	32%	40%	30%	70%	0%	0%	Storm
Storm (0,013%)	28%	32%	40%	30%	70%	0%	0%	Storm
WNA (0,26%)	28%	32%	40%	0%	100%	0%	0%	WNA
WNA (0,01%)	28%	32%	40%	0%	100%	0%	0%	WNA

Tabelle 37: Technische Parameter der Referenzreaktoren

	Net electric power	Thermo-dynamic efficiency	Full load hours	Lifetime	Av. Burn-Up	Fuel Enrichment
	MW _{el}		hrs	yrs	MWd/kg	%
Best case	1.410,00	36%	7.446,00	40,00	60,00	5%
Average	1.410,00	36%	7.008,00	35,00	45,00	4%
Worst Case	1.410,00	36%	6.132,00	30,00	40,00	4%
Future	1.410,00	36%	7.884,00	60,00	70,00	5%
Storm	1.000,00	32%	7.183,20	30,00	46,00	4%
ISA	1.300,00	30%	7.446,00	35,00	45,00	4%
WNA	1.000,00	33%	7.008,00	40,00	45,00	4%

Tabelle 38: Technische Parameter der Referenzminen

Scenario	Open pit mines		Underground mines		In-Situ Leaching mines	
	Mine depth	Ore grade	Mine depth	Ore grade	Mine depth	Ore grade
	m	%	m	%	m	%
Best case	140	2,00%	440	20,70%	110	0,05%
Average	175	0,10%	550	0,10%	110	0,05%
Worst Case	175	0,02%	550	0,02%	110	0,05%
Future	175	0,10%	550	0,10%	110	0,05%
ISA (0,15%)	175	0,15%	550	0,15%	110	0,15%
Storm (0,15%)	175	0,15%	550	0,15%	110	0,15%
Storm (0,013%)	175	0,01%	550	0,01%	110	0,01%
WNA (0,26%)	175	0,26%	550	0,26%	110	0,26%
WNA (0,01%)	175	0,01%	550	0,01%	110	0,01%

Als Minentiefen für den Obertageabbau wurden jene der australischen Uranmine Ranger angenommen.²³ Aus Einfachheitsgründen wurde dieser Wert auch für die Literatur-Vergleichsszenarien verwendet. Die Minentiefe des Untertagebaues wurde an jene der McArthur River Uranmine in Kanada angenähert, die eine Tiefe von 500–540 m aufweist (Cameco 2009). Die Minentiefe der Acid-ISL Mine Beverley liegt zwischen 83 und 145 m (Australian Min. 1998). Als Grundlage der Uranressourcen wurde eine Datenbank der IAEA²⁴ herangezogen (vgl. Abschnitt 4.7).

²³ http://www.energyres.com.au/our_business/ranger_operation/geology_and_mining

²⁴ Datenquelle: <http://www-nfcis.iaea.org/UDEPO/UDEPOMain.asp>

4.2 Auswertung der Szenarien

Für die in 4.1 definierten Szenarien wurden mehrere Parameter berechnet (Tabelle 39). Die Definitionen der Parameter finden sich in Kapitel 3.2.5.

- Energieverbrauch (Abbildung 23)
- Relativer Energieüberschuss (Energy gain) (Abbildung 24)
- Energieintensität (Energy intensity) (Abbildung 25)
- Energierücklaufzeit (Energy payback time) (Abbildung 26)
- Erntefaktor (Harvest factor) (Abbildung 27)
- CO₂-Emissionen je Energieproduktion (Abbildung 28)
- CO₂-Emissionen je Energieverbrauch (Abbildung 28)

Für die Umwandlung von elektrischer in thermische Energie wurde ein Umrechnungsfaktor P von 3,34 verwendet.

Tabelle 39: Ergebnisse der berechneten Szenarien

Scenario	Energy consumption MJ	Energy intensity	Energy payback time yrs	Harvest factor	CO ₂ -Emissions per energy output g/kWh
Best Case	113,03	2%	0,73	54,7	13,88
Average	181,19	4%	1,37	25,6	24,39
Worst Case	517,22	13%	3,77	8,0	81,53
Future	135,16	2%	1,12	53,3	13,77
ISA (0,15%)	144,35	4%	1,40	25,0	24,44
Storm (0,15%)	100,35	8%	2,37	12,7	25,77
Storm (0,013%)	393,53	31%	9,28	3,2	95,30
WNA (0,26%)	65,76	5%	2,05	19,5	15,37
WNA (0,01%)	719,93	56%	22,44	1,8	172,88

Der **Energieverbrauch** in Abbildung 23 zeigt den Energieverbrauch je 1 kg Brennstoff für das jeweilige Szenario. Dabei finden alle berücksichtigten energieverbrauchsrelevanten Szenarioparameter wie Erzgehalt, Anreicherungsgrad oder Energieverbrauch zum Bau des Reaktors Eingang in das Ergebnis. Die Ergebnisse werden jedoch nicht der Stromproduktion aus 1 kg Brennstoff gegenübergestellt.

In den Ergebnissen der Szenarien „Storm (0,15 % bzw. 0,013 %)“ sowie „WNA (0,26 % bzw. 0,01 %)“ wird ersichtlich, dass der **Erzgehalt der Mine ein entscheidender Einflussfaktor für den Energieverbrauch ist**.

Die Ergebnisse der Szenarien „Best Case“, „Average“, „Worst Case“ und „Future“ zeigen den gleichen Trend, jedoch weniger klar ersichtlich, da neben dem Erzgehalt auch andere wesentliche Parameter, wie der Anteil der Anreicherungstechnologien oder der Maschineneffizienzen Einfluss auf die Ergebnisse haben. Der unterschiedliche Mix der verwendeten Anreicherungstechnologien ist auch der Grund, warum das Szenario „WNA (0,26 %)“ einen geringeren Energieverbrauch als das Szenario „Best Case“ aufweist. Das Szenario „Future“ hat wiederum – im Vergleich zum Szenario „WNA (0,26 %)“ – einen niedrigeren Erzgehalt.

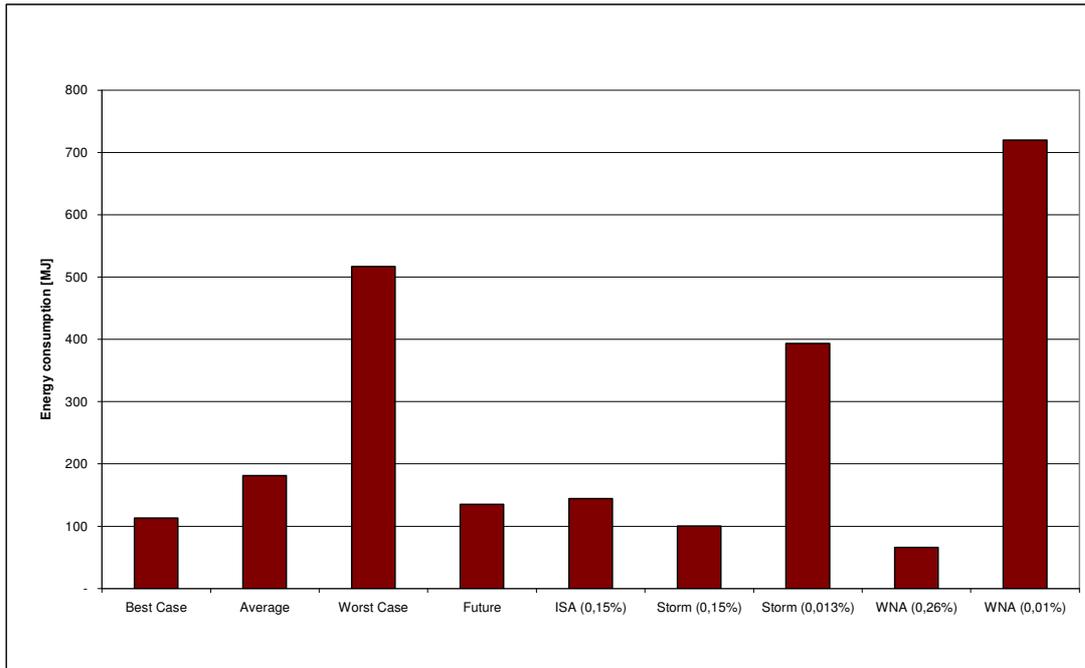


Abbildung 23: Energieverbrauch je Szenario

Der Vergleich des **relativen Energieüberschusses** (Abbildung 24) zeigt den Anteil der aus 1 kg Brennstoff erzeugten Energie, die nach Abzug des Energieverbrauchs noch übrig ist. Generell sind hier die Ergebnisse im Vergleich zu Abbildung 23 gespiegelt, d. h. Szenarien mit hohen Werten in Abbildung 23 haben niedrige Werte in Abbildung 24 und umgekehrt. Im Vergleich zur Abbildung 23 ergeben sich zusätzlich noch weitere Unterschiede durch den unterschiedlichen Abbrand und die thermische Umwandlungseffizienz der Reaktoren, die die Energieausbeute beeinflussen. Weitere Unterschiede ergeben sich durch die Reaktorvolllaststunden und die Nutzungsdauer, die die reaktorspezifischen Energiebeiträge auf eine dementsprechend variierende Stromproduktion verteilen.

In Abbildung 25 ist die **Energieintensität** je Szenario ersichtlich, d. h. der Energieaufwand über die gesamte nukleare Brennstoffkette, der für die Erzeugung eines kWh(el) nötig ist. Wieder ist der hohe Einfluss des Erzgehalts auf den Energieaufwand des gesamten Prozesses ersichtlich.

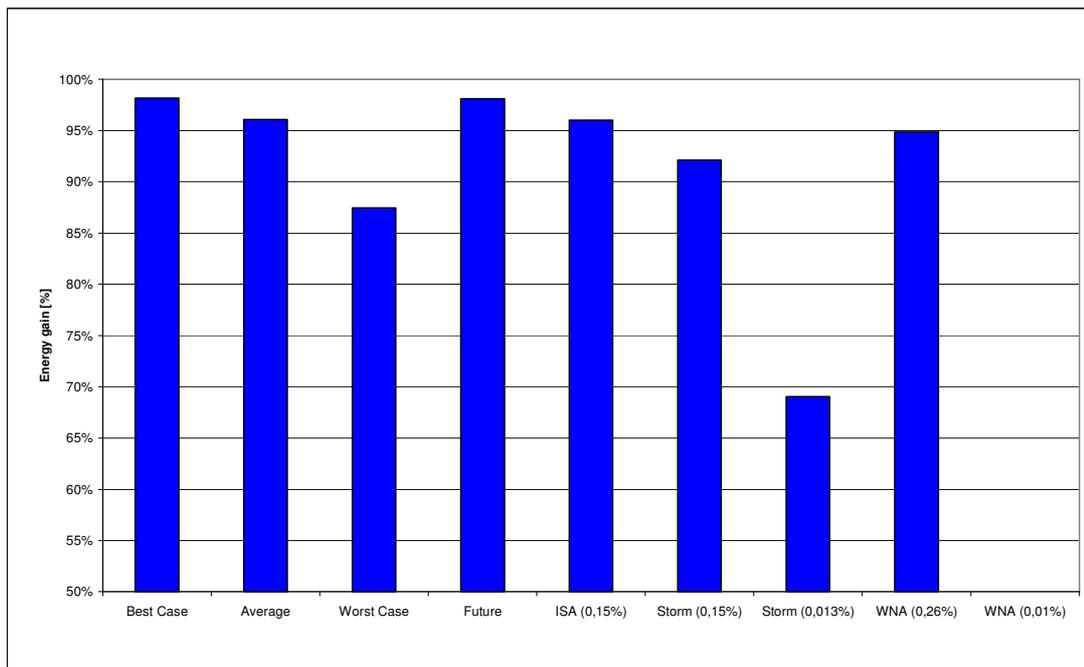


Abbildung 24: Energieüberschuss je Szenario

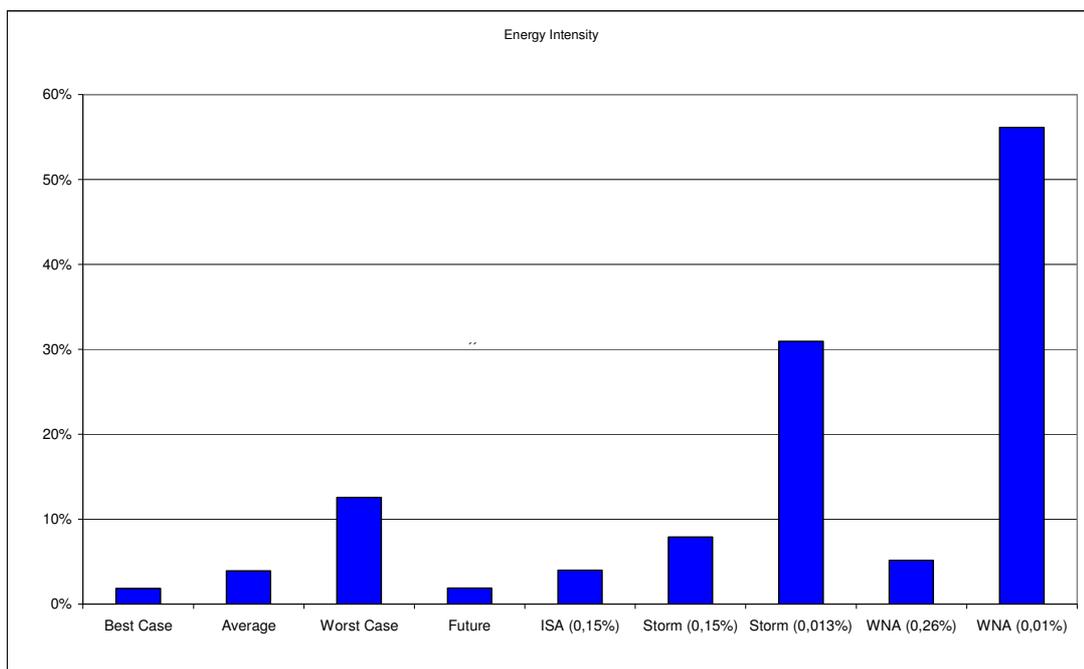


Abbildung 25: Energieintensität je Szenario

Abbildung 26 zeigt den Vergleich der Ergebnisse für die **Energierücklaufzeit**, also die Zeitdauer, die eine Energiegewinnungsanlage betrieben werden muss, bis die während des Lebenszyklus aufgewendete Energie wiedergewonnen worden ist. Hier wird der Energieauf-

wand für den Bau und die Entsorgung des Kraftwerks in Relation zur Nettoenergieproduktion, d.h. Stromproduktion abzüglich der Energieeinsätze entlang des Lebenszyklus des Brennstoffs, gesetzt. Unterschiede ergeben sich insbesondere aus den unterschiedlichen Annahmen zu Volllaststunden sowie bei ISA, Storm und WNA aus dem unterschiedlichen Erzgehalt.

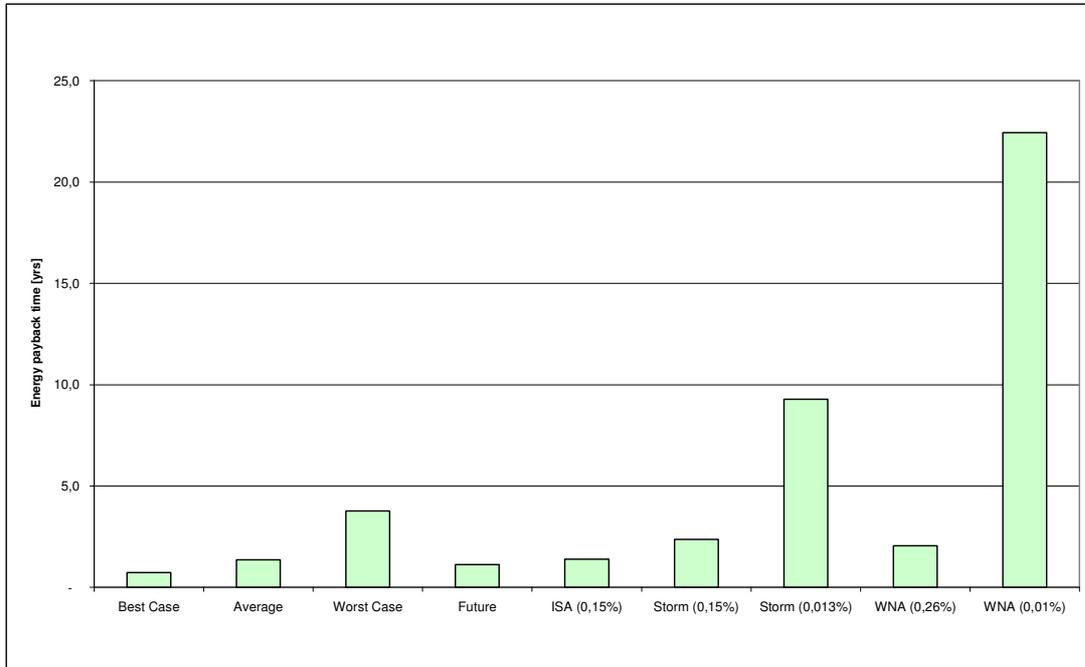


Abbildung 26: Energierrücklaufzeit je Szenario

Die Ergebnisse für den **Erntefaktor** (Abbildung 27) sind eng mit der Energierrücklaufzeit verknüpft. Sie spiegeln deren Ergebnisse unter Berücksichtigung der ReaktorNutzungsdauer. Auch hier ist wieder die zentrale Bedeutung des Erzgehalts ersichtlich. Der Erntefaktor eines Kraftwerks ist das Verhältnis zwischen der über die gesamte Nutzungsdauer gewonnenen Nutzenergie und der zum Bau des Kraftwerks eingesetzten Energie – er sagt also aus, wie oft man die eingesetzte Energie wieder herausbekommt.

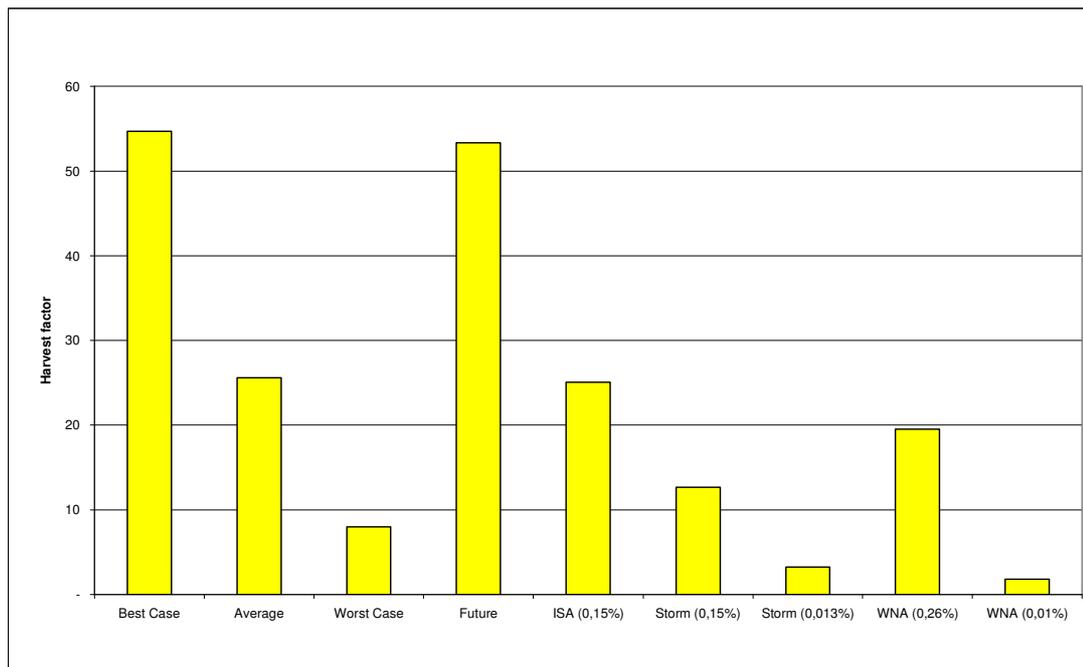


Abbildung 27: Erntefaktor je Szenario

Die Ergebnisse zeigen, dass die Energiebilanz aller Szenarien positiv ist. Auch das Storm-0,013 %-Szenario bringt mit den Modellberechnungen der vorliegenden Studie positive Ergebnisse – was in der Publikation von Storm/Smith (2008) aufgrund anders getroffener Annahmen bei sonstigen in die Berechnung eingehenden Faktoren bei diesem niedrigen Erzgehalt nicht der Fall ist.

In Abbildung 28 wurden die gesamten CO₂-Emissionen auf die Energieproduktion bezogen. Es ist ersichtlich, dass die spezifischen CO₂-Emissionen jedes Szenarios stärker von der Energieproduktionsmenge als vom Energieverbrauch des Brennstofflebenszyklus abhängen. Bei niedrigem Erzgehalt steigen die spezifischen Emissionen von ca. 15–25 gCO₂/kWh auf ca. 80–170 gCO₂/kWh.

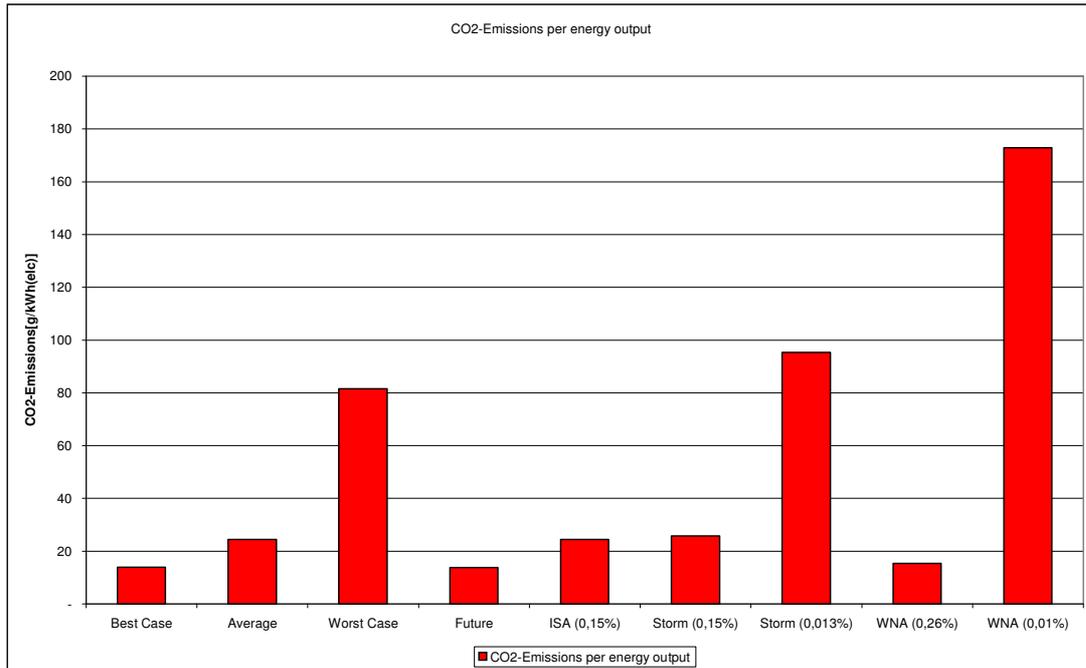


Abbildung 28: Spezifische CO₂-Emissionen je Szenario

4.3 Ergebnisse der einzelnen Prozessschritte

Die Ergebnisse des Modells für die einzelnen Szenarien liegen für jeden Prozessschritt vor und sind in den folgenden Tabellen und Abbildungen detailliert dargestellt. Auf folgende Aspekte ist hinzuweisen:

- Gerade beim Tag- und Untertagbau ist ein starker Anstieg in den CO₂-Emissionen bei einer Reduktion des Erzgehalts ersichtlich, wobei dieser Anstieg beim Untertagbau etwas geringer ausfällt.
- Die THG-Emissionen bei In-Situ Leaching sind geringer als beim Tag- und Untertagbau. Nichtsdestoweniger steigen die CO₂-Emissionswerte bei niedrigem Erzgehalt durch den Aufwand für das Clean-Up der Mine.
- Bei der Umwandlung sind die CO₂-Emissionen in den Szenarien „Best Case“, „Average“ und „Worst Case“ in erster Linie von den Volllaststunden sowie vom Anreicherungsgrad abhängig. Im Szenario Future kompensieren höhere Volllaststunden den Anreicherungsgrad.
- Bei der Anreicherung des Brennstoffs sind die Emissionen stark vom Anreicherungstechnologiemix abhängig. In den Szenarien „Best Case“ und „Future“ wurde der vollständige Einsatz von Zentrifugen angenommen. In den übrigen Szenarien wird weiterhin eine Rolle für Diffusionsanreicherung angenommen (zwischen 30 und 40 %). Der Anreicherungsgrad spielt hier keine so große Rolle.
- Für die Brennelementherstellung gilt Ähnliches wie für die Umwandlung: Entscheidend für die CO₂-Emissionen sind Volllaststunden und Anreicherungsgrad.

- Die Stromerzeugung berücksichtigt auch den Kraftwerksbau und die Dekommissionierung. Im Szenario „Future“ ergeben sich hier geringere CO₂-Emissionen, weil hoher Abbrand und hohe Volllaststunden angenommen wurden.
- Bei der Abfallentsorgung sind die Emissionen für eine kWh wie bei der Umwandlung maßgeblich von Volllaststunden und Anreicherungsgrad abhängig.

Tabelle 40: Energieintensität je Prozessschritt und Szenario

Scenario	Open Pit Mining	Underground Mining	In-Situ Leaching	Conversion	Enrichment	Fuel production	Electricity production	Waste treatment	Gesamt
	kWh(th)/kWh(elec)	kWh(th)/kWh(elec)	kWh(th)/kWh(elec)	kWh(th)/kWh(elec)	kWh(th)/kWh(elec)	kWh(th)/kWh(elec)	kWh(th)/kWh(elec)	kWh(th)/kWh(elec)	
Best Case	0,000	0,000	0,001	0,003	0,001	0,001	0,007	0,006	0,02
Average	0,002	0,002	0,001	0,002	0,016	0,001	0,008	0,006	0,04
Worst Case	0,045	0,041	0,001	0,002	0,019	0,002	0,009	0,007	0,13
Future	0,002	0,002	0,001	0,002	0,001	0,001	0,006	0,005	0,02
ISA (0,15%)	0,002	0,002	0,000	0,003	0,016	0,002	0,009	0,007	0,04
Storm (0,15%)	0,005	0,003	0,001	0,008	0,018	0,003	0,024	0,018	0,08
Storm (0,013%)	0,144	0,074	0,022	0,008	0,018	0,003	0,024	0,018	0,31
WNA (0,26%)	0,003	0,002	0,001	0,007	0,001	0,003	0,020	0,015	0,05
WNA (0,01%)	0,292	0,151	0,072	0,007	0,001	0,003	0,020	0,015	0,56

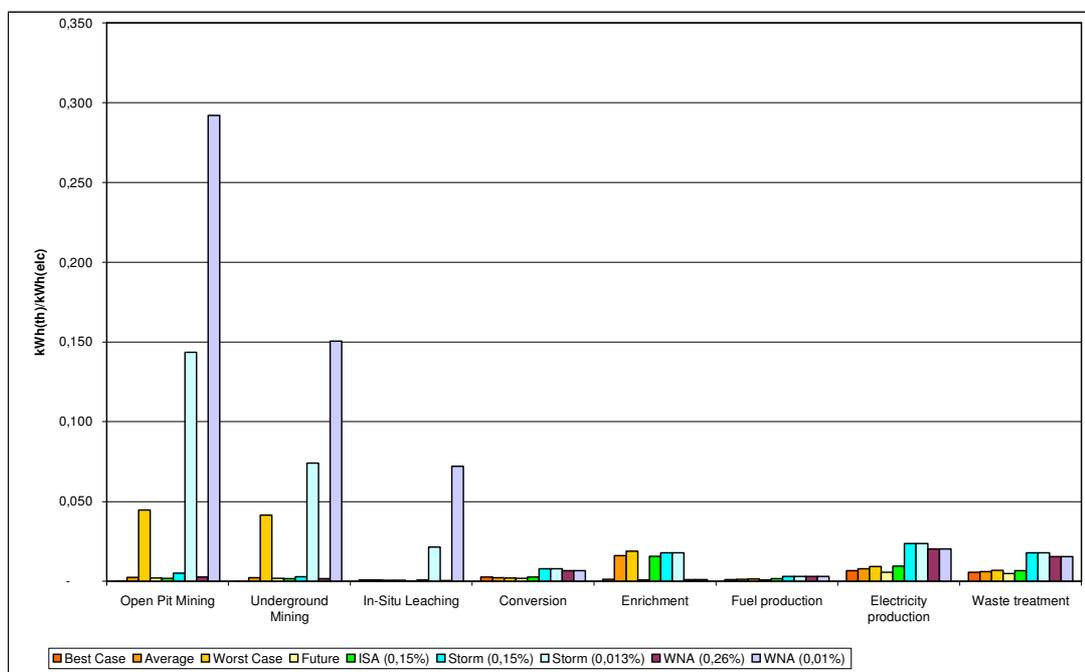


Abbildung 29: Energieintensität je Prozessschritt und Szenario

Tabelle 41: CO₂-Emissionen je Energieproduktion je Prozessschritt und Szenario

Scenario	Open Pit Mining	Underground Mining	In-Situ Leaching	Conversion	Enrichment	Fuel production	Electricity production	Waste treatment	Gesamt
	g CO ₂ /kWh								
Best Case	0,14	0,09	0,48	2,25	0,57	0,72	5,28	4,35	13,88
Average	1,79	1,38	0,49	1,98	6,98	0,96	6,12	4,68	24,39
Worst Case	33,42	23,81	0,48	1,78	8,25	1,08	7,43	5,27	81,53
Future	1,52	1,01	0,45	1,61	0,42	0,61	4,41	3,73	13,77
ISA (0,15%)	1,24	0,96	0,21	2,05	6,87	1,14	7,07	4,91	24,44
Storm (0,15%)	1,31	1,02	0,23	2,16	7,61	1,04	7,29	5,11	25,77
Storm (0,013%)	36,72	27,41	7,95	2,16	7,61	1,04	7,29	5,11	95,30
WNA (0,26%)	0,68	0,54	0,15	1,86	0,44	1,03	6,21	4,46	15,37
WNA (0,01%)	74,68	55,70	28,49	1,86	0,44	1,03	6,21	4,46	172,88

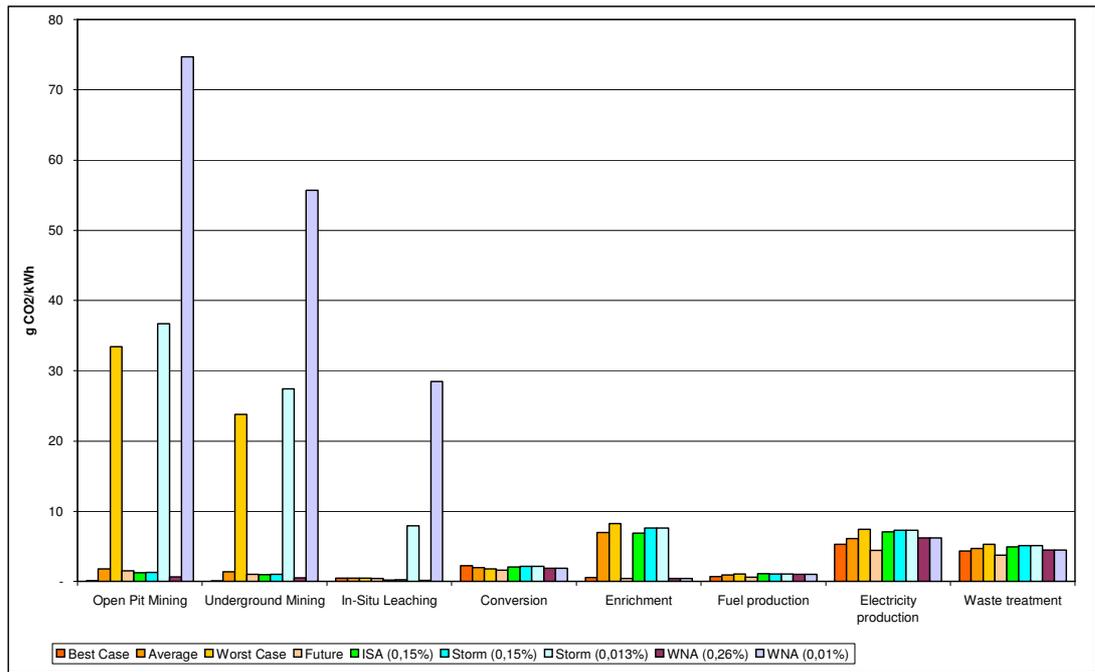


Abbildung 30: CO₂-Emissionen je Prozessschritt und Szenario

4.4 Sensitivitäten

Zur Untersuchung der Sensitivität der Ergebnisse auf einzelne ausgesuchte Parameter wurden diese sowohl einzeln als auch in ihrer Gesamtheit um 20 % nach oben sowie nach unten variiert. Diese ausgesuchten Parameter sind:

- die Tiefe und der Erzgehalt der einzelnen Minen;
- die Transportdistanzen;
- die Effizienz der verwendeten Fahrzeuge;
- die Effizienz der Maschinen und Umwandlungsprozesse; sowie
- der b-Faktor der Leaching Yield Curve (Abbildung 22)

Die Ergebnisse des relativen Energieüberschusses sowie der freigesetzten CO₂-Emissionen sind in Abbildung 31 und Abbildung 32 dargestellt.

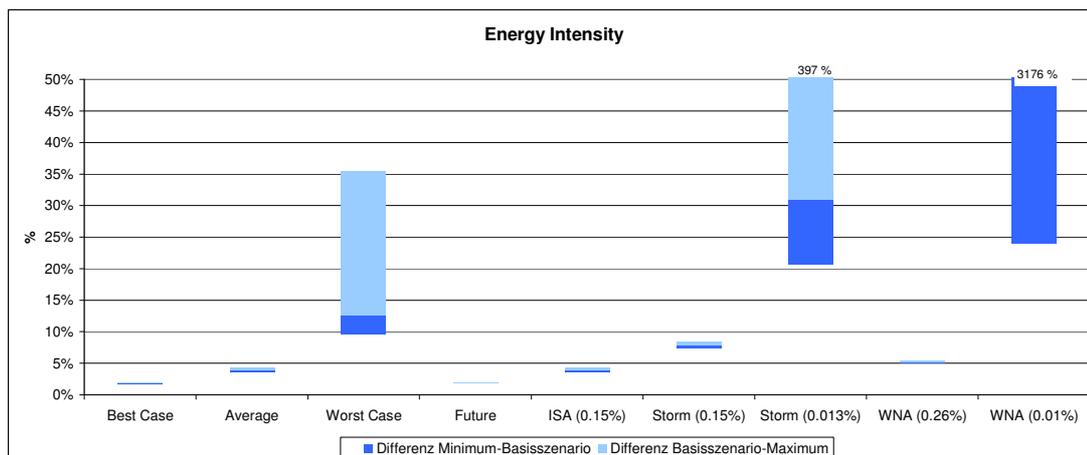
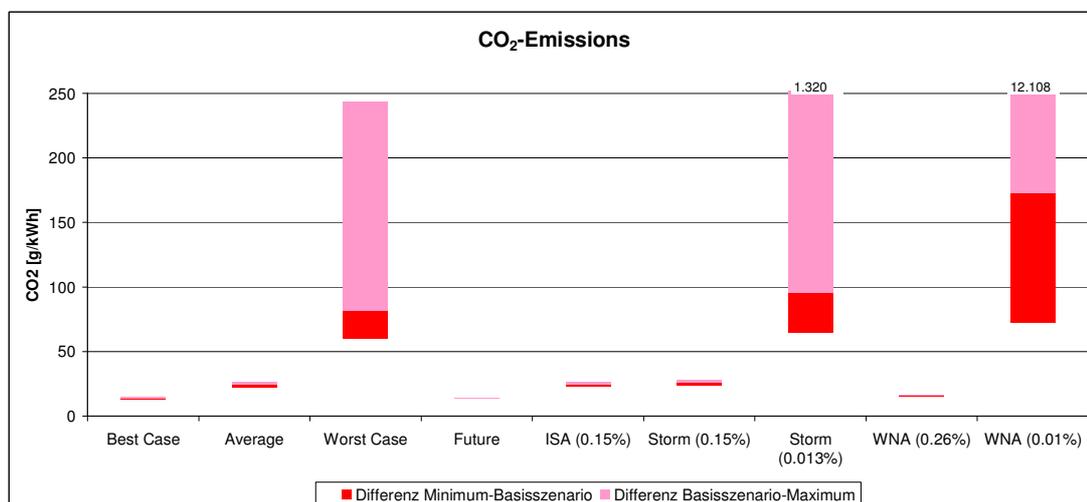


Abbildung 31: Bandbreite der Energieintensität der einzelnen Szenarien (kWh(th)/kWh(el))

Abbildung 32: Bandbreite der CO₂-Emissionen der einzelnen Szenarien

Die Sensitivitätsanalyse brachte folgende Ergebnisse:

- Bei niedrigen Erzgehalten hat die Abhängigkeit der **Extraktionseffizienz** vom Erzgehalt einen dominierende Einfluss (Faktor 1,5 bis 300) sowohl auf die Energieintensität als auch auf die CO₂-Emissionen.
- Der **Erzgehalt** der Minen zeigt ebenfalls überdurchschnittlich hohen Einfluss auf die Ergebnisse (d.h. eine Änderung des Parameters um 20 % nach oben resultiert in einer Änderung der Ergebnisses von weit über 20 %).
- Die Änderungen der **Minentiefe** führen ebenfalls zu überdurchschnittlichen Änderungen in den Ergebnissen bei niedrigen Erzgehalten.
- **Transportdistanzen** haben sowohl bei hohen als auch bei niedrigen Erzgehalten lediglich unterdurchschnittlichen Einfluss.

4.5 Plausibilität: Vergleich Modell- mit Literaturwerten

Wegen unterschiedlicher Annahmen sind die Ergebnisse aus der relevanten Literatur oft nur schwer vergleichbar. Aus diesem Grund wurden die den ausgewählten Literaturergebnissen hinterlegten Szenarien mit dem EBN-Modell nachmodelliert und mit den Literaturergebnissen verglichen: Die Ergebnisse für die Energieintensität der in der vorliegenden Studie berechneten Szenarien „ISA 0,15 %“, „Storm (0,15 % bzw. 0,013 %)“ sowie „WNA (0,26 % bzw. 0,01 %)“ werden mit den in der Literatur veröffentlichten Werten (ISA 2006, Storm/Smith 2008, WNA 2009) verglichen.

Die wesentlichen Rahmenparameter (wie z. B. die Reaktorparameter oder der Anteil der Anreicherungstechnologien) der einzelnen Studien entsprechen dabei den Daten, die die jeweiligen Szenarien (Tabelle 36, Tabelle 37) definieren. Ausgenommen hiervon ist der Umwandlungsfaktor P; dieser wird hier mit 1,00 angenommen. Die Daten der verwendeten Referenzminen sind in Tabelle 38 aufgelistet.

Wie in Kapitel 3.2.7 beschrieben, führen die Methodik des EBN-Modells sowie die Vernachlässigung einiger Unterschritte der nuklearen Prozesskette zu einer Unterschätzung der Ergebnisse. Das Ausmaß dieser Unterschätzung wird in diesem Kapitel durch den Vergleich des gemessenen Energiebedarfs einer Uranmine mit der Nachmodellierung dieser Studie abgeschätzt.

Für den Vergleich der Literaturwerte mit den Modellergebnissen wird wie folgt vorgegangen:

- Berechnung des Literatur-Szenarios mit dem Modell
- Aggregation der Modellergebnisse entsprechend der Aggregation der Daten der Literatur
- Darstellung der spezifischen Energieintensität je Prozessschritt (entsprechend der Aggregation der Daten der Literatur)
- Darstellung des Anteils der spez. Energieintensität der einzelnen Prozessschritte an der Gesamtintensität (entsprechend der Aggregation der Daten der Literatur).

Wenn aus der Literatur detaillierte Werte zu den CO₂-Emissionen vorhanden sind, erfolgen zusätzlich folgende Schritte:

- Darstellung der spezifischen CO₂-Emissionen je Prozessschritt (entsprechend der Aggregation der Daten der Literatur)
- Darstellung des Anteils der spezifischen CO₂-Emissionen der einzelnen Prozessschritte an der Gesamtintensität (entsprechend der Aggregation der Daten der Literatur)

Abbildung 33 zeigt den Vergleich der jeweiligen Gesamtergebnisse für die Energieintensität zwischen den Literaturwerten und den Modellergebnissen. Mit Ausnahme des WNA 0,01 %-Szenarios liegen die Modellergebnisse durchwegs unter den Werten aus der Literatur. Die Unterschiede lassen sich überwiegend durch die methodische Herangehensweise erklären, da eine Bottum-Up-Berechnung tendenziell zu einer Unterschätzung der Werte führt.

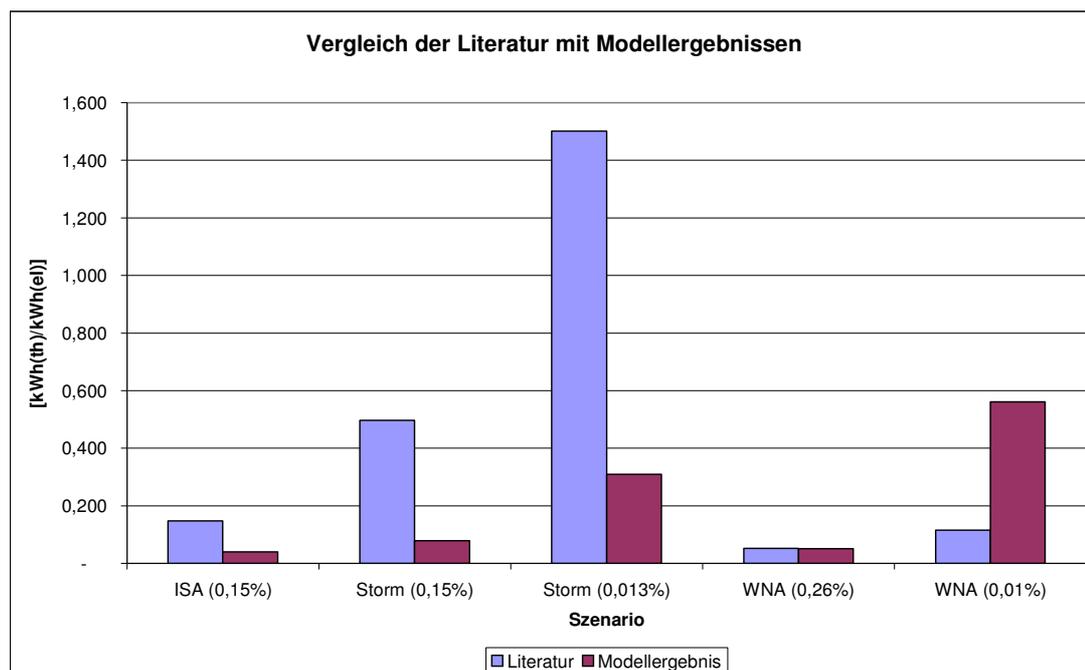


Abbildung 33: Energieintensität – Vergleich der Literatur mit Modellergebnissen

Aus Abbildung 33 sind die Energieintensitäten und damit der Energieüberschuss über die gesamte nukleare Brennstoffkette von den drei in der vorliegenden Studie berücksichtigten Untersuchungen dargestellt. Sobald die Energieintensität einen Wert von 1 kWh(Einsatz)/kWh(Erzeugung) bzw. 100 % erreicht, wird im Betrieb vor- und nachgelagerter Schritte gleich viel Energie benötigt, wie im Betrieb erzeugt wird.

4.5.1 ISA (2006)

Im Folgenden werden die Modellergebnisse des Szenarios „ISA 0,15 %“ mit dem Ergebnis der Studie ISA (2006) verglichen. Alle Ergebnisse (d.h. von Studie und Modell) für die Energieintensität werden in Tabelle 42 und Abbildung 34 zusammengefasst und dargestellt.

Bei einem Erzgehalt von 0,15 % ergeben sich zwischen den Modellergebnissen und den Annahmen von ISA wesentliche Unterschiede beim Uranabbau und Mahlen, bei Bau, Betrieb und Dekommissionierung eines Kraftwerks sowie beim Abfallmanagement. Aus der Bottom-up-Berechnung im Modell ergeben sich hier niedrigere Werte.

Die Unterschiede lassen sich überwiegend durch die methodische Herangehensweise erklären. In den vorliegenden Berechnungen, etwa für den Energieaufwand beim Bau, kann eine Bottom-Up-Berechnung zu einer Unterschätzung der Werte führen, bzw. die Methodik von ISA und Storm zu einer Überschätzung (Materialenergie = 5 % von Gesamtbauenergie, daher wird von Materialenergie hochgerechnet).

Tabelle 42: Vergleich der Energieintensität der Prozessschritte des ISA-Szenarios mit den entsprechenden Modellergebnissen

Energy intensity [kWh(th)/kWh(el)]	Erzgehalt 0,15%	
	ISA	AEA/ÖÖI
Uranabbau und Mahlen	0,011	0,004
Umwandlung	0,011	0,003
Anreicherung	0,039	0,016
Brennelement-Herstellung	0,005	0,002
Bau/Betrieb/Dek. KKW	0,060	0,009
Abfall-Management	0,021	0,007
Total	0,147	0,040

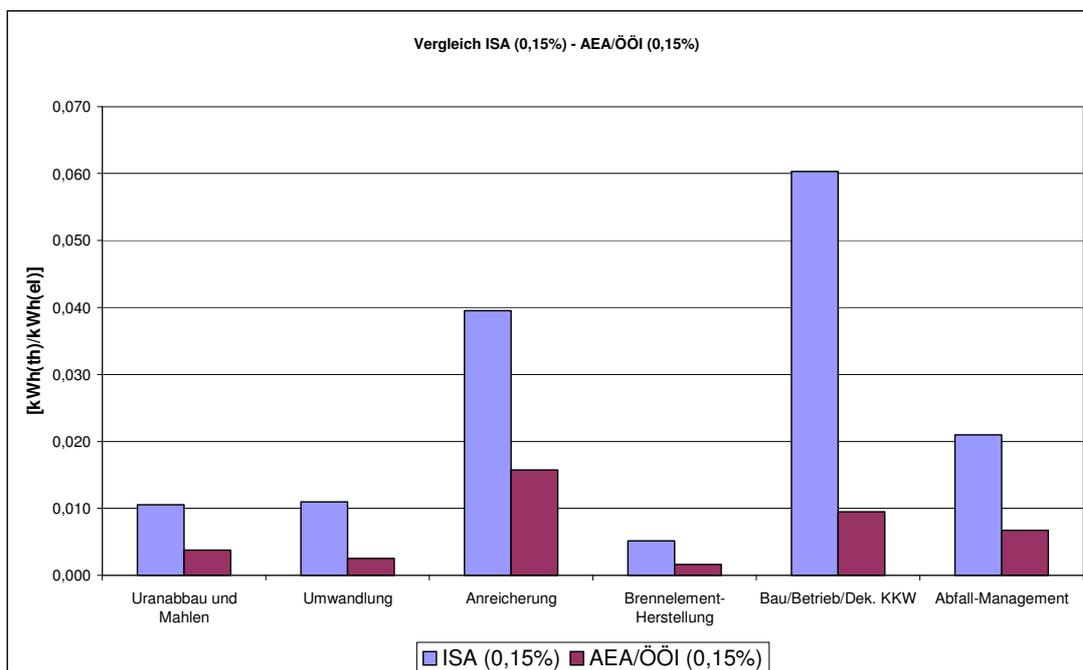


Abbildung 34: Vergleich der spez. Energieintensität der Prozessschritte des Szenarios ISA (0,15 %) mit AEA/ÖÖI (0,15 %)

4.5.2 Storm/Smith (2008)

Die Modellergebnisse der Szenarien „Storm (0,15 % bzw. 0,013 %)“ werden mit den – dem jeweiligen Erzgehalt entsprechenden – Ergebnissen der Studie Storm/Smith (2008) verglichen. Die Ergebnisse werden in Tabelle 43 und Tabelle 44 zusammengefasst. Die Werte aus den Modellberechnungen liegen deutlich unter den Ergebnissen von Storm/Smith (2008). Wieder zeigt sich, dass der **Bottom-up-Ansatz zu einer tendenziellen Unterschätzung des Energieaufwandes führt.**

Zur Veranschaulichung der Ergebnisse wird für einen Erzgehalt von 0,15 % die spezifische Energieintensität je Prozessschritt in Abbildung 35 verglichen. Anschließend wird derselbe Vergleich für einen Erzgehalt von 0,013 % durchgeführt (Abbildung 36).

Tabelle 43: Vergleich der Energieintensität der Prozessschritte der Storm-Szenarien mit den entsprechenden Modellergebnissen

Energy intensity [kWh(th)/kWh(el)]	Erzgehalt 0,15%		0,013%	
	Storm	AEA/ÖÖI	Storm	AEA/ÖÖI
Uranabbau und Mahlen	0,035	0,009	1,038	0,239
Umwandlung/Anreicherung/Brennelementherstellung	0,043	0,029	0,043	0,029
Bau/Betrieb/Dek. KKW	0,367	0,024	0,367	0,024
Abfall-Management	0,053	0,018	0,053	0,018
Total	0,498	0,079	1,501	0,309

Tabelle 44: Vergleich der CO₂-Emissionen der Prozessschritte der Storm-Szenarien mit den entsprechenden Modellergebnissen

CO ₂ -Emissions [g/kWh]	Erzgehalt 0,15%		0,013%	
	Storm	AEA/ÖÖI	Storm	AEA/ÖÖI
Uranabbau und Mahlen	8,290	2,552	248,701	72,079
Umwandlung/Anreicherung/Brennelementherstellung	5,830	10,816	5,830	10,816
Bau/Betrieb/Dek. KKW	82,370	7,290	82,370	7,290
Abfall-Management	11,290	5,112	11,290	5,112
Total	107,780	25,770	348,191	95,296

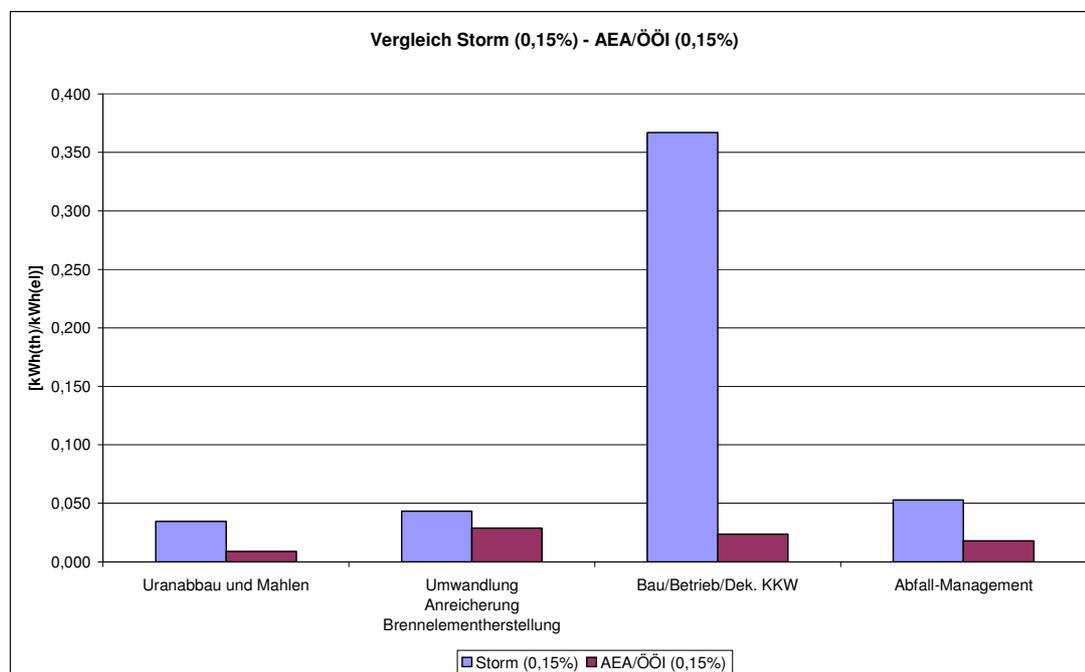


Abbildung 35: Vergleich der spez. Energieintensität der Prozessschritte des Szenarios Storm (0,15 %) mit AEA/ÖÖI (0,15 %)

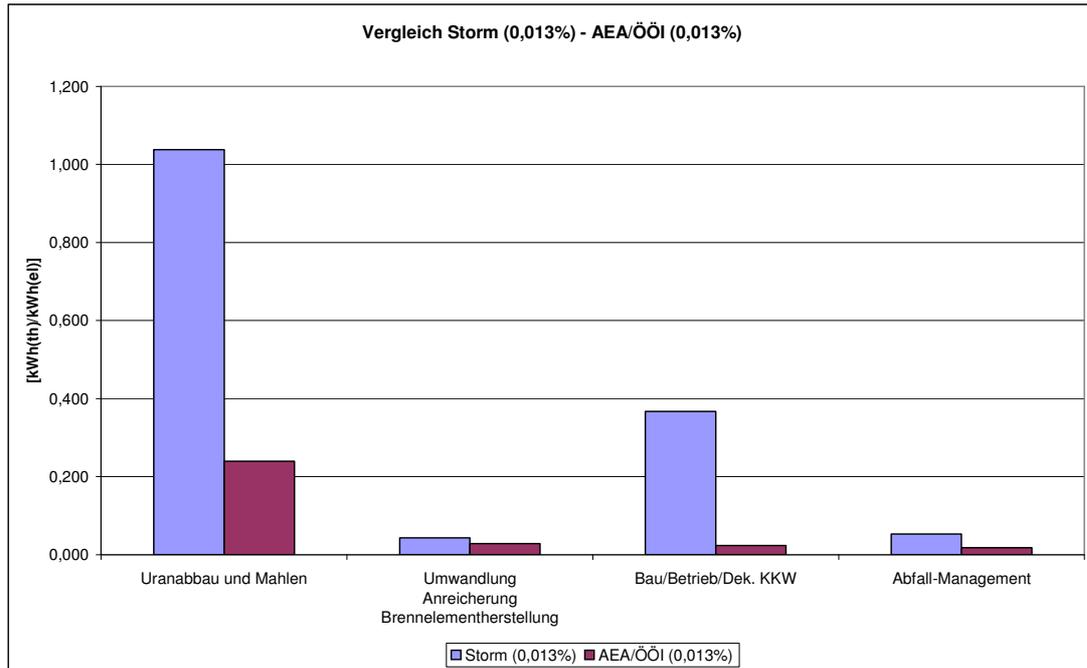


Abbildung 36: Vergleich der spez. Energieintensität der Prozessschritte des Szenarios Storm (0,013 %) mit AEA/ÖÖI (0,013 %)

4.5.3 WNA (2009)

Die Modellergebnisse der Szenarien „WNA (0,26 % bzw. 0,013 %)“ werden mit den – dem jeweiligen Erzgehalt entsprechenden – Ergebnissen der Studie WNA (2009)²⁵ verglichen. Tabelle 45 fasst die Ergebnisse zusammen. Es wird für einen Erzgehalt von 0,26 % sowohl die spezifische Energieintensität je Prozessschritt als auch die CO₂-Emissionen verglichen (Abbildung 37). Anschließend wird derselbe Vergleich für einen Erzgehalt von 0,01 % durchgeführt (Abbildung 38).

Bei geringem Erzgehalt (0,01 %) unterschätzt WNA (2009) den Energieaufwand für den Uranabbau. Bei einem höheren Erzgehalt (0,26 %) liegen die AEA/ÖÖI-Modellberechnungen, mit Ausnahme des Abfallmanagements und des Uranabbaus, unter den WNA-Annahmen.

²⁵ <http://world-nuclear.org/info/inf11.html>

Tabelle 45: Vergleich der Energieintensität der Prozessschritte der WNA-Szenarien mit den entsprechenden AEA/ÖÖI-Modellergebnissen

Energy intensity [kWh(th)/kWh(el)]	Erzgehalt 0,26%		0,01%	
	WNA	AEA/ÖÖI	WNA	AEA/ÖÖI
Uranabbau und Mahlen	0,002	0,005	0,065	0,515
Umwandlung	0,009	0,007	0,009	0,007
Anreicherung	0,003	0,001	0,003	0,001
Brennelement-Herstellung	0,006	0,003	0,006	0,003
Bau/Betrieb/Dek. KKW	0,030	0,020	0,030	0,020
Abfall-Management	0,001	0,015	0,001	0,015
Total	0,052	0,051	0,115	0,561

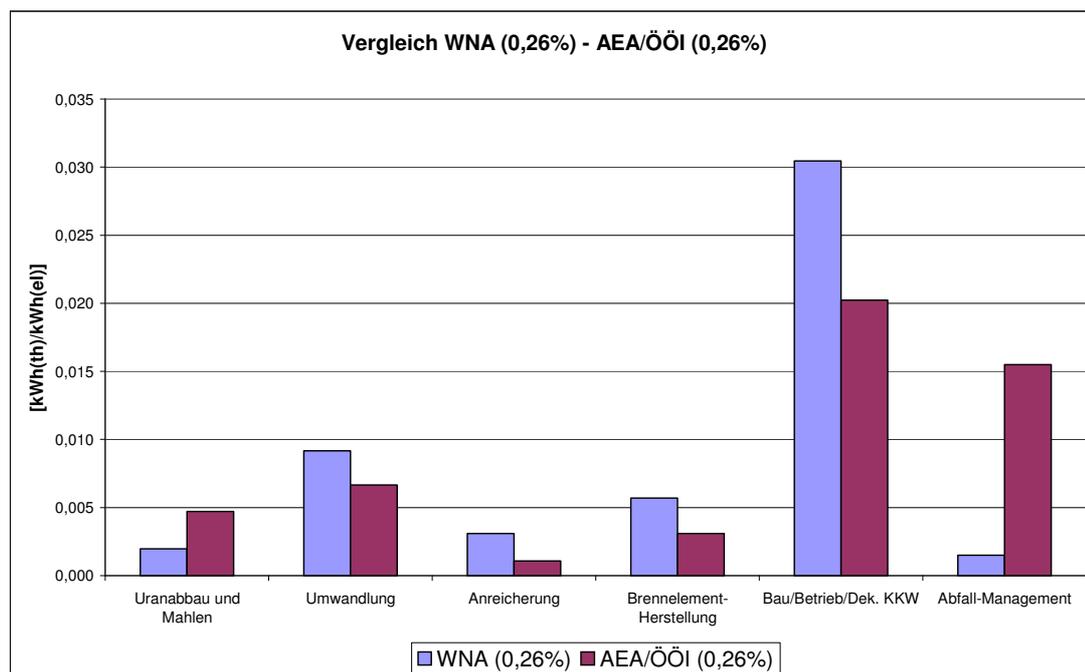


Abbildung 37: Vergleich der spez. Energieintensität der Prozessschritte des Szenarios WNA (0,26 %) mit AEA/ÖÖI (0,26 %)

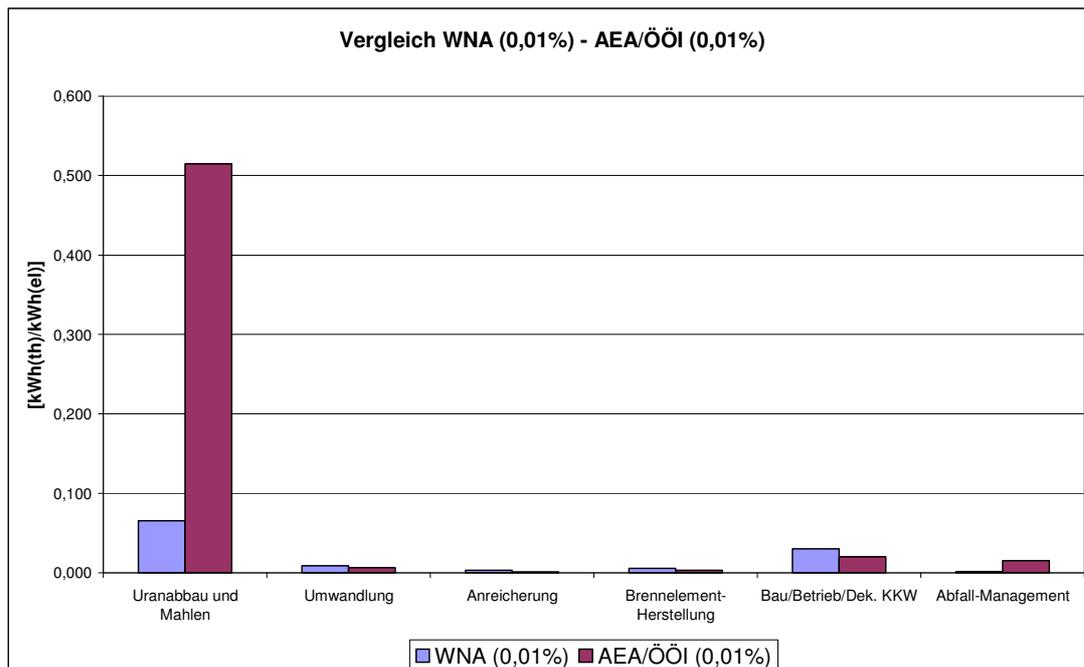


Abbildung 38: Vergleich der spez. Energieintensität der Prozessschritte des Szenarios WNA (0,01 %) mit AEA/ÖÖI (0,01 %)

4.5.4 Mine Rožná

Zur weiteren Überprüfung der Plausibilität wurden tatsächlich gemessene Daten (Tabelle 46) über Energieverbrauch und Produktion von Uranerz bzw. Yellowcake der tschechischen Untertagebau Uranmine Rožná (im Gebiet Dolní Rožínka) und der Uranmühle Dolní Rožínka mit Modellergebnissen verglichen. Dabei wurde die Mina Rožná als Referenzmine im Modell implementiert.

Der Vergleich der Daten erfolgte durch die Berechnung ausgewählter Indikatoren (Tabelle 47). Der Energieaufwand pro Tonne abgebautem Erz liegt im Modell um den Faktor 1,64 unter der Uranmine Rožná. Der Energieaufwand je Tonne erzeugtem Uran liegt im Modell näher bei den Daten von Rožná. Die Modelldaten liegen etwa ein Drittel unter den Betriebsdaten. Diese deutliche höheren Werte der Mine Rožná sind einerseits darauf zurückzuführen, dass diese Mine nicht auf dem Stand der Technik arbeitet und die Effizienzen bei den durchgeführten Prozessschritten unter den Annahmen im Modell liegen. Andererseits zeigt der Vergleich neuerlich, dass die Bottom-up-Methode nicht alle Prozessschritte erfassen kann, die einen Energieverbrauch verursachen, und **die Ergebnisse des EBN-Modells daher Mindestwerte** darstellen, die im tatsächlichen Lebenszyklus einer kWh Strom aus Uran tendenziell höher sein werden.

Tabelle 46: Betriebsdaten der Mine Rožná sowie der Uranmühle Dolní Rožínka (Diamo 2009)

Erzabbau		
	<i>Einheit</i>	<i>Menge</i>
Jahresverbrauch Strom	MWh	17.034
Jahresverbrauch Gas	GJ	43.241
Jahresverbrauch Treibstoffe (Diesel/Benzin)	l	85.000
Jahresverbrauch Wasser	m ³	25.619
Jahresverbrauch Holz	m ³	8.876
Jahresverbrauch an chemischen Stoffen und weiteren Hilfsmaterialien	t	90
Volumen des abgebauten Uranerzes	t	131.000
Volumen des abzulagerndem Taubgestein	t	41.000
Erzverarbeitung		
	<i>Einheit</i>	<i>Menge</i>
Jahresverbrauch Strom	MWh	10.727
Jahresverbrauch Gas	GJ	44.325
Jahresverbrauch Treibstoffe (Diesel/Benzin)	l	9.765
Jahresverbrauch Wasser	m ³	897
Jahresverbrauch an chemischen Stoffen und weiteren Hilfsmaterialien	t	5.700
Jahresproduktion an Urankonzentrat	kg	220.000
Jahresproduktion an Abfällen aus der Produktion (Schlämme), die im Schlammbecken gelagert werden	t	128.000

Tabelle 47: Vergleich ausgewählter Indikatoren der Uranmine Rožná mit den Modellergebnissen

Abbau			
	Rozna	Modell	
Energie je abgebautem Erz	0,82	0,50	GJ/t
Energie je abgebautem Erz und Taubgestein	0,63	0,38	GJ/t
Verarbeitung (=Processing + Leaching)			
Chemische Prozessstoffe je erzeugtem Uran	25,91	35,22	kg/kg
Energie je erzeugtem Uran	378,63	286,12	GJ/t
Abfall je erzeugtem Uran	581,82	541,35	kg/kg

4.5.5 Schlussfolgerungen

Der Vergleich der Ergebnisse der Nachmodellierung ausgesuchter Literatur-Szenarien mit Hilfe des EBN-Modells mit den in der Literatur veröffentlichten Werten zu Energieintensität zeigt, dass die Methodik des EBN-Modells sowie die Vernachlässigung einiger Unterschritte der nuklearen Prozesskette zu einer Unterschätzung der Werte durch das EBN-Modell führen. Das Ausmaß dieser Unterschätzung kann durch den Vergleich mit den Betriebsdaten aus Rožná mit den Modellergebnissen abgeschätzt werden: Der Vergleich zeigt, dass die Unterschätzung im Abbau etwa 40 %, in der Verarbeitung etwa 25 % beträgt. Da in der Mine in Rožná allerdings alte Maschinen verwendet werden, wird die tatsächliche Unterschätzung des Wertes bei einer modernen Mine geringer ausfallen.

Der Vergleich der Literaturwerte mit den Modellwerten zeigt beim **Uranabbau**, dass bei mittleren Erzgehalten die Ergebnisse von Storm/Smith (2007) vier mal so hoch wie die des EBN-Modells sind, jene von ISA (2006) etwa drei mal so hoch. Bei den Werten von WNA (2009) zeigt sich ein umgekehrtes Bild: Die Modellwerte sind etwa 2,5 mal so hoch wie jene aus der Literatur. Anhand des Vergleiches mit den Daten aus der Uranmine Rožná lässt sich schließen, dass WNA (2009) den Energieeinsatz des Uranabbaus deutlich unterschätzt, Storm/Smith (2007) die Werte tendenziell überschätzen.

Bei den Szenarien „ISA“ und „Storm“ liegen die Modellergebnisse durchwegs unter den Angaben aus der Literatur – d.h., die Ergebnisse des Modells für die Nettoenergieproduktion aus Uran sind höher als die der Literatur. Dies kann etwa durch die methodische Unterschätzung der Ergebnisse durch die Prozessanalyse bedingt sein (siehe Kapitel 3.2.7). Besonders im Prozessschritt Bau/Betrieb/Dekommissionierung des KKW scheint das LCA-Nuclearmodell zu einer Unterschätzung des Ergebnisses zu führen.

Beim Vergleich der Szenariomodellierung WNA (0,26 % und 0,01 %) mit den entsprechenden Literaturwerten zeigt sich ein etwas anderes Bild: Beim Uranabbau und im Abfallmanagement bringt das Modell höhere Werte, als die Literatur angibt. Ersteres wirkt sich besonders bei niedrigem Erzgehalt stark aus.

4.6 Grenzerzgehalt

Zur Ermittlung des Grenzerzgehaltes, bei dem der Energieüberschuss aus der Verwendung von Uran zur Stromerzeugung Null wird, wird das Szenario „Average“ (vgl. Tabelle 36) verwendet. Der Erzgehalt der Minen wird in Schritten von 10 % bis auf 0,0005 % aufgeteilt. Abbildung 39 zeigt die Ergebnisse für den Energieüberschuss, Abbildung 40 für den Erntefaktor und die Energierücklaufzeit. Daraus ist erkennbar, ab welchem Erzgehalt der Energieeinsatz größer als die aus dem Prozess gewonnene Energie wird.

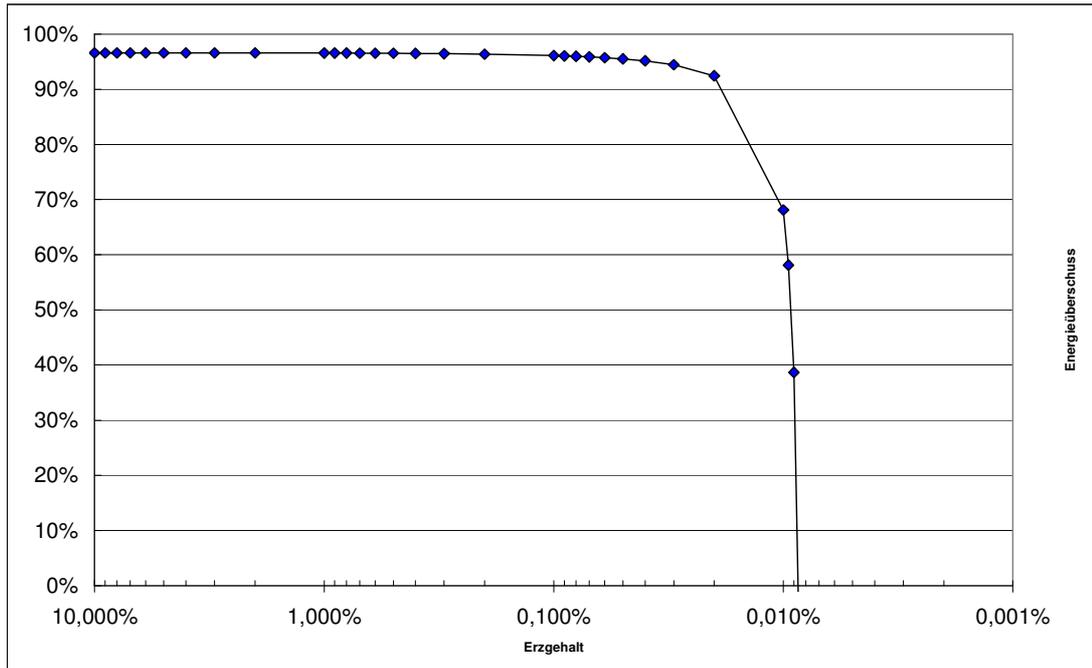


Abbildung 39: Energieüberschuss in Abhängigkeit vom Erzgehalt

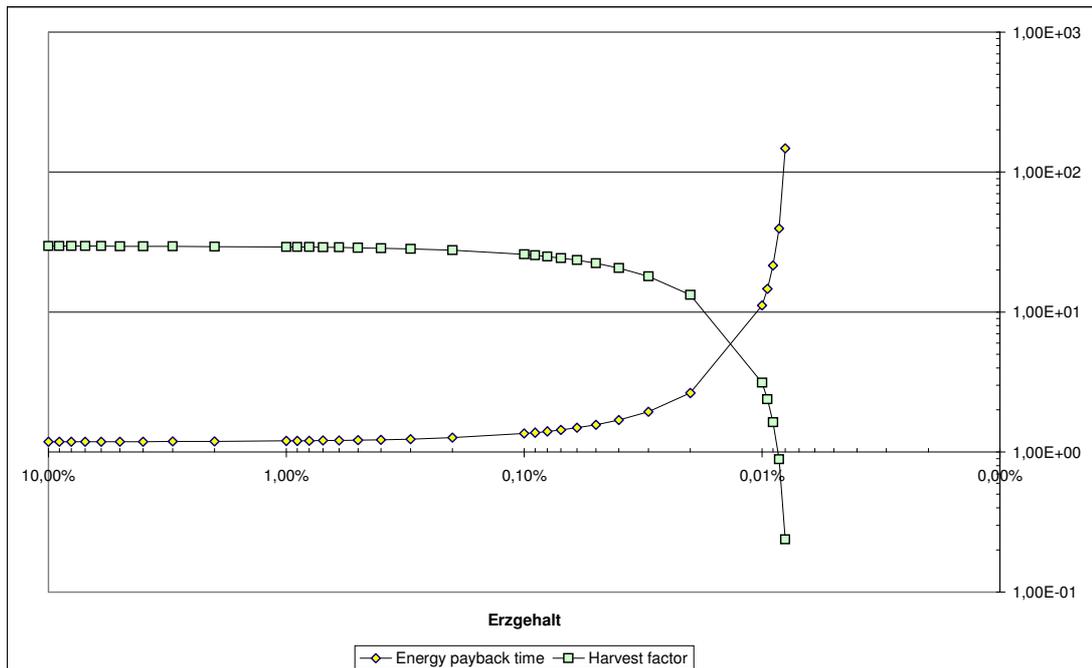


Abbildung 40: Energierücklaufzeit und Erntefaktor in Abhängigkeit vom Erzgehalt

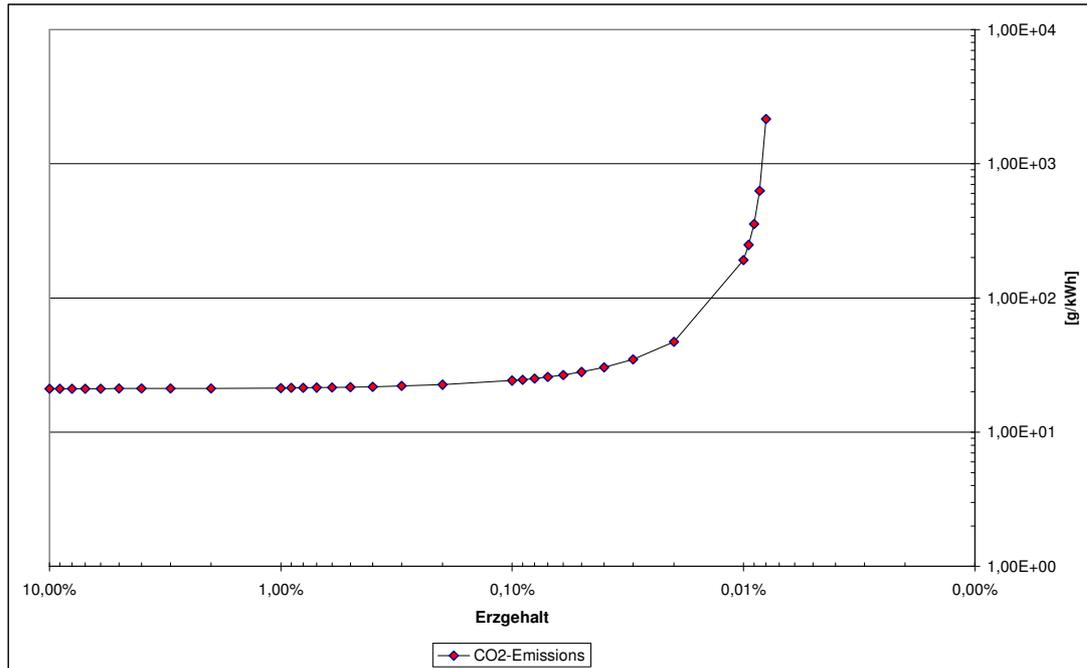


Abbildung 41: Spez. CO₂-Emissionen in Abhängigkeit vom Erzgehalt

Die Abhängigkeit des Grenzerzgehaltes von wesentlichen Szenarioannahmen wurde durch deren systematische Variation untersucht. Folgende Parameter wurden variiert:

- Anteile der Minentyp: Szenario „Average“; nur Tagbau, nur Untertagbau, nur In-Situ Leaching
- Reaktortyp: „Best Case“, „Average“, „Worst Case“, „Future“ (Tabelle 37)
- Sensitivität: 0 %; +20 %; -20 %
- Umwandlungsfaktor P für elektrische in thermische Energie: 1,00 bzw. 3,34

Die Variation Sensitivität „+20 %“ bedeutet hierbei, dass die Parameter

- Abbautiefe je Minentyp
- Erzgehalt je Minentyp
- Transportdistanzen
- Fahrzeugeffizienzen
- Maschinen- und Prozesseffizienzen
- der Faktor für die Extraktionseffizienz

um 20 % in die Richtung geändert werden, in der sich das Gesamtergebnis verschlechtert (d.h., Minentiefe und Distanzen steigen um 20 %, Erzgehalt und Effizienzen sinken).

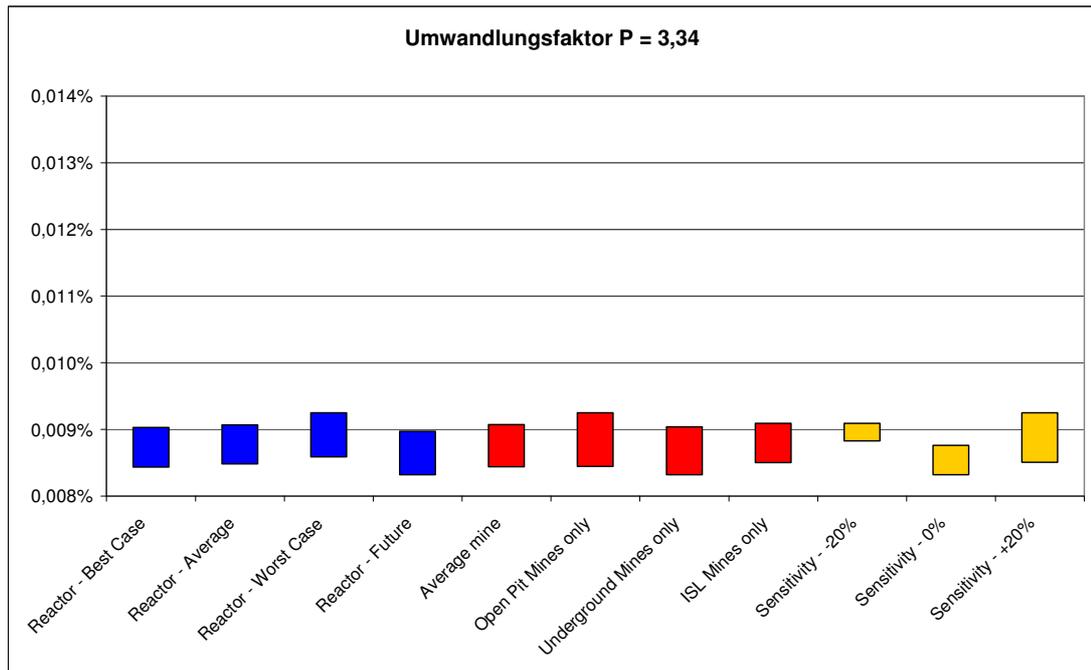


Abbildung 42: Bandbreite des Grenzerzgehaltes bei einem Umwandlungsfaktor von P = 3,34

Dieselbe Variation wurde mit dem Umwandlungsfaktor P=1,00 durchgeführt.

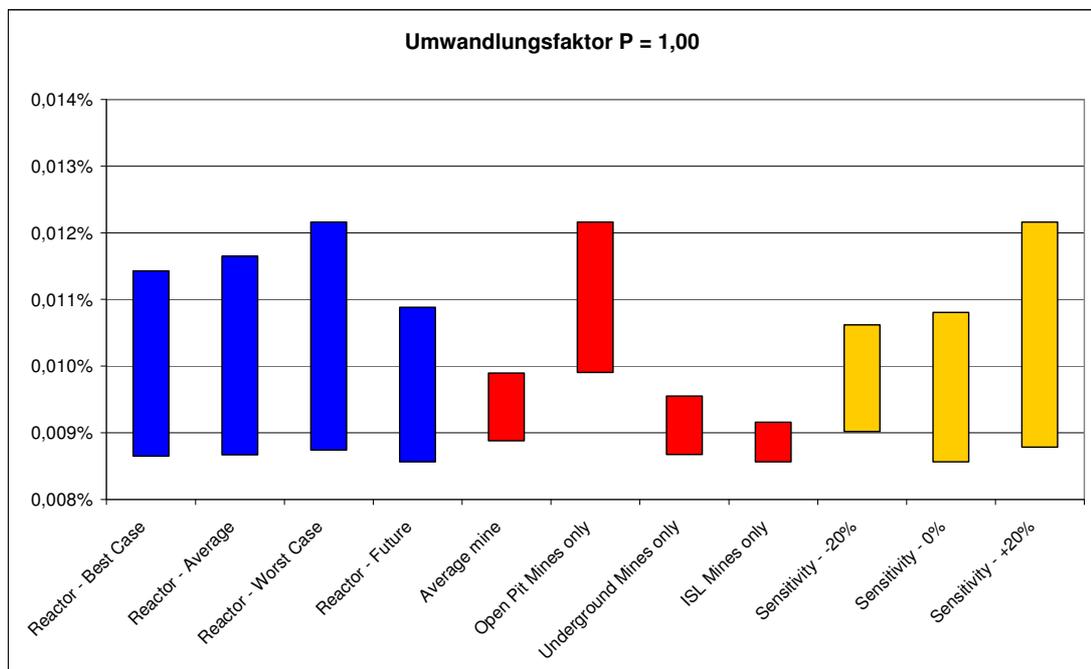


Abbildung 43: Bandbreite des Grenzerzgehaltes bei einem Umwandlungsfaktor von P = 1,00

Zwei Drittel der weltweiten Uranvorräte haben einen Erzgehalt von unter 0,2 %, der weltweit mittlere Erzgehalt liegt bei 0,05 – 0,15 % U_3O_8 , also 0,5 – 15 kg Uran/t (vgl. Abschnitt 2.4.5.1 sowie Mudd/Diesendorf 2007b). Mit zunehmendem Abbau von Vorkommen hoher Erzgehalte werden zunehmend immer stärker Vorkommen niedrigeren Erzgehaltes abgebaut. Australien hat bei weitem die größten Uranressourcen, aber zu einem sehr niedrigen Erzgehalt: 90 % haben weniger als 0,06 %. Auch in Kasachstan, dem zur Zeit größten Uranproduzenten, liegt der Großteil des Erzes mit einer Urankonzentration von weit unter 0,1 % vor (EWG 2006).

Der Grenzerzgehalt liegt laut den Berechnungen der vorliegenden Studie zwischen ca. 0,008 und 0,012 %. Bei zunehmender Ausbeutung von Vorkommen niedrigen Erzgehaltes kann es zum Abbau von Vorkommen kommen, deren Energiebilanz negativ ist. Wie bei jedem Modell fließen Unsicherheiten in diese Berechnung ein (siehe Abschnitt 4.4 „Sensitivitäten“ und Abschnitt 3.2.7 „Mögliche Fehlerquellen“).

4.7 Zeitliche Reichweite der Uranressourcen

Die Nuklearindustrie ist in ihrer jetzigen technologischen Entwicklung vom nicht erneuerbaren Rohstoff Uran abhängig, dessen Reichweite zwangsmäßig an Grenzen stoßen wird. Wie lange die Uranreserven als Brennstoff zur Verfügung stehen werden, ist für energiepolitische Entscheidungen wesentlich.

In diesem Zusammenhang werden in diesem Abschnitt die Ergebnisse der Berechnungen über die Reichweite der Uranressourcen vorgestellt. Die Ergebnisse basieren auf verschiedenen Szenarien, die u.a. Unterschiede in der installierten nuklearen Kapazität inkludieren.

Eine ausführliche Abhandlung des Themas Uranressourcen inklusive Hintergründe zur Kategorisierung der Ressourcen, Angaben der Reichweite in der Literatur sowie einer Zusammenfassung der im aktuellen Abschnitt vorgestellten Ergebnisse und Vergleich mit den Literaturwerten findet sich in Kapitel 14.

4.7.1 Daten

Als Grundlage der Uranressourcen wurde eine Datenbank der IAEA²⁶ herangezogen, in der Minimal- und Maximaluranvorkommen der derzeit bekannten Uranlagerstätten, gruppiert nach Art des Vorkommens, Status und Erzgehaltskategorie vorliegen (siehe Tabelle 48). Die Zeilen können frei miteinander kombiniert werden. Daten zur Höhe der Uranressourcen finden sich auch im so genannten Red Book der NEA (OECD/NEA 2010).

Dabei ist zu beachten, dass die Uranressourcen mit einem Erzgehalt unter 0,03 % laut den Ergebnissen der vorliegenden Studie nur zum Teil zum Betrieb von Kernkraftwerken verwendet werden können. Ab einem Erzgehalt von 0,02 % nimmt der erzielbare Energieüberschuss wegen des hohen Energieaufwands im Uranabbau stark ab. Ab dem Grenzerzgehalt von ca. 0,008–0,012 % wird die Energiebilanz negativ (siehe Abbildung 39). Das heißt, Uranressourcen dieses Erzgehaltes können unter Umständen mit finanziellem Gewinn aber ohne Energiegewinn verwendet werden.

²⁶ Datenquelle: <http://www-nfcis.iaea.org/UDEPO/UDEPOMain.asp>

Die Uranressourcen unter 0,03 % machen ca. 1/3 der angegebenen Ressourcen aus. Die angegebenen Reichweiten der Uranressourcen beinhalten diese Ressourcen in ihrer Gesamtheit – also auch Uranressourcen unter dem Grenzerzgehalt. Ein Ausschluss der Uranressourcen unter dem Grenzerzgehalt war aufgrund mangelnder Erzgehalt vs. Uranressourcen Beziehung nicht möglich.

Die Ergebnisse stellen also eine äußerst konservative Reichweite der Uranressourcen dar.

Tabelle 48: Kategorisierung der Uranerzlagerstätten (Quelle: IAEA)

Art des Vorkommens	Status	Erzgehalt [%]
Black Shales	Closed	< 0,03
Collapse Breccia Pipe	Depleted	< 0,05
Hematite Breccia Complex	Development	0,02 – 0,05
Intrusive	Dormant	0,03 – 0,05
Lignite	Exploration	0,05 – 0,10
Metamorphic	Feasibility study	0,10 – 0,20
Metasomatite	Fully Explored	0,10 – 0,50
Other	Operating	0,10 – 0,70
Phosphorite	Partially Explored	0,10 – 1,00
Quartz-pebble Conglomerate	Reclaimed	0,15 – 5,00
Sandstone – Basal Channel	Reclamation	0,20 – 0,30
Sandstone – Roll Front	Standby	0,20 – 0,50
Sandstone – Tabular	Unknown	0,50 – 1,00
Sandstone – Tectonic/Lithologic		1,00 – 5,00
Surficial		> 5,00
Unconformity-Proterozoic Clay-bound		
Unconformity-Proterozoic Fracture-bound		
Unknown		
Vein		
Volcanic		

Von diesen Lagerstätten wurden folgende Datensätze ausgeschlossen:

- Art des Vorkommens: Phosphorite und Black Shales (da unkonventionelle Uranreserven);
- Status: Closed, Depleted, Dormant, Reclaimed.

Um die Anzahl der Erzgehaltkategorien zu verringern, wurden die verbliebenen Datensätze in neue Kategorien gruppiert (Tabelle 49).

Tabelle 49: Neuaggregation der Lagerstätten nach Erzgehalt

Erzgehalt (alt)		Erzgehalt (neu)
< 0,03	➡	< 0,03
< 0,05	➡	0,03 - 0,05
0,02 – 0,05	➡	je 50% : < 0,03, 0,03 - 0,05
0,03 – 0,05	➡	0,03 - 0,05
0,05 – 0,10	➡	0,05 - 0,10
0,10 – 0,20	➡	0,10 - 0,20
0,10 – 0,50	➡	je 50% : 0,10 - 0,20, 0,20 - 0,50
0,10 – 0,70	➡	je 33% : 0,10 - 0,20, 0,20 - 0,50, 0,50 - 1,00
0,10 – 1,00	➡	je 33% : 0,10 - 0,20, 0,20 - 0,50, 0,50 - 1,00
0,15 – 5,00	➡	je 25% : 0,10 - 0,20, 0,20 - 0,50, 0,50 - 1,00, 1,00 - 5,00
0,20 – 0,30	➡	0,20 - 0,50
0,20 – 0,50	➡	0,20 - 0,50
0,50 – 1,00	➡	0,50 - 1,00
1,00 – 5,00	➡	1,00 - 5,00
> 5,00	➡	> 5,00

Die Vorkommen der Lagerstätten der Erzgehalte, die in der neuen Gruppierung nicht mehr enthalten sind, werden aliquot auf die nächstpassenden Kategorien aufgeteilt.

Basierend auf dieser Gruppierung wurden die Minimal- und Maximalvorkommen je Erzgehalt und Status neu berechnet (Tabelle 50). Die Größe der Vorkommen der neu zugeteilten Lagerstätten liegt dabei zwischen 63,5 und 142,5 kt Natururan.

Tabelle 50: Uran-Ressourcen (Quelle: IAEA)

Uranium Ressources [kt U]	< 0,03 % U	0,03 – 0,05 % U	0,05 – 0,10 % U	0,10 – 0,20 % U
Operating	2.217,50 - 2.340,00	427,50 - 575,00	288,00 - 622,50	392,75 - 661,00
Standby	-	-	25,00 - 50,00	-
Exploration	165,00 - 347,00	159,00 - 339,00	164,00 - 369,00	49,08 - 104,83
Feasibility study	-	-	5,50 - 11,00	9,17 - 22,50
Development	42,50 - 90,00	95,50 - 196,00	183,00 - 277,50	688,50 - 896,00
Partially Explored	-	,50 - 1,00	-	5,00 - 10,00
Fully Explored	-	-	12,00 - 29,50	5,00 - 10,00
Reclamation	-	-	-	-
Unknown	62,50 - 130,50	34,00 - 69,00	40,00 - 95,50	6,00 - 12,50
Total	2.487,50 - 2.907,50	716,50 - 1.180,00	717,50 - 1.455,00	1.155,50 - 1.716,83
Uranium Ressources [kt U]	0,20 – 0,50 % U	0,50 - 1,00 % U	1,00 - 5,00 % U	> 5,00 % U
Operating	146,25 - 322,50	8,75 - 17,50	6,25 - 12,50	270,00 - 270,00
Standby	-	-	-	-
Exploration	80,58 - 171,83	5,33 - 10,83	17,50 - 40,00	2,50 - 5,00
Feasibility study	9,17 - 22,50	14,17 - 35,00	-	-
Development	42,00 - 95,00	-	-	130,00 - 130,00
Partially Explored	-	-	-	-
Fully Explored	-	-	-	-
Reclamation	10,00 - 25,00	-	-	-
Unknown	5,00 - 10,00	,50 - 1,00	-	-
Total	293,00 - 646,83	28,75 - 64,33	23,75 - 52,50	402,50 - 405,00

Ebenfalls zur weiteren Vereinfachung wurden die Statuskategorien verringert (Tabelle 51) und die Größe der Vorkommen neu summiert (Tabelle 52).

Tabelle 51: Neuaggregation der Lagerstätten nach Status

<i>Status (alt)</i>		<i>Status (neu)</i>
Operating	➔	Operationable
Standby	➔	
Development	➔	Exploration & Development
Exploration	➔	
Feasibility study	➔	
Fully Explored	➔	
Partially Explored	➔	
Reclamation	➔	
Unknown	➔	Unknown

Tabelle 52: Uranressourcen nach neuer Aggregation

Uranium Ressourcen [kt U]	< 0,03 % U	0,03 – 0,05 % U	0,05 – 0,10 % U	0,10 – 0,20 % U
Operationable	2.217,50 - 2.340,00	427,50 - 575,00	313,00 - 672,50	392,75 - 661,00
Exploration & Development	207,50 - 437,00	255,00 - 536,00	364,50 - 687,00	756,75 - 1.043,33
Unknown	62,50 - 130,50	34,00 - 69,00	40,00 - 95,50	6,00 - 12,50
Total	2.487,50 - 2.907,50	716,50 - 1.180,00	717,50 - 1.455,00	1.155,50 - 1.716,83
Uranium Ressourcen [kt U]	0,20 – 0,50 % U	0,50 - 1,00 % U	1,00 - 5,00 % U	> 5,00 % U
Operationable	146,25 - 322,50	8,75 - 17,50	6,25 - 12,50	270,00 - 270,00
Exploration & Development	141,75 - 314,33	19,50 - 45,83	17,50 - 40,00	132,50 - 135,00
Unknown	5,00 - 10,00	,50 - 1,00	-	-
Total	293,00 - 646,83	28,75 - 64,33	23,75 - 52,50	402,50 - 405,00

Zur Berechnung der Entwicklung des jährlichen Brennstoffverbrauchs wurden 4 Szenarien für die **Entwicklung der global installierten Kernkraftwerksleistung** definiert (Tabelle 53). Diese Szenarien sind:²⁷

- Constant capacity: konstante global installierte Reaktorleistung von 2006 bis 2100
- 1%-Growth: Anstieg der Kapazität mit 1 % pro Jahr
- WNA-low: Ausbau der Kapazität gemäß dem WNA-low-Szenario (WNA 2010)
- WNA-high: Ausbau der Kapazität gemäß dem WNA-high-Szenario (WNA 2010)

²⁷ Weitere Szenarien aus der Literatur finden sich in Abschnitt 14.4.1 im Anhang.

Tabelle 53: Entwicklung der weltweit installierten Reaktorkapazität nach Szenario

Szenario Jahr	Constant capacity GW	1%-growth GW	WNA-low GW	WNA-high GW
2006	367	367	367	367
2020	367	422	504	934
2030	367	466	602	1.339
2040	367	515	781	2.122
2050	367	569	961	2.905
2060	367	628	1.140	3.688
2070	367	694	1.371	5.528
2080	367	766	1.601	7.367
2090	367	847	1.832	9.207
2100	367	935	2.062	11.046

Die Ermittlung des Natururanverbrauchs (Tabelle 54) ergab sich als Nebenprodukt aus den Berechnungen zur Energieintensität des EBN-Modells. Verschiedene Szenarien wurden verwendet („Best Case“, „Average“, „Worst Case“ und „Future“, siehe Tabelle 37 und Tabelle 38), die sich in den zu Grunde liegenden Reaktorparametern sowie den Anteilen der Minentypen unterscheiden.

Tabelle 54: Natururanverbrauch je Referenzreaktor und Uranerzgehalt

Erzgehalt/Szenario	Natururanverbrauch je Einheit Brennstoff [t Natururan / t Brennstoff]			
	Best Case	Average	Worst Case	Future
< 0,03	14,13	11,18	11,18	14,13
0,03 – 0,05	10,38	8,22	8,22	10,38
0,05 – 0,10	9,35	7,40	7,40	9,35
0,10 – 0,20	8,92	7,06	7,06	8,92
0,20 – 0,50	8,79	6,96	6,96	8,79
0,50 - 1,00	8,78	6,95	6,95	8,78
1,00 - 5,00	8,78	6,95	6,95	8,78
> 5,00	8,78	6,95	6,95	8,78

Der Natururanverbrauch je Einheit Brennstoff ist im Wesentlichen von zwei Parametern abhängig: dem Brennstoffanreicherungsgrad einerseits sowie dem Erzgehalt des Uranvorkommens.

Die Berechnung des jährlichen Brennstoffverbrauchs erfolgte ebenfalls unter Verwendung der 4 Referenzreaktoren, die Ergebnisse finden sich in Tabelle 55.

Tabelle 55: Jährlicher Brennstoffverbrauch je Referenzreaktor

Szenario	jährl. Brennstoffverbrauch [t/GWyr]			
	Best Case	Average	Worst Case	Future
jährl. Brennstoffverbrauch [t/GWyr]	14,49	18,18	17,89	13,15

Die Ermittlung der Reichweite der Uranressourcen erfolgt dabei unter der Annahme, dass die gesamte weltweit installierte Kernkraftwerkskapazität denselben spezifischen Brennstoffverbrauch hat.

4.7.2 Ergebnisse

Die Auswertung ergibt, dass das Szenario „Future“ die größte (Tabelle 56, Abbildung 44) und das Szenario „Best Case“ (Tabelle 57, Abbildung 45) die geringste Reichweite für die Uranressourcen hat; die Szenarien „Average“ und „Worst Case“ liegen zwischen diesen beiden Szenarien. Der Grund dafür ist, dass die Szenarien „Best Case“ und „Future“ sowohl einen Brennstoffanreicherungsgrad von 5 % als auch sehr hohe Volllaststunden annehmen, wodurch der jährliche Natururanverbrauch steigt.²⁸

Tabelle 56: Zeitliche Reichweite der Uranressourcen nach Kategorien, Szenario „Best Case“

Ressourcen	Year of Exploitation			
	WNA-low	WNA-high	Constant capacity	1%-growth
Operationable	2043-2052	2030-2035	2066-2087	2052-2065
+ Exploration & Development	2057-2071	2038-2045	>2100	2073-2094
+ Unknown	2058-2072	2039-2046	>2100	2075-2097

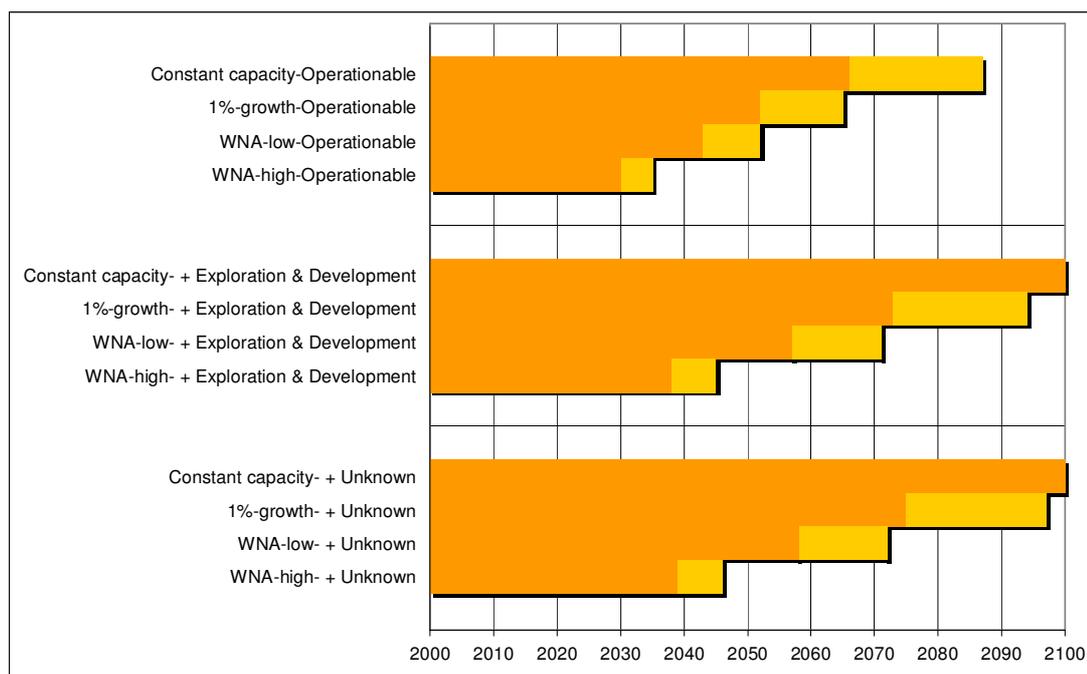


Abbildung 44: Zeitliche Reichweite der Uranressourcen nach Kategorien, Szenario „Best Case“

²⁸ Die Volllaststunden können noch weiter erhöht werden wenn der Brennstoffwechselzyklus verlängert wird.

Tabelle 57: Zeitliche Reichweite der Uranressourcen nach Kategorien, Szenario „Future“

Ressourcen	Year of Exploitation			
	WNA-low	WNA-high	Constant capacity	1%-growth
Operationable	2046-2055	2032-2037	2072-2095	2056-2069
+ Exploration & Development	2061-2075	2040-2047	>2100	2078- >2100
+ Unknown	2061-2076	2040-2048	>2100	2080- >2100

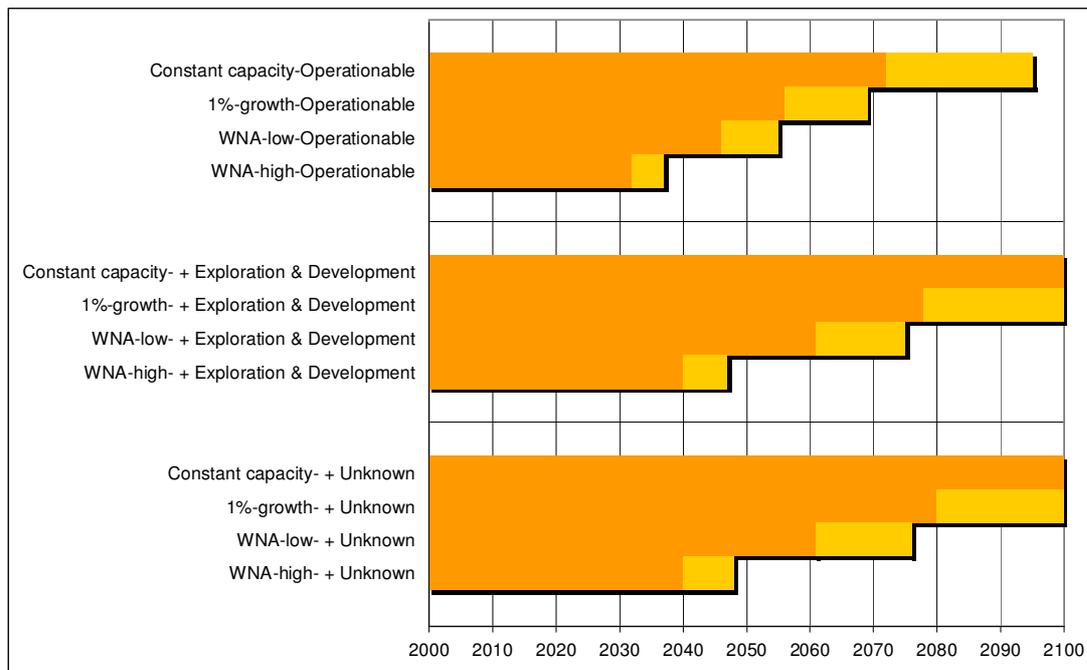


Abbildung 45: Zeitliche Reichweite der Uranressourcen nach Kategorien, Szenario „Future“

Blieben die weltweiten KKW-Kapazitäten konstant, so ist ab dem Jahr 2066 damit zu rechnen, dass die derzeit in Betrieb befindlichen Uranminen ausgeschöpft sind. Im Falle eines Kapazitätenwachstums nach dem Szenario WNA-low, das auch von Fatih Birol, Chefökonom der IEA, als möglich betrachtet wird,²⁹ könnten diese Ressourcen bereits in 30–40 Jahren zur Neige gehen. Werden auch jene Minen berücksichtigt, die gegenwärtig in Entwicklung sind, so reicht die Reichweite des bekannten Urans im WNA-low-Szenario bis maximal 2071. Werden jetzt also Kapazitäten zugebaut, so ist schon in etwa 60 Jahren mit Engpässen bei der Uranversorgung zu rechnen.

4.8 Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Ein Großteil der Prozessschritte des nuklearen Brennstoffkreislaufs wurde im EBN-Modell, welches im Rahmen der vorliegenden Studie erstellt wurde, bottom-up simuliert. Der Fokus lag dabei auf der Modellierung des Uranabbaus.

²⁹ <http://blogs.ft.com/energy-source/2011/05/11/iea-the-world-needs-nuclear> (16.5.2011)

Mit Hilfe des EBN-Modells sollen folgende **Ziele** erreicht werden:

- Ermittlung einer plausiblen Bandbreite an Energieintensität und Treibhausgasemissionen der nuklearen Brennstoffkette
- Überprüfen der Sensitivität der Ergebnisse auf verschiedene Eingangsparameter
- Ermittlung des Grenzerzgehaltes
- Berechnung der zeitlichen Reichweite der Uranressourcen;
- Bewerten der Plausibilität der Ergebnisse

Wie bereits in der Literaturrecherche in Kapitel 2 dargestellt, unterscheiden sich die Ergebnisse von Lebenszyklusanalysen der nuklearen Brennstoffkette stark aufgrund der gewählten Systemgrenzen, Annahmen und Parameter sowie Methoden.

Die Ergebnisse zeigen unterschiedliche **Sensitivität** hinsichtlich verschiedener Eingangsparameter: Der Erzgehalt ist der entscheidende Einflussfaktor in den Szenarien mit niedrigem Erzgehalt. Andere wesentliche Einflussparameter der Szenarien sind die Anteile der Anreicherungstechnologien, Nutzungsdauer der KKW und angenommene Volllaststunden.

Dies zeigt sich ebenfalls bei der Betrachtung einzelner Prozessschritte:

- Der Energieaufwand des Uranabbaus ändert sich stark mit dem Erzgehalt.
- Bei der Anreicherung ist die Wahl der Anreicherungstechnologie entscheidend.
- Bei Umwandlung und Brennelementherstellung, welche nur geringfügig zum Gesamtergebnis beitragen, entscheiden Volllaststunden und Nutzungsdauer des KKW über das Ergebnis.

Um zu einer plausiblen Bandbreite an Ergebnissen zu kommen, wurden die Energieintensität und die CO₂-Emissionen mit dem EBN-Modell für verschiedene Szenarien berechnet: Die angenommenen Szenarien, die sich nach Anteilen der Minentypen bzw. Anreicherungstechnologien sowie Transportdistanzen und Reaktorparametern unterscheiden, zeigen folgende **Bandbreite an Ergebnissen** (genauere Werte siehe Tabelle 39).

Tabelle 58: Bandbreite der Energieintensität und der CO₂-Emissionen der Szenarien im Vergleich zur Literatur

	Energieintensität [%]	CO₂-Emissionen [g/kWh]
Szenarien mit Erzgehalt 0,1–2 %	2–4	14–26
Szenarien mit Erzgehalt 0,01–0,02 %	14–54	82–210
Erzgehalt von 0,0086 % im Average Szenario	100	563
Alle Szenarien	2–54	14–210
Bandbreite der untersuchten Literatur	1,7 ³⁰ –108	2–288 ³¹

³⁰ WNA (2009) bei einem Erzgehalt von 0,26%, siehe Kapitel 2.4.2.4

³¹ Storm v. L. & Smith (2008) bei einem Erzgehalt von 0,013%, siehe Kapitel 2.4.2.1

Bei der Höhe der Ergebnisse ist die methodische Unterschätzung durch die Prozessanalyse zu beachten (siehe Abschnitt 3.2.7 „Mögliche Fehlerquellen“ und Abschnitt 4.5 „Plausibilität: Vergleich Modell- mit Literaturwerten“).

Bei niedrigen Erzgehalten steigen laut EBN-Modell die **CO₂-Emissionen** und der Energiebedarf der nuklearen Brennstoffkette stark an. Der weltweit mittlere Erzgehalt liegt derzeit bei 0,05–0,15 % U₃O₈, also 0,5–15 kg Uran/t und es wird in den kommenden Jahren mit einem Sinken des Erzgehalts gerechnet (vgl. Abschnitt 2.4.5.1 sowie Mudd/Diesendorf 2007b). Die CO₂-Emissionen liegen zwar mit bis zu 210 g CO₂/kWh_{el} immer noch unter jenen von fossilen Kraftwerken (bis zu 1200 g/kWh_{el}), aber bei Weitem über jenen von Wind (2,8–7,4 g/kWh_{el}), Wasserkraft (17–22 g/kWh_{el}) und Photovoltaik (19–59 g/kWh_{el}) (Jacobson 2009). Der Literaturvergleich resultierte in Bandbreiten von 2–108 g CO₂/kWh_{el} bei mittleren Erzgehalten. Bei einem Erzgehalt von ca. 0,01 % steigen die CO₂-Emissionen für eine kWh auf bis zu 288 g CO₂/kWh_{el} an.

Die **Energieintensität** ist eine zentrale Kennzahl der Energiebilanz: Sobald der nötige Energieinput über den Lebenszyklus den Energieoutput des KKW erreicht, wird kein Energieüberschuss mehr erwirtschaftet – der Betrieb des KKW wird also aus energetischer Sicht kontraproduktiv.

Die Literatur zeigt hohe Bandbreiten bzgl. Energieintensität: Die Ergebnisse der näher betrachteten Studien bewegen sich zwischen 2 % (WNA 2009) und 50 % (Storm/Smith 2007) bei mittleren Erzgehalten (0,15–0,26 %). Die aktuelle Studie ISA (2006) kommt auf eine Bandbreite von 10–30 % Energieintensität mit einem Mittelwert von 18 % (basierend auf Modellierungen mit Annahmen verschiedener Studien). Bei Erzgehalten von ca. 0,15 % liegen die Ergebnisse der vorliegenden Studie im niedrigen Bereich der Literatur (2–4 % Energieintensität, siehe Tabelle 58). Dies ist einerseits durch die methodische Unterschätzung der Prozessanalyse und die vorgenommenen Vereinfachungen bei niedrigen Erzgehalten bedingt und andererseits durch eine offensichtliche Überschätzung in der Literatur.

Die Ergebnisse des EBN-Modells bestätigen den großen Einfluss von niedrigen Erzgehalten von ca. 0,01 % auf die Energiebilanz, der schon in der Literatur festgestellt wurde: Der Abbau von Uran diesen Erzgehaltes wird zum Prozess-Schritt mit dem höchsten Energieaufwand. Bei solch niedrigen Erzgehalten kommt das EBN-Modell zu Energieintensitäten von 14–54 %. Die Literatur kam zu einer Bandbreite von 4–150 %.

Eine der Hauptforschungsfragen dieser Studie lautet, ab welchem Erzgehalt kein Energieüberschuss mehr produziert wird – also in den der Stromerzeugung vor- und nachgelagerten Schritten mehr Energie verbraucht als während der Erzeugungsphase bereitgestellt wird. Abbildung 39 stellt diesen **Grenzerzgehalt** für das Average Szenario dar: Ab einem Erzgehalt von ca. 0,02 % abwärts steigt der nötige Energieaufwand im Verhältnis zum Output stark an, bis er ihn schließlich bei 0,008 – 0,012 % übertrifft – ab diesem Erzgehalt wird die Energiebilanz negativ – der Betrieb von Kernkraftwerken mit Uran diesen Erzgehaltes hat energetisch also keinen Sinn mehr.

Entscheidend ist die Frage nach der **Reichweite nutzbarer Uranressourcen**. Dazu wurden verschiedene Szenarien über die Entwicklung der KKW-Kapazität definiert und Angaben der IAEA über Uranreserven verschiedener Erzgehalte gegenübergestellt. Uranressourcen unter 0,03 %, welche ca. ein Drittel der gesamten angegebenen Ressourcen ausmachen, sind in

diesen Berechnungen inkludiert. Laut dem in der vorliegenden Studie errechneten Grenzerzgehalt kann von diesen Ressourcen allerdings nur ein Teil energetisch genützt werden – die Ergebnisse der Reichweite der Uranressourcen sind also äußerst konservativ.

Beim ambitionierten Szenario „WNA high“ würden die derzeit in Abbau befindlichen Uranlagerstätten 2030–2037 zur Neige gehen. Wenn Minen in der Explorationsphase und unbekannte Uranressourcen addiert werden, würden die Vorräte bis maximal 2048 anhalten.

Das WNA-low-Szenario, das auch von der IEA als durchaus umsetzbares Szenario betrachtet wird, ergibt Uranreichweiten von 2043 bis 2055 bzw. bis 2076 unter Miteinbeziehung unbekannter Ressourcen. Wenn die ehrgeizigen Pläne der Nuklearindustrie über den nuklearen Ausbau keinen Erfolg zeigen und gerade einmal die bestehende Reaktorkapazität aufrecht erhalten wird, würden die Reichweite der Uranressourcen auf 2066 bis 2095 beschränkt sein. Unter Annahme eines 1%igen Wachstums würde dies zwischen 2052 und 2069 eintreffen, unter Miteinbeziehung von Vorkommen unter Exploration und unbekanntem Ressourcen ca. 2100.

Zum Vergleich: Storm/Smith (2008) gehen davon aus, dass der von ihnen errechnete Grenzerzgehalt 2058 bei gleichbleibender Kapazität bzw. einem jährlichen Kapazitätsanstieg von 2 % 2078 bei erreicht sein wird.

Bei neu gebauten Kernkraftwerken wird eine Nutzungsdauer von 60 Jahren und eine Vorlaufzeit zwischen Planung und Betrieb einer Anlage von ca. 10 bis 19 Jahren angesetzt (vgl. Abbildung 47). Kernkraftwerke, die jetzt in Planung gehen, würden also im Zeitraum 2080–2090 ans Ende ihrer Nutzungsdauer kommen, jene, die jetzt in Betrieb gehen, im Jahr 2070. Wenn vom niedrigen Wachstumsszenario der WNA ausgegangen wird, würden bis zum Zeitraum 2043–2055 die derzeit in Betrieb befindlichen bekannten Uranressourcen erschöpft sein. Dies bedeutet, dass jedes Kraftwerk, dessen Bau jetzt begonnen wird, mit den bekannten Uranressourcen nicht bis zum Ende seiner Nutzungsdauer mit Energieüberschuss betrieben werden kann.

Wird der hohe Anteil der Uranvorkommen mit einem Erzgehalt von unter 0,03 % in den Ressourcen berücksichtigt, kann durch das Erreichen des Grenzerzgehaltes angenommen werden, dass es bei Uran noch wesentlich früher zu Lieferengpässen kommen wird. Bereits ab Erzgehalten von 0,02 % kann von einem starken Abfall des Energieüberschusses und einem Anstieg der CO₂-Emissionen ausgegangen werden.

5 Einfluss neuer Reaktorkonzepte

5.1 Das Programm Generation IV

Verschiedene Studien gehen davon aus, dass ein Ausbau der Kernenergieerzeugung bereits in einigen Jahrzehnten zu einem Mangel an Uran für KKW führen wird. Die Lösung für die begrenzte Uranreichweite wird in einer neuen Reaktorgeneration gesucht (Generation IV), die zum Teil ihren Brennstoff selbst „erbrüten“ sollen. „Brüten“ bezeichnet die Erzeugung von Spaltstoff (z. B. Pu-239) beim gleichzeitigen Verbrauch eines anderen Spaltstoffs (z. B. Uran-Isotops U-235).

Aufgrund dieser Prognosen wurde 2000 das „Generation IV International Forum (GIF)“ eingerichtet. Diesem Forum gehören Argentinien, Brasilien, Kanada, Frankreich, Japan, Südkorea, Südafrika, Schweiz, UK, USA sowie die 2003 über EURATOM beigetretene Europäische Union an. Russland und China traten der Initiative 2006 bei. Die Mitgliedschaft in diesem internationalen Forum verpflichtet die Teilnehmerstaaten langfristig zur Unterstützung der im Generation IV Programm durchgeführten Forschungsprojekte.

2001 initiierte die IAEA eine ähnliche, aus dem IAEA-Budget finanzierte Initiative „Internationale Projekte zu innovativen Nuklearreaktoren und Brennstoffkreisläufen“ (INPRO). GIF und INPRO vereinbarten eine Kooperation auf technischem Level (Hirsch et al. 2005). Im Februar 2007 waren 28 Länder bzw. Organisationen beteiligt.

GIF und INPRO argumentieren, dass Reaktoren der Generation IV sichere, wirtschaftlich konkurrenzfähige, proliferationsresistente und klimafreundliche Alternativen zur Energieerzeugung seien. Die Tatsache, dass keines der sechs geförderten Reaktorkonzepte alle Generation-IV-Ziele erfüllt (siehe Kapitel 5.2), wird nicht erwähnt (Hirsch et al. 2005). Die gesteckten Ziele sind ehrgeizig; eine Studie des MIT (Massachusetts Institute of Technology) aus dem Jahr 2003 schätzt sie für unrealistisch ein (MIT 2003).

2006 wurde vom damaligen U.S. Präsidenten, George W. Bush, die Global Nuclear Energy Partnership (GNEP) gegründet, die sich mit der Wiederaufbereitung abgebrannten Brennstoffs befassen sollte. 2009 entschied allerdings das U.S. Department of Energy (Energeministerium), keine Wiederaufbereitungsanlagen (WAA) in den USA zu errichten.

5.2 „Generation IV“ Ziele

2002 wurde die Technology Roadmap for Generation IV Nuclear Energy Systems veröffentlicht, auf deren Basis in allen Mitgliedsländern Forschungsprogramme erarbeitet und durchgeführt werden (NERAC 2002). Diese Roadmap enthält eine detaillierte Planung für die Ziele, die in den nächsten 10–20 Jahren erreicht werden sollen. Auf dieser Basis sollte etwa 2020 entschieden werden, welche der Reaktorsysteme weiter verfolgt werden sollten.

Generation IV bedeutet in diesem Zusammenhang nicht nur die Entwicklung neuer Reaktortypen. Unter Generation IV ist das gesamte Rahmenprogramm für eine internationale Forschungsk Kooperation zur Entwicklung neuer Kernenergiesysteme zu verstehen, von der Ressourcengewinnung bis zur Endlagerung. In der Roadmap wurde der Forschungsbedarf

definiert und acht **Entwicklungsziele** formuliert, die die vier politischen Ziele Nachhaltigkeit, Wirtschaftlichkeit, Sicherheit und Terrorresistenz erreichen sollen (Schulenberg 2004):

- Nachhaltige Erzeugung von Energie mittels langzeitverfügbarer Systeme auf Basis einer effektiven Spaltstoffnutzung unter geringstmöglicher Belastung der Luft
- Verbesserung des Schutzes von Mensch und Umwelt durch Minimierung des Nuklearabfalls und der Zerfallswärme des Abfalls sowie Reduktion von Langzeit-Radiotoxizität
- Klare wirtschaftliche Konkurrenzfähigkeit im Vergleich mit anderen Energiequellen
- Finanzielles Risiko, welches mit dem Risiko anderer Energieprojekte vergleichbar ist
- Verbesserte Sicherheit und Zuverlässigkeit
- Geringe Eintrittswahrscheinlichkeit und geringe Konsequenzen eines Kernschadens
- Wegfall des Bedarfs von Katastrophenschutzmaßnahmen außerhalb der Anlage
- Die Entwendung von waffenfähigem Spaltmaterial soll sehr unattraktiv und nicht erstrebenswert sein. Die Kernenergiesysteme sollen besser geschützt gegen terroristischen Angriffen sein.

5.3 Die „Generation IV“ Reaktorkonzepte

Im Rahmen der Generation IV F&E-Programme werden sechs Reaktorsysteme gefördert, die aus 100 verschiedenen Vorschlägen ausgewählt wurden (Schulenberg 2004). Allerdings erfüllt keines der ausgewählten Konzepte alle Generation-IV-Entwicklungsziele (Hirsch et al. 2005; Schulenberg 2004):

- **Gasgekühlte schnelle Reaktorsysteme (Gas cooled Fast Reactor/GFR):** Das GFR-System ist ein heliumgekühlter Reaktor mit schnellem Neutronenspektrum, der vor allem für die Produktion von Elektrizität und Abbau von Actinoiden entwickelt wird (Hirsch et al. 2005). Mittels Brüterkonzept soll der Brennstoff um zwei Größenordnungen besser genutzt werden als in heutigen thermischen Reaktoren.
- **Bleigekühlte schnelle Reaktorsysteme (Lead cooled Fast Reactor/LFR):** Die LFR-Reaktoren werden mittels flüssigem Metall (Blei oder Blei/Wismuth) gekühlt, haben ein schnelles Neutronen-Spektrum und einen „geschlossenen Brennstoffkreislauf“, und sollen in unterschiedlichen Größen, von vergleichsweise kleinen „Batterien“ bis zu großen Kraftwerken, angeboten werden können. Die LFR „Batterie“ ist laut Plänen der GIF ein koppelbares, serienmäßig hergestelltes und „schlüsselfertiges“ Kraftwerk mit einer besonders langen Nutzungsdauer (Hirsch et al. 2005). Mittels schnellen Neutronen und „geschlossenem Brennstoffkreislauf“ soll eine effiziente Umwandlung von bruttfähigem Uran und Verwertung von Actinoiden erreicht werden.
- **Salzschmelze Reaktorsysteme (Molten Salt Reactor/MSR):** Das MSR-System wird vorrangig zur Elektrizitätserzeugung und Umwandlung von Nuklearabfällen konstruiert und basiert auf einem thermischen Neutronenspektrum unter Verwendung eines „geschlossenen Brennstoffkreislaufs“, in welchem der Brennstoff Uran – im Kühlmittel Natriumfluoridsalz aufgelöst – durch Graphitkanäle zirkuliert (Hirsch et al. 2005). Brennstoffbeladung, Wiederaufbereitung und Spaltproduktabtrennung während des Betriebs sollen

eine hohe Verfügbarkeit gewährleisten und Actinoide sollen zwecks Umwandlung einfach der Schmelze hinzugefügt werden.

- **Natriumgekühlte schnelle Reaktorsysteme (Sodiumcooled Fast Reactor/SFR):** Das SFR-System benutzt ebenso schnelle Neutronen und einen "geschlossenen Brennstoffkreislauf". Dieser Reaktortyp soll vor allem der Umwandlung von hochradioaktivem Abfall, Plutonium und anderen Actinoiden dienen.
- **Wassergekühlte Reaktorsysteme mit überkritischen Dampfzuständen (Supercritical-Water-Cooled Reactor/SCWR):** SCWRs sind Reaktoren, deren Kühlmittel Wasser über jene kritischen Werte gebracht wird, bei denen es keinen Unterschied zwischen flüssiger und gasförmiger Phase mehr gibt (ein Zustand, der die Einsparung von diversen teuren Bauelementen wie Wärmetauschern etc. erlaubt). Dieser Reaktortyp soll es erlauben, Strom kostengünstig zu produzieren.
- **Gasgekühlte Höchsttemperatur-Reaktorsysteme (Very-High-Temperature Reactor/VHTR):** Das VHTR System verwendet ein thermisches Neutronenspektrum und eine "Einweg"-Uran-Brennstoffkette. Hauptziel dieses gasgekühlten Reaktors ist die Zurverfügungstellung von elektrischer Energie, Wasserstoff und Prozesswärme.

5.4 Forschungsbedarf lt. Roadmap 2002

Vor einem Einsatz von Reaktorsystemen der Generation IV besteht noch ein erheblicher Forschungs- und Entwicklungsbedarf, der Kosten in Milliardenhöhe erfordert. **Kosten und Dauer** der **Forschungsvorhaben** der Roadmap 2002 zu Brutreaktoren werden von Dittmar (2009c) beschrieben und wie folgt zusammen gefasst:

- Der gasgekühlte schnelle Reaktor (GFR) beruht auf einem kleinen mit Helium gekühlten Reaktor (500 MW_{th}). Da das technologische Konzept noch viele Unklarheiten aufweist, wird ein Forschungszeitraum von 20 Jahren und werden Kosten von 940 Mio. US \$ geschätzt (Dittmar 2009c).
- Der bleigekühlte schnelle Reaktor (LFR) wird mit einer thermischen Leistung von 100 bis 3600 MW konzipiert. Eine lange Liste von technologischen Unklarheiten, inklusive unzureichender Kenntnis der physikalischen Parameter ergeben auch hier einen Forschungszeitraum von 15–20 Jahren und geschätzten Kosten von etwa 1 Mrd. US \$ (Dittmar 2009c).
- Der natriumgekühlte Schnelle Reaktor (SFR) mit einer thermischen Leistung von 1000–5000 MW schließt an bestehende Reaktoren dieses Typs in Frankreich, Japan, Deutschland, USA, UK und Russland an. Die Liste der technologischen Probleme, die zu lösen sind, betrifft in erster Linie die Sicherheit, da die bisherigen natriumgekühlten schnellen Brüter grundlegende Sicherheitsstandards für KKW nicht erfüllen konnten (z. B. passive Sicherheit gegenüber Leistungssexkursion). Dieses Reaktorkonzept gilt allerdings als der am weitesten fortgeschrittene Brutreaktor. Für den Forschungsbedarf wird in der Roadmap ein Zeitraum von weniger als 15 Jahren und etwa 610 Mio. US\$ angesetzt (Dittmar 2009c).
- Salzschnmelze-Reaktorsysteme (Molten Salt Reactor/MSR) sollen mit 1000 MW elektrischer Leistung einen Wirkungsgrad von 44–50 % erreichen; U-238 und Th-232 als Fluorid sollen in der Schmelze gelöst als Brutmaterial eingesetzt werden. Zahlreiche techno-

logische Fragen der Chemie und Physik der Salzschnmelze sind allerdings auch hier noch offen. Der Forschungsbedarf wird mit 15–20 Jahren und etwa 1 Mrd. US\$ beziffert (Dittmar 2009c).

5.4.1 Erfahrungen mit Schnellen Brütern

Um auf drohende Versorgungsengpässe für nukleare Brennstoffe zu reagieren, werden Generation-IV-Reaktorkonzepte entwickelt, die die Erbrütung von neuem Kernbrennstoff vorsehen. Es gab bereits in der Vergangenheit Bestrebungen, Brüterkonzepte umzusetzen: Der Schnelle Brüter Reaktor (SBR oder FBR) ist das Ergebnis dieser Bemühungen. Die Erfahrungen daraus sind allerdings wenig zufrieden stellend. Weltweit kam es zu großen Problemen und Unfällen mit diesem Reaktortyp³².

Wie schon erwähnt wurde, bezeichnet „Brüten“ die Erzeugung von Spaltstoff (z. B. Pu-239) beim gleichzeitigen Verbrauch eines anderen Spaltstoffs (z. B. Uran-Isotops U-235). Die Bezeichnung „schnell“ steht für die Verwendung von schnellen Neutronen im Gegensatz zu abgebremsten (= moderierten) Neutronen, welche zur Spaltung von U-235 benötigt werden, wie es in den herkömmlichen Leichtwasserreaktoren der Fall ist. Treffen schnelle Neutronen auf U-238 Kerne, werden sie eingefangen: U-238 verwandelt sich in Plutonium (Pu-239). Das spaltbare Pu-239 kann nach Extraktion aus dem gebrauchten Brennstoff oder Brutmaterial zur Erzeugung von frischem Reaktorbrennstoff genutzt werden. Der Brutreaktor muss ohne Moderator (Neutronenbremsmittel) arbeiten. Schnelle Neutronen lösen, verglichen mit thermischen Neutronen, mit wesentlich geringerer Wahrscheinlichkeit eine neue Kernspaltung aus. Daher muss die Spaltstoffkonzentration im Vergleich zu moderierten Reaktortypen erhöht werden. Durch die hohe Spaltstoffkonzentration kommt es zu einer sehr hohen Wärmeleistungsdichte, weshalb ein geeignetes Kühlmittel gefunden werden muss, allerdings ohne Moderatorwirkung, weshalb Wasser als Kühlmittel ausscheidet.

Der Betrieb von mit flüssigem **Natrium gekühlten Brutreaktoren** verlief mit unzähligen Sicherheitsproblemen. Aus diesem Grund mussten fast alle Reaktoren dieses Typs stillgelegt werden. Durch Natrium hervorgerufene Korrosion und Undichtheiten, heftige exotherme Reaktionen von Natrium mit Luft und Wasser unter Bildung von Natriumhydroxid und Freisetzung von Wasserstoff sowie die Gefahr einer explosiven Reaktion bei Vorhandensein einer feinen Verteilung des Natriums (große Reaktionsoberfläche) sind nur einige der Probleme, die in der Vergangenheit zu Unfällen in Brutreaktoren geführt haben.

Der japanische Schnelle Brüter in Monju etwa wurde nach einem schweren Unfall (Natriumbrand) 1995 stillgelegt, eine Wiederinbetriebnahme scheiterte bisher unter anderem auch am Widerstand der Bevölkerung. In 2010 wurde der Testbetrieb aufgenommen, im August 2010 wurde das System durch ein Kranversagen beim Brennstoffwechsel beschädigt, sodass der Testbetrieb sich weiter verzögert.

Der französische Schnelle Brüter Superphénix wurde als letzter in Europa zur Produktion von Elektrizität betriebener Brutreaktor nach zahlreichen Störfällen wegen eines Natriumlecks, zerstörten Wärmetauschern und gefährlichen Leistungsschwankungen stillgelegt

³² Beispiele für Probleme und Unfälle sind der Superphénix in Creys-Malville/Frankreich oder Monju in Fukui/Japan.

(Wenisch et al. 2007). Der französische Brüter Phénix wurde bis Februar 2010 als Forschungsreaktor für Bestrahlungs-Versuche betrieben und wird jetzt stillgelegt.

Nur wenige der schnellen Brutreaktoren (SBR) konnten tatsächlich umgesetzt werden. Mit Ausnahme des Reaktors in Belojarsk (Russland) wurden alle Brüter, zum Teil nach kürzester Laufzeit, aufgrund von Schwierigkeiten mit der Steuerung, Unfällen oder BürgerInnenprotesten von den Betreibern stillgelegt. Das Konzept des Schnellen Brüters ist sicherheitstechnisch nicht gelöst. Darüber hinaus liegen kaum belastbare Zahlen über die Ergebnisse der Experimente mit schnellen Brutreaktoren vor. Wieviel Plutonium tatsächlich in den Experimenten entstanden ist, wird von den Betreibern nicht bekannt gegeben.

Der Fermi Reaktor war der erste und einzige Versuch in den USA, einen Schnellen Brüter zu betreiben. Der Reaktor war einige Jahre in Betrieb, hatte 1966 einen Unfall mit partieller Kernschmelze und wurde 1972 stillgelegt. Dittmar (2009c) zitiert ein IAEA-Dokument, das die weltweit bestehenden Schnellen Brüter und ihren erzielten Brutgewinn³³ zusammenfasst (siehe Tabelle 59 und Tabelle 60):

Tabelle 59: Brutgewinn der Demonstrationsprojekte und Prototypen des Schnellen Brüters (IAEA 1996)

Demonstration or Prototype Fast Reactors	
Phénix (France)	0.16
SNR-300 (Germany)	0.10 (MK II)
PFBR (India)	0.1
MONJU (Japan)	0.2
PFR (UK)	-0.05
CRBRP (USA)	0.24 (0.29 for initial core)
BN-350 (Kazakhstan)	0
BN-600 (Russia)	-0.15
ALMR (USA)	configuration not for breeding

Tabelle 60: Brutgewinn der kommerziellen Schnellen Brüter (IAEA 1996)

Commercial Size Reactors	
Super-Phénix 1 (France)	0.18
Super-Phénix 2 (France)	
SNR 2 (Germany)	0.12
DFBR (Japan)	0.2
CDFR (UK)	0.15
BN-1600 (Russia)	0.1
BN-800 (Russia)	-0.02
EFR	0.02
ALMR (USA)	0.23

In der Gruppe der in Tabelle 59 aufgeführten Demonstrationsreaktoren ist noch ein einziger in Betrieb, der russische BN-600. Dieser ist aber eigentlich kein Brutreaktor und war auch

³³ Siehe Glossar

nie dafür gedacht. Russland betreibt diesen Reaktor allerdings mit Plutonium aus abgewrackten Atomsprengköpfen.

Die dritte Gruppe, die in der IAEA Datenbank (IAEA 1996) angeführt wird (siehe Tabelle 60), beschreibt „kommerzielle“ SBR, also Leistungsreaktoren, die eine relevante Menge an elektrischer Energie und gleichzeitig neuen Brennstoff erzeugen sollen. Die Mehrzahl dieser Reaktoren wurde schon in der Konzeptions- oder Bauphase aufgegeben. Nur der Superphénix hat es bis zur Stromerzeugung geschafft. Während seiner kurzen Betriebsdauer war er aber wenig effizient und kann daher nicht als Erfolg der Brütertechnologie bezeichnet werden. Russland baut derzeit mit dem BN-800 den Nachfolger des BN-600, aber auch dieser Schnelle Brüter ist vom Design her mit einem negativen Brutgewinn geplant (Dittmar 2009c).

Die folgende Tabelle gibt neben dem Brutgewinn auch andere wichtige Eigenschaften des Reaktorkerns verschiedener SBR an. Zum Vergleich zeigt die letzte Zeile die entsprechenden Daten für einen normalen Druckwasserreaktor.

Tabelle 61: Wichtige Reaktoreigenschaften ausgewählter Schneller Brüter (IAEA 1996)

FR name (operation years)	nominal Power [GW]		fissile material core		enrichment inner core	design breeding gain
	therm	elec	U235 [kg]	Pu239** [kg]		
Experimental Fast Reactors						
Joyo	0.14	-	110	160	30%	0.03
Fermi	0.20	0.061	484	0	25.6%	0.16
Demonstration or Prototype Fast Reactors						
Phenix	0.563	0.255	35	931	18.0%	0.16
SNR-300	0.762	0.327	57	1536	25.0%	0.10
PFBR*	1.250	0.500	17.3	1978	20.7%	0.05
Monju	0.714	0.280	13.5	1400	16.0%	0.2
BN-600	1.470	0.600	2020	112	17.0%	-0.15
Commercial Size Fast Reactors						
Super Phenix	2.990	1.242	142	5780	16.0%	0.18
BN-800*	2.100	0.870	30	2710	19.5%	-0.02
Standard Water Moderated Reactors						
standard PWR	3.	1.	3500	0***	3-4%	-0.7

Schnelle Brutreaktoren benötigen wesentlich höhere Spaltstoffmengen im Reaktorkern als Leichtwasserreaktoren (LWR). Das ist nicht nur ein Problem der betrieblichen Sicherheit, sondern auch ein **Proliferationsproblem**. Nach den Angaben der IAEA beträgt der maximale Brutgewinn etwa 20 % (theoretisch), praktisch konnte diese Brutrate auch vom Superphenix nicht erreicht werden.

Von der GIF-Initiative wird argumentiert, dass der „geschlossene Brennstoffkreislauf“ der Hauptvorteil der Generation-IV-Konzepte sei. Solch ein System wird als nachhaltig und effektiver als bisherige Systeme angesehen. Eine schon angeführte MIT-Studie von 2003 weist jedoch auf den Umstand hin, dass die **Kosten** für Brennstoff in einem System mit „geschlossenem Brennstoffkreislauf“ inklusive Müllagerung ungefähr **4,5 mal so groß** sind wie die Kosten für Einweg-Brennstoff.

In Anbetracht der noch bestehenden Herausforderungen erscheint es derzeit insgesamt als wenig realistisch, dass in absehbarer Zeit neue Reaktoren und Brennstoffketten-Technologien entwickelt werden, die das **Problem der hohen Kosten, der Sicherheit und der**

Proliferation gleichzeitig lösen können. Die Beseitigung des langzeit-radiotoxischen Abfalls wird durch die Weiterentwicklung der Technologie sogenannter „geschlossener Brennstoffkreisläufe“ begünstigt. Dies steht jedoch in keiner Relation zu den Risiken durch Proliferation und hohe Kosten (MIT 2003).

5.5 Wiederaufarbeitung

Die Weiterverwendung gebrauchter Brennstäbe nach ihrer Wiederaufarbeitung wird oft als „Brennstoff-Recycling“ bezeichnet. Dieser Prozess ist nicht neu, sondern wird schon relativ lange praktiziert. Die Wortwahl ist irreführend und erweckt den Eindruck, dass es einen geschlossenen Brennstoffkreislauf gäbe, der – ganz im Sinne der Nachhaltigkeit – keine weiteren Ressourcen verbraucht und keine zusätzlichen Nuklearabfälle erzeugt.

Die nukleare Brennstoffkette (eine passendere Bezeichnung als „Brennstoffkreislauf“) benötigt allerdings immer auch frisches Uran, welches nicht erneuerbar ist und, wie in den Abschnitten weiter oben ersichtlich ist, nur unter großer Umweltbelastung und enormem Energieeinsatz abgebaut werden kann. Die Erfahrungen mit Wiederaufbereitungsanlagen (WAA) in Europa (WAA stehen in La Hague/Frankreich und Sellafield/UK) lassen den Schluss zu, dass die chemischen Trennverfahren eine hohe Umweltbelastung darstellen. Abgebrannter Brennstoff enthält neben den endlagerungsbedürftigen Spaltprodukten mehrere Kilogramm Plutonium und andere Actinoide. In der Wiederaufbereitungsanlage werden die Bestandteile voneinander getrennt. Das separierte Plutonium wird dann entweder mit nicht angereicherterem Uran vermischt als Mischoxidbrennstoff (MOX-Brennstoff) einer Weiterverwendung in Kernreaktoren zugeführt (wobei der Plutonium-Anteil etwa 5 % beträgt), oder für den Bau von Atomwaffen verwendet, was wiederum ein direktes Proliferationsproblem aufwirft (vgl. Abschnitt 7.2.2).

Das separierte Uran wird mit dem Isotop U-235 in Anreicherungsanlagen auf etwa 3–5 % angereichert. Dieses Uran kann dann in Kernreaktoren als LEU („low enriched uranium“) verwendet werden. Bei einer Anreicherung auf etwa 20 % und mehr, wie sie für die Schnellen Brüter benötigt wird, ist der Brennstoff auch für den Bau von Nuklearwaffen geeignet. Das für die Reaktoren unbrauchbare „abgereicherte“ Uran wird vor allem zum Bau von Flugzeugen und durchschlagkräftiger Munition verwendet.

Die nicht verwertbaren strahlenden Spaltprodukte und Actinoide werden zwischengelagert. Die Frage der Endlagerung ist allerdings bis heute noch nicht gelöst. Erforderlich wäre eine praktisch vollständige Abtrennung sämtlicher langlebigen Nuklide während der Wiederaufbereitung, um sicherzustellen, dass die verbleibenden Abfälle nur für kurze Zeiträume sicher gelagert werden müssen. Die derzeit bei der Wiederaufarbeitung erreichten Abtrennungsgrade von 99 % scheinen hoch, sind aber aufgrund der tatsächlich anfallenden Mengen bei Weitem unzureichend. Bei der Wiederaufbereitung fallen auch Abgase und Abwässer an, welche trotz Reinigungsmaßnahmen noch radioaktive Bestandteile enthalten (Wenisch et al. 2007).

Die Nuklearindustrie propagiert derzeit verstärkt den vollständigen Abbau der langzeit-toxischen Actinoide während des Reaktorbetriebs. Dafür werden schnelle Neutronen im Reaktorkern verwendet. Im natriumgekühlten schnellen Reaktor sollen etwa durch geeignete Reaktorgeometrie und „geschlossenen Brennstoffkreislauf“ die geforderten 99,99 % Aufarbeitung und Wiederverwertung der Actinoide erreicht werden (Schulenberg 2004). Nichts-

destoweniger verbleiben auch bei diesem Prozess „unrecyclebare“ Spaltprodukte. Generation-IV-Reaktoren sind daher nach wie vor deutlich vom Ziel entfernt, erfolgreich ihren eigenen Nuklearabfall zu minimieren und zu vernichten (Hirsch et al. 2005).

Die bisherigen Erfahrungen mit SBR sind nicht vielversprechend. Die Sicherheitsprobleme sind ungelöst und die Baukosten sind hoch: Diese liegen zwischen 2.000 und 20.000 US\$ kWel (vgl. folgende Tabelle aus Makhijani 2010).

Tabelle 62: Finanzierungskosten von Schnellen Brütern mit einer Leistung von mehr als 100 MWth (Makhijani 2010)

Name and country	Capacity MWt	Capacity, MWe - Net/Gross	Grid connection dates	Capital cost million US dollars, Constant 1996	Cost per kWel, 1996 US dollars	Comments
Fermi 1, USA	300	61/65	1966-1972	403	4,030	partial meltdown, scant operation
BN350, Kazakhstan	1,000	350 equivalent	1972-1999	724	2,172	massive sodium fire, 20 to 25 percent enriched uranium fuel; electricity plus desalination
Phénix, France	560	233/250	1973-2009	395	2,116	operated reasonably well
Dounreay PFR, Britain	600	234/250	1974-1994	395	1,975	many operational problems
BN600, Russia	1,470	560/600	1980-	918	1,873	designed for 20 to 25 percent enriched uranium fuel, 14 sodium fires
FFTF, USA	400	133	1980-1993	1,397	10,478	operated reasonably well
Superphénix, France	2,900	1,200/1,242	1986-1998	6,028	4,822	operated at 7 percent average capacity factor, many operational problems
Monju, Japan	714	246/280	1995	5,134	21,571	secondary sodium fire led to closure; not yet reopened; current date for start of tests after end of March 2010; three years of tests to follow
SNR-300, Kalkar, Germany	762	254	Did not open	4,272	16,819	safety concerns led to decision not to operate
Total	8,906			19,666	7,317	

5.6 Thoriumreaktoren

Auf der Suche nach alternativen Spaltmaterialien wird im Rahmen der Generation-IV-Forschungsprogramme neben der althergebrachten Verwendung von Uran auch die Verwendung von Thorium untersucht, da Thorium wesentlich häufiger als Uran vorkommt.

In der Vergangenheit wurden erste Erfahrungen mit Thorium in Hochtemperatur-Reaktortypen (HTR) gemacht, deren Technologie als Basis für die Höchsttemperatur-Reaktortypen (VHTR, very high temperature reactor) der Generation IV dienen soll.

Der **Pebble Bed Modular Reactor** (PBMR), der hier als Fallbeispiel betrachtet wird, ist ein gasgekühlter Hochtemperaturreaktor. Für die Kühlung wird Helium verwendet, als Moderator wird Graphit eingesetzt. Als Spaltstoff wird Uranoxid oder Urancarbid mit deutlich höherer Anreicherung als in LWR (>9 %) verwendet. Die Brennstoffbälle wandern kontinuierlich langsam durch den Reaktor, dadurch wird der Brennstoffaustausch ohne Betriebsunterbrechung durchgeführt. Die Kühlmitteltemperatur ist wesentlich höher als in LWR. Die Temperatur ist so hoch, dass sich die Graphithülle der Brennstoffbälle bei Eindringen von Luft ins Kühlsystem entzünden würde.

Der PBMR wurde in Deutschland entwickelt, wo neben Versuchsanlagen im Kernforschungszentrum Karlsruhe auch ein kommerzieller Reaktor errichtet wurde. Der Thorium-Hoch-Temperatur-Reaktor (THTR-300) galt ursprünglich aufgrund des Funktionsprinzips als wesentlich unfallsicherer als andere Reaktortypen. Allerdings entstanden im tatsächlichen Betrieb **erhebliche Sicherheitsprobleme**. Unter anderem traten durch die Absorberstäbe, die von oben in den Kugelhaufen hineingedrückt wurden, wesentlich häufiger als vorausberechnet Bruchschäden an den Brennelementen auf. Insgesamt wurden 18.000 beschädigte Brennelemente gefunden, das waren 1.000 mal mehr als erwartet. Die Isolation des Betons war stellenweise unzureichend, sodass er zu heiß wurde. Die Kugeln flossen nicht so wie erwartet, sondern im Zentrum schneller als am Rand. Ein Unfall mit Austritt von Radioaktivität am 4. Mai 1986 führte zunächst zu einer Phase des Stillstands der Anlage. Nach einer weiteren Stillstandsphase wegen schadhafter Haltebolzen in der Heißgasleitung geriet die Betreibergesellschaft im August 1989 an den Rand der Insolvenz und musste durch Zahlungen der Bundesregierung von 92 Mio. DM gestützt werden. Auch die THTR-Brennelementefabrik in Hanau musste 1988 aus Sicherheitsgründen stillgelegt werden. Am 1. September 1989 wurde der THTR in Hamm/Uentrop abgeschaltet, weil die Betreibergesellschaft den Reaktor nicht in unter Kontrolle halten konnte und schwerwiegende Probleme, wie die Kontaminierung der Umwelt im Mai 1986, wochenlang verschwiegen. Von 1985 bis 1989 verzeichnete der THTR-300 nur 16.410 Betriebsstunden und erzeugte 2890 GWh_{el} Energie (Reaktorpleite 2010).

In **Indien**, das über nur geringe Uran-, aber große Thoriumsandvorkommen verfügt, wird die Einrichtung einer auf Thorium basierenden Brennstoffkette diskutiert (Kreusch et al. 2006). Allerdings würde der Einsatz von Thorium ebenfalls beträchtliche Gefahren bringen. Durch Neutronenbeschuss des Thorium-Isotops Th-232 entsteht über Umwege das Uran-Isotop U-233, welches wie Pu-239 wegen der geringen kritischen Masse sowohl für Kernreaktoren als auch für Kernwaffen verwendbar ist. Desgleichen entsteht das Uran-Isotop U-232. Dieses Isotop erzeugt kurzlebige Tochterprodukte (z. B. Tl-208), welche als Gammastrahler das Handling, die Wiederaufbereitung und das Recycling von U-233 erschweren (Kakodkar et al. 2006; Wenisch et al. 2007).

Die Diskussionen über Proliferationsbarrieren lassen jedoch ein zweites Problem in den Hintergrund treten: Ob „weapon grade“ oder „reactor grade“, die **Radiotoxizität** von Plutonium und Uran darf nicht unterschätzt werden. Die Inhalation von 40 Milliardstel Gramm Pu-239 reicht aus, um den Grenzwert der Jahres-Aktivitätszufuhr für Inhalation bei Arbeitern zu erreichen. Wenige Kilogramm Pu-239 (etwa eine tennisballgroße Kugel) haben – theoretisch – das Potential, die gesamte Weltbevölkerung zu vergiften. Plutonium weist mit einer Halbwertszeit von 24.000 Jahren eine hohe Langzeit-Toxizität auf. U-233 ist ebenso hoch toxisch und hat noch dazu eine Halbwertszeit von 159.000 Jahren (Wenisch et al. 2007).

Eine weitere Schwierigkeit bei der Verwendung von Thorium entsteht durch den um mehrere Wochen verzögerten Zerfall des Zwischenprodukts Pa-233. Nach einem längeren Shutdown einer mit Thorium betriebenen Anlage entsteht im Nachhinein aufgrund der verzögerten Aktivität von Protactinium ein Überschuss an spaltbarem U-233, wodurch die Reaktivität des Brennstoffs in unerwünschtem Maße erhöht wird (Kakodkar et al. 2006).

Es zeigt sich, dass auch der Hochtemperaturreaktor HTR bisher keine Erfolgsgeschichte darstellt: Ein einziger Testreaktor mit 10 MW läuft seit 2003 in China. **Südafrika** wollte nicht nur einen 100 MW PBMR bauen, sondern auch die Brennstofffabrik für diese Reaktoren. Die Entwicklung dieses Demonstrationsreaktors begann 1995 und wurde 2010 beendet. Ausländische Investoren wie die US Firma Exelon interessierten sich für den HTR. Exelon erhoffte sich eine Zertifizierung durch die U.S. Atomaufsicht Nuclear Regulatory Commission (NRC). Deren Stellungnahme ergab statt der angestrebten Zertifizierung eine Vielzahl von technischen und Sicherheitsfragen, wie z. B. die extrem hohe Betriebstemperatur, die bis dahin vom amerikanischen Investor nicht angesprochen wurden. Die erwarteten Kosten für den PBMR stiegen von 223 Mio. US-\$ auf 1,8 Milliarden. Nachdem mehr als eine Milliarde US\$ ausgegeben waren, stiegen die Investoren (inkl. Exelon) aus dem Projekt aus, woraufhin die Südafrikanische Regierung 2010 beschloss, das PBMR Projekt nicht weiter zu fördern (Makhijani & Boyd 2010).

Insgesamt kann daher auch eine Thorium-Brennstoffkette als gefährlich und schlecht kontrollierbar bewertet werden (Wenisch et al. 2007).

5.7 Schlussfolgerungen

Seit einigen Jahren wird an Reaktoren der Generation IV geforscht, Reaktoren, die ihren Brennstoff selbst „erbrüten“ sollen. Hintergrund dafür ist die sehr realistische Annahme, dass ein Ausbau der Kernenergie bereits in einigen Jahrzehnten zu einem Mangel an Uran als Brennstoff führen wird (vgl. Abschnitt 4.7).

Die Forschung an Generation-IV-Reaktoren befindet sich in einem frühen Stadium. Generation-IV-Konzepte wurden aus diesem Grund nicht im EBN-Modell modelliert. Investitionen bzw. Finanzmittel in der Höhe von mehreren Milliarden Euro sind nötig, um die Entwicklung der im F&E-Programm Generation IV ausgewählten Reaktorkonzepte voranzutreiben. Allerdings erfüllt keines der sechs Reaktorsysteme alle Entwicklungsziele der Generation IV.

Bisherige Erfahrungen mit Schnellen Brütern zeugen von großen Sicherheitsproblemen und hohen Baukosten. Die nötige Wiederaufbereitung des Brennstoffes stellt kein Recycling dar. Sie benötigt frisches Uran und erzeugt große Mengen an schwach- und mittelaktiven radio-

aktiven Abfällen. Erfahrungen aus Europa und Japan zeugen außerdem von hohen Umweltbelastungen bei Unfällen und einer Verschärfung der Proliferationsgefahr.

Auch die Möglichkeit, Thorium als Brennstoff zu verwenden, birgt erhebliche Sicherheitsprobleme. Der Einsatz eines Pebble Bed Modular Reactor (PBMR) als Thorium-Hoch-Temperatur Reaktor (THTR-300) in Deutschland musste nach einer Vielzahl von Problemen beendet werden. Auch das Proliferationsproblem kann durch Thorium nicht gelöst werden.

6 Vergleich mit anderen Stromaufbringungsformen

Wie die Kernenergie sind auch andere Formen der Stromaufbringung entlang ihres gesamten Lebenszyklus zu bewerten. Ziel dieses Abschnittes ist es, die Ergebnisse der Energiebilanz für Kernenergie bezüglich CO₂-Emissionen mit Werten insbesondere für erneuerbare Energieträger zu vergleichen. Dazu wird auf die vorliegende Literatur zurückgegriffen (z. B. Fthenakis/Kim 2007; Sovacool 2009; Dones et al. 2003b; Fritsche 2007; Jacobson 2009; Lenzen/Munksgaard 2002).

6.1 Vergleich der CO₂-Emissionen

Mark Z. Jacobson, Professor an der Stanford University, vergleicht in seinen Studien verschiedene Energieformen und ihren Einfluss nicht nur auf Treibhausgasemissionen, sondern auch auf Wasserversorgung, Flächenbedarf, Artenschutz, Verfügbarkeit von notwendigen Ressourcen, Verlässlichkeit der Energiebereitstellung, unerwünschte Wärmeabgabe, Wasserverschmutzung, nukleare Proliferation sowie auf die Lebensmittelproduktion.

Bei den klimarelevanten Emissionen der unterschiedlichen Energieträger (CO₂-Äquivalente) entlang ihres gesamten Lebenszyklus weist Windenergie die niedrigsten Treibhausgasemissionen auf. Kohle schneidet am schlechtesten ab.

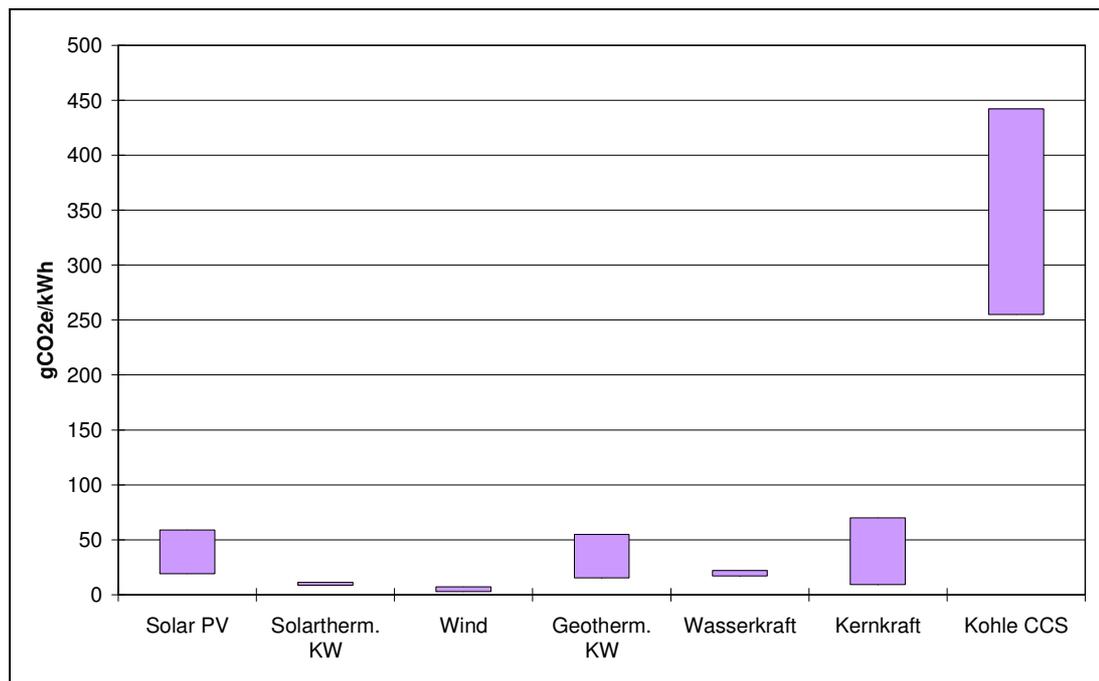


Abbildung 46: CO₂-e-Emissionen unterschiedlicher Energiequellen (min-max) nach Jacobson (2009, 154)

Tabelle 63: CO₂-e-Emissionen in g CO₂-e-/kWh unterschiedlicher Energiequellen (min-max) nach Jacobson (2009)

	<i>min</i>	<i>max</i>
Wind	2,8	7,4
Solartherm. KW	8,5	11,3
Kernkraft	9	70
Geotherm. KW	15,1	55
Wasserkraft	17	22
Solar PV	19	59
Kohle CCS	255	442

Wind weist die niedrigsten CO₂-Emissionen unter den analysierten Technologien auf. Die notwendige Energie für die Produktion, Installation, Operation und Verschrottung einer 600 kW-Turbine wurde auf etwa 4,3 GWh/MW installierter Kapazität berechnet (Krohn 1997), woraus Jacobson (2009, 154) die Emissionen für eine 5 MW Turbine mit 2,8–7,4 g CO₂-e/kWh annimmt.

Für Solarthermische Kraftwerke oder *Concentrating Solar Power* (CSP), die die zweitniedrigsten Treibhausgasemissionen aufweisen, wurde bei einer Nutzungsdauer der Anlage von 40 Jahren Emissionsraten in der Höhe von 8,5-11,3 g CO₂-e/kWh berechnet. Die Lebenszyklusemissionen von Wasserkraft, bei der der Bau der Dämme die höchsten Emissionen aufweist, demgegenüber die Nutzungsdauer aber auch 50–100 Jahre oder mehr betragen kann, liegen bei 17–22 g CO₂-e/kWh (Spitzley/Keoleian 2005). Bei geothermischen Kraftwerken wird zwischen binären und nicht-binären Kreisläufen unterschieden, bei Lebenszyklusemissionen in der Höhe von 15–40 g CO₂-e/kWh. Bei Photovoltaik hängt die Energierückgewinnungszeit naturgemäß stark von der Sonneneinstrahlung ab, die Emissionen für eine kWh variieren dadurch zwischen 19 und 59 g CO₂-e/kWh (in Anlehnung an Fthenakis/Kim 2007).

Die Emissionen der Kernenergie werden zwischen 9 und 70 g CO₂-e/kWh angenommen. Der niedrigere Wert von 9 g CO₂-e/kWh wird von der World Nuclear Association (WNA 2008) angegeben. Der höhere Wert ist leicht über dem Durchschnittswert von Sovacool (2008), der in seiner Studie 103 Lebenszyklusanalysen der Kernenergie zusammengetragen hat und Werte bis zu 288 g CO₂-e/kWh anführt.

6.2 Vergleich der Vorlaufzeiten

Die Zeit zwischen Planung und Betrieb einer Anlage beinhaltet den zeitlichen Aufwand für die Suche eines geeigneten Standorts, die Einholung sämtlicher Genehmigungen, Finanzierung, Versicherung, Planung, Bau und Anschluss an das Netz. Investitionen in kohlenstoffarme Energieformen mit langer Planungs- und Baudauer weisen relativ höhere Emissionen auf als Technologien mit einer kürzeren Zeitspanne zwischen Planung und Betrieb. Grund dafür ist, dass durch die lange Dauer von Planung und Bau bis zum Betrieb andere Energieformen eingesetzt werden, die höhere THG-Emissionsfaktoren aufweisen. Verzögerungen stellen daher Opportunitätskosten bei klimarelevanten Emissionen dar.

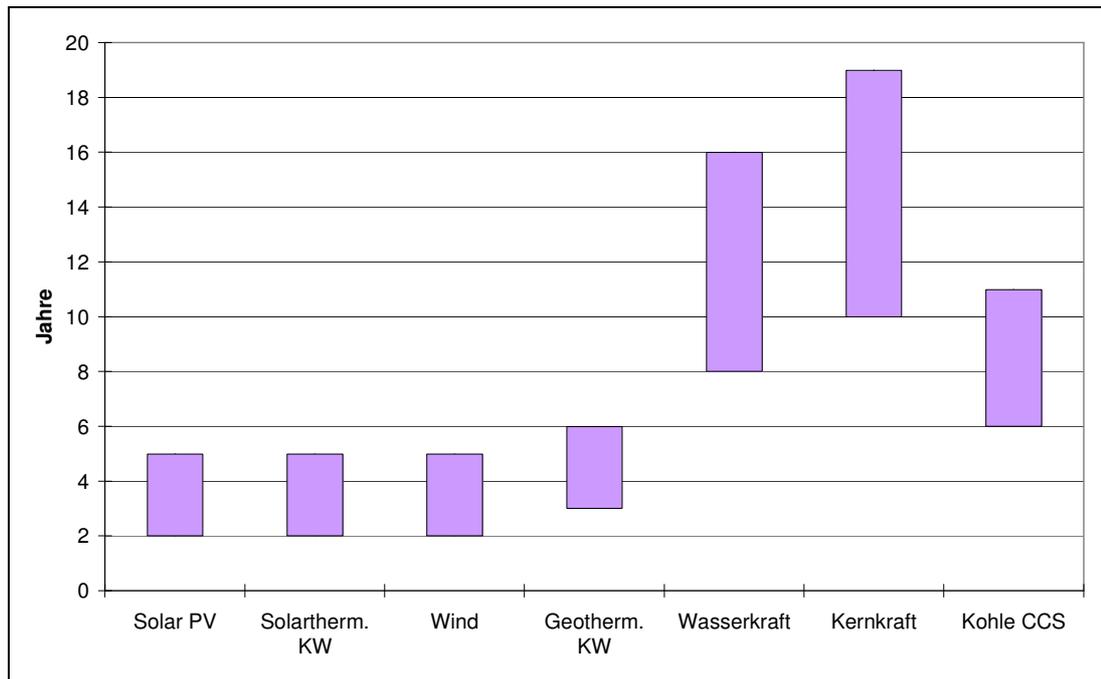


Abbildung 47: Vorlaufzeit zwischen Planung und Betrieb einer Anlage nach Jacobson (2009).

7 Kernenergie: Verdeckt die Diskussion um Treibhausgase die tatsächlichen Probleme dieser Energieform?

Der Ausgangspunkt dieser Studie ist die oftmals angeführte Argumentation, dass Kernenergie als Mittel zur Reduktion von Treibhausgasen eingesetzt werden kann. Im Vergleich zu den fossilen Energieträgern sind die Treibhausgasemissionen der Kernenergie, wie auch die vorliegende Studie zeigt, tatsächlich geringer. Allerdings wurde gezeigt, dass auch durch die Kernenergie Treibhausgase emittiert werden, d.h. diese Energieform also keineswegs „carbon-free“ oder „carbon-neutral“ ist, wie vielfach postuliert wird (vgl. Fußnote 46).

Durch die Debatte um die Nutzung der Kernenergie als CO₂-arme Energieform werden allerdings andere Themen verdeckt, die – bei allem Verständnis für die Bedeutung des anthropogenen Klimawandels – von hoher gesellschaftlicher Relevanz sind. Insbesondere der Unfall im japanischen Kraftwerk Fukushima im März 2011, 25 Jahre nach dem Unfall von Tschernobyl, hat erneut die Risiken der Kernenergie in Erinnerung gerufen. In einer Diskussion über den Nutzen und Nachteil der Kernenergie dürfen Themen wie die Lagerung nuklearer Abfälle, die Sicherheit von Kraftwerken, gesundheitliche Schäden durch Strahlung, Versorgungssicherheit, Kosten und der tatsächliche Beitrag der Kernenergie zum Klimaschutz nicht außer Acht gelassen werden. Auf diese Themen soll im Folgenden kurz eingegangen werden.

7.1 Nukleare Abfälle

Radioaktiver Abfall fällt in allen Stufen der nuklearen Brennstoffkette an, vom Uranabbau über die Energieerzeugung in Kernkraftwerken, die Herstellung von Nuklearwaffen³⁴ bis hin zur Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennelemente. Zusätzlich entsteht toxischer Abfall in den verschiedenen Stufen der Uranverarbeitung.

Beim Abbau des Uranerzes auf konventionelle Art (2010 wurden 53 % der Weltproduktion konventionell abgebaut)³⁵ und der anschließenden Aufbereitung fallen pro 33 Tonnen angereichertem Uran³⁶ 187 Tonnen abgereichertes Uran, 180 Tonnen taubes Gestein, 35.000 Tonnen Rückstände und 400.000 Tonnen unbrauchbares Erz an (bezogen auf einen 10%igen Urananteil im Gestein) (Wenisch et al. 2008). Die Rückstände aus der Uranaufbereitung sind radioaktiv, sie enthalten Zerfallsprodukte des Urans wie etwa Radium. Auch toxische Produkte wie Blei, das am Ende der Uranzerfallskette steht, sind in den Gesteinsalden enthalten.

Auch wenn im Lösungsbergbau (In-Situ Leaching, das 2010 bereits bei 41 % der Weltproduktion eingesetzt wurde) keine Abraumhalden anfallen, entstehen auch hier gefährliche Rückstände. So verbleibt die eingesetzte Lösungsflüssigkeit (Schwefelsäure oder Ammoniumcarbonat) im Gestein selbst, sie enthält toxische Schwermetalle und Uran.

³⁴ Die Relevanz dieses Beitrags ergibt sich aus der späteren Nutzung des in den Nuklearwaffen eingesetzten Urans als Reaktorbrandstoff.

³⁵ http://www.world-nuclear-news.org/ENF-Continued_growth_in_uranium_production-0305114.html (16.5.2011)

³⁶ Diese Menge an Uran entspricht in etwa der jährlich notwendigen Ladung eines Reaktorkerns.

Kontaminiertes Wasser kann ins Grundwasser und in umliegende Gewässer gelangen. Die Halden geben radioaktive Gamma-Strahlung ab, zusätzlich wird Radon ausgegast. Radon ist ein Alphastrahler und kann Lungenkrebs verursachen. Der Staub der Halden trägt ebenfalls zur Gesundheitsbelastung bei. Rückstände und Abfälle aus dem Uranabbau und der Aufbereitung verursachen somit relevante Gesundheits- und Umweltprobleme).

Bislang sind weltweit bereits über 245.000 Tonnen an abgebrannten Brennelementen aus der Kernenergieproduktion angefallen (Wenisch 2010). Dieser hochradioaktive Abfall muss über 100.000e Jahre hinweg sicher gelagert werden. Ein Lagerkonzept, das über solch lange Zeiten eine sichere Aufbewahrung erlaubt, ist äußerst schwierig, wenn überhaupt zu bewerkstelligen. Derzeit gibt es noch kein Endlager. Einige Staaten sind im fortgeschrittenen Planungsstadium (Finnland, Schweden, Schweiz, USA). Keines dieser Länder hat jedoch bislang eine Bewilligung für den Bau vergeben. Derzeit lagern die abgebrannten Brennelemente zunächst in Abklingbecken an den Reaktorstandorten, danach werden sie teilweise zur Wiederaufarbeitung verbracht oder kommen in Zwischenlager. Auch aus der Wiederaufarbeitung fällt radioaktiver Abfall an, der gelagert werden muss. Dieser Engpass in der nuklearen Kette ist eines der wichtigen Argumente gegen einen weiteren Ausbau der Nuklearenergie.

Dies wird auch von der europäischen Bevölkerung als Problem wahrgenommen. Mehr als 93 % der EuropäerInnen sind der Ansicht, dass das Problem der Endlagerung radioaktiver Abfälle jetzt einer dringenden Lösung bedarf und nicht ungelöst späteren Generationen überlassen werden sollte. Zugleich sind aber durchschnittlich 41 % davon überzeugt, dass es keine sichere Lösung für die Entsorgung von hochradioaktiven Abfällen gibt (in einigen Ländern reicht diese Einschätzung sogar bis zu 80 %) (Eurobarometer 297/2008).

Neben den abgebrannten Brennelementen sind auch mittel- und schwachaktive Abfälle aus der Kernenergienutzung zu behandeln und zu lagern. Auch diese Lager können negative Umweltwirkungen haben, wie z. B. das Lager in Asse in Deutschland, in dem durch Wassereinträge und Einsturzgefahr derzeit eine komplette Räumung erwogen wird (Strahlentelex 2010).

7.2 Sicherheit und Risiko

7.2.1 Unfälle

Ein KKW ist eine höchst **komplexe Anlage** zur Erzeugung elektrischer Energie: Der Reaktorkern besteht aus tausenden fingerdicken Rohren, den Brennstäben, die den Spaltstoff (angereichertes Uran oder MOX) enthalten. Der Reaktorkern enthält je nach Leistung bis über 100 t Uran. Im Abstand von 1–2 Jahren wird ein Teil der Brennelemente (BE) (Metallgitter, in denen die Brennstäbe, Steuerstäbe und Messinstrumente befestigt sind) ausgewechselt. Einige 100 km Rohrleitungen mit zehntausenden Schweißnähten verbinden den Reaktordruckbehälter mit den Pumpen, Ventilen und Wärmetauschern, die zur Abfuhr der im Kern erzeugten thermischen Energie nötig sind. Für Stromversorgung von Pumpen und Motoren sowie für die Reaktorsteuerung werden tausende Kilometer Kabel und zehntausende elektronische Baugruppen benötigt (Seibert & Wenisch 2001).

Um Störfälle und ein mögliches Austreten von Radioaktivität zu vermeiden, sind Kernkraftwerke mit aufwändigen redundanten Sicherheitssystemen ausgestattet. In den KKW der

3. Generation kommen noch zusätzliche Vorkehrungen zur Kontrolle schwerer Unfälle hinzu. Auch die derzeit in Betrieb befindlichen KKW werden in Europa in dieser Hinsicht nachgerüstet. Dadurch soll die Eintrittswahrscheinlichkeit für die Freisetzung großer Mengen radioaktiver Stoffe bei einem Unfall mit Kernschmelze reduziert werden.

Das Risiko des Eintretens von Störfällen bestimmter Schweregrade wird durch **Risikoanalysen** berechnet, die für Kernkraftwerke angesichts ihrer Komplexität sehr aufwändig sind. Es wird zwischen zwei prinzipiellen Methoden unterschieden, die für den Sicherheitsnachweis von Kernkraftwerken verwendet werden: deterministische und probabilistische Analysen.³⁷ Vor allem um Schwachstellen zu finden, werden zunehmend probabilistische Analysen eingesetzt, die für eine Beurteilung der Sicherheit jedoch nicht ausreichen. Geringe Eintrittswahrscheinlichkeiten für Ereignisse mit großem Schadenspotential können nicht als Beleg für die Sicherheit des Kernkraftwerkes gewertet werden, auch wenn solche Ereignisse von Befürwortern der Nuklearenergie als „praktisch ausgeschlossen“ bezeichnet werden. Allerdings kann auch ein unwahrscheinliches Ereignis nicht allein aufgrund einer Wahrscheinlichkeitsbetrachtung ausgeschlossen werden, wie durch den Unfall im japanischen **KKW Fukushima** verdeutlicht wurde. Darüber hinaus bleiben solche Analysen immer unvollständig, da wegen der Komplexität nicht alle relevanten Faktoren erfasst werden können.

Tabelle 64: Eintrittswahrscheinlichkeiten für Unfälle mit großer Freisetzung radioaktiver Substanzen in Generation III Reaktoren (interne Ereignisse im Betrieb)

Reaktortyp	LRF (Mittelwert)	5 % Perzentil	95 % Perzentil	Quelle:
EPR-AREVA	3,1 10 ⁻⁸ /a	5,8 10 ⁻¹⁰ /a	9,0 10 ⁻⁸ /a	Areva (2009)
AP1000 Westinghouse	1,9 10 ⁻⁸ /a	k.A.	k.A.	Westinghouse (2009)
APWR Mitsubishi	9,7 10 ⁻⁸ /a	2,3 10 ⁻⁸ /a	3.0 10 ⁻⁷ /a	Mitsubishi (2009)

Unfälle können nicht nur in KKW aufzutreten, sondern auch an anderen Positionen der nuklearen Brennstoffkette. Insbesondere der **Uranabbau** sorgt immer wieder für Zwischenfälle, die in der Umgebung der Mine Boden kontaminieren. Relativ häufig sind solche Vorfälle in Minen in Asien und Afrika, wo keine hohen Sicherheitsstandards gefordert sind. Ein Beispiel: Im Dezember 2010 entwichen 200.000 Liter radioaktiver Schlamm (Abfall) aus Rissen in drei Lagerbecken der Mine Somair in Niger (Greenpeace Pressemeldung 20-12-2010).

Die **Lagerung** radioaktiver **Abfälle** stellt zusätzlich eine potentielle Quelle für die Freisetzung radioaktiver Stoffe in die Umwelt dar. Ein Beispiel für dieses Risiko ist die Lagerung von schwach- und mittelaktivem Abfall im deutschen Salzstock Asse, wo seit den 1970er Jahren eingelagert und die Gefahr eines Wassereintruchs ignoriert wurde. Heute dringt Wasser in die Stollen ein. Die Behörden stehen vor der Herausforderung, das ganze Lager ausräumen zu müssen.

Transportunfälle sind insbesondere beim Transport von Fluorwasserstoff von Bedeutung, da es sich dabei um ein Giftgas handelt.

³⁷ Siehe Glossar

7.2.2 Proliferation

Ein weiteres Risiko aus der Nutzung der Kernenergie besteht in der Gefahr, dass radioaktives Material auf illegale Weise weitergegeben wird. Der ehemalige U.S. Präsident George W. Bush wertete die Verbreitung von Kernwaffen etwa als die größte Bedrohung für die nationale Sicherheit der Vereinigten Staaten. Diese Gefahr ist der Kernenergie inhärent, da die zivile Nutzung der Kernenergie seit Anbeginn eng mit der militärischen verbunden ist. Im amerikanischen Atomprogramm, das während des Zweiten Weltkrieges begonnen wurde, wurde das erste Mal in industriellem Maßstab Uran angereichert und Plutonium erzeugt. Das Programm kulminierte mit den **Atombombenabwürfen** der US-Armee auf Hiroshima und Nagasaki 1945. 1949 führte auch die Sowjetunion ihren ersten Atomtest durch.

Die Öffentlichkeit wandte sich gegen die nukleare Aufrüstung. **“Atoms for Peace“** (Atome für den Frieden) hieß die Antwort des damaligen Präsidenten Eisenhower der USA auf die weltweite Empörung. 1953 versprach Eisenhower in einer Rede vor der UNO, die USA wollten den Nutzen der Atomtechnik mit der ganzen Welt teilen und schlug die Gründung der Atomenergieagentur IAEA vor. Die IAEA sollte die Atomtechnologie für zivile Zwecke weltweit verbreiten und gleichzeitig die militärische Nutzung unterbinden.

Je weiter sich die zivile Nutzung der Kernenergie ausbreitet, desto schwieriger wird allerdings die Kontrolle über das Spaltmaterial. Ein Vertrag zur Einschränkung der nuklearen Waffen ist der **Atomwaffensperrvertrag** (Nuclear Non-Proliferation Treaty, NPT). Er verpflichtet die Nicht-Atomwaffenstaaten zum Verzicht auf Nuklearwaffen, sichert ihnen aber als eine Art Ausgleich den unbeschränkten Zugang zur Nukleartechnologie für zivile Anwendungen zu. Der 1970 in Kraft getretene NPT wurde von den Atommächten USA, Russland, Großbritannien, Frankreich und der Volksrepublik China und mittlerweile von 184 Staaten ohne Atomwaffen unterzeichnet. Der NPT verpflichtet die Nicht-Atomwaffenstaaten dazu, ihre Nuklearprogramme der Kontrolle der IAEA zu unterwerfen. Die Atomwaffenstaaten verpflichten sich durch den Vertrag, keine Nukleartechnik zur Herstellung von Nuklearwaffen zu verbreiten (Non-Proliferationsregime). Darüber ruft der NPT die Atomwaffenstaaten zur Abrüstung auf. Während dieser Artikel des NPT wurde jahrelang praktisch keine Bedeutung einnahm, wurde er von U.S. Präsident Barack Obama wieder aufgegriffen.

Die kommerzielle Kernkraft ist die größte treibende Kraft hinter der Verbreitung spaltfähigen Materials. So argumentiert etwa Paul Leventhal vom Nuclear Control Institute in der New York Times: „Nur Verleugnung und Gier könnten erklären, warum die Welt weiterhin Plutonium für friedliche Zwecke herstellen will. Vielleicht muss erst das Unerdenkliche passieren, bevor die Politik den Mut aufbringt, diese gefährliche Industrie zu stoppen.“³⁸

In Abschnitt 7.5 wird argumentiert, dass Kernenergie Kosten externalisiert und bei einer Internalisierung der Kosten sowie ohne öffentliche direkte und indirekte Subventionen nicht kostendeckend betrieben werden könnte. Würde dieses Marktversagen akzeptiert werden, würde es die Verbreitung von Zutaten für Massenvernichtungswaffen politisch erschweren und wirtschaftlich verteuern. Jeder Versuch, spaltbares Material anzuschaffen, würde eindeutig militärischen Zwecken dienen. Proliferationsversuche wäre dadurch leichter zu entdecken (Lovins 2008, 28).

³⁸ Broad, William J.: Nuclear Weapons in Iran: plowshare or sword?, The New York Times Mai 25, 2004

7.3 Gesundheitliche Gefährdung durch Strahlung

Radioaktive Strahlung, die im Laufe der nuklearen Kette anfällt, kann massive gesundheitliche Auswirkungen haben. Dies betrifft nicht nur Strahlung, die im Falle eines Unfalls in einer Kernanlage freigesetzt wird, sondern auch Strahlung rund um KKWs und Lager für radioaktiven Abfall im Normalbetrieb und bei Uranminen.

Die Folgen des Reaktorunfalls von Tschernobyl im Jahr 1986 betreffen und betrafen mehrere hunderttausend Menschen in den am meisten kontaminierten Gebieten in der Ukraine, Weißrussland und Russland, aber auch im restlichen Europa. Erhöhte Krebsraten und Morbidität sind nur ein Teil der Folgen. Ebenso wurden Erhöhungen der Säuglingssterblichkeit und der Missbildungsrate, Verschiebungen im Geschlechterverhältnis von Neugeborenen, genetische Effekte sowie die Zunahme an vielen weiteren Erkrankungen nachgewiesen (vgl. u.a. Yablokov et al. 2009, Scherb 2010, Busby 2009).

Die Wirkung von Strahlung aus KKWs im Normalbetrieb wurde in verschiedenen Ländern untersucht. In Deutschland wurde erhöhte kindliche Leukämie nachgewiesen (Kaatsch et al. 2007). Im Winter 2010 wurde bekannt, dass rund um das deutsche Lager für schwach- und mittelaktiven Müll in Asse vermehrt Leukämie v.a. bei Männern auftritt (Strahlentelex 2010). Eine Studie für die britische Regierung durch COMARE (Committee on medical aspects of radiation in the environment) kam für das Vereinigte Königreich allerdings zu dem Ergebnis, dass keine signifikant höheren Leukämieraten im Umfeld von britischen KKWs nachzuweisen sind (COMARE 2011).

Uranabbau hat ebenfalls nachgewiesene gesundheitliche Folgen, v.a. für die Bergleute und die Menschen in der Umgebung der Minen. Uran-Feinstaub und das radioaktive Folgeprodukt Radon werden eingeatmet und können zu Lungenkrebs führen. Uran und seine Folgeprodukte verursachen weiters Missbildungen bei Säuglingen und erhöhen das Risiko für Leukämie, Knochenmarkskrebs, Bluterkrankungen, Magen- und Leberkrebs, Darmkrebs, Gallenblasenkrebs, Nieren- und Hautkrebs, psychische Störungen und Geburtsfehler (IPPNW 2010). Der Wind verbläst den Feinstaub und das entstandene Radongas, weshalb auch Menschen, die kilometerweit von den Halden entfernt leben, gefährdet sind. Eine aktuelle Studie von Greenpeace mit dem nigerianischen NGO-Netzwerk ROTAB und dem französischen Forschungslabor CRIIRAD über die Auswirkungen des Uranbergbaus in Niger hat ergeben, dass in den vierzig Jahren des Betriebs 270 Milliarden Liter Wasser verbraucht wurden, die kontaminiert wieder in Flüsse und Seen abgegeben wurden. Dies führte zu einer Absenkung des Grundwasserspiegels und zur Verwüstung. Abraumgestein aus den Minen wird in Niger für die Ausbesserung von Straßen und für den Hausbau benutzt, radioaktive Metalle und Gegenstände werden ebenfalls von der Bevölkerung weiterverwendet und zum Teil sogar zu Kochutensilien verarbeitet (Greenpeace International 2010).

Auch die Lagerung radioaktiver Stoffe kann zu gesundheitlichen Schäden führen. So konnte etwa im Lager Asse im Landkreis Wolfenbüttel in Deutschland radioaktiv kontaminierte Salzlauge festgestellt werden (vgl. Abschnitt 2.4.5.10). In der Gemeinde Asse wurde eine erhöhte Krebshäufigkeit für Leukämien und Schilddrüsenkarzinome beobachtet (EKN 2010).

7.4 Versorgungssicherheit

Der Einsatz von Kernenergie wird oftmals als Mittel zur Erhöhung der Energieversorgungssicherheit eines Landes angeführt. Die sichere Versorgung mit (importierter) Energie sowie die Zuverlässigkeit der in den Mitgliedsstaaten vorhandenen Netzwerke ist ein strategisches Ziel insbesondere der europäischen Energiepolitik (Hofer 2008, 36). Energiesicherheit ist definiert als die Verhinderung von Wohlfahrtsverlusten, die in der Folge einer Änderung des Preises oder der Verfügbarkeit von Energie auftreten können (Bohi/Toman 1996, 1). In einer internationalen Dimension ist Energiesicherheit allerdings immer auch verbunden mit dem Import von Energieträgern aus Drittstaaten (Gault 2004). Energiesicherheit dient Regierungen als Argument, in den Markt einzugreifen und (insbesondere für Öl, aber auch für andere Energieträger) Importquoten, Tarife, Subventionen, Steuern oder Verbrauchsrestriktionen einzuführen.

Allerdings wird Energiesicherheit als Argument für bestimmte energiepolitische Maßnahmen fallweise auch ohne nachvollziehbare ökonomische oder politische Gründe verwendet (Bohi/Toman 1996). Während der Eingriff in den Markt nachzuvollziehen ist, um gesellschaftliche Kosten oder Vorteile zu berücksichtigen, die von den privaten Akteuren sonst nicht getragen werden (die Ökonomie bezeichnet diese Kosten oder Vorteile als negative oder positive Externalitäten), entstehen im Fall der Kernenergie durch das Eingreifen von Regierungen oft erst negative Externalitäten, das sind Kosten, die von privaten Akteuren auf unbeteiligte Marktteilnehmer verschoben werden. Die Begründung dafür ist das Energiesicherheitsargument, d.h. das Argument, dass Energie nur dann zu einem bestimmten Preis sicher verfügbar ist, wenn auf die Kernenergie zurückgegriffen wird.

In der Praxis wurde diese Argumentation etwa im Rahmen der Umweltverträglichkeitsprüfung für den Bau der Reaktoren 3 und 4 in Temelín angewandt. Der Kraftwerksbetreiber ČES konnte den Bedarf der zusätzlichen Reaktoren ökonomisch nicht begründen. Vielmehr wurden verschiedene Alternativkonzepte (etwa der Bau von flexiblen Gas- und Dampfkraftwerken) deswegen abgelehnt, weil das Gas aus Russland bezogen werden müsste und das eine Verschlechterung der Versorgungssicherheit bedeuten würde (Wenisch et al. 2010).

In Europa wird die Abhängigkeit von Russland bei der Versorgung mit Erdgas als Argument verwendet, um in den Markt einzugreifen. Dass dies vor allem eine rhetorische, weniger eine empirische Abhängigkeit darstellt, wird im politischen Entscheidungsprozess nicht berücksichtigt (Goldthau 2008; Logvinov 2009). Darüber hinaus wird das Versorgungssicherheitsargument selektiv verwendet. So kann hinsichtlich der Ölversorgung sowohl davon ausgegangen werden, dass der Rohstoff nur zeitlich begrenzt zur Verfügung steht, als auch dass die derzeitigen und voraussichtlich zukünftigen Versorgerländer politisch wenig stabil sind (Alekklett 2010; Birol 2009; CIEP 2004). Obwohl also technische und ökonomische Risiken bei der Verfügbarkeit von Energie bestehen, dienen sie kaum als Hintergrund für Maßnahmen, die den Verbrauch an Rohöl merkbar reduzieren.

Anders bei der Kernenergie: Obwohl ihre Nutzung keinen objektiven Beitrag zur Versorgungssicherheit liefert, wird unter anderem Energiesicherheit als Argument verwendet, um hohe Subventionen in die Kernenergie zu rechtfertigen. Wie im anschließenden Abschnitt gezeigt wird, ist die Kernenergie ohne öffentliche Subventionen nicht finanzierbar. Die vorliegende Studie zeigt darüber hinaus, dass die Reichweite der Uranressourcen begrenzt sind.

Auch in der internationalen Dimension liefert Strom aus Kernkraftwerken keinen wesentlichen Beitrag zu mehr Versorgungssicherheit. Nur zwei der 31 Staaten, die die Kernenergie nutzen, verfügen über eigene Uranvorkommen (Kanada und Russland). Sechs Länder (Kasachstan, Kanada, Australien, Namibia, Russland, Niger) werden in den nächsten zehn Jahren 83 % der Welturanproduktion stellen (NE 2010). Noch weniger Staaten können Brennstäbe anreichern (OECD/NEA 2010) und nur Frankreich und Japan haben gegenwärtig Kapazitäten, um spezielle Teile für Leichtwasserreaktoren herzustellen. Jede Nutzung der Kernenergie bedeutet daher, sich in die Abhängigkeit von einem oder mehreren Drittstaaten zu begeben (Lovings 2008, 26).

7.5 Kosten

In der internationalen Diskussion wird vielfach argumentiert, dass ein höherer Anteil der Kernkraft bei der Stromaufbringung zu niedrigeren Strompreisen führen würde. Eine Reihe von AutorInnen belegen allerdings, dass dieses Argument dann unplausibel ist, wenn die Investitionskosten des Nuklearstroms in Relation mit den Investitionskosten alternativer Energieformen gesetzt werden, sämtliche direkten und indirekten öffentlichen Subventionen für Kraftwerksprojekte mitberücksichtigt werden sowie die Wirtschaftlichkeit der Kernenergie durch die Verfügbarkeit von ausreichenden privaten Finanzierungsquellen für neue Kraftwerke überprüft wird.

Steve Thomas (2010) vom Public Services International Research Unit (PSIRU) der University of Greenwich argumentiert, dass, wenn die Kernenergie in einem liberalisierten Markt tatsächlich zu niedrigen Strompreisen führte, es in einem funktionierenden Markt keine Probleme gäbe, neue Reaktoren privat zu finanzieren.³⁹ Dies ist aber nicht der Fall. Ohne öffentliche Subventionen und sonstige Unterstützungen ist es nicht möglich, ein Kernkraftwerk zu finanzieren. Weltweit gibt es keinen einzigen Reaktor, bei dessen Bau das finanzielle Risiko einzig von privaten Akteuren getragen wurde (Thomas 2010; Schneider, M. et al. 2009).

Die Investitionskosten für ein Kilowatt (kW) installierte Kraftwerksleistung sind in den letzten Jahren stark gestiegen. Nach Angaben der Nucleonics Week liegen die Kosten für ein kW mittlerweile bei 4000 US\$. Bei einer Kapazität von 3400 MW würden die Investitionskosten 13,6 Mrd. US\$ betragen (MacLachlan 2008). Andere ExpertInnen, wie Steve Kidd von der World Nuclear Association, gehen für neue Kernkraftwerke von Kosten bis zu 7000 US\$ je installiertes Kilowatt Kraftwerksleistung aus. Die Unabwägbarkeit der Errichtungskosten macht es unwahrscheinlich, dass die Anlagenhersteller für neue Kernkraftwerke künftig Turnkey-Verträge anbieten, womit das gesamte Kostenrisiko auf die Auftraggeber abgewälzt wird (Kidd 2008).

³⁹ "If the economics of nuclear power were attractive, that is, if over the life of a plant, the impact of the nuclear plant would be to make electricity prices lower than if it had not been built, the fact that it was not financeable in a competitive market would be seen more as a failing of the competitive model than of nuclear power" (Thomas 2010, 4906).

Schätzungen der Energiewirtschaft gehen von US\$ 3000-5000 pro kW aus. Schätzungen von FinanzanalystenInnen sind allerdings signifikant höher. Moody's hat bereits 2007 vor Baukosten in der Höhe von US\$ 5.000–6.000/kW gewarnt,⁴⁰ Standard & Poor's erwarten Investitionskosten in der Höhe von US\$ 5.000–8.000 pro kW.⁴¹ Abbildung 48 gibt einen Überblick über veranschlagte Kosten von geplanten und tatsächliche Baukosten fertiger Reaktoren.

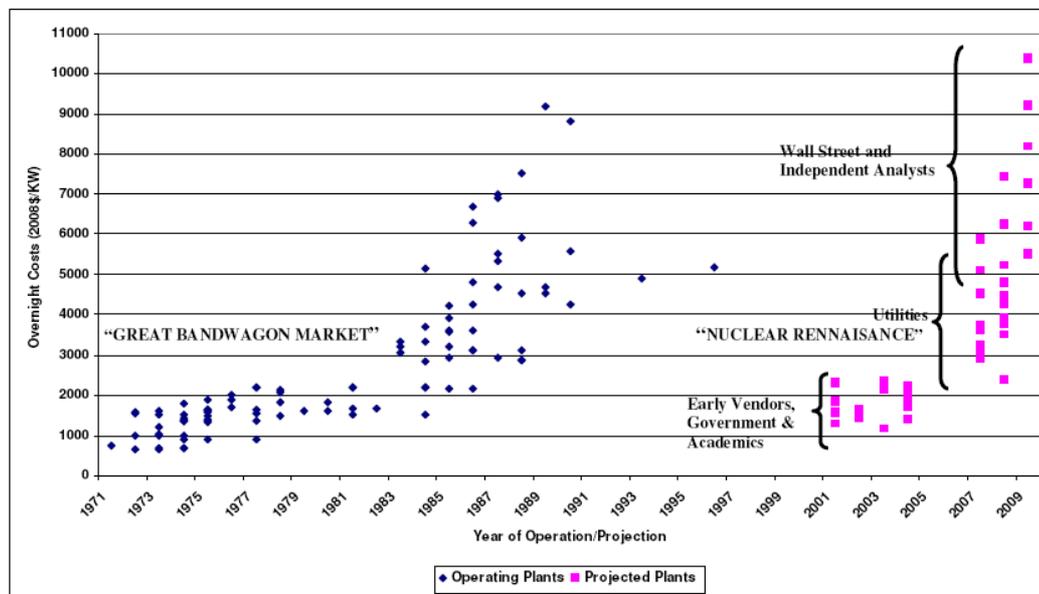


Abbildung 48: Baukosten von fertig gestellten Reaktoren und veranschlagte Kosten von geplanten Reaktoren in USD/KW (Barwert), Quelle: Cooper (2009, 3)

In einer Wirtschaftlichkeitsanalyse sind auch die Opportunitätskosten bei langen Bauzeiten sowie die Möglichkeit zu berücksichtigen, dass sich die Bauzeit im Vergleich zur ursprünglichen Planung verzögert. Jacobson (2009, 156) geht für die Planung und Finanzierung eines neuen Reaktors davon aus, dass etwa 6 bis 10 Jahre nötig sind. Ein Bau eines neuen Kraftwerks könnte innerhalb von 4 bis 9 Jahren erfolgen. Eine Analyse der tatsächlichen Bauzeiten von 99 Kernreaktoren in den USA durch Koomey und Hultman (2007, 5634), dargestellt in Abbildung 49, zeigt allerdings, dass die Bauzeiten auch deutlich darüber liegen können.

⁴⁰ Moody's, "New Nuclear Generation in the United States: Keeping Options Open vs Addressing An Inevitable Necessity", Moody's Global Credit Research, New York, 2 October 2007.

⁴¹ Standard & Poor's, "Construction Costs To Soar For New U.S. Nuclear Power Plants", Standard & Poor's, New York, 2008.

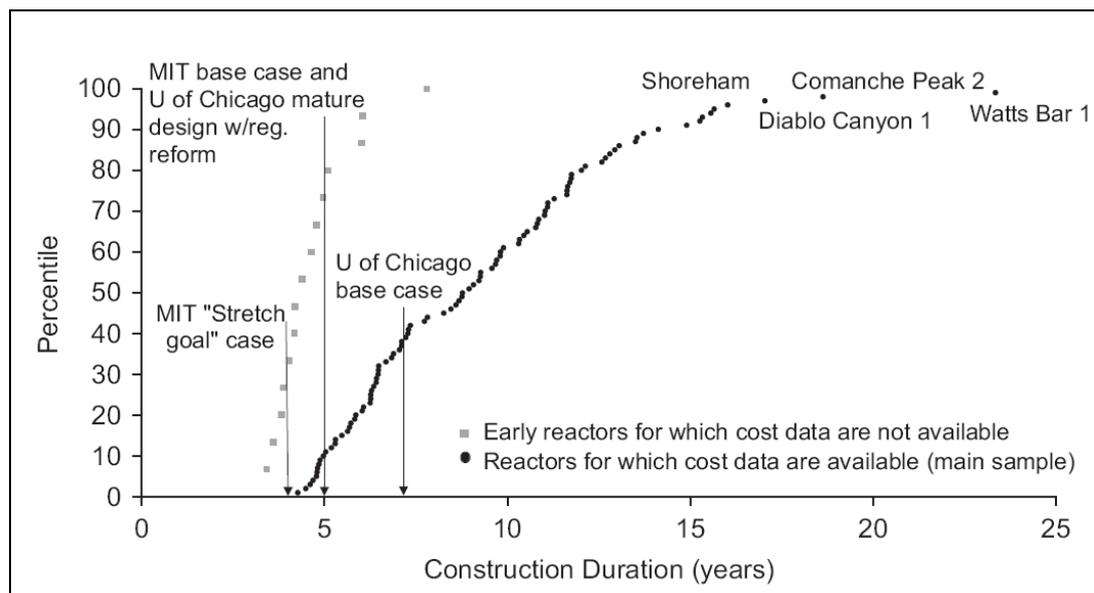


Abbildung 49: Bauzeit für US-Reaktoren nach Koomey und Hultman (2007, 5634)

Die Bauzeiten für Kernkraftwerke wurden in der Vergangenheit durchwegs unterschätzt. Die Daten von Koomey und Hultman (2007) belegen das für die USA. Selbst in als sehr erfolgreich bewerteten nuklearen Programmen, wie jenem in Frankreich, kam es zu substantiellen Steigerungen der Baukosten von Reaktoren der dritten Generation, was zu einem starken Anstieg der Baukosten geführt hat⁴²

Weltweit werden bislang nur zwei Reaktoren der so genannten Generation III+ gebaut, in Olkiluoto in Finnland und in Flamanville in Frankreich. In Olkiluoto verdoppelten sich die Investitionskosten gegenüber den Planungen auf mindestens EUR 3.500/kW. In Flamanville hat EDF eingestanden, mehr als 20 % über den geplanten Investitionskosten bei ca. EUR 2.300/kW zu liegen und eine Bauzeitverlängerung von mehr als zwei Jahren zu erwarten.⁴³ Tatsächlich dürften die Baukosten allerdings deutlich über diesen Zahlen von EDF liegen. Beide Anlagen sind noch nicht fertig gestellt (Thomas 2010, 4906). Weitere Kostensteigerungen sind daher durchaus nicht ausgeschlossen. Studien mit historischen Kostendaten aus den USA und Frankreich legen nahe, dass zwischen den geschätzten und den tatsächlichen Investitionskosten eines Reaktors zumindest ein Faktor 2 liegt (vgl. etwa Cooper 2009b; Grubler 2009).

Aufgrund der hohen Investitionskosten und des damit verbundenen finanziellen Risikos ist eine rein private Finanzierung von neuen Kernkraftwerken bislang nicht gelungen. Die Nuclear Energy Agency (NEA) der OECD spricht von „Herausforderungen“ bei der Finanzierung von Kernkraftwerken. Eine Ausweitung der Kernkraft verlangt eine „starke und nachhaltige Unterstützung des Staates.“ Nur dadurch können Investitionen in neue Kapazitäten ermög-

⁴² "Its most significant finding is that even this most successful nuclear scale-up was characterized by a substantial escalation of real-term reactor construction costs. Specific costs per kW installed capacity increased by more than a factor of three between the first and last reactor generations built" (Grubler 2009, III).

⁴³ French Business Digest 'Unions confirm 2-year delay at EDF's nuclear project in N France' Jan 21, 2010.

licht werden (Nuclear Energy Agency 2009). Darüber hinaus genießen Kernkraftwerke weltweit einzigartige gesetzliche Befreiungen von der Haftung für katastrophale Unfälle.

In Großbritannien versucht die Regierung seit 2008, die Kernkraft wieder zu beleben. Voraussetzung war, dass dafür lediglich ein positives Umfeld geschaffen, aber keine direkten Subventionen vergeben werden. Der private Sektor sollte alleine für die Finanzierung neuer Reaktoren aufkommen, eine Situation, die weltweit einzigartig ist. Das Ergebnis bis dato ist ernüchternd: Analysten der Citigroup sehen ohne öffentliche Kredithaftungen, subventionierten Stromabnahmepreisen oder langfristigen Stromabnahmeverträgen keine realistische Möglichkeit für den Bau neuer Kernkraftwerke.⁴⁴ Der jüngste Vorschlag der Britischen Regierung vom Dezember 2010 fordert Mindestkosten für Treibhausgasemissionen sowie Einspeisetarife für alle kohlenstoffarmen Energieformen, zu deren Gruppe nicht nur erneuerbare Energieträger, sondern auch die Kernenergie gerechnet wird.⁴⁵

Auch in den USA ist es nicht möglich, neue Kraftwerke ausschließlich mit privaten Mitteln zu finanzieren. Die historischen Erfahrungen bei der Finanzierung der ersten Generation der Kernreaktoren zeigen das finanzielle Risiko auf. Das Forbes-Magazin bezeichnete schon 1985 den Bau dieser ersten Reaktoren als "the largest managerial disaster in business history" (Cook 1986). Durch die Finanzierung der Reaktoren wurden bei vier Fünftel der Energieversorger, die in Kernreaktoren investierten, die Kreditwürdigkeit heruntergestuft (Cooper 2009a, 7). Zusätzlich wurden von 1943 bis 1999 vom föderalen Budget der USA etwa US\$ 151 Mrd. an Subventionen für Wind, Solar und Kernkraft aufgewandt, 96,3 % davon (also etwa US\$ 145 Mrd.) gingen in die Kernenergie (Goldberg 2000).

Die finanziellen Risiken werden nicht von privaten Investoren getragen, sondern werden sozialisiert. Das durchschnittliche Ausfallsrisiko für Kredithaftungen der Kernindustrie liegt, nach Angaben der U.S. Government Accountability Office, bei 50 % (Powers 2010): "*The people bear the risks and costs; the nuclear utilities take the profits. Without loan guarantees and guaranteed construction work in progress, these reactors will simply not be built, because the capital markets will not finance them,*" argumentiert Mark Cooper vom Institute for Energy and Environment der Vermont Law School (Powers 2010).

Und weiter: "*In an attempt to circumvent the sound judgment of the capital markets, nuclear advocates erroneously claim that subsidies lower the financing costs for nuclear reactors and so are good for consumers*", so Mark Cooper. "*But shifting risk does not eliminate it. Furthermore, subsidies induce utilities and regulators to take greater risks that will cost the taxpayers and the ratepayers dearly*" (Powers 2010).

Die U.S.-Regierung versucht nun erneut, die Kernkraft über öffentliche Subventionen wiederzubeleben (Schneider, M. Et al. 2009, 56). Insgesamt sind im Vorschlag des Senats Subventionen wie Kreditgarantien oder Steuerkredite in der Höhe von US\$ 56 Mrd. vorgese-

⁴⁴ „We see little if any prospect that new nuclear stations will be built in the UK by the private sector unless developers can lay off substantial elements of the three major risks. Financing guarantees, minimum power prices, and / or government-backed power off-take agreements may all be needed if stations are to be built. (...) In recent months, several industry players, including Vincent de Rivaz (EDF Energy CEO), have commented on the need for the UK government to provide some formal support to the projects to build new nuclear power stations in the UK given the low power prices and weak economics of the projects at current price levels" (Atherton et al. 2009).

⁴⁵ <http://www.telegraph.co.uk/finance/newsbysector/energy/8204683/UK-government-agrees-to-subsidise-nuclear-power-companies-prices.html>

hen (Powers 2010). Dadurch wird das Investitionsrisiko von privaten Akteuren an die öffentliche Hand verschoben, während die möglichen Profite bei den meist privaten Stromversorgern bleiben. Öffentliche Subventionen belohnen jene Akteure, die nicht bereit sind, ihren Teil des Risikos zu tragen (Bradford 2009, 63).

7.6 Klimaschutz

In der öffentlichen Diskussion und insbesondere zur Unterstützung der Forderung, möglichst schnell neue Kernreaktoren zu errichten, wird argumentiert, dass neue Kernkraftanlagen erheblich zur Senkung der Treibhausgasemissionen beitragen (vgl. etwa Pacala/Socolow 2004). Die Kernenergie wird sogar oft als „emissionsfreie Quelle“ dargestellt.⁴⁶ Der vorliegende Bericht führt hingegen klar vor Augen, dass es in etlichen Schritten der Prozesskette – vom Uranabbau bis zur Dekommissionierung von Minen und Kraftwerken – sehr wohl zu einem erheblichen Energieeinsatz und Ausstoß von Treibhausgasen kommt.

Es ist zwar richtig, dass es durch den Einsatz der Kernenergie zu einem geringeren Ausstoß an Treibhausgasemissionen in einzelnen Ländern kommen kann, weil erstens durch den Import von Uran ein großer Teil der Emissionen außerhalb der Landesgrenzen auftreten und weil zweitens bei einer Berücksichtigung der THG-Emissionen im gesamten Lebenszyklus die Kernenergie tatsächlich geringere Emissionen als beispielsweise Kohlekraftwerke aufweisen.

Allerdings ist der Einsatz von Kernenergie als Mittel zur Verringerung von Treibhausgasen teuer und langsam. Es dauert Jahrzehnte, bis eine Netto-Reduktion der THG eingetreten ist. Pasztor (1991) argumentiert mit einem nur marginalen Einfluss der Kernenergie auf THG-Vermeidung. Findlay (2010) argumentiert, dass auch die Mittel für den Klimaschutz begrenzt sind und daher jene Maßnahmen gewählt werden sollten, deren Einsatz am kosteneffizientesten hinsichtlich des Klimaschutzziels sind. Lovins und Sheikh (2008) weisen darauf hin, dass die CO₂-Vermeidungskosten von Kernenergie höher als die jeder anderen möglichen Technologie mit Ausnahme traditioneller Kohlekraftwerke sind. Windkraftanlagen und KWK-Anlagen sind 1,5 mal so kosteneffektiv bei der Reduktion von CO₂ als Kernenergie, Maßnahmen zur Verbesserung der Energieeffizienz bis zu 10 mal so kosteneffektiv.

⁴⁶ Vgl. etwa U.S. Präsident Barack Obama bei einer Rede zur Bekanntgabe von umfangreichen Kreditgarantien zum Bau neuer KKW: „Obwohl wir seit gut 30 Jahren keine Atomkraftwerke mehr bauen, bleibt die Kernenergie unsere wichtigste emissionsfreie Energiequelle. Um unseren zunehmenden Energiebedarf zu decken und die schwersten Folgen des Klimawandels abzuwenden, müssen wir unsere Versorgung mit Atomstrom erhöhen“ (FAZ 18. 02. 2010), <http://www.faz.net/artikel/C31325/wende-nach-30-jahren-amerika-plant-die-nukleare-renaissance-30049187.html> (31.05.2011).

8 Schlussfolgerungen

Ein Großteil des Energieaufwandes und der CO₂-Emissionen der nuklearen Energieerzeugung fallen nicht im Betrieb eines Kernkraftwerkes, sondern in den dem Betrieb vor- und nachgelagerten Prozessschritten an, vom Uranabbau über die Brennstoffanreicherung bis hin zur Endlagerung des radioaktiven Abfalls. Bei der Bewertung von CO₂-Emissionen und Energiebilanz (Gegenüberstellung Energiebedarf mit Energieoutput des KKW) ist die Berücksichtigung des gesamten Lebenszyklus bei der Nuklearindustrie also von besonderer Bedeutung.

Studien, die die Energiebilanz bzw. die CO₂-Emissionen von Kernkraftwerken berechnen, weisen bei den Ergebnissen eine große **Bandbreite** auf. Die Gründe dafür sind die jeweils angenommenen Systemgrenzen, die angewandte Methodik, unvollständige Abbildung der Prozesskette oder veraltete Ausgangsdaten.

Um die Sensitivität der Ergebnisse auf verschiedene Eingangsparameter zu untersuchen und eine plausible Bandbreite an Ergebnissen zu ermitteln, wurde ein Großteil der Prozessschritte des nuklearen Brennstoffkreislaufs mit Hilfe des EBN-Modells, das im Rahmen der vorliegenden Studie erstellt wurde, bottom-up errechnet.

Eine zentrale Kennzahl der Energiebilanz ist die **Energieintensität**: Sobald der nötige Energieinput über den Lebenszyklus den Energieoutput des KKW erreicht, wird kein Energieüberschuss mehr erwirtschaftet – der Betrieb des KKW wird also aus energetischer Sicht kontraproduktiv.

Während die Energieintensität verschiedener modellierter Szenarien mit Erzgehalten von 0,1–0,2 % noch weit im positiven Bereich liegt, ändert sich diese Situation drastisch bei sinkendem Erzgehalt: Beim Einsatz von Uran mit niedrigem Erzgehalt wird der **Erzgehalt** zum entscheidenden Einflussfaktor. Ab einem bestimmten Erzgehalt (**Grenzerzgehalt**) wird der Energieaufwand für den Uranabbau so groß, dass die Gesamtenergiebilanz negativ wird. Laut EBN-Modell liegt dieser Grenzerzgehalt im Average Szenario bei ca. 0,008–0,012 %. Der Betrieb von Kernkraftwerken mit Uran dieses Erzgehalts braucht also mehr Energie, als er liefert. Auch wenn 2010 die weltweite Uranproduktion gesteigert werden konnte, wird der Erzgehalt des Urans laut Prognosen in Zukunft sinken. CO₂-Emissionen, Wasser- und Energiebedarf sowie Kosten des Uranabbaus werden im Gegenzug dadurch steigen.

Eine weitere entscheidende Frage ist, wie lange die Uranressourcen noch ausreichen werden. Unter Annahme des niedrigen Wachstumsszenarios der World Nuclear Association (WNA) und Angaben zu Uranressourcen laut IAEA zeigen die Berechnungen der vorliegenden Studie, dass bereits 2043–2055 die **Reichweite der Uranvorräte** zu Ende geht. Unter Annahme eines lediglich 1%igen Wachstums der nuklearen Kapazität wäre die Reichweite der bekannten Ressourcen auf den Zeitraum 2052–2069 beschränkt. Werte aus der Literatur bestätigen die relativ kurze Reichweite der Uranressourcen und gehen teilweise sogar von niedrigeren Werten aus. Uranressourcen unter einem Erzgehalt von 0,03 % machen ca. ein Drittel der berücksichtigten Uranressourcen aus – sie beinhalten Ressourcen unter dem Grenzerzgehalt. Die Reichweite der energetisch nutzbaren Uranressourcen würde also noch früher erreicht werden.

Bei Kernkraftwerken, die jetzt gebaut werden, ist daher zu erwarten, dass im Laufe ihrer geplanten Nutzungsdauer von 60 Jahren Versorgungsengpässe beim Brennstoff auftreten. Die Nuklearindustrie versucht, auf die drohenden Engpässe mit der kostenintensiven Entwicklung von Generation-IV-Reaktoren, die ihren Brennstoff teilweise selbst erbrüten, zu reagieren. Die Entwicklung dieser Reaktoren befindet sich aber noch in einem frühen Stadium und ist mit vielen Problemen behaftet: Sicherheitsprobleme in der Vergangenheit mit schnellen Brütern und Thoriumreaktoren sowie hohe Kosten für die Entwicklung und den Bau.

Der **Beitrag der Kernkraft für den Klimaschutz** wird unter dem Aspekt der sinkenden Erzgehalte relativiert: Zwar kann die Kernenergie bei hohen Erzgehalten (0,1 bis 2 %) als „low-carbon“ bezeichnet werden. Bei Erzgehalten um 0,01 % steigen die CO₂-Emissionen allerdings bis auf 210 g CO₂/kWh_{el} an. Die Emissionen liegen zwar immer noch unter jenen von Kohle oder Öl (600–1200 g/kWh_{el}), aber deutlich über jenen von Wind (2,8–7,4 g/kWh_{el}), Wasserkraft (17–22 g/kWh_{el}) und Photovoltaik (19–59 g/kWh_{el}). Darüber hinaus ist der Einsatz von Kernenergie als Mittel zur Verringerung von Treibhausgasen teuer und langsam. Es dauert Jahrzehnte, bis eine Netto-Reduktion der THG eingetreten ist (Pasztor 1991; Findlay 2010). Die CO₂-Vermeidungskosten von Kernenergie sind höher als die jeder anderen möglichen Technologie mit Ausnahme traditioneller Kohlekraftwerke. Windkraftanlagen und KWK-Anlagen sind 1,5 mal so kosteneffektiv bei der Reduktion von CO₂ wie Kernenergie, Maßnahmen zur Verbesserung der Energieeffizienz bis zu 10 mal so kosteneffektiv.

Zusätzlich sind noch weitere Probleme der Kernkraft ungelöst:

- Die Gefahr von **Unfällen** mit großer radioaktiver Freisetzung ist auch für modernste Die Gefahr von **Unfällen** mit großer radioaktiver Freisetzung ist auch für die technisch am weitesten entwickelten bzw. derzeit in Entwicklung befindlichen Reaktorkonstruktionen nicht auszuschließen.
- Die **Haftungsfrage** bei Unfällen ist offen. Kernkraftwerke genießen weltweit einzigartige gesetzliche Befreiungen von der Haftung für katastrophale Unfälle.
- Eine **gesundheitliche Gefährdung** durch die Strahlung nuklearer Anlagen kann nicht ausgeschlossen werden. In Deutschland konnte eine Studie des Deutschen Kinderkrebsregisters bei Kindern erhöhte Leukämieraten in der Umgebung von Kernkraftwerken nachweisen (Kaatsch et al. 2007).
- Während die Reichweite der bekannten Uranressourcen auf dieses Jahrhundert begrenzt ist, muss der hochradioaktive Abfall über tausende Jahre sicher gelagert werden. Ein **Lagerkonzept** für 245.000 Tonnen an weltweit bislang angefallenen abgebrannten Brennelementen aus der Kernenergieproduktion liegt noch nicht vor.
- Die kommerzielle Kernkraft ist die größte treibende Kraft hinter der Verbreitung spaltfähigen Materials (**Proliferation**). Ohne die kommerzielle Kernkraft könnten Proliferationsversuche eindeutig identifiziert werden, weil jeder Versuch, spaltbares Material anzuschaffen, nur militärischen Zwecken dienen würde.
- **Kernenergie führt zu höheren Strompreisen**, denn direkte und indirekte Subventionen verdecken die enormen Kosten der Kernenergie. Weltweit gibt es keinen einzigen Reaktor, bei dessen Bau das finanzielle Risiko einzig von privaten Akteuren getragen wurde. Wenn die Kernenergie in einem liberalisierten Markt tatsächlich zu niedrigen Strompreisen führte, gäbe es keine Probleme, neue Reaktoren privat zu finanzieren.

Die Kernenergie gilt aufgrund der damit verbundenen Gefahren als Hochrisiko-Energietechnologie. In Bezug auf die Klimaschutzthematik wird dieser Energieerzeugungsfom allerdings auch das Prädikat „CO₂-arm“ zugeordnet.

Während Kernenergie bei hohen Erzgehalten des benötigten Rohstoffs Uran durchaus niedrigere Treibhausgasemissionen als Kohle und Öl aufweist, ist die Reichweite der hochwertigen Uranvorkommen beschränkt und Uran als Rohstoff generell – wie fossile Rohstoffe – endlich. Da von einem in der Zukunft sinkenden Erzgehalt der verfügbaren Vorkommen auszugehen ist, können die **CO₂-Emissionen der Kernenergie** auf bis zu **210 CO₂/kWh_e** ansteigen.

9 Literatur

- ACA (2001): Electricity from a nuclear power station. Case study B16. Australien Coal Association. Canberra.
- Andseta, S., Thompson, M. J., Jarrell, J. P., Pendergast, D. R. (1998): CANDU reactors and greenhouse gas emissions. In: Proceedings of the 19th Annual Conference, Canadian Nuclear Society, Toronto, Ontario, Canada, Oktober 1998.
- Aleklett, Kjell et al. (2010): The Peak of the Oil Age - Analyzing the world oil production Reference Scenario in World Energy Outlook 2008, in: Energy Policy 38, 1398-1414.
- AREVA (2009): US EPR Final Safety Analysis and Environmental Report, Areva 2009 <http://adamswebsearch2.nrc.gov/idmws/ViewDocByAccession.asp?AccessionNumber=ML092450713>.
- Arnold, N.; Brodowski, R., Gepp, C.; Giersch, M., Gufler, K.; Lahodynsky, R., Hellersschmidt-Alber, J. (2010): Uran als Kernbrennstoff: Verfügbarkeit, Wirtschaftlichkeit, Nachhaltigkeit. Institut für Sicherheits- und Risikowissenschaften, Universität für Bodenkultur Wien. Themenreport zur Konferenz und Podiumsdiskussion am 15. Sept. 2010. Herausgegeben von der Wiener Umwelthanwaltschaft. Wien 2010.
- Australian Min. (1998): Assessment Report on the Environmental Impact Statement for the proposed Beverley Uranium mine. Minister for Primary Industries, Natural Resources and Regional Development South Australia.
- Barnaby, F., Kemp, J. (2007): Secure Energy? Civil Nuclear Power, Security, and Global Warming. Oxford Research Group, Oxford March 2007.
- BMWi (2007): Wismut Neue Landschaften – Neue Perspektiven. Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie (BMWi) Deutschland.
- Biol, Fatih (2009): Energy Use and Carbon Policy, Global Roundtable on Climate Change, Columbia University, New York, <http://grocc.ei.columbia.edu/?id=conferences#presentations>.
- Bohi, Douglas R./Michael A. Toman (1996): The Economics of Energy Security, Norwell, Massachusetts.
- Bradford, Peter A. (2009). The nuclear renaissance meets economic reality, in: Bulletin of the Atomic Scientists (November/December 2009), 60-64.
- British Energy (2005): Environmental Product Declaration of Electricity from Torness Nuclear Power Station. Technical Report. A study for British Energy undertaken by AEA Technology, May 2005.
- British Energy (2006): Carbon Footprint of the Nuclear Fuel Cycle. A study for British Energy undertaken by AEA Technology, March 2006.
- British Energy (2008): Environmental Product Declaration of Electricity from Torness Nuclear Power Station. A study for British Energy undertaken by AEA Energy & Environment.
- Büdenbender, U., Heintschel von Heinegg, W., Rosin, P. (1999): Energierecht I – Recht der Energieanlagen. De Gruyter Verlag.

- Busby, C. (2009): Very Low Dose Fetal Exposure to Chernobyl Contamination Resulted in Increases in Infant Leukemia in Europe and Raises Questions about Current Radiation Risk Models. In: *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2009, 6, 3105-3114.
- Cameco (2009): McArthur River Operation Northern Saskatchewan, Canada National Instrument 43-101 Technical Report
- Caterpillar (2008): Caterpillar Performance Handbook. Edition 38. Herausgegeben von Caterpillar Inc.
- Chapman, P.F. (1975): Energy analysis of nuclear power stations. *Energy Policy* Dezember 1975.
- CIEP (2004): Study on Energy Supply Security and Geopolitics, Clingendael International Energy Programme, January 2004, The Hague.
- COMARE (2011): Further consideration of the incidence of childhood leukaemia around nuclear power plants in Great Britain, 14th COMARE-Report, Committee on Medical Aspects of Radiation in the Environment.
- Concrete in Focus (2008): Concrete & Climate Change – How does concrete stack up against other building materials?
<http://www.nrmca.org/research/CIF-Summer-08-Climate.pdf>
- Cook, James (1986). Nuclear Follies, in: *Forbes*, 11 February 1985.
- Cooper, Mark (2009). The Economics of Nuclear Reactors: Renaissance or Relapse?, Institute for Energy and the Environment, Vermont Law School, Vermont.
- Deffeyes, K.S, MacGregor, I.D (1980): World uranium resources. Use of log-curves in estimation. OSTI Identifier OSTI ID: 6665051, Jan 1980.
- Diamo (2009): Answer of Diamo to an information request by the NGO Calla, 22. Dez. 2009, Original in Tschechisch, Übersetzung Patricia Lorenz.
- Diehl, Peter (2005): Präsentation des Wise-Uranium Projects. Zugriff 22. Okt. 2010
<http://www.wise-uranium.org/stk.html?src=stk03e>.
- Diehl, Peter (2006): Reichweite der Uran-Vorräte der Welt. Erstellt für Greenpeace Deutschland. Berlin, Januar 2006.
- Dittmar, Michael (2009c): The Future of Nuclear Energy: Facts and Fiction Chapter III: How (un)reliable are the Red Book Uranium Resource Data? ETH Zürich, Institute of Particle Physics".
- Dones, R., Bauer, C., Heck, T. (2003a): LCA of Current Coal, Gas, and Nuclear Electricity Systems and Electricity Mix in the USA. Paul Scherrer Institute, Switzerland.
- Dones, R., Heck, T., Hirschberg, S. (2003b): Greenhouse Gas Emissions from Energy Systems. Verfügbar unter http://gabe.web.psi.ch/pdfs/Annex_IV_Dones_et_al_2003.pdf.
- Dones, R., Zhou, X., Tian, C. (2004): Lifecycle assessment of chinese energy chains for shandong electricity scenarios. *International Journal of Global Energy Issues* 22 (2/3), S. 199–224.
- Dones, R., Heck, T., Emmenegger, M., Jungbluth, N. (2005): Lifecycle inventories for the nuclear and natural gas energy systems, and examples of uncertainty analysis. *International Journal of Lifecycle Assessment* 10 (1), S. 10–23.

- Dones, R. (2007): Critical note on the estimation by Storm J.W. and Smith P. of the energy uses and corresponding CO₂ emissions from the complete nuclear energy chain. Paul Scherrer Institut, Schweiz. April 2007.
- Ecolnvent (2009): Dones, R., Bauer, C., Doka, G. (2009): Eco-Invent data v21.2009 – Teil VII Kernenergie. Paul Scherrer Institut, Villigen; Doka Life Cycle Assessments. ecoinvent report No. 6-VII
- e-control (2010):
http://www.econtrol.at/portal/page/portal/medienbibliothek/stromnachweisdatenbank/HOMEPAGE_20060101/CT/C_UCTE_2009.HTML.
- EKN (2010): Auswertung des EKN zur Krebshäufigkeit in der Samtgemeinde Asse, Epidemiologisches Krebsregister Niedersachsen, 16. Dezember 2010, Oldenburg.
- El-Bassioni, A.A. et al. (1980): A Methodology and a Preliminary Data Base for Examining the Health Risks of Electricity Generation from Uranium and Coal Fuels. NUREG/CR-1539, ORNL/Sub-7615/1. Oak Ridge National Laboratory, USA.
- ELMAG (2011): http://www.elmag.at/index.htm?/produkte/10/stromerzeuger_robust.htm.
- EPD (2007): Vattenfall AB Generation Nordic Certified Environmental Product Declaration EPD of Electricity from Forsmark nuclear Power Plan. S-P-00021 2007-11-01.
- ERDA-76-1 (1976): A National Plan for Energy Research, Development and Demonstration: Creating Energy Choices for the Future, Volume 1, The Plan, Appendix B: Net Energy analysis of nuclear power production. Washington DC: Energy Research and Development Administration.
- Erdmann, G., Zweifel, P. (2008): Energieökonomik. Theorie und Anwendung. 382 Seiten. Springer Verlag.
- ETCACC (2003): Comparison of CO₂ emission factors for fuels used in Greenhouse Gas Inventories and consequences for monitoring and reporting under the EC emissions trading scheme ETC/ACC Technical Paper 2003/10. European Topic Centre on Air and Climate Change. Juli 2003.
- Eurobarometer 297 (2008): "Einstellung zu radioaktiven Abfällen". Bericht. Befragung: Februar – März 2008, Veröffentlichung: Juni 2008. Spezial Eurobarometer 297/Welle 69.1 – TNS Opinion & Social., durchgeführt im Auftrag der Generaldirektion Energie und Verkehr und koordiniert von der Generaldirektion Kommunikation.
- EWG (2006): Uranium Resources and Nuclear Energy. Energy Watch Group. EWG-Series No 1/2006. Ottobrunn/Aachen Dezember 2006.
- ExternE (1998): Power generation and the environment – a UK perspective. ExternE-UK AEAT 3776, vol. 1, Juni 198, /<http://externe.jrc.es/uk.pdf>.
- Findlay, T. (2010): The Future of Nuclear Energy to 2030 and its Implications for Safety, Security and Nonproliferation (Nuclear Energy Futures Project), Centre for International Governance Innovation (CIGI), Waterloo, Ontario and Canadian Centre for Treaty Compliance (CCTC) at the Norman Paterson School of International Affairs, Carleton University, Ottawa, Waterloo.
- Fleming, D. (2007): The Lean Guide to Nuclear Energy. A Life-Cycle in Trouble. The Lean Economy Connection. November 2007.
- Franklin et al. (1971): Total energy analysis of nuclear and fossil fuelled power plants. ORNL-MIT-138. Oak Ridge National Laboratories and Massachusetts Institute of Technology.

- Fritsche, U. R., Lim, S. (2006). Comparison of Greenhouse-Gas Emissions and Abatement Cost of Nuclear and Alternative Energy Options from a Life- Cycle Perspective. Öko Institute, Darmstadt, Deutschland, Jänner 2006.
- Fritsche, U. R. (2007): Treibhausgasemissionen und Vermeidungskosten der nuklearen, fossilen und erneuerbaren Strombereitstellung, Öko-Institut e.V., Darmstadt.
- Froggatt, Anthony (2007): Kernenergie und Kyoto-Protokoll in Perspektive. in: Kernenergie, Klimaschutz und Nachhaltigkeit - Ein Argumentarium des Forum für Atomfragen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Fthenakis, V., Kim, H. C. (2007): Greenhouse-gas emissions from solar electric- and nuclear power: a life-cycle study. *Energy Policy* 35, 2549–2557.
- Gault, John (2004): EU energy security and the periphery, in: Roland Dannreuther (Hg.): *European Union Foreign and Security Policy. Towards a neighbourhood strategy*, London.
- Geiser, H. (2008): Management of Operational and Decommissioning Radioactive Waste Resulting from Nuclear Power Plants in Germany. GNS Gesellschaft für Nuklear-Service mbH. 5th International Seminar on Radioactive Waste Products, Würzburg Oktober 27–31 2008.
- GIF (2009): Generation IV International Forum R&D Outlook for Generation IV Nuclear Energy Systems; August 2009.
- Goldberg, Marshall (2000). Federal Energy Subsidies: Not all Technologies are created equal, Renewable Energy Policy Project, July 2000, Washington, DC.
- Goldthau, Andreas (2008): Rhetoric versus reality: Russian threats to European energy supply, in: *Energy Policy* 36 (2), 686-692.
- Greenpeace International (2010): "Left in the Dust – Areva's radioactive legacy in the desert towns of Niger".
- Grubler, Arnulf (2009). An assessment of the Costs of the French Nuclear PWR Program 1970-2000, International Institute für Applied Systems Analysis, Oct 2009, Laxenburg.
- Hagen, M, Kunze, C. Schmidt, P. (2005): Decommissioning and Rehabilitation of Uranium and Thorium Production Facilities. *Kerntechnik (Nuclear Technology)*, Vol. 70, No. 1-2. (2005), pp. 91 – 991. Wismut GmbH/Wisutec Umwelttechnik GmbH. Deutschland.
- Hanle, L. (2004): CO₂ Emissions Profile of the U.S. Cement Industry. U.S. Environmental Protection Agency, Pennsylvania.
- Hirsch, H., Becker, O., Schneider, M., Froggatt, A. (2005): "Nuclear Reactor Hazards – Ongoing Dangers of Operating Nuclear Technology in the 21st Century", report prepared for Greenpeace International.
- Hofer, Stephan (2008): Die Europäische Union als Regelexporteur. Die Europäisierung der Energiepolitik in Bulgarien, Serbien und der Ukraine, Baden-Baden.
- Hondo, H. (2005): Lifecycle GHG emission analysis of power generation systems: Japanese case. *Energy* 30 (2005), 2042–2056.
- IAEA (1993): Uranium extraction technology. Technical Report Series No. 359. International Atomic Energy Agency. Vienna 1993.
- IAEA (1996): IAEA Tecdoc 866 Fast Reactor Database Vienna, 1996.

- IAEA (2001): Analysis of uranium supply to 2050. STI/PUB/1104. Wien Mai 2001.
- IAEA (2008): International Status and Prospects of Nuclear Power
<http://www.iaea.org/Publications/Booklets/NuclearPower/np08.pdf>.
- IAEA PRIS (2010): <http://prisweb.iaea.org/Wedas/WEDAS.asp>, Zugriff 24. Sept 2010.
- International Energy Agency (2002). Environmental and Health Impacts of Electricity Generation: A Comparison of the Environmental Impacts of Hydropower with those of Other Generation Technologies. IEA Implementing Agreement for Hydropower Technologies and Programs, Ontario, Juni 2002.
- IFC (2007): Environmental, Health, and Safety Guidelines for Glass Manufacturing. International Finance Cooperation. 30. April 2007.
- INFCE (1980): International Atomic Energy Agency (1980) International Nuclear Fuel Cycle Evaluation Committee, Enrichment Availability. IAEA, Wien, Österreich, zitiert nach EcoInvent (2009).
- IPPNW (2010): Factsheet Uranbergbau 4. GESUNDHEITLICHE FOLGEN DES URANABBAUS.
- ISA (2006): Life-Cycle Energy Balance and Greenhouse Gas Emissions of Nuclear Energy in Australia. ISA - The University of Sydney.
- Jacobson, M. Z. (2009): Review of Solutions to Global Warming, Air Pollution and Energy Security, in: Energy & Environmental Science 2, 148-173.
- Kakodkar, A., Sinha, R. K. (2006): „The Twin Challenges of Abundant Nuclear Energy Supply and Proliferation Risk Reduction – a View.“ Presentation at the 50th IAEA General Conference, Vienna.
- Kaatsch, P., Spix, C., Schmiedel, S., Schulze-Rath, R., Mergenthaler, A., Blettner, M. (2007): Epidemiologische Studie zu Kinderkrebs in der Umgebung von Kernkraftwerken (KiKK-Studie). Zusammenfassung. Im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und des Bundesamtes für Strahlenschutz. Umweltforschungsplan des Bundesumweltministeriums (UFOPLAN) Reaktorsicherheit und Strahlenschutz.
- Kidd, Steve (2008). Escalating costs of new build: what does it mean?, in: Nuclear Engineering International (22. August 2008).
- Kistemaker, J. (1976): Energie-analyse van de totale kernenergiecyclus gebaseerd op lichtwater reactoren, LSEO 818, in Holländisch.
- Koelzer, W. (2008): Lexikon zur Kernenergie. Forschungszentrum Karlsruhe Technik und Umwelt. Aktualisierte Fassung November 2008.
- Koch, F. H. (2000): Hydropower-Internalized Costs and Externalized Benefits, International Energy Agency (IEA)-Implementing Agreement for Hydropower Technologies and Programs, Ottawa.
- Kolb, G., Niehaus, F., Rath-Nagel, S., Voss, A. (1975): Der Energieaufwand für Bau und Betrieb von Kernkraftwerken. Bericht Jul-1230. Kernforschungsanlage Jülich.
- Koomey, J., Hultman, N. E. (2007): A reactor-level analysis of busbar costs for US nuclear plants, 1970–2005, in: Energy Policy 35 (11), 5630-5642.
- Kreusch, J., Neumann, W., Appel, D., Diehl, P. (2006): „Nuclear Fuel Cycle, Nuclear Issues Paper No. 3“ aus „Nuclear Power: Myth and Reality“, Heinrich Böll Stiftung.

- Krohn, S. (1997): The Energy Balance of Modern Wind Turbines. WindPower Note No. 16, Danish Wind Industry Association, Copenhagen.
- Kunze, C. (2003): Handling, treatment and disposal of naturally radioactive wastes (NORM) from mining water treatment. The International Conference on Mine Waste Management – BAT Project Application. 2-3 June 2003, Wroclaw, Poland. ISBN 83-906885-7-3.
- LBNL (1998): India's Iron and Steel Industry: Productivity, Energy Efficiency and Carbon Emissions. Ernest Orlando Lawrence Berkeley National Laboratory. Environmental Energy Technologies Division.
- LBNL (2001): Energy use and carbon dioxide emissions from steel production in China. ERNEST ORLANDO LAWRENCE BERKELEY NATIONAL LABORATORY. Environmental Energy Technologies Division.
- Lenzen, M., Munksgaard, J. (2002): Energy and CO₂ life-cycle analyses of wind turbines—review and applications, in: *Renewable Energy* 26 (3), 339-362.
- Legarth, B. A., Saadat, A. (2005): Energy Consumption for Geothermal Wells. GeoForschungs-Zentrum Potsdam (GFZ). Proceedings World Geothermal Congress 2005 Antalya, Turkey, 24-29 April 2005.
- Lenzen, M. (2008): Life cycle energy and greenhouse gas emissions of nuclear energy: A review.
- Logvinov, Michael (2009): Energie als Waffe? Europäischer Versorgungssicherheitsdiskurs als „Threat Industry“ und Interessenkonflikte im Dreieck Russland-Polen-Deutschland, in: *Österreichische Zeitschrift für Politikwissenschaft (ÖZP)* 38 (4), 407-421.
- Lovins, A., Sheikh I. (2008): The Nuclear Illusion, E08-01, Rocky Mountains Institute, Snowmass.
- Lübbert, D. (2007): CO₂-Bilanzen verschiedener Energieträger im Vergleich. Zur Klimafreundlichkeit von fossilen Energien, Kernenergie und erneuerbaren Energien – Info Brief. Deutscher Bundestag. WD 8 – 056/2007.
- MacLachlan, Ann (2008). Big cost hikes make vendors wary of releasing reactor cost estimates, in: *Nucleonics Week* (11. September 2008).
- Makhijani (2010): The Mythology and messy reality of nuclear fuel reprocessing. IER = Institute for Energy and Environmental Research.
- Makhijani, A., Boyd, M. (2010): Small Modular Reactors No Solution for the Cost, Safety, and Waste Problems of Nuclear Power. Fact sheet produced by the Institute for Energy and Environmental Research (IEER) and Physicians for Social Responsibility (PSR).
- Meier, Paul J. (2002): Life-Cycle Assessment of Electricity Generation Systems and Applications for Climate Change Policy Analysis, University of Wisconsin-Madison, August 2002.
- MIT (2003): John, D. J.; Moniz, E. J., Ansolabehere, S., Driscoll, M., Gray, P. E., Holdren, J. P., Joskow, P. L., Lester, R. K., Todreas, N. E. (2003): “The Future of Nuclear Power” Massachusetts Institute of Technology.
- Mortimer, N.D. (1977): The Energy Analysis of Burner Reactor Power Systems. Ph.D. Dissertation. Milton-Keynes Open University.
- Mitsubishi (2009): Design Control Document for the US APWR- chapter 19 Rev.,2 , Mitsubishi Heavy Industries 2009.

- Mudd, Gavin, Diesendorf, Mark (2007a): Sustainability of Uranium Mining and Milling: Toward Quantifying Resources and Eco-Efficiency. *Environmental Science & Technology* 2008, 42, 2624–2630. University of New South Wales, Sydney, Dezember 2007.
- Mudd, Gavin, Diesendorf, Mark (2007b): Sustainability Aspects of Uranium Mining: Towards Accurate Accounting. Australia.
- NE (2010): Nuclear Engineering. Zeitschrift. Ausgabe September 2010. Schwerpunkt „Stretching Fuel to the Limit“.
- NEEDS (2007): Final report on technical data, costs and life cycle inventories of nuclear power plants. New Energy Externalities Developments for Sustainability (NEEDS).
- NEI (2001): World Nuclear Industry Handbook. Nuclear Engineering International.
- NERAC (2002): „A Technology Roadmap for Generation IV Nuclear Energy Systems.“ herausgegeben von US DOE Nuclear Energy Research Advisory Committee (NERAC) und des Generation IV International Forum (GIF), 2002 <http://gif.inel.gov/roadmap>.
- NRCAN (2001): Energy Consumption Benchmark Guide: Cement Clinker Production. Natural Resources Canada – Office of Energy Efficiency.
- Nuclear Energy Agency (2009). Nuclear Development - The Financing of Nuclear Power Plants, in: *Nuclear Energy* 2009 (7), 1-78.
- OECD/NEA (2008): Uranium 2007: Resources, Production and Demand. The Red Book 2007. NEA No. 6345.
- OECD/NEA (2010): Uranium 2009: Resources, Production and Demand. The Red Book 2009. NEA No. 6891.
- ÖKO (2006): Comparison of Greenhouse-Gas Emissions and Abatement Cost of Nuclear and Alternative Energy Options from a Life-Cycle Perspective, Uwe R. Fritsche Öko Institute, January 2006.
- OOI/AEA (2009): Besichtigung der Uranminen in Ralsko und Rozna am 22. Okt. 2009.
- Orita, Y. (1995): Preliminary assessment on nuclear fuel cycle and energy consumption. Teil von „Assessment of greenhouse gas emissions from the full energy chain for nuclear power and other sources. Working material. International Atomic Energy Agency.
- Pacala, S. W., Socolow, R. (2004): Stabilization Wedges: Solving the Climate Problem for the Next 50 Years with Current Technologies, in: *Science* 305 (5686), 968-972.
- Pasztor, J. (1991): What role can nuclear power play in mitigating global warming?, in: *Energy Policy* 19 (2), 98-109.
- PNL (1994): Vitrification: Destroying and Immobilizing hazardous wastes. Prepared for the US Department of Energy. PNL-SA-23972.
- Posiva (2008): ONKALO – Main Drawings in 2007. Working Report 2008-01. Posiva Oy. Finnland Mai 2008.
- Powers, Diana S. (2010). Nuclear Energy Loses Cost Advantage, in: *New York Times*, 26 July 2010.
- Prognos (2009): Renaissance der Kernenergie? Analyse der Bedingungen für den weltweiten ausbau der Kernenergie gemäß den Plänen der Nuklearindustrie und den verschiedenen Szenarien der

- Nuklearenergieagentur. PROGNOSE AG. Im Auftrag des Bundesamtes für Strahlenschutz Deutschland. Berlin/Basel im September 2009.
- PSI (2007): CO₂-Emissionen aus dem nuklearen Kreislauf – Resultate aus PSI-Studien. PSI-Fachinfos zu Energiefragen. Paul Scherrer Institut. März 2007.
- Rashad, S.M., Hammad, F.H. (2000): Nuclear power and the environment: comparative assessment of environmental and health impacts of electricity generating systems. *Applied Energy* 65, 211–229.
- Reaktorpleite (2010): <http://www.reaktorpleite.de/htr-sicherheit-1986-l-hahn.html>, Zugriff: 20. Dezember 2010.
- Rombough, C.T. & Koen, B.V. (1974): Total energy investment in nuclear power plants. *Nuclear Technology*. Vol. 26.
- Rotty, R. M., Perry, A. M., Reister, D. B. (1975): Net Energy from nuclear Power. Institute for Energy Analysis. IEA-Report IEA-75-3. November 1975.
- Rotty, R.M., Perry, A. M., Reister, D.B. (1977): Net energy from nuclear power. Institute for Energy Analysis Oak Ridge Associated Universities Oak Ridge, Tennessee. Summary at the International Conference on nuclear power and its fuel cycle. Salzburg, Austria 2 – 13 Mai 1977.
- Scherb, H. (2010): Verlorene Kinder. Die Geschlechtschance des Menschen bei der Geburt in Europa und in den USA nach den oberirdischen Atomwaffentests und nach Tschernobyl. In: *Strahlentelex* 558-559, / 24. Jg., 1. April 2010, S. 1-4.
- Schneider, Mycle/Steve Thomas/Antony Froggatt/Doug Koplow (2009). The world nuclear industry status report 2009: with particular emphasis on economic issues, Commissioned by German Federal Ministry of Environment, Nature Conservation and Reactor Safety (Contract no. UM0901290), Paris.
- Schulenberg, T., Behnke, L., Hofmeister, J., Löwenberg, M. (2004): „Was ist Generation IV?“ Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, FZKA 6967, Forschungszentrum Karlsruhe in der Helmholtz-Gemeinschaft.
- Seibert, P., Wenisch, A. (2001): Wenn das Restrisiko zur Realität wird: großtechnische Katastrophen, in *Koryphäe* No.30/2001 S.19-22.
- Sovacool, B. K. (2008): Valuing the greenhouse gas intensity from nuclear power: A critical survey. Energy Governance Program, Centre of Asia and Globalisation, Lee Kuan Yew School of Public Policy, National University of Singapore.
- Sovacool, B. K. (2009): Nuclear Energy and Renewable Power: Which is the Best Climate Change Mitigation Option?, in: *Nuclear Monitor* (699), S. 13-16.
- Spitzley, D. V., Keoleian, G. A. (2005): Life cycle environmental and economic assessment of willow biomass electricity: A comparison with other renewable and non-renewable sources, CSS04-05R, Centre for Sustainable Systems, University of Michigan, March 25, 2004, Ann Arbor.
- SRI (1975): Manpower, materials, equipment and utilities required to operate and maintain energy facilities, PB 255 438, Stanford Research Institute (SRI).
- Storm van Leeuwen, J.W., Smith, P. (2005): Nuclear power - The energy balance. Quelle: <http://www.stormsmith.nl/> Chaam, Niederlande.
- Storm van Leeuwen, J.W., Smith, P. (2007): Nuclear power - The energy balance. Quelle: <http://www.stormsmith.nl/> Chaam, Niederlande.

- Storm van Leeuwen, J.W., Smith, P. (2008): Nuclear power - The energy balance. Quelle: <http://www.stormsmith.nl/> Chaam, Niederlande.
- Strahlentelex (2010): Vermehrt Krebserkrankungen um das Atommülllager Asse bei Wolfenbüttel. In: Strahlentelex 574-575/24. Jg., 2. Dezember 2010, S. 1-2.
- Stráský, D. (2005): Kernkraftwerk Temelin. Sicherheitstechnische Aspekte. Salzburg Oktober 2005. http://www.updatingnuclearlaw.at/fileplus/presentation_strasky.pdf.
- The White House (2010): Remarks by the President on the Economy at Carnegie Mellon University, Carnegie Mellon University, 02 June 2010, Pittsburgh, Pennsylvania.
- Thema Energie (2010): Internetportal zur Erzeugung und Nutzung von Energie, Zugriff 10. Dez. 2010 <http://www.thema-energie.de/service/energie-glossar.html>.
- Thomas, Steve (2010). Competitive energy markets and nuclear power: Can we have both, do we want either?, in: Energy Policy 38 (9), 4903-4908.
- Tokimatsu, K., Kosugi, T., Asami, T., Williams, E., Kaya, Y. (2006): Evaluation of lifecycle CO₂ emissions from the Japanese electric power sector in the 21st century under various nuclear scenarios. Energy Policy 34, 833–852.
- Umweltbundesamt (2008): NPP Lithuania. Expert Statement to the EIA Report. Report 0186. Wien.
- Umweltbundesamt (2010): Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid-Emissionen des deutschen Strommix 1990-2009 und erste Schätzung 2010 im Vergleich zum Stromverbrauch <http://www.umweltbundesamt.de/energie/archiv/co2-strommix.pdf>.
- UN GCO (2009): Emissions Reductions and Lower Carbon Intensity: Are We Making Progress? Published by: UN Global Compact Office.
- Urenco (2000): Urenco (2000) Urananreicherungsanlage Gronau – Umwelterklärung 1999. Urenco Deutschland GmbH, Gronau, Deutschland, zitiert nach EcoInvent (2009).
- US DOE (2002): Energy and Environmental Profile of the U.S. Mining Industry. U.S. Department of Energy Office of Energy Efficiency and Renewable Energy.
- US DOE/GIF (2002): A Technology Roadmap for Generation IV Nuclear Energy Systems. U.S. DOE Nuclear Energy Research Advisory Committee und dem Generation IV International Forum. Dezember 2002.
- Vattenfall (2004): The nuclear fuel cycle. Reference to Vattenfall generation's certified product declarations S-P-00021 und S-P-00026. Stockholm, Schweden: Vattenfall AB Generation Nordic Countries.
- Vattenfall (2005): Certified environmental product declaration of electricity from Forsmark Kraftgrupp AB (FKA). EPD S-P-00021. Stockholm, Schweden. Vattenfall AB Generation Nordic Countries.
- Vattenfall (2007): Vattenfall AB Generation Nordic Certified Environmental Product Declaration - EPD of Electricity from Forsmark Nuclear Power Plant. UNCPC Code 17, Group 171 - Electrical Energy, S-P-00021. 2007-11-01.
- Voorspools, K.R., Brouwers, E.A., D'Haeseleer, William D. (2000): Energy content and indirect greenhouse gas emissions embedded in 'emission-free' power plants: results for the low countries. Applied Energy 67, 307–330.

- WEG (2008): Reserven und Ressourcen. Potenziale für die zukünftige Erdgas- und Erdölvorsorgung. Wirtschaftsverband Erdöl- und Erdgasgewinnung e.V.
<http://www.erdoel-erdgas.de/filemanager/download/26/Reserven%20und%20Ressourcen.pdf>
Zugriff 20. Okt. 2010.
- Weisser, D. (2007): A guide to life-cycle greenhouse gas (GHG) emissions from electric supply technologies. PESS/International Energy Agency. Austria.
- Wenisch, A., Kromp, R., Reinberger, D. (2007): "Science or Fiction – Hat Atomenergie Zukunft? - herausgegeben vom Österreichischen Ökologie-institut, gefördert von Lebensministerium und der Wiener Umwelthanwaltschaft.
- Wenisch, A., Wallner, A., Mraz, G. (2008): Rückkehr des Uranabbaus nach Europa? Broschüre im Auftrag der Wiener Umwelthanwaltschaft.
- Wenisch, Antonia et al. (2010): KKW Temelín 3 & 4. Fachstellungnahme zur Umweltverträglichkeitserklärung, Umweltbundesamt, Ökoinstitut und Österreichische Energieagentur Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW), September 2010, Wien.
- Wenisch, A. (2010): Ermittlung der Masse an verbrauchten Brennstäben aus kommerziellen Kernkraftwerken. Unveröffentlicht.
- Wenisch, A. (2006): Wege zur Bombe - Was Atomenergie und Atombombe mit einander zu tun haben, in Koryphäe No. 40/2006 28-31).
- Westinghouse (2009): AP1000 European Design Control Document EPS-GW-GL-700 Revision 2
https://www.ukap1000application.com/doc_pdf_library.aspx download August 2010.
- White (1998): White S.W., "The energy payback and CO₂ gas emissions from helium-3 fusion and wind electrical power plants, Ph.D. Thesis, at the University of Wisconsin, Madison, December 1998, UWFD-1093, Fusion Technology Institute, University of Wisconsin, Madison, Wisconsin, zitiert nach Storm 2009, part E.
- White, S.W., Kulcinski, G.L. (2000): Birth to death analysis of the energy payback ratio and CO₂ gas emission rates from coal, fission, wind, and DT-fusion electrical power plants. Fusion Engineering and Design 48 (248), 473–481.
- Worldsteel (2008): Fact Sheet Energy. World Steel Corporation.
http://www.worldsteel.org/pictures/programfiles/Fact%20sheet_Energy.pdf.
- WNA (2005): Energy analysis of power systems, Info Paper No. 11, World Nuclear Association. Aktuelle Version = WNA (2009a).
- WNA (2008): Comparative carbon dioxide emissions from power generation, World Nuclear Association (WNO).
- WNA (2009a): Energy analysis of power systems. World Nuclear Association. <http://www.world-nuclear.org/info/inf11.html>. Zugriff Juli 2010.
- WNA (2009b): Energy balances and CO₂-implications. World Nuclear Association.
<http://www.world-nuclear.org/info/inf100.html>.
- WNA (2010): WNA Nuclear Century Outlook
http://www.world-nuclear.org/outlook/nuclear_century_outlook.html.

Yablokov, A.V., Nesterenko, V.B., Nesterenko, A.V. (2009): Chernobyl. Consequences of the Catastrophe for People and the Environment. Annals of the New York Academy of Sciences, Vol 1181.

10 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Hauptprozessschritte der nuklearen Brennstoffkette.....	1
Abbildung 2: Energieintensität der nuklearen Brennstoffkette – Vergleich der Gesamtergebnisse verschiedener Studien unter Berücksichtigung des Uranerzgehaltes	2
Abbildung 3: Treibhausgasintensität der nuklearen Brennstoffkette – Vergleich der Bandbreiten verschiedener Studien (Min – Max) nach Sovacool (2008).....	3
Abbildung 4: Energieüberschuss in Abhängigkeit vom Erzgehalt	5
Abbildung 5: Hauptprozessschritte der offenen (ohne Wiederaufbereitung) und der geschlossenen (mit Wiederaufbereitung) nuklearen Brennstoffkette	14
Abbildung 6: Prozessbaum einer vollständigen offenen nuklearen Brennstoffkette, Quelle: Vattenfall (2007)	15
Abbildung 7: Energieintensität der nuklearen Brennstoffkette bei verschiedenen Erzgehalten lt. Storm/Smith (2007), Basisszenario (30 Jahre Nutzungsdauer).....	19
Abbildung 8: Anteil der Schritte der nuklearen Prozesskette am Gesamtenergiebedarf in PJ lt. Storm/Smith (2007) bei einem Erzgehalt von 0,15 % – Basisszenario.....	20
Abbildung 9: Anteil der Schritte der nuklearen Prozesskette am Gesamtenergiebedarf in PJ lt. Storm/Smith (2007) bei einem Erzgehalt von 0,013 % – Basiszenario.....	21
Abbildung 10: Anteil der Schritte der nuklearen Prozesskette am Gesamtenergiebedarf in PJ lt. ISA (2006, S. 106, S. 107) – Erzgehalt 0,15 %	24
Abbildung 11: Anteil der Schritte der nuklearen Prozesskette am Gesamtenergiebedarf lt. Rotty et al. (1975) – Erzgehalt 0,18 %, 30 Jahre Nutzungsdauer.....	26
Abbildung 12: Anteil der Schritte der nuklearen Prozesskette am Gesamtenergiebedarf lt. WNA (2009b) – Erzgehalt 0,26 %	28
Abbildung 13: Anteil der Schritte der nuklearen Prozesskette am Gesamtenergiebedarf laut WNA (2009b) – Erzgehalt 0,01 %	28
Abbildung 14: Energieintensität der nuklearen Brennstoffkette – Vergleich der Gesamtergebnisse verschiedener Studien unter Berücksichtigung des Uranerzgehaltes	30
Abbildung 15: Energieintensität der nuklearen Brennstoffkette – Vergleich verschiedener Studien bei unterschiedlichen Erzgehalten.	31
Abbildung 16: Energieintensität der nuklearen Brennstoffkette – Vergleich Storm/Smith (2007) und WNA (2009b) bei einem Erzgehalt von 0,01 %	32

Abbildung 17: Treibhausgasintensität der nuklearen Brennstoffkette – Vergleich der Bandbreiten verschiedener Studien (Min – Max), Daten aus Tabelle 5	36
Abbildung 18: Prozentuelle Verteilung der Uranabbauarten (OECD/NEA 2008, S. 53)	39
Abbildung 19: Überblick über die Prozesskette und berücksichtigte Beiträge (Quelle: Vattenfall (2007): Vattenfall AB Generation Nordic Certified Environmental Product Declaration), angepasst an die Systemgrenzen dieser Studie (rote Kreuze)	55
Abbildung 20: Lebenszyklus von Uran (links) und Aufbau des Modells (rechts)	64
Abbildung 21: Prozessschritte und Massen im Modul Übertagbau (Prozessstufen: punktiert umrandet, Materialflüsse: durchgehend umrandet)	66
Abbildung 22: Vergleich von Daten aus Tabellen und Extraktionseffizienz-Kurven	75
Abbildung 23: Energieverbrauch je Szenario	84
Abbildung 24: Energieüberschuss je Szenario	85
Abbildung 25: Energieintensität je Szenario	85
Abbildung 26: Energierücklaufzeit je Szenario	86
Abbildung 27: Erntefaktor je Szenario	87
Abbildung 28: Spezifische CO ₂ -Emissionen je Szenario	88
Abbildung 29: Energieintensität je Prozessschritt und Szenario	89
Abbildung 30: CO ₂ -Emissionen je Prozessschritt und Szenario	90
Abbildung 31: Bandbreite der Energieintensität der einzelnen Szenarien (kWh(th)/kWh(el))	91
Abbildung 32: Bandbreite der CO ₂ -Emissionen der einzelnen Szenarien	91
Abbildung 33: Energieintensität – Vergleich der Literatur mit Modellergebnissen	93
Abbildung 34: Vergleich der spez. Energieintensität der Prozessschritte des Szenarios ISA (0,15 %) mit AEA/ÖÖI (0,15 %)	94
Abbildung 35: Vergleich der spez. Energieintensität der Prozessschritte des Szenarios Storm (0,15 %) mit AEA/ÖÖI (0,15 %)	95
Abbildung 36: Vergleich der spez. Energieintensität der Prozessschritte des Szenarios Storm (0,013 %) mit AEA/ÖÖI (0,013 %)	96
Abbildung 37: Vergleich der spez. Energieintensität der Prozessschritte des Szenarios WNA (0,26 %) mit AEA/ÖÖI (0,26 %)	97

Abbildung 38: Vergleich der spez. Energieintensität der Prozessschritte des Szenarios WNA (0,01 %) mit AEA/ÖÖI (0,01 %)	98
Abbildung 39: Energieüberschuss in Abhängigkeit vom Erzgehalt	101
Abbildung 40: Energierücklaufzeit und Erntefaktor in Abhängigkeit vom Erzgehalt.....	101
Abbildung 41: Spez. CO ₂ -Emissionen in Abhängigkeit vom Erzgehalt	102
Abbildung 42: Bandbreite des Grenzerzgehaltes bei einem Umwandlungsfaktor von P = 3,34	103
Abbildung 43: Bandbreite des Grenzerzgehaltes bei einem Umwandlungsfaktor von P = 1,00	103
Abbildung 44: Zeitliche Reichweite der Uranressourcen nach Kategorien, Szenario „Best Case“.....	109
Abbildung 45: Zeitliche Reichweite der Uranressourcen nach Kategorien, Szenario „Future“	110
Abbildung 46: CO ₂ -e-Emissionen unterschiedlicher Energiequellen (min-max) nach Jacobson (2009, 154).....	125
Abbildung 47: Vorlaufzeit zwischen Planung und Betrieb einer Anlage nach Jacobson (2009).....	127
Abbildung 48: Baukosten von fertig gestellten Reaktoren und veranschlagte Kosten von geplanten Reaktoren in USD/KW (Barwert), Quelle: Cooper (2009, 3).....	135
Abbildung 49: Bauzeit für US-Reaktoren nach Koomey und Hultman (2007, 5634).....	136
Abbildung 50: Welturanressourcen (Diehl 2006)	165
Abbildung 51: Verteilung der „Reasonably Assured Resources“ (OECD/NEA 2010, S. 24).....	168
Abbildung 52: Verteilung der „Inferred Resources“ (OECD/NEA 2010)	169
Abbildung 53: Uranreserven vs. Uranbedarf (US DOE/GIF 2002)	175
Abbildung 54: Uranbereitstellung vs. Uranbedarf (Diehl 2005)	176

11 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Bandbreite der Hauptergebnisse im Vergleich zur Literatur	5
Tabelle 2: Parameter der Szenarien von Storm/Smith (2007, Tabelle G.25)	18
Tabelle 3: Nettoenergie-Produktion der nuklearen Brennstoffkette in PJ bei verschiedenen Erzgehalten und Szenarien (Storm/Smith 2007, Tabelle G.31)	22
Tabelle 4: Annahmen der Vergleichsstudien.....	31
Tabelle 5: Treibhausgasintensitäten verschiedener Studien nach Sovacool (2008)	35
Tabelle 6: Uranabbau – Energiebedarf verschiedener Studien lt. Storm/Smith (2005).....	39
Tabelle 7: Mahlen von Uran – Energiebedarf verschiedener Studien lt. Storm/Smith (2005)	40
Tabelle 8: Uranabbau und Mahlen - Energiebedarf verschiedener Studien lt. Storm/Smith (2005).....	40
Tabelle 9: Konversion – Energiebedarf verschiedener Studien lt. Storm/Smith (2005).....	43
Tabelle 10: Anreicherung – Energiebedarf verschiedener Studien lt. Storm/Smith (2005) ...	44
Tabelle 11: Literaturenergiewerte für den Bau eines KKW	47
Tabelle 12: Berücksichtigte Prozessschritte – Übertagbau.....	66
Tabelle 13: Berücksichtigte Prozessschritte – Untertagbau.....	68
Tabelle 14: Berücksichtigte Prozessschritte – In-Situ Leaching	69
Tabelle 15: Referenzminen für Übertagbau	70
Tabelle 16: Referenzminen für Untertagbau	70
Tabelle 17: Referenzminen für In-Situ Leaching	71
Tabelle 18: Berücksichtigte Prozessschritte – Konversion	71
Tabelle 19: Berücksichtigte Prozessschritte – Anreicherung	72
Tabelle 20: Berücksichtigte Prozessschritte – Brennelementfertigung.....	72
Tabelle 21: Berücksichtigte Prozessschritte – Stromerzeugung.....	73
Tabelle 22: Berücksichtigte Prozessschritte – Abfallentsorgung	74

Tabelle 23: Parameter der Kurve „Fit to table“ vs. „Storm-Formula“	75
Tabelle 24: Wesentliche Prozessparameter des Moduls Uranabbau.....	76
Tabelle 25: Wesentliche Prozessparameter der Module Konversion, Anreicherung und Brennelementherstellung	76
Tabelle 26: Wesentliche Prozessparameter des Moduls Stromerzeugung.....	77
Tabelle 27: Wesentliche Parameter zur Bestimmung des spezifischen Energieverbrauchs der Abfallbehandlung	77
Tabelle 28: Parameter zur Bestimmung des spezifischen Energieverbrauchs zum Bau von Prozessanlagen.....	77
Tabelle 29: Transportdistanzen im Modul Uranabbau.....	78
Tabelle 30: Transportdistanzen in den Modulen Konversion, Anreicherung und Brennelementherstellung	78
Tabelle 31: Transportdistanzen im Modul Stromerzeugung	79
Tabelle 32: Transportdistanzen im Modul Abfallentsorgung.....	79
Tabelle 33: Spezifischer Verbrauch je Fahrzeugtyp	79
Tabelle 34: Spezifischer Energieverbrauch zur Herstellung von Materialien	79
Tabelle 35: CO ₂ -Emissionsfaktoren.....	80
Tabelle 36: Basisannahmen der Szenarien	82
Tabelle 37: Technische Parameter der Referenzreaktoren.....	82
Tabelle 38: Technische Parameter der Referenzminen	82
Tabelle 39: Ergebnisse der berechneten Szenarien.....	83
Tabelle 40: Energieintensität je Prozessschritt und Szenario.....	89
Tabelle 41: CO ₂ -Emissionen je Energieproduktion je Prozessschritt und Szenario.....	89
Tabelle 42: Vergleich der Energieintensität der Prozessschritte des ISA-Szenarios mit den entsprechenden Modellergebnissen	94
Tabelle 43: Vergleich der Energieintensität der Prozessschritte der Storm-Szenarios mit den entsprechenden Modellergebnissen	95
Tabelle 44: Vergleich der CO ₂ -Emissionen der Prozessschritte der Storm-Szenarios mit den entsprechenden Modellergebnissen	95

Tabelle 45: Vergleich der Energieintensität der Prozessschritte der WNA-Szenarien mit den entsprechenden AEA/ÖÖI-Modellergebnissen.....	97
Tabelle 46: Betriebsdaten der Mine Rožná sowie der Uranmühle Dolní Rožínka (Diamo 2009)	99
Tabelle 47: Vergleich ausgewählter Indikatoren der Uranmine Rožná mit den Modellergebnissen.....	99
Tabelle 48: Kategorisierung der Uranerzlagerstätten (Quelle: IAEA)	105
Tabelle 49: Neuaggregation der Lagerstätten nach Erzgehalt.....	106
Tabelle 50: Uran-Ressourcen (Quelle: IAEA)	106
Tabelle 51: Neuaggregation der Lagerstätten nach Status.....	107
Tabelle 52: Uranressourcen nach neuer Aggregation	107
Tabelle 53: Entwicklung der weltweit installierten Reaktorkapazität nach Szenario.....	108
Tabelle 54: Natururanverbrauch je Referenzreaktor und Uranerzgehalt	108
Tabelle 55: Jährlicher Brennstoffverbrauch je Referenzreaktor.....	108
Tabelle 56: Zeitliche Reichweite der Uranressourcen nach Kategorien, Szenario „Best Case“	109
Tabelle 57: Zeitliche Reichweite der Uranressourcen nach Kategorien, Szenario „Future“	110
Tabelle 58: Bandbreite der Energieintensität und der CO ₂ -Emissionen der Szenarien im Vergleich zur Literatur.....	111
Tabelle 59: Brutgewinn der Demonstrationsprojekte und Prototypen des Schnellen Brüters (IAEA 1996)	118
Tabelle 60: Brutgewinn der kommerziellen Schnellen Brüter (IAEA 1996).....	118
Tabelle 61: Wichtige Reaktoreigenschaften ausgewählter Schneller Brüter (IAEA 1996) ..	119
Tabelle 62: Finanzierungskosten von Schnellen Brütern mit einer Leistung von mehr als 100 MWth (Makhijani 2010).....	121
Tabelle 63: CO ₂ -e-Emissionen in g CO ₂ -e/kWh unterschiedlicher Energiequellen (min-max) nach Jacobson (2009)	126
Tabelle 64: Eintrittswahrscheinlichkeiten für Unfälle mit großer Freisetzung radioaktiver Substanzen in Generation III Reaktoren (interne Ereignisse im Betrieb).....	130
Tabelle 65: Uranressourcen – Basis für Berechnungen des EBN-Modells	171

Tabelle 66: Entwicklungsszenarien installierter nuklearer Leistung und des Uranbedarfs . 173

Tabelle 67: Zeitliche Reichweite der Uranressourcen nach Kategorien, Szenario „Best Case“
..... 178

Tabelle 68: Zeitliche Reichweite der Uranressourcen nach Kategorien, Szenario „Future“ 178

12 Abkürzungsverzeichnis

AEI	Average Energy Intensity
BWR	Boiling Water Reactor (bzw. Siedewasserreaktor, SWR)
BE	Brennelemente
CO ₂ -e	CO ₂ -Equivalent
el	elektrisch
GCR	Gas Cooled Reactor (gasgekühlter Reaktor)
GFR	Gas cooled Fast Reactor
GIF	Generation IV International Forum
GNEP	Global Nuclear Energy Partnership
GWel	Gigawatt elektrische Leistung
GWth	Gigawattstunde thermischer Energie
HLW	High Level Waste,
HTR	High Temperature reactor/Hochtemperaturreaktor
LFR	Lead cooled Fast Reactor
IAEA	International Atomic Energy Agency
ILW/LLW	Intermediate und Low Level Waste
INPRO	Internationale Projekte zu innovativen Nuklearreaktoren und Brennstoffkreisläufen
IOA	Input Output Analysis
ISA	Integarted Sustainability Analysis
ISL	In-Situ Leaching
KKW	Kernkraftwerk
kWh	Kilowattstunde
LEU	Low Enriched Uranium/Schwach angereichertes Uran
MSR	Molten Salt Reactor
NEA	Nuclear Energy Agency der OECD
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development
PBMR	Pebble Bed Modular Reactor
ppm	Parts per million
PWR	Pressurized Water Reactor (bzw. Druckwasserreaktor, DWR)
SCWR	Supercritical-Water-Boiling Reactor
SFR	Sodiumcooled Fast Reactor
t	Tonne
th	thermisch
THG	Treibhausgas
THTR	Thorium-Hoch-Temperatur-Reaktor
U	Abkürzungen für Uran
VHTR	very high temperature reactor
WAA	Wiederaufbereitung

13 Glossar

Brutgewinn

Der Brutgewinn (breeding gain) ist der Überschuss, der in einem Reaktor an gewonnener Spaltstoffmenge über die verbrauchte Spaltstoffmenge erzeugt wird – bezogen auf die verbrauchte Menge. Er wird als Verhältnis von $(C-D)/F$ angegeben, wobei C für die Zahl der erzeugten spaltbaren Atome (C= created), D für die Zahl zerstörte spaltbaren Atome (D=destroyed) und F für die Anzahl der gespaltenen Atome (F=fissioned) steht.

Elektrische Nettoleistung

Die elektrische Nettoleistung eines KKWs ist die Leistung $[J/s = W]$, die tatsächlich ins Stromnetz eingespeist werden kann. Sie errechnet sich aus der produzierten elektrischen Leistung abzüglich des Eigenbedarfs des KKW.

Energieintensität

Die Energieintensität ist der Energieverbrauch pro erzeugter Werteinheit – im Falle der Energiebilanz entspricht dies dem Energieaufwand über die gesamte nukleare Brennstoffkette der für die Erzeugung eines kWh_{el} nötig ist (Abbau der entsprechenden Menge Uran, Anreicherung, Lagerung der aliquoten Menge Brennstoff). Sobald die Energieintensität einen Wert von 1 bzw. 100 % erreicht, wird in etwa gleich viel Energie in dem Betrieb vor- und nachgelagerten Schritten benötigt wie im Betrieb erzeugt wird – der Betrieb eines Kernkraftwerkes wird also aus energetischer Sicht sinnlos.

Energieüberschuss

Der Energieüberschuss ist die Menge an Energie (z. B. angegeben in Joule oder kWh), um die der Energiebedarf über den Lebenszyklus über die im durch das Kraftwerk bereitgestellte Energie überwiegt.

Energiedichte

Maß für die Energie pro Volumen oder Masse eines Stoffes

Erntefaktor

Der Erntefaktor eines Kraftwerks ist das Verhältnis zwischen der über die gesamte Nutzungsdauer gewonnenen Nutzenergie und der eingesetzten Energie. Einfach gesagt, gibt er Antwort auf die Frage: "Wie oft bekommt man die hineingesteckte Energie wieder heraus?" Werte über 1 bedeuten eine positive Gesamt-Energiebilanz. (thema-energie 2010)

Energierücklaufzeit

Die Energetische Amortisationszeit oder Energierücklaufzeit ist die Zeitdauer, die eine Energiegewinnungsanlage betrieben werden muss, bis die während des Lebenszyklusses aufgewendete Energie wiedergewonnen worden ist – der Erntefaktor als gleich eins ist.

Energiebilanz

Energiebilanzen setzen den Energieaufwand, z. B. eines Prozesses, in ein Verhältnis zur Nutzenergie. Beim Beispiel Nuklearenergie werden also der Energieaufwand sowie wesentliche Materialflüsse der einzelnen Schritte der nuklearen Brennstoffkette erhoben, und – bezogen auf eine bestimmte funktionelle Einheit, dem Energieoutput des Kraftwerks gegenübergestellt. Dabei wird direkte Energie, also elektrische Energie und thermische Energie z. B. in Form von Treibstoffverbrauch, als auch indirekte Energie, die in Materialien steckt, in die Berechnungen miteinbezogen.

Halbwertszeit

Die Halbwertszeit bezeichnet bei radioaktiven Elementen jenen Zeitraum, nach dem die Hälfte der radioaktiven Atome zerfallen ist. Halbwertszeiten können zwischen Sekundenbruchteilen und Millionen von Jahren liegen. So liegt die Halbwertszeit von Iod-131 z.B. bei 8 Tagen, jene von Plutonium-238 bei etwa 88 Jahren und jene von Uran-238 bei ca. 2,5 – 4,5 Mrd. Jahren.

kWh

Wattstunden (Wh) sind im Unterschied zur Watt (W) eine Einheit der Arbeit, also der Energie. Eine Wattsekunde (Ws) ist äquivalent zu einem Joule (J). (Watt = Joule/Sekunde deshalb Watt * Sekunde = Joule). Eine Wh sind also 3600 Joule (Sekunden * 60 Minuten * 60 Sekunden). Wenn beispielsweise ein KKW mit einer Leistung von 1.300 MW (1.300 MJ/s) eine Stunde lang Strom produziert, entspricht das einer Energiemenge von 1.300 kWh oder $1.300 * 60 * 60$ Joule in diesem Zeitraum.

Natururan

Natururan bezeichnet Uranmetall, mit dem Isotopenverhältnis, wie es in der Natur vorkommt und abgebaut wird. Natururan enthält heute ca. 0,7 Prozent spaltbares U-235, der Rest ist nicht spaltbares U-238. Für den Betrieb in Reaktoren wird das Natururan in den meisten Fällen auf ca. 3 % U-235 angereichert.

Plutonium

Das radioaktive chemische Element Plutonium hat 94 Protonen im Kern (Ordnungszahl 94). Es ist hoch giftig und kommt nur in winzigen Mengen natürlich vor. Es entsteht allerdings in größeren Mengen bei Kernspaltungen in Kernreaktoren, indem Uranatome Neutronen einfangen. Spaltbare Isotope von Plutonium können als Ausgangsstoff für Atomwaffen dienen. Ein Beispiel hierfür ist U-239. Es hat eine Halbwertszeit von über 24.000 Jahren und zerfällt unter der Abgabe von Alpha-Strahlung.

Radioaktive Strahlung

Radioaktive Elemente zerfallen unter Freiwerden von Energie. Diese Energie kann in verschiedenen Formen abgegeben werden: In Form von Teilchenstrahlung (bei Alpha- und Beta-Strahlung) oder als Gamma-Strahlung. Oft treten mehrere Strahlungsarten gleichzeitig auf. Alpha-Teilchen sind abgespaltene Helium-4 Kerne (2 Protonen, 2 Neutronen). Durch die Abgabe von Alpha-Strahlung entsteht also ein um 2 Protonen und 2 Neutronen leichteres Element. Helium-4-Kerne werden zwar leicht abgeschirmt, wenn sie jedoch (z. B. durch

Einatmung) in den Körper gelangen, können sie dort großen Schaden anrichten. Bei der Beta-Strahlung werden meist Elektronen abgegeben (manchmal auch Positronen). Die Masse des Elements verändert sich dabei nicht, allerdings seine Ordnungszahl durch Umwandlung eines Neutrons in ein Proton oder umgekehrt. Beta-Strahlung kann zu schweren Verbrennungen an der Haut führen. Gamma-Strahlung ist eine hoch energetische Strahlung, sie kann sehr leicht in Gewebe eindringen. Gesundheitliche Folgen können durch alle drei Strahlungsarten auftreten, abhängig von der erhaltenen Dosis. Eine der häufigsten gesundheitlichen Folgen ist Krebs. Sehr hohen Strahlendosen führen zu akuter Strahlenkrankheit und ab einer Dosis von einigen Sievert zum Tod.

Radionuklide Radionuklide = radioaktive Nuklide

Nuklide sind Atomkernarten, sie unterscheiden sich in der Anzahl der Protonen und Neutronen. Nuklide mit gleicher Anzahl von Protonen aber unterschiedlicher Neutronenzahl heißen Isotope. Die meisten Elemente haben mehrere Isotope, meist überwiegt ein Isotop anteilmäßig stark. Manche Elemente dieser Isotope sind instabil, wie z. B. C-14, und zerfallen radioaktiv. Ab 83 Protonen im Kern sind alle Nuklide radioaktiv. Radionuklide unterscheiden sich in der abgegebenen radioaktiven Strahlung und in ihrer Halbwertszeit. In Kernkraftwerken entstehen viele Nuklide, die wegen ihrer geringen Halbwertszeit in der Natur nicht vorkommen. Radionuklide können auf verschiedene Arten in den Körper aufgenommen werden: über die Atmung, die Nahrungskette oder als Strahlung von Luft und Boden.

Sicherheitsanalyse, deterministische

In einer deterministischen Sicherheitsanalyse wird die Sicherheit einer Anlage aufgrund von physikalischen Ursache-Wirkungsbeziehungen ohne das Einbinden von Ausfallwahrscheinlichkeiten untersucht. Ein deterministischer Sicherheitsnachweis für eine Komponente ist z. B. dann gegeben, wenn eine Wirkung auf eine bestimmte Ursache physikalisch ausgeschlossen werden kann (z. B. bei passiven Sicherheitssystemen).

Sicherheitsanalyse, probabilistische

Da für Kernkraftwerke aufgrund der geringen Häufigkeit schwerer Fehler keine statistischen Aussagen über Fehlerwahrscheinlichkeit und Fehlerschwere des Gesamtsystems möglich sind, werden probabilistische und deterministische Sicherheitsanalysen durchgeführt. Bei probabilistischen Sicherheitsanalysen (PSA) werden ausgehend von der vorhandenen Betriebserfahrung, von theoretischen Untersuchungen und Experimenten denkbare Unfallabläufe durch Modelle beschrieben. Für die meisten Bauteile werden Aussagen über ihre Versagenswahrscheinlichkeit aus der Betriebsstatistik eingebunden – dadurch wird auf die Versagenswahrscheinlichkeit von Systemen hochgerechnet, deren Ausfall noch nicht beobachtet wurde. Der grobe Ablauf einer PSA sieht so aus: Zuerst werden auslösende Ereignisse definiert – danach wird eine Fehlerbaumanalyse durchgeführt in der der Ausfall des Systems auf Ausfälle von Teilsysteme und deren Komponenten zurückgeführt wird. Folgeausfälle und funktionelle Abhängigkeiten werden mit simuliert. Die Fehlerbäume werden mit den statistischen Ausfallwahrscheinlichkeiten der Bauteile über ein Rechenprogramm quantitativ ausgewertet. (Büdenbender et al. 1999) Ein Ausfall kann mit einer probabilistischen Analyse nie völlig ausgeschlossen werden. Eine wesentliche Fehlerquelle ist der Eingang von Betriebsstatistiken von Anlagenteilen, die oft keine große statistische Häufigkeit aufweisen.

14 Anhang: Uranressourcen⁴⁷

Die Nuklearindustrie ist in ihrer jetzigen technologischen Entwicklung auf Uran als Kernbrennstoff angewiesen. Doch Uran ist ähnlich wie Erdöl ein nicht erneuerbarer Rohstoff, seine Verfügbarkeit wird also zwangsläufig an Grenzen stoßen. Wie lange die Uranreserven den Kernkraftwerken als Brennstoff zur Verfügung stehen werden, ist für energiepolitische Entscheidungen wesentlich.

In diesem Zusammenhang sollen folgende Fragen behandelt werden:

- Welche Arten von Uranressourcen gibt es und wie hoch sind sie?
- Wie lange werden die Uranressourcen unter Zugrundelegung verschiedener Szenarien der Entwicklung des weltweiten Kernkraftwerksparks als Brennstoff zur Verfügung stehen? Angabe aus der Literatur und Ergebnisse der vorliegenden Studie werden zusammengefasst.
- Welchen Einfluss haben Änderungen in der Abbautiefe und im Erzgehalt auf die Energiebilanz?
- Welche Möglichkeiten bietet Thorium als mögliche alternative Energiequelle?

14.1 Grundlagen

Natürlich vorkommendes Uran ist ein radioaktives metallisches Element. Es wurde 1789 erstmals aus dem Mineral Pechblende isoliert – seine Radioaktivität wurde 1896 von Henri Becquerel entdeckt.

Uran ist in seinem natürlichen geologischen Vorkommen eine Mischung aus vier Isotopen⁴⁸ – U-238, U-235, U-234 und Spuren von U-236. U-238 macht mit 99,27 % bei weitem den größten Anteil der Isotope aus. U-235 kommt zu nur 0,72 % in natürlichem Uran vor. Die Halbwertszeit von U-238 liegt bei ca. 2,5 - 4,5 Mrd. Jahren, jene von U-235 bei „nur“ 713 Millionen Jahren. Der im Verhältnis zu U-238 schnellere Zerfall von U-235 begründet den niedrigen U-235 Anteil im Natururan.

U-235 ist das wichtigste natürlich vorkommende spaltbare Element, das zu einer Kernspaltungskettenreaktion fähig ist. Von einem Kilogramm Uran stehen allerdings lediglich 7,2 g an Uran zur Spaltung zur Verfügung. Um in einem Kernreaktor verwendbar zu sein, ist deshalb zumeist eine energieintensive Anreicherung des Urans zugunsten des Isotops U-235 nötig. Andere spaltbare Elemente können nur aus natürlich vorkommenden Elementen erzeugt werden: Durch Neutronenaktivierung entsteht aus U-238 über mehrere Schritte das spaltba-

⁴⁷ Die zusätzliche Recherche zum Thema Uranreserven wurde von der Wiener Umweltanwaltschaft finanziert.



⁴⁸ Isotop = Elemente mit gleicher Anzahl an Protonen, aber unterschiedlicher Anzahl an Neutronen – was in unterschiedlichem Gewicht, chemisch annähernd gleichen, aber kernphysikalisch unterschiedlichen Eigenschaften resultiert

re Plutonium-239. Dieses giftige radioaktive Schwermetall kann zur Produktion von Kernwaffen verwendet werden.

Außerdem kann Thorium-232 durch Neutronenbeschuss in das spaltbare U-233 umgewandelt werden. Mehr dazu im Kapitel 5.6.

Alle Isotope des Urans zerfallen mit einer konstanten Zerfallsrate und unterschiedlichen Halbwertszeiten in andere Elemente und setzen dabei **radioaktive Strahlung** frei. Dadurch stellt Uran eine der Hauptwärmequellen im Erdinneren dar, welche Konvektion und Kontinentaldrift vorantreiben (Arnold et al. 2010). Die natürlichen Isotope unterliegen vornehmlich dem α -Zerfall, der Anteil an β - und γ -Strahlung ist eher gering. Die Gesamtaktivität von reinem Uran, bestehend aus den drei natürlichen Isotopen, beträgt 25 Bq per mg. (Arnold et al. 2010)

Beim **Uranabbau** stellt diese Strahlung eine potentielle Umwelt- und Gesundheitsgefährdung dar, welche durch strenge Vorschriften geregelt werden muss. Radon, ein Zerfallsprodukt des Urans, kann sich bei ungenügender Ventilation in Uranminen ansammeln und zu einer Erhöhung des Lungenkrebsrisikos speziell für Bergleute führen.

14.2 Kategorisierung der Uranressourcen lt. OECD/NEA (2010)

Uran kommt in geologischen Anreicherungen in der Erdkruste (Uran-Lagerstätten) und durch Sedimentation auch im Meer vor. Nur wenige Länder verfügen über den Großteil der Vorräte, insbesondere von zu niedrigen Kosten abbaubaren Vorräten (siehe Abbildung 50).

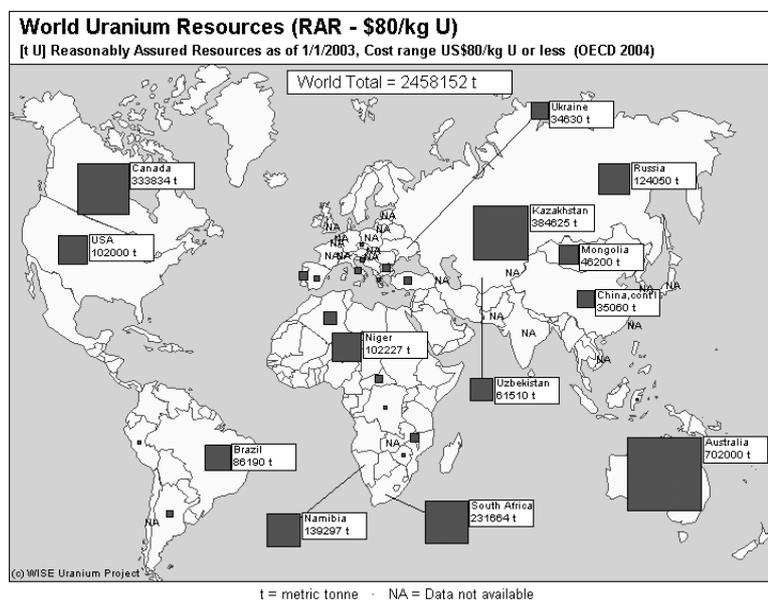


Abbildung 50: Welturanressourcen (Diehl 2006)

Die **Höhe dieser Ressourcen** ist eine oft heftig diskutierte Frage. Als nötige Grundlage für diese Diskussion wird im Folgenden die gängigste Art Uranressourcen zu kategorisieren beschrieben.

Die weltweit am meisten verwendete Schätzung der Uranressourcen ist die des sogenannten „Red Books“, welches von der Nuclear Energy Agency (NEA – zu OECD gehörend) in regelmäßigen Abständen herausgegeben wird.

Die von der IAEA und die in der aktuellsten Version des Red Books (OECD/NEA 2010) verwendete Art der Klassifikation kategorisiert Uranressourcen sukzessive anhand folgender Kriterien: (OECD/NEA 2009)

- Konventionelle/nicht konventionelle Ressourcen
- Vertrauensgrad, der den Daten über die Ressourcen zugeschrieben wird
- Kosten des Abbaus

14.2.1 Konventionelle Ressourcen

Von konventionellen Ressourcen spricht man, wenn Uran das Haupt-, Co- oder Haupt-Nebenprodukt gängiger Abbaumethoden ist. Zurzeit ist der Abbau nur aus konventionellen Uranressourcen rentabel.

Konventionelle Ressourcen werden nach dem Vertrauensgrad, mit dem man ihr Vorkommen kennt, weiter in zwei Haupt- mit jeweils zwei Nebenkategorien unterteilt (OECD/NEA 2010; Arnold et al. 2010):

A: Identified Resources

„Reasonably Assured“ – und „Inferred Resources“ in Summe werden als „Identified Resources“ bezeichnet. Diese lassen sich einer bestimmten Lagerstätte/Region zuordnen und werden im Allgemeinen als **Basis für Ressourcenabschätzungen** verwendet.

A.1 Reasonably Assured Resources (RAR)

„Reasonably Assured Resources“ definieren jene Mengen an Uran, die in Lagerstätten bestimmter Größe und mit definiertem Urangehalt enthalten sind. Ihr Abbau ist in gegebenen Kostenspannen und mit erprobten Abbau- und Verarbeitungsmethoden möglich. Die hohe Sicherheit ihrer Existenz basiert auf Probenahmen und diversen Messungen.

Im Deutschen wird oft auch der Begriff „**Reserven**“ verwendet.

Die Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover, definiert Reserven als „Teil des Gesamtpotenzials, der mit großer Genauigkeit erfasst wurde und mit den derzeitigen technischen Möglichkeiten wirtschaftlich gewonnen werden kann.“ (WEG 2008)

Reserven sind also ein Teil der Gesamtressourcen und entsprechen den zurzeit **wirtschaftlich abbaubaren RAR**. Zur Vereinheitlichung wird in diesem Text durchgehend von Ressourcen die Rede sein.

A.2 Inferred Resources (IR)

Unter *Inferred Resources* versteht man solche Ressourcen, deren Vorhandensein aus direkten geologischen Beweisen abgeleitet wird, wobei die Vermessung der Lagerstätte und das Wissen über das Vorkommen aber noch nicht so weit fortgeschritten sind, um sie als

RAR einzustufen zu können. Die Abschätzung der Menge und Konzentration des Urans ist hier also weniger zuverlässig.

B. Undiscovered Resources

„Prognosticated Resources“ und „Speculative Resources“ werden unter dem Begriff „Undiscovered Resources“ (unentdeckte Ressourcen) zusammengefasst. Sie beinhalten Ressourcen, die in „Uran-Gegenden“ noch erwartet werden beziehungsweise solche, die man in Regionen mit ähnlichen geologischen Gegebenheiten wie die der bekannten Lagerstätten vermutet. Die „Undiscovered Resources“ sind hochspekulativ und können deshalb in Verfügbarkeitsprognosen nicht inkludiert werden. Die Wahrscheinlichkeit, dass sie nie gefunden werden, ist wesentlich höher als die Wahrscheinlichkeit, dass sie als Uranreserven genutzt werden können (EWG 2006, S. 6).

Sie haben aufgrund ihrer Unbestimmtheit zum Zeitpunkt der in Verfügbarkeitsprognosen gewöhnlich nicht einbezogen bzw. getrennt angegeben.

C. Kosten des Abbaus

Die **Kosten des Abbaus** werden an sich in folgende Kosten-Klassen unterteilt:

- niedrige Kosten-Klasse (bis 40 US-\$/kg U)
- mittlere Kosten-Klasse (bis 80 US-\$/kg U)
- hohe Kosten-Klasse (bis 130 US-\$/kg U)
- sehr hohe Kosten (bis 260 US-\$/kg U)

Bisher werden Vorräte, deren Abbaukosten 260 US-\$ übersteigen, als unwirtschaftlich im Abbau angesehen und werden nicht in die Berechnung der (konventionellen) Ressourcen eingebracht. Die Wirtschaftlichkeit des Uranabbaus wird an sich durch die Höhe des Uranpreises beeinflusst, welcher – wie die anderen auf dem Markt gehandelten Güter – von Angebot und Nachfrage bestimmt wird. (Arnold et al. 2010)

14.2.2 Unkonventionelle Ressourcen

Unkonventionelle Ressourcen enthalten im Gegensatz zu konventionellen Ressourcen Uran nur in sehr geringen Konzentrationen, oder Uran wird aus ihnen als unwesentliches Nebenprodukt gewonnen. Beispiele hierfür sind Uran im Meerwasser und in Phosphatlagerstätten.

14.3 Höhe der Uranressourcen

14.3.1 Red Book (OECD/NEA 2010)

14.3.1.1 Konventionelle Uranressourcen

Die **Höhe der Identified Resources** beträgt laut Red Book (OECD/NEA 2010, S. 10) per 1 Jan 2009 ca:

- 5.404.000 tU in der Kategorie < USD 130/kg (hohe Kosten)

- 6.306.300 tU in der Kategorie < USD 260/kg U (sehr hohe Kosten)

Figure 2. Distribution of Reasonably Assured Resources (RAR) among countries with major resources

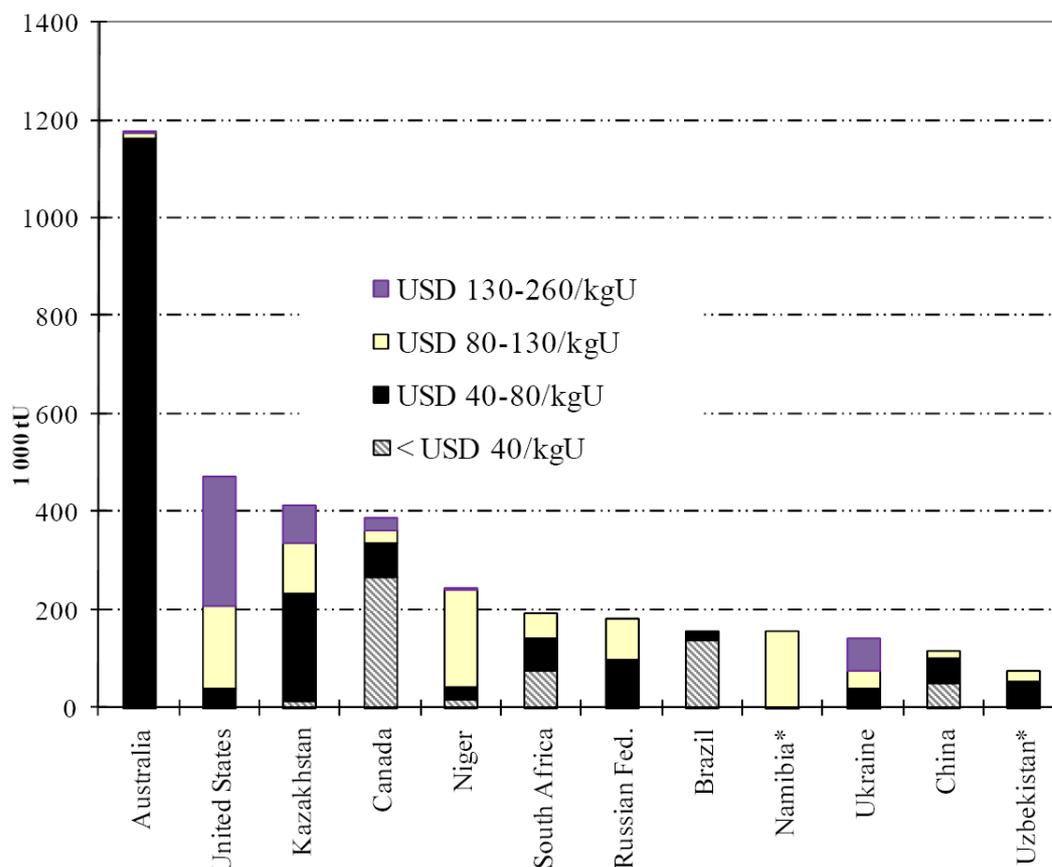


Abbildung 51: Verteilung der „Reasonably Assured Resources“ (OECD/NEA 2010, S. 24)

Die **Undiscovered Resources** machen laut Red Book 2009 in Summe 10.400.000 tU (OECD/NEA 2010, S. 27).

Obwohl die Daten zu Uranreserven des **Red Book** international verwendet werden, ist die Qualität der zur Verfügung gestellten Daten aufgrund der verwendeten Datenquelle allerdings zweifelhaft. Die Daten im Red Book wurden durch eine Sammlung von Antworten auf Fragebögen zu nationalen Uranressourcen zusammengetragen, die die NEA an OECD-Mitgliedsstaaten bzw. die IAEA an Nicht-OECD-Mitgliedstaaten gesendet hatte. Die Fragebögen wurden damit größtenteils von Regierungsorganisationen ausgefüllt und basieren auf nationalen Einschätzungen statt geologischen Untersuchungen. Da die Fragebögen einen bestimmten Interpretationsspielraum zulassen, ist die Objektivität und Korrektheit der Daten des Red Book nicht gesichert (Dittmar 2009 c).

Figure 3. Distribution of Inferred Resources among countries with major resources

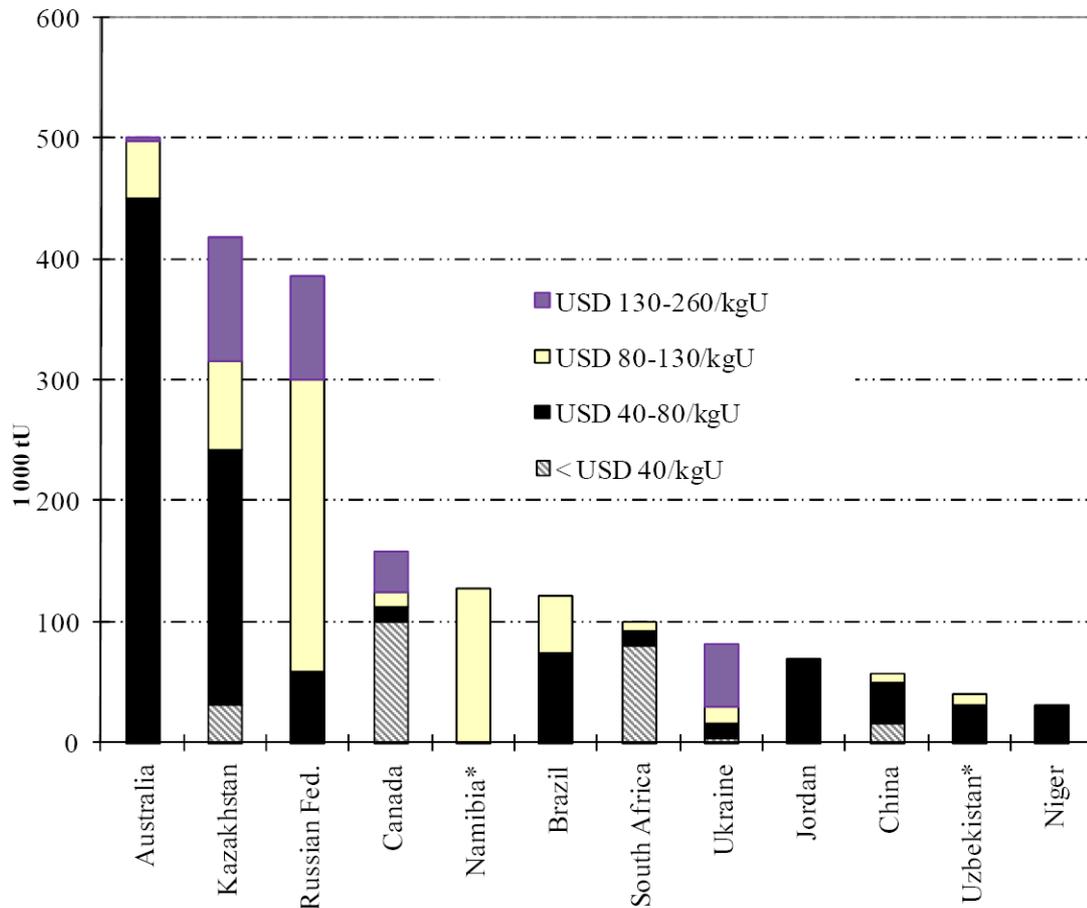


Abbildung 52: Verteilung der „Inferred Resources“ (OECD/NEA 2010)

EWG (2006) gibt an, dass lediglich „Reasonably Assured Resources“ (RAR) unter 40 \$/kgU bzw. unter 80 \$/kg Uran vergleichbar mit den nachgewiesenen Ölreserven sind. RAR höherer Preiskategorien und „Inferred Resources“ haben den Status von wahrscheinlichen bzw. möglichen Ressourcen. „Undiscovered Resources“ sind hochspekulativ und können in Zukunftsprognosen nicht miteinbezogen werden.

Für die Daten des Red Book heißt das, dass lediglich **2.516.000 tU** (RAR < USD 80/kg) in die Berechnungen aufgenommen werden sollten. RAR bis USD 260/kgU (zusätzlich 1.488.000 tU) gelten als wahrscheinliche, weitere 2.303.000 tU als mögliche Ressourcen.

14.3.1.2 Unkonventionelle Uranressourcen

Durch unkonventionelle Ressourcen steht theoretisch noch mehr Uran zur Verfügung – der Abbau ist zur Zeit aber nicht rentabel. Die Schätzungen betreffend die Höhe der unkonventionellen Ressourcen gehen allerdings weit auseinander, von 7.000.000 bis 22.000.000 tU (OECD/NEA 2010, S. 32).

Besonders im Meer befinden sich trotz niedriger Konzentration (ca. 3-4 ppb⁴⁹) große Uranressourcen. Wenn man diese wirtschaftlich erschließen könnte, hätte man für lange Zeit Uran zur Verfügung. Allerdings müssen dafür enorme Mengen an **Meerwasser** bewegt werden: 350.000 t für die Produktion von 1 kg Uran (OECD/NEA 2010). Für die Uranmenge, die für die Produktion einer Tonne Brennstoffs nötig ist, müssten ca. 2 km³ Meerwasser umgesetzt werden, das entspricht etwa 400 km³ für den Betrieb eines Reaktors für die Dauer eines Jahres. Die nur für die Uranproduktion nötige Energie würde den daraus möglichen Energieoutput eines Reaktors überschreiten (Fleming 2007).

Auch die IAEA steht der Urangewinnung aus Meerwasser skeptisch gegenüber: Sie sagt, dass die Forschung zur Uranextraktion aus Meerwasser zwar fortgesetzt werden wird, aber lediglich zur Stillung der Wissbegier, weil sie zum aktuellen Preis für die potentielle ökonomische Verwertung unbedeutend ist (IAEA 2001).

Eine weitere unkonventionelle Uranquelle sind **Phosphate**. Allerdings ist die Urankonzentration in Phosphaten sehr gering und der Gewinnungsprozess schwierig (Fleming 2007). „Die Gewinnung von Uran aus Phosphaten wurde in der Vergangenheit schon in verschiedenen Ländern – vornehmlich als Nebenprodukt der Düngerherstellung – durchgeführt, wurde aber gegen Ende der 1990-er Jahre wieder eingestellt. Grundsätzlich finden sich große Mengen an Uran weltweit in den Phosphatlagerstätten, allerdings sind diese von sehr geringer Konzentration (0,06–0,0006 %). Die Abschätzungen bezüglich der tatsächlich förderbaren Mengen liegen nicht im nötigen Umfang vor. Daher ist eine Einteilung in die üblichen Ressourcenklassen nicht möglich. Frühe Ausgaben des Redbook weisen rund 85 % dieser Ressourcen Marokko zu (7,3–7,6 Mio. tU). Wiederum andere Schätzungen sehen 9 Mio. Tonnen U in den Ländern Jordanien, Mexico, Marokko und in den USA. Andere Quellen sprechen von 22 Millionen Tonnen U weltweit“ (Arnold et al. 2010).

Und weiter: „In Anbetracht der Menge an Ressourcen ist es nicht auszuschließen, dass auch die Urangewinnung aus Phosphaten ihren Beitrag zur weltweiten Uranproduktion leisten können. Dies ist jedoch einerseits vom Bedarf an Phosphatdünger und andererseits vom Uranpreis abhängig. Erst bei Preisen von etwa 300 US-\$/kg könnte diese Art der Urangewinnung in größerem Maße wettbewerbsfähig werden. Jedoch sieht selbst die IAEA-Publikation „Analysis of Uranium Supply to 2050“ in der Urangewinnung aus Phosphaten nicht mehr Potential als 3.700 tU/Jahr, gemessen am derzeitigen Weltbedarf von rund 69.000 Tonnen U pro Jahr und vor allem bei einem ebenfalls durch die IAEA prognostizierten und gewünschten Ausbau der Kernenergie ein geringer Beitrag“ (ebd.).

Aufgrund der geringen Erzgehalte unkonventioneller Ressourcen ist es fraglich, ob der Abbau energetisch prinzipiell sinnvoll sein kann: Die vorliegende Studie berechnet **Grenz-erzgehalte** von ca. 0,008–0,012 % - der Betrieb von Kernkraftwerken mit Uran aus Vorkommen mit dieser oder schlechterer Qualität würde über den Lebenszyklus mehr Energie benötigen als im Betrieb erzeugt wird. Phosphate mit Konzentrationen von 0,06–0,0006 % würden zum Teil weit unter diesem energetischen Schwellenwert liegen.

⁴⁹ ppb = part per billion = 0,001 g/t

14.3.2 IAEA-Datenbank

Für die Berechnungen der Reichweite der Uranressourcen, die in der vorliegenden Studie durchgeführt wurden (siehe Kapitel 4.7), wurde eine Datenbank der IAEA⁵⁰ über Uranressourcen als Basis verwendet, die eine Zuordnung der Uranressourcen nach Erzgehalt erlaubt: In dieser Datenbank liegen Minimal- und Maximaluranvorkommen der derzeit bekannten Uranlagerstätten, gruppiert nach Art des Vorkommens, Status und Erzgehaltskategorie vor (siehe Tabelle 48).

Von diesen Lagerstätten wurden folgende Datensätze ausgeschlossen:

- Art des Vorkommens: Phosphorite und Black Shales (da unkonventionelle Uranreserven);
- Status: Closed, Depleted, Dormant, Reclaimed.

Nach verschiedenen Umgruppierungen (siehe Kapitel 4.7) wurde die Aufstellung der Uranressourcen vs. Erzgehalt als Basis der Berechnungen des EBN-Modells verwendet. Dabei ist zu beachten, dass Uranressourcen mit einem Erzgehalt unter 0,03 % laut der Ergebnisse der vorliegenden Studie nur zum Teil zum Betrieb von Kernkraftwerken verwendet werden können: Ab einem Erzgehalt von 0,02 % nimmt der erzielbare Energieüberschuss wegen des hohen Energieaufwands im Uranabbau stark ab – ab dem Grenzerzgehalt von ca. 0,008 – 0,012 % wird die Energiebilanz negativ (siehe Abbildung 39). Das heißt, Uranressourcen dieses Erzgehaltes können zwar unter Umständen noch mit monetärem Gewinn verwendet werden, aber ohne Energiegewinn.

Die Uranressourcen mit einem Erzgehalt von unter 0,03 % machen ungefähr ein Drittel der angegebenen Ressourcen aus. Die angegebenen Reichweiten der Uranressourcen beinhalten diese Ressourcen in ihrer Gesamtheit – also auch Uranressourcen unter dem Grenzerzgehalt. Ein Ausschluss der Uranressourcen unter dem Grenzerzgehalt war aufgrund mangelnder Erzgehalt vs. Uranressourcen Beziehung nicht möglich.

Tabelle 65: Uranressourcen – Basis für Berechnungen des EBN-Modells

Uranium Resources [kt U]	< 0,03 % U	0,03 – 0,05 % U	0,05 – 0,10 % U	0,10 – 0,20 % U
Operationable	2.217,50 - 2.340,00	427,50 - 575,00	313,00 - 672,50	392,75 - 661,00
Exploration & Development	207,50 - 437,00	255,00 - 536,00	364,50 - 687,00	756,75 - 1.043,33
Unknown	62,50 - 130,50	34,00 - 69,00	40,00 - 95,50	6,00 - 12,50
Total	2.487,50 - 2.907,50	716,50 - 1.180,00	717,50 - 1.455,00	1.155,50 - 1.716,83
Uranium Resources [kt U]	0,20 – 0,50 % U	0,50 - 1,00 % U	1,00 - 5,00 % U	> 5,00 % U
Operationable	146,25 - 322,50	8,75 - 17,50	6,25 - 12,50	270,00 - 270,00
Exploration & Development	141,75 - 314,33	19,50 - 45,83	17,50 - 40,00	132,50 - 135,00
Unknown	5,00 - 10,00	50 - 1,00	-	-
Total	293,00 - 646,83	28,75 - 64,33	23,75 - 52,50	402,50 - 405,00

⁵⁰ Datenquelle: <http://www-nfcis.iaea.org/UDEPO/UDEPOMain.asp>

14.4 Entwicklungsszenarien des KKW-Parks und Uranbedarf

14.4.1 Szenarien aus der Literatur

2008 befanden sich 438 Reaktoren mit einer Nettokapazität von 373 GW_{el} am Netz. Der Betrieb dieser Reaktorflotte benötigt 59 065 tU pro Jahr (OECD/NEA 2010, S. 11). 2010 sind es 441 Reaktoren mit einer Nettokapazität von 372,7 GW_{el}. 60 Reaktoren befinden sich in Bau (IAEA PRIS 2010).

Aufgrund der erheblichen Bauprogramme in China Indien und der Republik Korea kann sich die Anzahl der Kernreaktoren in den nächsten 15 Jahren allerdings erhöhen. Wie stark sich die Anzahl der Reaktoren wirklich verändert hängt von verschiedensten Faktoren wie der gleichzeitigen Schließung von Reaktoren und anderer limitierender Faktoren ab. Im Folgenden soll der Uranbedarf unter verschiedenen **Entwicklungsszenarien des Kernkraftwerksparks** betrachtet werden:

OECD/NEA (2010) geht von 2 Entwicklungsszenarien bis zum Jahr 2035 aus:

- Im „**Low Scenario**“ steigt die Kapazität „lediglich“ um 37 % auf 511 GW_{el}.
- Im „**High Scenario**“ wird in 2035 von einer Steigerung von 110 % gegenüber 2009 ausgegangen, was eine Nettokapazität von 782 GW_{el} ergibt.

Im Energy Outlook der IEA, der im November 2011 veröffentlicht werden soll, wird als Konsequenz des Unfalls von Fukushima auch ein „**lower nuclear case**“ berücksichtigt, der eine zusätzliche nukleare Kapazität bis 2035 von nur mehr 180 GW vorsieht. Nach Angaben des Chefökonom der IEA, Fatih Birol, ist 60–70 % des Kapazitätenanstiegs in Nicht-OECD-Staaten (insbesondere China, Indien und Russland) zu erwarten.⁵¹

Die World Nuclear Association (WNA 2010) geht von wesentlich höheren Werten aus (siehe 4.7.1); dies würde

- 2030 einen 1,6–3,6 fachen Uranbedarf gegenüber heutigen Werten und
- 2100 sogar einen um 5,5–29,6 fachen (!) Uranbedarf bedeuten.

Prognos (2009) erwartet hingegen sogar einen Rückgang der installierten Kapazität. Tabelle 66 zeigt mögliche Entwicklungen des Kernkraftwerksparks.

⁵¹ Financial Times Online, „IEA: The world needs nuclear,“ 11. Mai 2011, <http://blogs.ft.com/energy-source/2011/05/11/iea-the-world-needs-nuclear/#>

Tabelle 66: Entwicklungsszenarien installierter nuklearer Leistung und des Uranbedarfs

<i>Studie</i>	<i>Bezugsjahr</i>	<i>Low scenario [GW_{el} weltweit]</i>	<i>Bezugsjahr</i>	<i>High scenario [GW_{el} weltweit]</i>
WNA (2010)	2030	602	2030	1.339
IAEA (2008)	2030	473	2030	748
OECD/NEA (2010)	2035	511	2035	782
PROGNOS (2009)	2030	309	2030	
WNA (2010)	2060	1.140	2060	3.688
WNA (2010)	2100	2.062	2100	11.046

14.4.2 Szenarien im EBN-Modell

Zur Berechnung der Entwicklung des jährlichen Brennstoffverbrauchs wurden 4 Szenarien für die Entwicklung der global installierten Kernkraftwerksleistung ausgewählt (siehe Kapitel 4.7 und Tabelle 53). Diese Szenarien sind:

- Constant capacity: konstante global installierte Reaktorleistung von 2006 bis 2100
- 1%-Growth: Anstieg der Kapazität mit 1 % pro Jahr
- WNA-low: Ausbau der Kapazität gemäß dem WNA-low-Szenario (WNA 2010)
- WNA-high: Ausbau der Kapazität gemäß dem WNA-high-Szenario (WNA 2010)

Die Ermittlung des Natururanverbrauchs (Tabelle 54) erfolgte unter Verwendung des Modells zur Berechnung der Energieintensität unter Verwendung der Reaktorparameter sowie der Anteile der Minentypen der Szenarien „Best Case“, „Average“, „Worst Case“ und „Future“ (siehe Tabelle 37, Tabelle 38).

14.5 Reichweite der Ressourcen

14.5.1 Angaben der Literatur

Red Book (OECD/NEA 2010)

Unter Annahme eines Uranbedarfs von 59.065 tU im Jahr 2008 würden die Uranressourcen laut Red Book unter Verwendung der gesamten „*Identified Resources*“ < USD 260/kgU knapp über 100 Jahre lang halten (6.306.300 tU /59.065 t/a =106 Jahren Reichweite) (OECD/NEA 2010, S. 106).

Diese Schätzung ist optimistisch und basiert nicht nur auf sicheren Reserven (RAR < 80 kg/U), sondern auch auf wahrscheinlich ökonomisch abbaubaren (RAR > \$ 80/kgU) und möglichen (inferred) Ressourcen (EWG 2006). Würde als konservative Annahme lediglich RAR < 80 kg/U in die Berechnung mit berücksichtigt, würde dies eine **Reichweite** von 2.516.000 t bedeuten, was unter Annahme des jetzigen Uranbedarfs (59.065 t/a) eine

Reichweite von **43 Jahren** ergibt. Die tatsächliche Reichweite wird zwischen 43 und 106 Jahren als Maximum (für den Fall, dass alle „Inferred Resources“ extrahiert werden können) liegen.

Unter Ausdehnung auf die gesamten konventionellen Ressourcen wären die Ressourcen laut Red Book beim jetzigen Uranbedarf sogar mehr als 300 Jahre ausreichend. Dies würde allerdings „Speculative Resources“ mit einbeziehen, deren Nicht-Entdeckung wahrscheinlicher ist als deren Entdeckung (EWG 2006).

Das Red Book gibt an, dass das Abdecken des High Case Szenarios bis 2035 weniger als die Hälfte der „Identified Resources“ benötigt (OECD/NEA 2010, p. 13).

Für die Abdeckung des Low Case Wachstumsszenarios bis 2035 würden ca. 40 % der Identified Resources ausreichen.

Eine vereinfachte Rechnung zeigt, wie sich, falls diese Angaben korrekt sind, die Uranreichweite weiter verhalten würde:

- Low Case Scenario von OECD/NEA (2010)
 - 2035 stehen laut Red Book noch ca. 50 % = 3.153.150 t der Identified Resources zur Verfügung
 - Sogar wenn die von der OECD/NEA angenommene installierte Leistung von 511 GW_{el} ab 2035 nicht mehr steigen würde, bräuchte dies 80.917 t Uran pro Jahr ab 2035
 - Die **Identified Resources** würden in diesem Szenario also bis **2074** halten
- High Case Scenario von OECD/NEA (2010)
 - 2035 stehen laut Red Book 2009 noch 40 % = 2.522.520,00 t der Identified Resources zur Verfügung
 - Bei einer konstanten jährlichen installierten Leistung von 782 GW_{el} bedarf dies 123.831 t Uran pro Jahr
 - Die jetzigen **Identified Resources** würden also bis **2055** ausreichen.

Es kann davon ausgegangen werden, dass Uranressourcen, die jetzt noch als „undiscovered“ eingestuft werden, die Höhe der „Identified Resources“ erhöhen werden.

Dittmar (2009c)

Eine Berechnung von Dittmar (2009c, S. 8), der die gesamten konventionellen Ressourcen berücksichtigt, ergibt einen pessimistischeren Ausblick. Dittmar kommt für **konventionelle Uranressourcen** des Red Book 2007 zu folgendem Schluss:

- Minimal-Wachstumsszenario
 - Reichweite bis 2071
 - Annahme für die vereinfachte Berechnung: kontinuierliches Wachstum auf 509 GW_{el} bis 2030, danach kein Wachstum mehr
- Maximal-Wachstumsszenario

- Reichweite bis 2060
- Annahme für die vereinfachte Berechnung: kontinuierliches Wachstum auf 663 GWel bis 2030, danach kein Wachstum mehr

Reaktoren, die in den Jahren 2020–2030 gebaut werden, werden also aufgrund von Mangel an Uran ihre Nutzungsdauer von 60 Jahren nicht erreichen können.

Bezüglich unkonventioneller Ressourcen gibt das Red Book an, dass große Anstrengungen und Investitionen nötig wären, um diese Ressourcenquelle nutzen zu können (OECD/NEA 2010 S. 106).

Generation IV International Forum

In einem von der U.S. DOE Nuclear Energy Research Advisory Committee und dem Generation IV International Forum herausgegebenen Paper wird davon ausgegangen, dass in 50 Jahren die Ressourcenverfügbarkeit ein limitierender Faktor wird, sofern nicht Durchbrüche in neuen Extraktionstechnologien gemacht werden (US DOE/GIF 2002). Abbildung 53 zeigt das Verhältnis von bekannten und vermuteten Uranressourcen im Verhältnis zum Uranbedarf (Linie LWR = Light Water Reactor once-through). Laut dieser Grafik werden bereits **2030** die bekannten **Ressourcen erschöpft** sein.

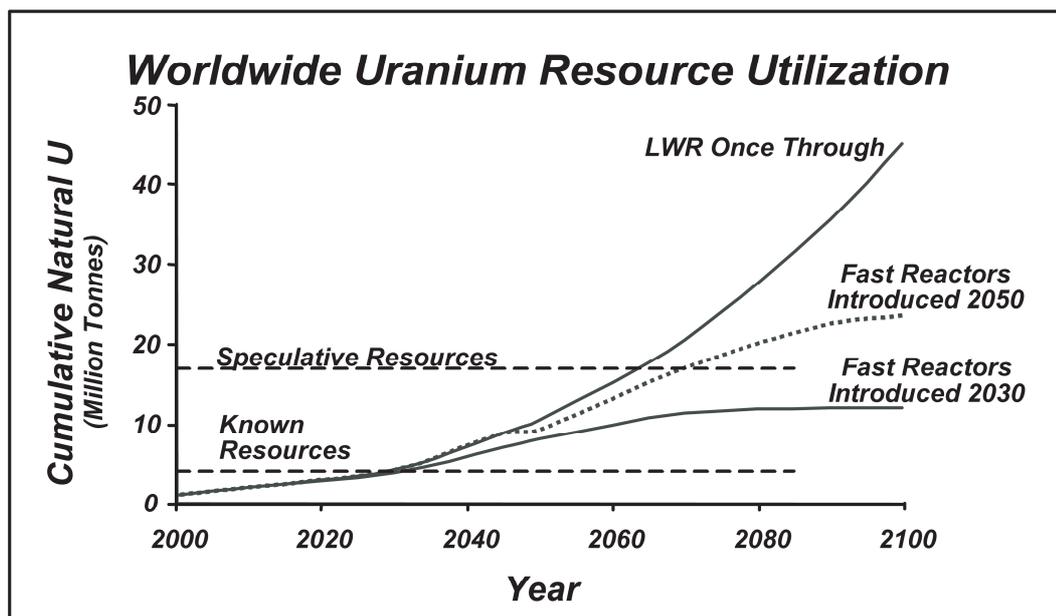


Abbildung 53: Uranreserven vs. Uranbedarf (US DOE/GIF 2002)

Diehl (2005, 2006)

Laut Berechnungen des Wise Uranium Projects (Diehl 2005) werden den bekannten Uranreserven ca. 2042 nicht mehr den Bedarf decken können. Abbildung 54 zeigt außerdem das Sinken der sekundären Uranquellen ab 2013. Laut (Diehl 2006) ist mit dem Fund großer/reicher Lagerstätten nicht zu rechnen. Viel wahrscheinlicher ist das Auffinden kleiner Lagerstätten mit niedrigen Erzgehalten und höheren spezifischen Explorationskosten.

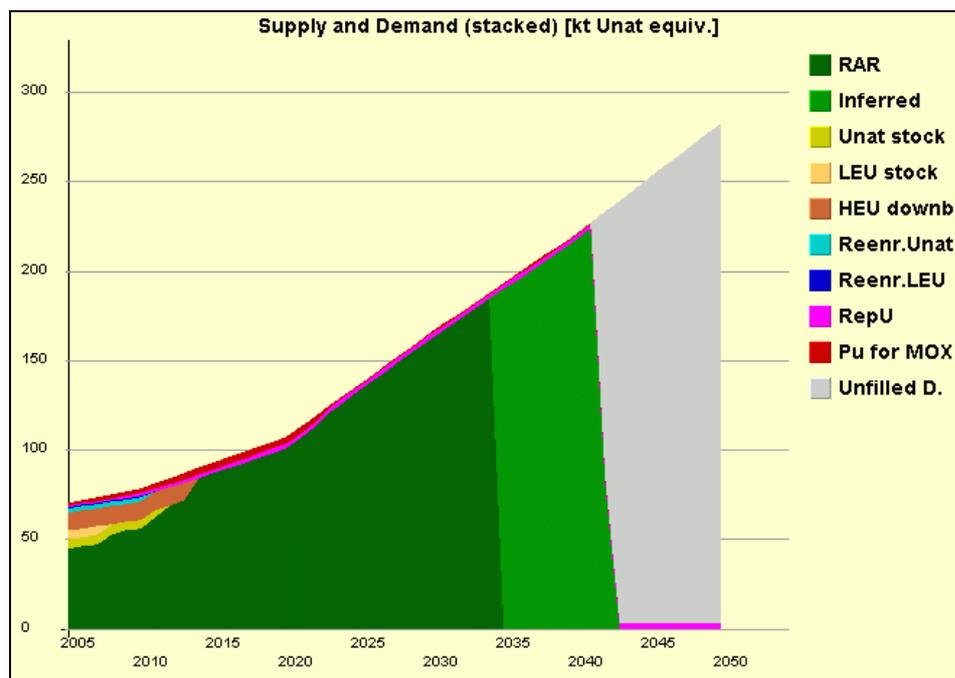


Abbildung 54: Uranbereitstellung vs. Uranbedarf (Diehl 2005)

14.5.2 Einfluss von Erzgehalt/Abbautiefe

Energie- und Wasserbedarf sowie CO₂-Emissionen des Uranabbaus zeigen eine starke Sensitivität hinsichtlich Erzgehalt und Abbautiefe. Da der Erzgehalt bereits jetzt im Mittel kontinuierlich sinkt und Abbautiefen zukünftiger Minen höchstwahrscheinlich tiefer liegen werden, ist also mit einem Anstieg des Energiebedarfs im Uranabbau zu rechnen (Mudd/Diesendorf 2007b). Deshalb wurde in der vorliegenden Studie dem Uranabbau und der Untersuchung der Sensitivität der Energieintensität auf den Erzgehalt besondere Aufmerksamkeit geschenkt.

Der durchschnittliche Uranerzgehalt in der Erdkruste beträgt 1,4 ppm (1,4 g/t). Uran ist weltweit betrachtet allerdings nicht homogen verteilt: höhere Konzentrationen haben sich in Form von Lagerstätten gesammelt. Der **Uranerzgehalt** in den verschiedenen Lagerstätten kann stark variieren. Zurzeit abbauwürdige Konzentrationen beginnen in etwa bei 0,03 % und erreichen 3–7 % in den hochwertigen Uranerzlagerstätten. Der durchschnittliche Erzgehalt lag in den letzten 5 Jahrzehnten **weltweit** im Mittel zwischen **ca. 0,05 und 0,15 %** (Mudd/Diesendorf 2007b; ISA 2006, S. 96).

Bezüglich der mengenmäßigen **Verteilung** zeigt es sich, dass die Lagerstätten mit hoher Konzentration einen geringen Anteil ausmachen, während der Großteil der globalen Uranvorkommen in den schwer erschließbaren, so genannten unkonventionellen Ressourcen (unter 100 ppm U) zu finden sind (Arnold et al. 2010). Lediglich Kanada besitzt bedeutende Uranvorkommen mit einem Erzgehalt über 1 % (bis zu 23 % U₃O₈). Ca. 90 % der weltweiten Uranressourcen haben einen Erzgehalt unter 1 %, 2/3 einen Erzgehalt unter 0,2 %. Australien hat bei weitem die größten Uranressourcen, jedoch haben 90 % einen Erzgehalt von

unter als 0,06 %. Auch in Kasachstan liegt der Großteil der Ressourcen in Vorkommen mit einer Urankonzentration von weit unter 0,1 % vor (EWG 2006).

Lagerstätten mit einem **Erzgehalt von unter 0,1 %** können derzeit nur bei Vorliegen besonderer Umstände wirtschaftlich abgebaut werden, wie z.B. der Möglichkeit In-Situ Leaching anzuwenden, einem riesigen Obertageabbau wie in Rössing/Namibia oder Uranabbau als Nebenprodukt wie in Olympic Dam in Australien (Diehl 2006).

Es gibt also wesentlich mehr Uranressourcen mit niedrigem Erzgehalt:

- Eine Reduktion des Erzgehaltes um den Faktor 10 ergibt laut Deffeyes and Mac Gregor eine Erhöhung der extrahierbaren Uranmenge um den Faktor 300 (Deffeyes/MacGregor 1980 aus Dittmar 2009c):
- Es sollte also 300 mal mehr Uran mit einem Erzgehalt von 0,01 % geben als Uran mit einem Erzgehalt von 0,1 %. Einzig nötig für diesen Anstieg wäre ein höherer Uranpreis.

Dittmar (2009 c) führt als Gegenbeweis für diese Hypothese einerseits das Red Book selber an, in welchem die Uranressourcen zu höheren Preisen (welche einen niedrigeren Erzgehalt widerspiegeln) bei weitem nicht mit diesem Faktor steigen, eher sogar sinken – und gibt den erhöhten Energieaufwand bei niedrigen Erzgehalten als zusätzlichen wichtigen Faktor an.

Der Erzgehalt spielt eine wesentliche Rolle dabei, ob Uran wirtschaftlich abgebaut werden kann. Der **Energiebedarf** für den Abbau steigt zusammen mit dem Wasserverbrauch und den Kohlendioxidemissionen mit zunehmender Abbautiefe kontinuierlich an, da für den gleichen Uranoutput mehr Erz aus dem Boden gehoben werden muss.

Es ist wahrscheinlich, dass in Zukunft der Erzgehalt der Uranminen sinken und die nötige Abbautiefe steigen werden. Der langjährige Trend der letzten 50 Jahre zeigt ein kontinuierliches Sinken des Erzgehaltes. Der Erzgehalt hat starke Auswirkungen auf Energie- und Wasserbedarf sowie CO₂-Emissionen. Dies zeigt sich bereits heute in einem graduell steigenden Energie- und Wasserbedarf in den Uranminen (Mudd/Diesendorf 2007a). Außerdem werden neu entdeckte Uranvorkommen höchstwahrscheinlich tiefer liegen als aktuelle Vorkommen und ebenfalls einen niedrigeren Erzgehalt aufweisen (Mudd/Diesendorf 2007b).

EWG (2006) bezieht sich auf die Studie von Storm/Smith (2005) und gibt an, dass unter einem Erzgehalt von 0,01–0,02 % die nötige Energie so hoch wird, dass die über den gesamten Lebenszyklus der nuklearen Kette benötigte Energie dem Energieoutput des Reaktors nahe kommt (Grenzerzgehalt). Dabei wird von folgenden Annahmen ausgegangen: Um 1 kg Uran mit einem Erzgehalt von 1 % extrahieren zu können, muss man 100 kg Erz verarbeiten. 0,01 % Erz bedürfen den Abbau von 10.000 kg Erz.

Es ist sehr wahrscheinlich, dass die meisten „**Undiscovered Resources**“ (prognosticated and speculative) einen Erzgehalt von unter 0,02 % haben (WNA 2006, S. 31). Laut Storm/Smith kämen sie als Energiequelle wegen des negativen Energieüberschusses nicht in Frage.

14.5.3 Ergebnisse des EBN-Modells

Ab einem Erzgehalt von ca. 0,02 % steigt laut EBN-Modell der nötige Energieaufwand im Verhältnis zum Output stark an, bis er ihn schließlich bei 0,008 % - 0,012 % übertrifft – ab diesem Erzgehalt wird die Energiebilanz negativ (**Grenzerzgehalt**).

Bezüglich der **Reichweite der Uranressourcen** kommt die vorliegende Studie unter Annahme zu Uranressourcen verschiedener Erzgehalte der IAEA und von vier Verbrauchsszenarien zu folgenden Ergebnissen:

Tabelle 67: Zeitliche Reichweite der Uranressourcen nach Kategorien, Szenario „Best Case“

Ressourcen	Year of Exploitation			
	WNA-low	WNA-high	Constant capacity	1%-growth
Operationable	2043-2052	2030-2035	2066-2087	2052-2065
+ Exploration & Development	2057-2071	2038-2045	>2100	2073-2094
+ Unknown	2058-2072	2039-2046	>2100	2075-2097

Tabelle 68: Zeitliche Reichweite der Uranressourcen nach Kategorien, Szenario „Future“

Ressourcen	Year of Exploitation			
	WNA-low	WNA-high	Constant capacity	1%-growth
Operationable	2046-2055	2032-2037	2072-2095	2056-2069
+ Exploration & Development	2061-2075	2040-2047	>2100	2078- >2100
+ Unknown	2061-2076	2040-2048	>2100	2080- >2100

Beim WNA-high Szenario würden die Uranvorräte bereits 2030–2037 zur Neige gehen. Unter Berücksichtigung der Minen in der Explorationsphase und unbekannter Uranressourcen könnten die Vorräte bis maximal 2048 anhalten. Die Wahrscheinlichkeit, unbekannte Ressourcen zu entdecken, ist wesentlich niedriger, als sie nicht zu entdecken. Das WNA-low Szenario ergibt Reichweiten von 2043–2055 bzw. bis 2076 unter Miteinbeziehung unbekannter Ressourcen. Bei konstant bleibender Reaktorkapazität würden die Uranreserven zwischen 2066 und 2095 erschöpft sein. Unter Annahme eines 1%igen Wachstums würde dies 2052–2069 der Fall sein, unter Miteinbeziehung von Vorkommen unter Exploration und unbekanntem Ressourcen nach dem Jahr 2100.

Diesen Reichweiten liegt folgende äußerst konservative Annahme zu Grunde: Uranressourcen unter 0,03 % (d.h. ca. ein Drittel der gesamten Ressourcen) sind zur Gänze in den angenommenen Uranressourcen enthalten. Uranressourcen unter dem Grenzerzgehalt sind also in der Berechnung der Reichweite der Uranressourcen ebenfalls inkludiert. Die tatsächliche Reichweite der Uranressourcen dürfte also kürzer sein.

Im Vergleich: Storm/Smith (2007) gehen davon aus, dass der von den Autoren errechnete Grenzerzgehalt 2058 bei gleich bleibender Kapazität bzw. 2078 bei einem jährlichen Kapazitätsanstieg von 2 % erreicht sein wird.

Fazit

Neu gebaute Kernkraftwerke haben für gewöhnlich eine Nutzungsdauer von 60 Jahren und eine Vorlaufzeit für Planung und Bau von 10 bis 19 Jahren. Kernkraftwerke, deren Planung jetzt begonnen wird, würden 2070–2080 ans Ende ihrer Lebenszeit kommen, jene die jetzt in Betrieb gehen, im Jahr 2070. Wenn vom niedrigen Wachstumsszenario der WNA ausgegangen wird, würden die Uranressourcen 2043–2055 erschöpft sein. Der Grenzerzgehalt

könnte jedoch früher erreicht sein und eine Nutzung mit positiver Energiebilanz unmöglich machen. Jedes Kraftwerk, das jetzt in Bau geht, könnte nicht bis zum Ende seiner Nutzungsdauer mit positivem Energieüberschuss betrieben werden. Alle Kraftwerke, die sich jetzt in Planung befinden, könnten nur einen Bruchteil ihrer Nutzungsdauer mit Energiegewinn betrieben werden. Auch die CO₂-Emissionen steigen mit sinkendem Erzgehalt an.

Werte aus der Literatur bestätigen die geringe Reichweite der Uranressourcen: Dittmar (2009c) geht von einer Reichweite bis 2060 bzw. 2071 aus, Diehl (2005) geht davon aus, dass die Uranvorräte ab 2042 den Bedarf nicht mehr decken können.

14.6 Uranbereitstellung versus Uranbedarf

Der jährliche Bedarf an Uran von zur Zeit ca. **59.065 tU** für 3.733 GW_{el} pro Jahr (Stand 2010) wird aus mehreren Quellen gedeckt, die man unter zwei Kategorien zusammenfasst:

- Primäre Uranquellen
- Sekundäre Uranquellen

Stehen diese Quellen nicht ausreichend zur Verfügung, kommt es sogar bei ausreichenden Uranressourcen zu Engpässen in der Versorgung, und zwar wesentlich früher, als die Erschöpfung der Uranressourcen.

14.6.1 Primäre Uranbereitstellung: Uranabbau

Die Primäre Uranbereitstellung erfolgt durch den Uranabbau. Er ist die größte Quelle der Uranbereitstellung und deckte über die letzten Jahre 50–75 % des weltweiten Uranbedarfs (OECD/NEA 2010, 84). 2008 betrug die weltweite Uranproduktion 43.880 tU und deckte 74 % des weltweiten Uranreaktorbedarfs von 59.065 tU (OECD/NEA 2010).

Dabei zeigt sich eine starke Diskrepanz zwischen Ländern, die Uranerz fördern und jenen, die Uran als Kernbrennstoff anwenden (zur Zeit 30 Länder). Es wird angenommen, dass in den nächsten zehn Jahre sechs Länder 83 % der Welturanproduktion stellen werden (Kasachstan, Kanada, Australien, Namibia, Russland, Niger, vgl. NE 2010). Lediglich Kanada und Russland betreiben auch KKW, diese Verteilung führt zwangsläufig zu nötigen Transporten von Uran.

14.6.2 Sekundäre Uranbereitstellung

Sekundäre Uranbereitstellungsmöglichkeiten sind alle Uranquellen, abgesehen vom direkten Abbau. Das umfangreiche Thema „sekundäre Uranressourcen“ soll in dieser Studie nur im Ansatz behandelt werden, um das Problem möglicher Versorgungsengpässe aufzuzeigen.

Sekundäre Uranressourcen sind:

1. Zivile und militärische Lagerbestände von natürlichem und angereichertem Uran: Das Red Book (OECD/NEA 2010) schätzt restliche Uranlager auf ca. 575.000 tU als obere Grenze, was kommerziell verfügbar gemacht werden kann (OECD/NEA 2010). Die wirkliche Höhe der Lagerbestände ist allerdings äußerst unsicher (EWG 2006, 12).

2. Kernbrennstoff aus Wiederaufbereitung von abgebranntem Kernbrennstoff aus Kernwaffen (Plutonium) kann lediglich in der kleinen Anzahl auf MOX (mixed-oxide fuel) zugelassenen Reaktoren verwendet werden (29 per 2009).
3. Uran aus Wiederanreicherung von abgereichertem Uran.

Bei der Anreicherung von Uran-235 entsteht gegenüber Natururan abgereichertes Uran, das theoretisch ebenfalls als Uranquelle verwendet werden kann. Diese Uranmengen (450.000 tU gesamt 2006) können allerdings nur von Wiederaufbereitungsanlagen mit signifikanter freier Kapazität und niedrigen Betriebskosten ökonomisch genutzt werden, welche derzeit nicht bereitsteht (OECD/NEA 2010).

Es ist nicht absehbar, dass die nötigen freien Anreicherungskapazitäten für diese Nutzung in Zukunft zur Verfügung stehen werden, wahrscheinlicher sind sogar für die normalen Anreicherungsprozesse Kapazitätsengpässe zu erwarten. Außerdem ist die Anreicherung einer der energieintensivsten Schritte der nuklearen Prozesskette. Wiederangereichertes Uran aus Russland stellt 2–7 % des Natururans dar, das nach Europa geliefert wird (OECD/NEA 2010, 95).

14.6.3 Versorgungsengpässe

2008 betrug die weltweite Uranproduktion 43.880 tU und deckte 74 % des weltweiten Uranbedarfs für Kernkraftwerke von 59.065 tU. 15.185 t mussten also aus sekundären Quellen gedeckt werden. Seit 1990 viel die Uranproduktion unter den Uranbedarf, da sekundäre Bestände am Markt zur Verfügung standen. Für 2013 wird erwartet, dass der jährliche Uranbedarf auf 70.000 tU steigen wird (OECD/NEA 2010).

Durch eine Steigerung der Uranpreise hat die Uranminenexploration in den letzten Jahren zugenommen. Das Red Book geht davon aus, dass existierende, geplante und solche, die voraussichtlich geplant werden, den Uranbedarf des High Case Szenarios (782 GW_{el}) bis 2028 und des Low Case Szenarios (511 GW_{el}) bis 2035 abdecken können. Es ist also die Erschließung neuer Minen nötig, unter Voraussetzung einer Erhöhung des Uranpreises als Anreiz (OECD/NEA 2010, 12). Es ist allerdings sehr wahrscheinlich, dass neue Minenprojekte Kostenüberschreitungen und **Zeitverzögerungen** mit sich bringen – weshalb am zeitgerechten Aufbau der Produktionskapazität gezweifelt werden kann (EWG 2006, 14).

Verzögerungen können insbesondere dadurch auftreten, dass neue Produktionsanlagen in Entwicklungsländern geplant sind. Für neue Produktionsstätten muss unter Berücksichtigung von Genehmigungs- und Errichtungszeiten mit 5–15 Jahren Vorlaufzeit gerechnet werden. Bei drohenden Versorgungsengpässen müssten daher schon frühzeitig neue Minen geplant werden.

In Australien wurden trotz breit angelegter Explorations-Versuche seit den 1970ern lediglich zwei neue wirtschaftliche Vorkommen gefunden. Die Anstiege der Uranressourcen gehen auf verstärkte Exploration in bekannten Uranlagerstätten zurück. Dieses Muster zeigte sich auch in anderen Ländern (Mudd/Diesendorf 2007a).

Neben dem durch manche Entwicklungsszenarien erwarteten Ansteigen des Uranbedarfs verschärft ein zusätzliches Problem die Versorgungslage. Zur Abdeckung des Bedarfs werden **sekundäre Ressourcen** weiterhin benötigt werden. Obwohl die Daten über Sekun-

däre Uranreserven unvollständig sind, muss von einem Rückgang in ihrer Verfügbarkeit ausgegangen werden. Ab diesem Zeitpunkt muss der Uranbedarf zu einem immer höheren Prozentsatz aus Uranabbau gedeckt werden (OECD/NEA 2010, 12).

Auch andere Quellen bezweifeln, dass der Uranabbau das teilweise Wegfallen von sekundären Quellen ausgleichen kann, sogar bei gleich bleibendem Uranbedarf wäre dies schwer möglich: daher können Engpässe bereits ab 2013 auftreten (Fleming 2007).

14.7 Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Annahmen und Angaben der *Literatur* bezüglich der zeitlichen **Reichweite der Uranressourcen** schwanken, zeigen aber generell eine stark begrenzte Reichweite, insbesondere wenn von einem Wachstum der installierten nuklearen Kapazität ausgegangen wird.

- Die Angaben des Red Book 2009 (OECD/NEA 2010) gehen von der Reichweite der Reasonably Assured Resources kleiner \$ 80/kgU von 43 Jahren aus, inkl. Inferred Resources würden die Uranvorräte ca. 106 Jahre halten (Annahme: kein Wachstum der nuklearen Kapazität).
- Dittmar (2009c) errechnet auf Basis der gesamten konventionellen Uranreserven des Red Book 2007 folgende Reichweiten: Minimalwachstumsszenario Reichweite bis 2071 - Maximalwachstumsszenario: Reichweite bis 2060.
- Laut Generation IV International Forum werden bereits 2030 die bekannten Ressourcen erschöpft sein.
- Laut Diehl (2005, 2006) werden die bekannten Uranreserven ca. im Jahr 2042 den Bedarf nicht mehr decken können. Dies wird umso relevanter, wenn der Erzgehalt der Lagerstätten berücksichtigt wird.

Der **Erzgehalt** ist ein wesentlicher **Einflussfaktor** auf die Reichweite der Uranressourcen:

- Erzgehalt und Abbautiefe von Uranminen sinken bereits jetzt im Mittel und werden weiter sinken (Mudd/Diesendorf 2007b).
- Mit sinkendem Erzgehalt steigen Energie- und Wasserbedarf sowie CO₂-Emissionen des Uranabbaus stark an – ebenso die Kosten des Abbaus.
- Lagerstätten mit einem hohem Erzgehalt machen nur einen geringen Teil der globalen Ressourcen aus, ca. 2/3 der Uranressourcen haben einen Erzgehalt von unter 0,2 %. Im Kontinent mit den höchsten Uranressourcen – Australien – weisen 90 % der Uranressourcen weniger als 0,06 % Erzgehalt auf. Auch die Ressourcen des derzeit größten Uranproduzenten Kasachstan haben Erzgehalte von weit unter 0,1 %.

Ab einem bestimmten Erzgehalt (**Grenzerzgehalt**) wird soviel Energie im Uranabbau benötigt, dass über den Lebenszyklus kein Energieüberschuss mehr produziert wird. Die Modellierungen der vorliegenden Studie ergeben einen Grenzerzgehalt von ca. 0,008–0,012 %, ab einem Erzgehalt von 0,02 % sinkt der Nettoenergieoutput allerdings bereits rapide.

Die **Reichweite der Uranressourcen** unter Berücksichtigung des Grenzerzgehaltes wurde in vorliegender Studie für verschiedene Szenarien berechnet (vgl. Abschnitt 4.7.2). Neu gebaute Kernkraftwerke haben für gewöhnlich eine Nutzungsdauer von 60 Jahren und eine Vorlaufzeit für Planung und Bau von 10 bis 19 Jahren. Kernkraftwerke, deren Planung jetzt

begonnen wird, würden 2070–2080 ans Ende ihrer Lebenszeit kommen, jene die jetzt in Betrieb gehen, im Jahr 2070. Wenn vom niedrigen Wachstumsszenario der WNA ausgegangen wird, würden die Uranressourcen 2043–2055 erschöpft sein. Der Grenzerzgehalt könnte jedoch früher erreicht sein und eine Nutzung mit positiver Energiebilanz unmöglich machen. Jedes Kraftwerk, das jetzt in Bau geht, könnte nicht bis zum Ende seiner Nutzungsdauer mit positivem Energieüberschuss betrieben werden.

Zur Abdeckung des jährlichen Uranbedarfs werden **sekundäre Ressourcen** weiterhin benötigt. Obwohl die Daten über sekundäre Uranreserven unvollständig sind, wird von einem Rückgang in ihrer Verfügbarkeit ausgegangen, besonders nach 2013. Ab diesem Zeitpunkt muss der Uranbedarf zu einem immer höheren Prozentsatz aus Uranabbau gedeckt werden (OECD/NEA 2010, 12). Auch andere Quellen bezweifeln, dass die Uranproduktion das teilweise Wegfallen von sekundären Quellen ausgleichen kann, sogar bei gleich bleibendem Uranbedarf wäre dies schwer möglich: Engpässe können bereits 2013 auftreten (Fleming 2007).

Um auf drohende Versorgungsengpässen zu reagieren, werden **Generation-IV-Reaktoren** entwickelt, die ihren Brennstoff teilweise selbst erbrüten. Die Entwicklung dieser Reaktoren befindet sich allerdings noch in einem frühen Stadium, ist kostenintensiv und mit ungelösten Problemen behaftet, wie etwa Sicherheitsprobleme bei schnellen Brütern und Thoriumreaktoren sowie hohe Kosten für die Entwicklung und den Bau.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass ein Fokus auf den Ausbau der Nuklearindustrie eine Investition in eine Wirtschaft mit schwindender Rohstoffquelle und möglichen Rohstoffengpässen bedeuten würde, deren Energieausbeute in absehbarer Zeit stark sinken wird.



Als etablierte Forschungs- und Beratungseinrichtung ist das Österreichische Ökologie-Institut seit 1985 im Umfeld Ökologie und Nachhaltigkeit tätig. Wir arbeiten für und mit Politik und Verwaltung, Wirtschaft und Interessensvertretungen sowie den direkt Betroffenen von gesellschaftlichen Veränderungen. Unsere ExpertInnen aus unterschiedlichen Fachbereichen bieten ein breites Feld an inhaltlichen und methodischen Zugängen. Damit stellen wir uns der ambitionierten Herausforderung einer Nachhaltigen Entwicklung in seiner ökologischen, sozialen und ökonomischen Dimension. Im Kompetenzfeld Gesellschaft – Wissenschaft – Technologie beforschen und bewerten wir u.a. das nachhaltige Potenzial von Technologien zur Lösung globaler Fragen. Dafür untersuchen wir Chancen und Risiken von Technologien über ihren Lebenszyklus für Umwelt, Gesellschaft und Gesundheit. Seit 25 Jahren bearbeiten wir nukleare Fragen wie Auswirkungen der gesamten Brennstoffkette von Uranabbau bis Endlagerung auf Mensch und Umwelt, Sicherheit und Risiko von Atomanlagen, Auswirkung von schweren Unfällen und Fragen des Strahlenschutzes.



Die 1977 gegründete Österreichische Energieagentur entwickelt, fördert und implementiert Maßnahmen, die auf eine nachhaltige Energieversorgung sowie auf den effizienten Einsatz von Energie abzielen. Innovative Energietechnologien, energieeffiziente Systeme und erneuerbare Energiequellen etc. zählen zu den relevanten Themenfeldern. Die Österreichische Energieagentur trägt somit zur Formulierung und Umsetzung der Energie-, Technologie- und Forschungspolitik auf Bundes- und Landesebene bei. Darüber hinaus kooperiert sie national, international sowie auf EU-Ebene im Rahmen von Projekten mit verschiedenen Institutionen, um die nachhaltige Energieversorgung voranzutreiben. Für diese Zwecke beschäftigt die Österreichische Energieagentur ein interdisziplinär zusammengesetztes Team von etwa siebzig MitarbeiterInnen.

Diese Studie liefert Informationen über den Energieeinsatz für die Stromproduktion mittels Nuklearenergie über den Lebenszyklus. Folgende Kernfragen werden behandelt: Welche Faktoren einschließlich des Erzgehalts haben den größten Einfluss auf den Energieüberschuss? Ab welchem Erzgehalt wird kein Energieüberschuss mehr produziert? Kann eine Fokussierung auf Kernenergie zum Klimaschutz beitragen? Die einzelnen Schritte der nuklearen Brennstoffkette wurden zu einem Großteil bottom-up modelliert.