



# Holzasche aus Biomassefeuerungen

## Entsorgungs- und Verwertungsmaßnahmen – Beurteilung des Risikos hinsichtlich radioaktivem Cäsium und Schwermetallen

732.199 Interdisziplinäre Projektstudie Risiko  
Gruppe 1

Barbarits Marco  
Baumgartner Martin  
Egger Silvia  
Ehrlinger Doris  
Färber Barbara  
Greisberger Matthias  
Grossmann Elisabeth  
Holzmann Gerald  
Lehner Lukas  
Neumayr Mathias  
Pezzutto Simon  
Sitter Marko  
Schweiger Franz  
Zessner-Spitzenberg Benjamin

Wien, 2008

Die vorliegende Arbeit ist im Zuge der Lehrveranstaltung Interdisziplinäre Projektstudie Risiko der Studienrichtung Umwelt- und Bioressourcenmanagement an der Universität für Bodenkultur Wien entstanden und wurde von Herrn Univ-Prof. DI Dr. Torsten W. Berger betreut.

## Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	5
2	Methodik.....	6
2.1	Literaturrecherche .....	6
2.2	Interviews mit Experten .....	6
3	Technische Aspekte der Biomasseverbrennung .....	7
3.1	Feste Biomassebrennstoffe.....	7
3.1.1	Entstehung von Biomasse - Primärproduktion .....	7
3.1.2	Brennstoffzusammensetzung und -eigenschaften .....	8
3.1.3	Thermochemische Umwandlung von Biomasse .....	10
3.2	Festbrennstoffverbrennung .....	12
3.2.1	Vorgänge bei der Verbrennung .....	13
3.2.2	Emissionsentstehung .....	14
3.3	Abgasreinigung .....	16
3.3.1	Staubabscheidung.....	16
3.3.2	Gasreinigung durch Abgaskondensation.....	19
3.4	Aschefractionen.....	19
3.4.1	Grobasche- Rostasche.....	20
3.4.2	Flugasche- Zyklonasche.....	20
3.4.3	Feinstflugasche- Filterasche.....	21
3.4.4	Kondensatschlamm .....	21
3.5	Schwermetalle bei der Biomasseverbrennung.....	21
3.6	Technische Möglichkeiten der Minimierung .....	23
4	Rückführung .....	26
4.1	Einleitung.....	26
4.2	Gesetzliche Rahmenbedingungen für die Verwertung von Pflanzenaschen in Österreich .....	27
4.3	Eigenschaften von Holzaschen .....	30
4.4	Holzasche-Kreislaufkonzept.....	31
4.4.1	Veränderungen des Bodenchemismus .....	32
4.4.2	Wirkung auf Feinwurzeln .....	32
4.4.3	Wachstum, Nährstoffgehalte und Phänologie der Bäume.....	33
4.5	Verwendung von Pflanzenaschen auf Acker- und Grünland.....	34
4.6	Aufwandsmengen.....	35

4.7	Logistik .....	35
4.7.1	Mengenanfall .....	37
4.7.2	Verfrachtung und Ausbringung .....	39
4.7.3	Kosten .....	42
5	Risiken bei der Rückführung und Verwertung .....	43
5.1	Schwermetalle .....	43
5.1.1	Lebensnotwendigkeit .....	44
5.1.2	Verwendung .....	44
5.1.3	Gesundheitsschädlichkeit .....	45
5.2	Beschreibung der meist verbreiteten Schwermetalle .....	47
5.2.1	Quecksilber .....	47
5.2.2	Blei .....	47
5.2.3	Kupfer .....	49
5.2.4	Cadmium .....	49
5.2.5	Thallium .....	50
5.3	Schwermetallgrenzwerte .....	51
5.3.1	Grenzwerte des Schwermetallgehalts im Boden .....	51
5.3.2	Schwermetallgrenzwerte im Forstgesetz 1975 .....	54
5.4	Schwermetalle in Zement .....	55
5.4.1	Zementherstellung .....	55
5.4.2	Eintrag von Schwermetallen .....	55
5.4.3	Stofffluss .....	56
5.4.4	Recycling im Zement – Bewertung .....	56
5.5	Radioaktivität .....	58
5.5.1	Begriffe aus der Atomphysik .....	58
5.5.2	Atomkraftwerke .....	59
5.6	Cäsium .....	60
6	Schlussfolgerung und Zusammenfassung .....	72
7	Quellenverzeichnis .....	81
7.1	Literatur .....	81
7.2	Internetquellen .....	86
7.3	Tabellenverzeichnis .....	91
7.4	Abbildungsverzeichnis .....	92
Anhang	.....	97

# 1 Einleitung

Verbrennung von Biomasse zur Energiegewinnung ist ein Thema das in Zeiten des globalen Klimawandels sehr wichtig geworden ist. Je nach Ausgangsmaterial und Rahmenbedingungen der Verbrennung kommt es zu unterschiedlichsten Reststoffen.

Die folgende Projektstudie soll sich speziell mit der Verwertung dieser Reststoffe befassen. Die Aschen aus der Verbrennung von Biomasse enthalten zugleich wichtige Nährstoffe, die es in den Nährstoffkreislauf zurückzuführen gilt. Ebenso gibt es aber auch sehr problematische Reststoffe wie zum Beispiel Schwermetalle, die ein großes gesundheitliches Risiko für den Menschen darstellen. Diese Projektstudie soll einerseits die technischen Möglichkeiten zur Vermeidung oder Minimierung von problematischen Reststoffen und andererseits die möglichen Gefahren aufzeigen. Ebenso soll ein kurzer Einblick in die österreichische Gesetzeslage zu diesem Thema geboten werden.

Ein weiterer Aspekt ist die Belastung der österreichischen Staatsfläche mit radioaktivem Cäsium, das bei dem Reaktorunglück in Tschernobyl 1986 freigesetzt wurde. Diese ist vor allem aus dem Grund interessant, dass das radioaktive Cäsium im Stoffkreislauf erhalten bleibt. Verwendet man zum Beispiel Holzasche von einem mit Cäsium belasteten Baum zur Düngung in der Landwirtschaft, kann das Cäsium in unsere Lebensmittel gelangen. Ebenso problematisch stellt sich die Verwendung von radioaktiv verseuchter Holzasche als Beimischung im Zement dar.

Die Verwendung und Rückführung ist ein sehr wichtiges Thema mit dem es sich zukünftig viel mehr zu beschäftigen gilt. Gerade heute wo das mengenmäßige Aufkommen von Holzasche rapide ansteigt, ist die Gefahr groß, dass falsche Maßnahmen gesetzt werden. Diese Projektstudie soll dazu beitragen, den sehr komplexen Stoffkreislauf besser zu verstehen um in Zukunft richtig handeln zu können.

## 2 Methodik

### 2.1 Literaturrecherche

Die systematische Recherche war ein wichtiger Teil unserer Arbeit. Die erste Literaturrecherche hat jedes Gruppenmitglied allein durchgeführt. Die Suche erfolgte in der Bibliothek und im Internet. Die gefundenen Informationen wurden danach ausgetauscht.

Verwendet wurde hier die Bibliothek der Universität für Bodenkultur, in der mit Hilfe von Stichworten wie „Holzasche“, „Schwermetalle“ und „Cäsium“ erste Ergebnisse erzielt werden konnten. Sehr hilfreich waren vor allem die Arbeiten die von Projektbetreuer DI Dr. Berger zu Beginn empfohlen wurden.

Im Internet wurde mit Hilfe des Schneeballsystems gearbeitet, um sich einen Überblick zu verschaffen. Zu Beginn wurde auf [www.google.at](http://www.google.at) nach Schlagworten wie „Holzasche“ und „Cäsiumbelastung“ gesucht.

Manche Aspekte unserer Arbeit konnten im Internet nur mit gezielter Suche gefunden werden. Dies wurde unterstützt durch die befragten Experten, die auf informative Seiten hingewiesen haben.

### 2.2 Interviews mit Experten

Um genauere Informationen und Fakten zu technischen Details zu bekommen wurden 4 Experteninterviews durchgeführt. Projektbetreuer DI Dr. Berger schlug einige interessante Ansprechpartner vor, aus denen vier ausgewählt wurden.

Die Experteninterviews hatten den Charakter eines Kamingesprächs, in denen meist Wissen ausgetauscht wurde. Interviewt wurden Univ. Prof. Dr. Helmut Gatterbauer, DI Jeanette Klonk, DI Christian Kanzian sowie DI Wolfgang Thoma.

## 3 Technische Aspekte der Biomasseverbrennung

### 3.1 Feste Biomassebrennstoffe

Als feste Biomassebrennstoffe werden biogene Brennmaterialien bezeichnet, die in der Zeit ihrer Nutzung in fester Form vorliegen. Im Gegensatz zur Windkraft und zur Photovoltaik stellen Biomassebrennstoffe eine chemisch gebundene und somit gespeicherte Form von Sonnenenergie dar. Dadurch fällt bei dieser Energieform die Speichernotwendigkeit weg. Dies ist gegenüber anderen regenerativen Energieformen der hauptsächliche Vorteil von Biomasse (REBHAN, 2002).

#### 3.1.1 Entstehung von Biomasse-Primärproduktion

Die Fotosynthese und die Atmung (Respiration) sind die wesentlichen Prozesse, durch die Primärproduktion ermöglicht wird. Dabei werden mit Hilfe von Lichtenergie Kohlenhydrate aufgebaut, die wiederum durch den Respirationsprozess abgebaut werden. Durch diesen Respirationsprozess gewinnt die Pflanze die zur Aufrechterhaltung der Stoffwechselfvorgänge notwendige Energie (KALTSCHMITT und HARTMANN, 2001). Insgesamt werden 0,1 % der Solarenergie mittels Fotosynthese in Biomasse umgewandelt (ZAHORANSKY, 2002). Im Folgenden wird der Prozess der Fotosynthese erklärt.

#### Fotosynthese

Über die Wurzeln und bzw. oder die Spaltöffnungen nehmen Pflanzen bestimmte Stoffe auf, welche für das Wachstum benötigt werden. Diese Stoffe weisen jedoch nur einen geringen Gehalt an chemischer Energie auf, weshalb die Pflanze ihren Energiebedarf hauptsächlich über die Absorption von Licht decken muss. Dabei wird von den grünen pflanzlichen Zellen Lichtenergie absorbiert, mit deren Hilfe Kohlenstoffdioxid ( $\text{CO}_2$ ) aufgenommen und in die Pflanzensubstanz eingearbeitet wird ( $\text{CO}_2$ -Assimilation). Dieser Prozess, bei dem die Pflanze Lichtenergie in chemische Energie umwandelt, ist die Grundlage für die Bildung von Biomasse und wird als Fotosynthese bezeichnet (KALTSCHMITT und HARTMANN, 2001).

### **3.1.2 Brennstoffzusammensetzung und -eigenschaften**

Der Ablauf eines Verbrennungsprozesses wird hauptsächlich durch die Eigenschaft des verwendeten biogenen Stoffes bestimmt. Darüber hinaus ist die Menge der ausgestoßenen Schadstoffe von den Eigenschaften der Biomasse und von den Verbrennungsbedingungen abhängig (LAUNHARDT, 2002).

#### Aufbau von fester Biomasse

Feste Biomasse besteht hauptsächlich aus den drei Biopolymeren Cellulose, Hemicellulose (Polyose) und Lignin, die in den meisten Fällen zusammen 95% der Pflanzentrockenmasse ausmachen. Somit gelten diese als Hauptbaustoffe des Brennstoffes (KALTSCHMITT und HARTMANN, 2001). Alle drei Biopolymere setzen sich nur aus den drei Hauptelementen Kohlenstoff (C), Wasserstoff (H) und Sauerstoff (O) zusammen. Der Unterschied liegt dabei nur bei der jeweiligen molekularen Bindung (LAUNHARDT, 2002).

Bei der energetischen Nutzung sind vor allem die elementare Zusammensetzung sowie die verbrennungstechnischen und physikalisch-mechanischen Eigenschaften der festen Biomasse von Bedeutung. Da diese für die thermochemischen bzw. schadstoff bildenden Prozesse von Bedeutung sind, werden sie als qualitätsbestimmende Merkmale bezeichnet. Die folgende Tabelle zeigt die qualitätsrelevanten Eigenschaften biogener Festbrennstoffe (KALTSCHMITT und HARTMANN, 2001).

*Tabelle 1: Auswirkungen qualitätsrelevanter Eigenschaften von Biomasse*

Qualitätsmerkmal	Auswirkungen
<i>Elementgehalte</i>	
Sickstoff (N)	NO <sub>x</sub> -, HCN- und N <sub>2</sub> O-Emissionen
Kalium (K)	Ascheerweichungsverhalten, Hochtemperaturkorrosion
Magnesium (Mg), Kalzium	Ascheerweichungsverhalten, Ascheeinbindung von Schadstoffen, Ascheverwertung
Schwefel (S)	SO <sub>x</sub> -Emissionen, Hochtemperaturkorrosion
Chlor (Cl)	Emissionen von HCl und halogenorganischen Verbindungen, Hochtemperaturchlorkorrosion
Schwermetalle	Ascheverwertung, Schwermetallemissionen, zum Teil katalytische Wirkung
<i>Weitere energieträgerspezifische Eigenschaften</i>	
Wassergehalt	Heizwert, Lagerfähigkeit, Verluste, Selbstentzündung, Brennstoffgewicht, Verbrennungstemperatur
Heizwert	Anlagenauslegung
Aschegehalt	Partikelemission (Staub), Rückstandsbildung und –verwertung
Ascheerweichungspunkt	Schlackebildung und –ablagerungen, Betriebssicherheit und –kontinuität, Wartungsbedarf
<i>Physikalisch-mechanische Eigenschaften</i>	
Stückigkeit (Abmessung, Geometrie)	Zuordnung zu mechanischen Systemen und Feuerungsanlagentypen, Aufbereitungsbedarf
Größenverteilung/-Feinanteil	Störungen in Förderelementen, Rieselfähigkeit, Brückenbildungsneigung, Belüftungs- und Trocknungseigenschaften, Staubentwicklung
Brückenbildungsneigung	Rieselfähigkeit, Störungen bei Umschlagprozessen
Schütt- bzw. Lagerdichte	Lager- und Transportaufwendungen, Leistung der Förderelemente, Vorratsbehältergröße usw.
Rohdichte (Teildichte)	Schütt- und Lagerdichte, pneumatische Fördereigenschaften, Brenneigenschaften (spezifische Wärmeleitfähigkeit, Entgasungsrate usw.)
Abriebfestigkeit	Feinanteil (Staubentwicklung, Entmischung)

Quelle: KALTSCHMITT & HARTMANN, 2001

### Elementarzusammensetzung

Pflanzliche Biomasse setzt sich aus einer Vielzahl von chemischen Elementen zusammen. Diese werden wiederum in Haupt- und Spurenelemente eingeteilt. Zu den Hauptelementen zählen alle wesentlich am Aufbau der Biomasse beteiligten Elemente sowie Nähr- und Düngemittelbegleitstoffe. Das sind z. B. die für die pflanzliche Grundzusammensetzung verantwortlichen Elemente Kohlenstoff (C), Wasserstoff (H) und Sauerstoff (O) sowie die Pflanzennährstoffe Stickstoff (N), Kalium (K), Phosphor (P), Calcium (Ca), Magnesium (Mg) und Schwefel (S). Zusätzlich wird noch das Chlor (Cl) zu den Hauptelementen gezählt, welches als Düngemittelbegleitstoff in die Pflanzen gelangt (LAUNHARDT, 2002).

Als Spurenelemente werden alle restlichen Elemente bezeichnet. Diese sind z.B. Silizium (Si), Natrium (Na), Eisen (Fe), Mangan (Mn), Zink (Zn), Kupfer (Cu), Molybdän (Mo) und Kobalt (Co). Dabei sind einige Spurenelemente für die Pflanzen lebensnotwendig und andere wiederum schädlich. Die Mehrzahl dieser Spurenelemente sind Schwermetalle, welche größtenteils nach einer thermischen Umwandlung zurückbleiben und somit die Aschequalität primär beeinflussen. Dabei ist jedoch zu erwähnen, dass Holzbrennstoffe gegenüber jährlich erntbaren Pflanzen stärker mit Schwermetallen belastet sind. Unter den Holzbrennstoffen muss jedoch zwischen langjährig wachsenden Waldhölzern und Kurzumtriebsplantagenkulturen unterschieden werden, da Waldhölzer meist um ein Vielfaches höhere Schwermetallgehalte aufweisen. Gründe hierfür sind einerseits die lange Umtriebszeit, in welcher die Schwermetalle aus der Atmosphäre akkumuliert werden und andererseits die niedrigen pH-Werte der Waldböden, durch welche sich die Schwermetalllöslichkeit erhöht (KALTSCHMITT und HARTMANN, 2001). Jedoch weist DAHL et al. (2002) in einer Studie darauf hin, dass Weiden, die neuerdings oft in Form von Energiewäldern gepflanzt werden, eine erhöhte Akkumulation von Schwermetallen – speziell Cd und Zn – aufweisen.

### 3.1.3 Thermochemische Umwandlung von Biomasse

Die energetische Nutzung von biogenen Festbrennstoffen kann sowohl durch direkte Verbrennung als auch durch vorherige Umwandlung in Sekundärenergieträger erfolgen. Diese können in fester, flüssiger und gasförmiger Form vorliegen. Die einzelnen Prozesse zur thermochemischen Umwandlung werden anschließend näher behandelt.

#### Luftüberschusszahl (Luftüberschuss)

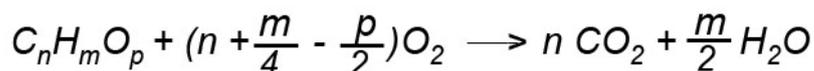
Um eine vollständige Verbrennung zu erreichen, wird dem Brennstoff meistens Luft im Überschuss beigeführt. Somit steht der Reaktion mehr Sauerstoff zur Verfügung als es theoretisch für die vollständige Oxidation aller im Brennstoff befindlichen Verbindungen notwendig wäre. Die Höhe des Luftüberschusses eines Verbrennungsprozesses wird durch die Luftüberschusszahl  $\lambda$  beschrieben. Wie in der folgenden Gleichung ersichtlich, ergibt sich diese aus dem Verhältnis der zugeführten Luftmenge  $m_{Luft,ges}$  und der benötigten Mindestmenge  $m_{Luft,min}$  (KALTSCHMITT und HARTMANN, 2001).

$$\lambda = \frac{m_{Luft,ges}}{m_{Luft,min}}$$

Daraus kann man schließen, dass bei einer vollständigen Verbrennung die Luftüberschusszahl mindestens eins betragen muss. Bei anderen thermochemischen Verfahren, wie z.B. der Biomassevergasung ist der Luftüberschuss deutlich kleiner als eins aber größer als null. Wird dem thermochemischen Prozess von außen kein Sauerstoff zugeführt, dann bezeichnet man den Prozess als Pyrolyse. Dabei ist die Luftüberschusszahl gleich null. Auf die wichtigsten thermochemischen Umwandlungsprozesse Verbrennung, Vergasung und Pyrolyse wird nun näher eingegangen (KALTSCHMITT und HARTMANN, 2001).

### Verbrennung

Bei der Verbrennung von Biomasse oxidieren Kohlenstoff und Wasserstoff in Gegenwart von Sauerstoff zu Kohlendioxid und Wasser. Dabei wird Energie freigesetzt, welche wiederum thermisch genutzt werden kann (KALTSCHMITT und HARTMANN, 2001). Kohlenstoff (C), Wasserstoff (H) und Sauerstoff (O) sind zugleich die wesentlichen Bestandteile von Biomasse (Summenformel  $C_nH_mO_p$ ), die durch die zuvor erwähnte  $CO_2$ -Assimilation und die Wasseraufnahme entstanden sind (LAUNHARDT, 2002). Die folgende chemische Gleichung beschreibt die Verbrennung von Biomasse. Laufen die in der Gleichung beschriebenen Reaktionen vollständig ab und es kommt zur Oxidation aller oxidierbaren Bestandteile des Brennstoffes, dann spricht man von einer vollständigen Verbrennung.

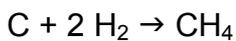
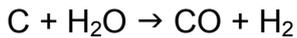
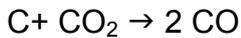
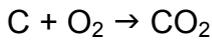


Wie bereits oben erwähnt wurde, muss zur Gewährleistung einer vollständigen Verbrennung die Luftüberschusszahl immer gleich bzw. größer als eins sein (KALTSCHMITT und HARTMANN, 2001).

### Vergasung

Bei einer Luftüberschusszahl von kleiner als eins jedoch größer als null wird die Biomasse nur teilverbrannt. Kohlenstoff (C) oxidiert nicht vollständig zu Kohlenstoffdioxid ( $CO_2$ ), sondern nur zu Kohlenstoffmonoxid (CO), welches zu einem späteren Zeitpunkt weiter oxidieren kann (KALTSCHMITT und HARTMANN, 2001). In einer deutlich geringeren Menge wird bei der Biomassevergasung über das Wasser Wasserstoff ( $H_2$ ) und Methan ( $CH_4$ ) erzeugt.

Die folgenden Gleichungen beschreiben die vier Kernreaktionen der Biomassevergasung:



(ZAHORANSKY, 2002).

### Pyrolyse

Die Pyrolyse ist ebenfalls ein thermochemischer Prozess, der jedoch unter Sauerstoffausschluss abläuft. Dabei werden Wasserdampf, Wasserstoff, Methan und andere Gase freigesetzt, wodurch ein kohlenstoffreicher Koks übrig bleibt, welcher als Festbrennstoff verwendet werden kann (ZAHORANSKY, 2002). Bei diesem thermochemischen Umwandlungsprozess ist die Luftüberschusszahl gleich null. Da jedoch Biobrennstoffe Sauerstoff enthalten (bei Holz 44 % O<sub>2</sub>), laufen bei der Pyrolyse trotzdem zum Teil Oxidationsreaktionen ab (KALTSCHMITT und HARTMANN, 2001).

### Verflüssigung

Die Verflüssigung ist eine spezielle Form der Biomassenutzung, bei welcher ein flüssiger Sekundärenergieträger erzeugt wird. Die Verflüssigung wird meistens in Kombination der zuvor erklärten thermochemischen Prozesse Verbrennung, Vergasung und Pyrolyse ermöglicht, wobei das Ziel in der größtmöglichen Ausbeute des flüssigen Sekundärenergieträgers liegt (KALTSCHMITT und HARTMANN, 2001).

## **3.2 Festbrennstoffverbrennung**

Unter einer Verbrennung versteht man eine chemische Verbindung (Oxidation) der brennbaren Bestandteile eines Brennstoffs mit Sauerstoff eines Oxidationsmittels z.B. Luft, mit gleichzeitiger Bildung und Freisetzung von Wärme (LAUNHARDT, 2002). Dabei entstehen Abgase und Asche, letztere enthält die nicht brennbaren Mineralstoffe sowie

festen Oxide von metallischen Brennstoffbestandteilen. Zur Beschreibung der Energie- und Temperaturverhältnisse in einer Feuerungsanlage kann der Verbrennungsprozess in einen ersten Teilschritt, der chemischen Brennstoffumwandlung, und in einen zweiten Teilschritt, nämlich der Wärmeübertragung an ein flüssiges oder gasförmiges Wärmeträgermedium, unterteilt werden (KALTSCHMITT und HARTMANN, 2001).

### 3.2.1 Vorgänge bei der Verbrennung

Bei der Verbrennung von pflanzlicher Biomasse laufen verschiedene physikalische und chemische Prozesse ab. Von der Trocknung über die Vergasung durch partielle Luftzufuhr bis hin zur anschließenden Oxidation von brennbaren Gasen und festem Kohlenstoff. Um den Verbrennungsprozess kurz zu charakterisieren, soll folgende vereinfachte Betrachtung, die sich nur auf die Hauptbrennstoffbestandteile Kohlenstoff, Wasserstoff und Sauerstoff bezieht, herangezogen werden (KALTSCHMITT und HARTMANN, 2001):

- Erwärmung des Brennstoffs durch Rückstrahlung von Flamme, Glutbett und Feuerraumwänden.
- Trocknung des Brennstoffs durch Verdampfung und Wegtransport des Wassers bei Temperaturen ab ca. 100°C.
- Pyrolytische Zersetzung der Biomasse durch Temperatureinwirkung.
- Vergasung der Biomasse mit Sauerstoff zu Gasen.
- Vergasung des festen Kohlenstoffs zu Kohlenstoffmonoxid mit Kohlenstoffdioxid, Wasserdampf und Sauerstoff ab 720°C.
- Oxidation der brennbaren Gase zu Kohlenstoffdioxid und Wasser bei Temperaturen ab 700°C bis rund 1.500°C (real) bzw. maximal rund 2.000°C (theoretisch).
- Wärmeabgabe der Flamme an die umgebenden Feuerraumwände und an den neu zugeführten Brennstoff.

Die Festbrennstoffverbrennung setzt sich aus den heterogenen Reaktionen der Feststoffvergasung und den homogenen Reaktionen der Gasphasenoxidation zusammen (KALTSCHMITT und HARTMANN, 2001).

#### Thermischer Abbrandverlauf

Der thermische Abbrandverlauf eines Brennstoffes lässt sich durch den Brennstoff-Zersetzungsgrad – Massenabnahme des Brennstoffs – in Abhängigkeit von der Temperatur als entscheidendes Medium beschreiben. Wie man in Abbildung 1 erkennen

kann werden die 3 Brennstoff-Hauptstoffgruppen Cellulose, Polyosen und Lignin bei unterschiedlichen Temperaturen zersetzt. So zersetzen sich beispielsweise die Cellulosen fast vollständig in Entgasungsprodukte. Bei den Polyosen treten ähnliche Zersetzungsmechanismen auf wie bei der Cellulose, jedoch beginnt die Zersetzung bereits bei niedrigeren Temperaturen. Lignin zerfällt als letztes und bildet den größten Teil des festen Entgasungsrückstands.

### Zeitlicher Abbrandverlauf

Dieser beschreibt den Brennstoff-Zersetzungsgrad in zeitlicher Abhängigkeit bei konstanter Brennkammertemperatur. In Abb. 1 (rechts) wird dieser Zusammenhang am Beispiel von Holz gezeigt (LAUNHARDT, 2002).

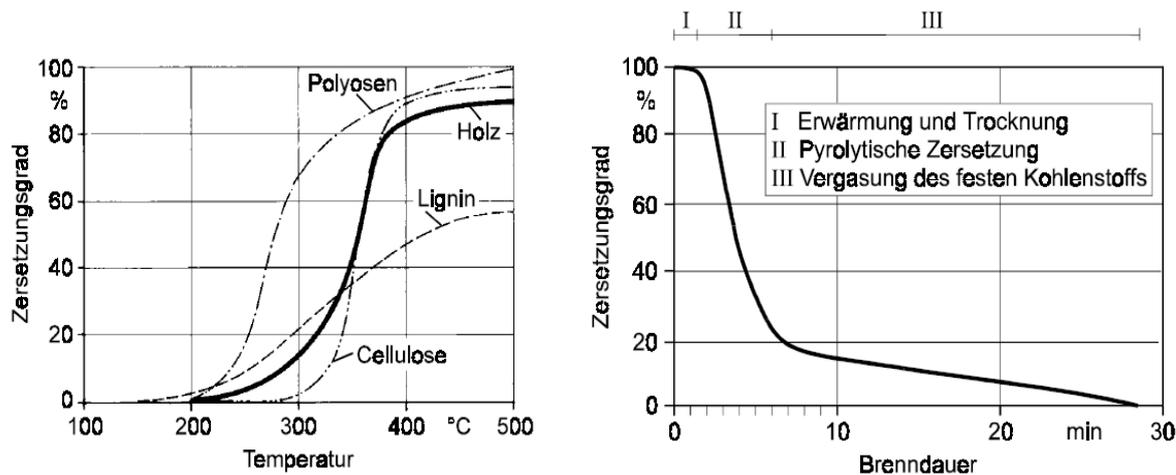


Abbildung 1: Links: Grad der Zersetzung von Holz und seinen Hauptbestandteilen als Funktion der Temperatur, Rechts: Grad der Zersetzung von Holz als Funktion der Brenndauer.

Quelle: (LAUNHARDT, 2002)

### 3.2.2 Emissionsentstehung

Die Verbrennungsprodukte von Biomasse können in Stoffe aus unvollständiger und aus vollständiger Verbrennung, sowie in Schadstoffe aus Spurenelementen bzw. Brennstoffverunreinigungen, die in der Biomasse neben Kohlenstoff (C), Wasserstoff (H) und Sauerstoff (O) noch vorhanden sind, eingeteilt werden. Bei Stoffen aus *vollständiger Oxidation dieser Hauptbrennstoffbestandteile* handelt es sich um Kohlenstoffdioxid (CO<sub>2</sub>)-

Emissionen und Wasserdampf ( $H_2O$ ). Werden die Hauptbrennstoffbestandteile *unvollständig oxidiert*, entstehen dabei Kohlenmonoxid (CO), Kohlenwasserstoffe, Teere, Ruß und unverbrannte Kohlenstoffpartikel. Der un- oder teilverbrannter Brennstoff wird mit der Asche und dem Abgas ausgetragen und führt somit zu einer Verminderung des Wirkungs- bzw. Nutzungsgrades und zu einer unerwünschten Emission von Schadstoffen. Bei den *Schadstoffen aus Spurenelementen bzw. Brennstoffverunreinigungen* handelt es sich um luftgetragene Aschepartikel (d. h. nicht brennbarer Teil der Staubemissionen) und Schwermetalle wie z. B. Cu, Pb, Zn, Cd oder Schwefel-, Chlor- und Kaliumverbindungen wie  $SO_2$ ,  $HCL$ ,  $KCL$ , Dioxine und Furane sowie Stickstoffverbindungen (KALTSCHMITT und HARTMANN, 2001).

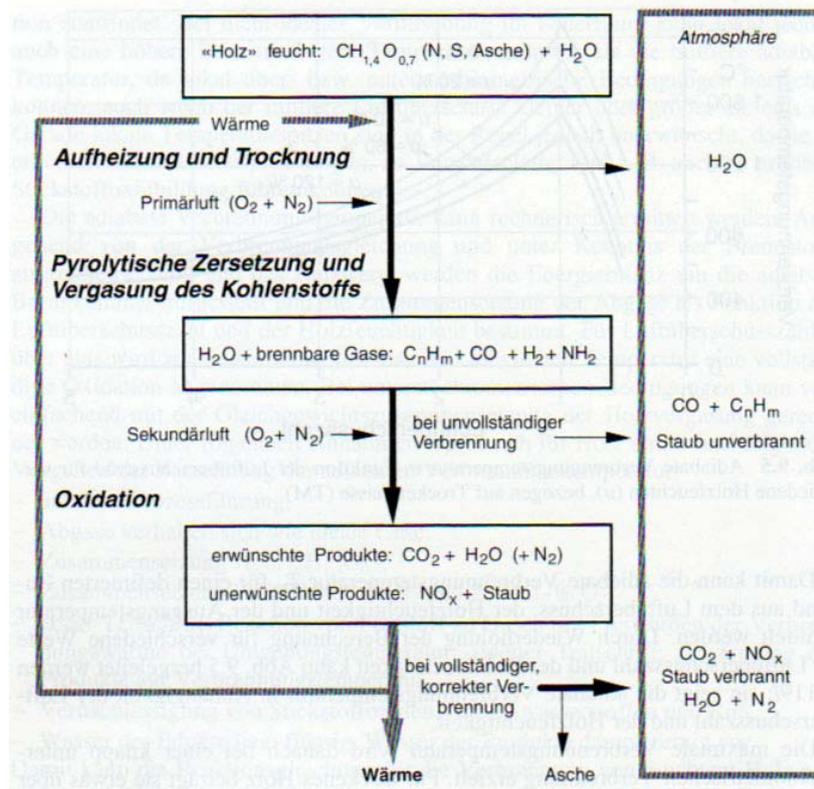


Abbildung 2: Abbrandverhalten von Holz über Trocknung, Vergasung mit Primärluft und Oxidation der Gase mit Sekundärluft (nicht dargestellt ist der parallel zum Gasausbrand ablaufende Abbrand des Kohlenstoffs mit Primärluft)

Quelle: (KALTSCHMITT und HARTMANN, 2001)

### Ascheausbrand

Im Folgenden wird sich diese Arbeit näher mit der Thematik des Feststoffausbrandes befassen. Durch eine vollständige Verbrennung wird der Schwermetallgehalt in der

Rostasche minimiert. Ein vollständiger Feststoffausbrand ist je nach Brennstoff und Feuerungsart mehr oder weniger als schwierig zu bezeichnen, da eine ausreichende Aufenthaltszeit des Brennstoffs auf dem Rost, gute Verteilung der Verbrennungsluft sowie hohe Temperaturen in der Kohlenstoffausbrandzone gegeben sein müssen. Bei optimalen Bedingungen kann der Ausbrand der Rostasche auf einen Kohlenstoffgehalt von weniger als 1 % der Asche gebracht werden. Werden allerdings Brennstoffe eingesetzt die stark zur Versinterung neigen, wird dadurch der Sauerstoffzutritt durch die Bildung einer kompakten Schicht verhindert. Dies erschwert wiederum die Umsetzung des darunter liegenden Brennstoffes. Weitere Ursachen für einen erhöhten Kohlenstoffgehalt der Rostasche können ein zu kurzer Rost, eine zu hohe Rostgeschwindigkeit oder eine ungünstige Durchmischung des Brennstoffbetts mit Luft in der Ausbrandzone sein. Durch das Aufwirbeln von Brennstoffpartikeln mit Primärluft und des somit unvollständigen Ausbrandes, wird der Kohlenstoffgehalt der Flugasche erhöht. Unzureichende Ausbrandbedingungen in der Nachbrennkammer führen zu Rußbildung und ebenfalls zu einem erhöhten Gehalt von festem Kohlenstoff in der Flugasche.

Wird im Gegensatz zur Rost- oder Unterschubfeuerung, die Einblasfeuerung betrieben, kann es bei der Verbrennung von staubförmigen Brennstoffen mit unterschiedlichen Korngrößenspektren – was oft der Fall ist – zu unterschiedlich langen Abbrandzeiten kommen. Dies führt ebenfalls zu einem unvollständigen Ausbrand gewisser Anteile (KALTSCHMITT und HARTMANN, 2001).

## **3.3 Abgasreinigung**

### **3.3.1 Staubabscheidung**

Werden bei Feuerungsanlagen die für die verschiedenen Leistungsbereiche geltenden Emissionsgrenzwerte überschritten und können die Emissionen durch die Optimierung der Feuerungstechnik nicht weiter gesenkt werden, müssen Maßnahmen zur Abgasreinigung gesetzt werden. Je nach Feuerungsanlage sind verschiedene Abgasreinigungsverfahren erforderlich.

Für die Abscheidung von Staubemissionen die bei der Verbrennung entstehen werden Zyklone, Gewebe-, Schütt- und Keramikfilter, Elektrofilter und Wäscher eingesetzt (KALTSCHMITT und HARTMANN, 2001).

### Zyklon

Ein Zyklon bedient sich bei der Abscheidung der Schwer- und der Fliehkraft. Sein Abscheideraum ist im oberen Teil zylindrisch, im unteren Teil konisch. Das partikelhaltige Abgas wird durch einen tangentialen Strömungseinlass im oberen Teil eingebracht und dabei in eine Rotationsbewegung versetzt. Dabei wirken hohe Fliehkräfte auf die im Abgas enthaltenen Staubteilchen und lassen diese zur Außenwand des Zyklons rotieren. Die Partikel sinken darauf hin in den Staubabscheideraum. Das so gereinigte Gas wird durch ein Tauchrohr aus dem Zyklon geführt.

Um die Abscheideleistung zu verbessern, kann man mehrere Zyklone parallel schalten, man spricht dabei von Multizyklone.

Der Entstaubungsgrad, der durch einen Zyklon erreicht werden kann, hängt zum einen von der Zyklonbeschaffenheit (zB Tauchrohrradius), zum anderen von der Größe und Dichte der Staubpartikel ab. Bei Dichtheit des Zyklons und je nach Körnung und Staubart können Teilchen ab ca. 2- 5 µm herausgefiltert werden.

Der derzeit gültige Grenzwert für Gesamtstaubemissionen von 150mg/Nm<sup>3</sup> (APA, 2008) kann bei unproblematischen Brennstoffen wie Holz und einer dementsprechend guten Feuerung mit einem Zyklon oder Multizyklon meist eingehalten werden. Außerdem sind Zyklone relativ kostengünstig und stellen so das wichtigste Staubabscheideverfahren für Holzfeuerungsanlagen bis zu einer thermischen Leistung von 5 MW dar (KALTSCHMITT und HARTMANN, 2001).

### Gewebefilter, Schüttschichtfilter, Keramikfilter

Bei filternden Abscheidern wird das zu reinigende Gas durch eine poröse Gewebe- oder Filzschicht geleitet. Dabei werden diese entweder durch einen Siebeffekt oder durch Adhäsionskräfte an der Oberfläche dieser Schicht zurückgehalten und können so nicht in das Filtermedium eindringen. Beim Siebeffekt werden die Partikel aufgrund ihrer Größe nicht durch den Filter gelassen. Durch die Adhäsionskräfte, auch Anhangskräfte, lagern sich Partikel am Filtermedium beziehungsweise an andere, schon abgelagerte Partikel ab. So können auch kleinere Partikel, die ansonsten durch die Poren des Filters gekommen

wären, aus dem Gas herausgefiltert werden. Die Reinigung des Filters von den Ablagerungen erfolgt durch periodisches Rückspülen mittels gereinigtem Abgas oder Druckluft.

Die verschiedenen Filtermaterialien werden je nach Anforderungen eingesetzt. Ein wichtiger Faktor für die Auswahl des Filtermediums ist die Abgastemperatur. Die aus Kunststoffmaterialien hergestellten Gewebefilter können bis zu einer Temperatur etwa 250°C eingesetzt werden, während Filter mit anorganischen Fasern wie Keramik oder Metall bei einer Temperatur von über 400°C noch Anwendung finden.

Bei filternden Abscheidern können je nach Filterart und Filtermaterial Reingaswerte von 1-10mg/Nm<sup>3</sup> erreicht werden, wobei Partikel im Bereich von 1-10µm abgeschieden werden. Außerdem können gasförmige Schadstoffe gleichzeitig herausgefiltert werden, wenn man ein kalziumhaltiges Sorptionsmittel hinzufügt (KALTSCHMITT und HARTMANN, 2001).

### Elektrofilter

Bei der Abscheidung mittels Elektrofilter werden Staubpartikel und Nebeltröpfchen im Gas negativ aufgeladen, zur positiv geladenen Niederschlagselektrode gebracht und dort abgeschieden. Die Aufladung der Abgasinhaltsstoffe bewerkstelligt ein starkes elektrisches Feld. Die Spannungsintensität variiert abhängig von der Filterbauart zwischen 20 und über 100kV. Aufgrund der hohen Feldstärke kommt es zu Corona- Entladungen in der Nähe der Sprühelektrode. Dabei werden Elektronen freigesetzt, die sich dann an den Partikel und Tröpfchen des Gases anlagern. Unter Einfluss des elektrischen Feldes wandern nun die durch die Elektronen negativ geladenen Gasinhaltsstoffe zur Niederschlagselektrode, wo sie ihre Ladung teilweise abgeben und haften bleiben. Die Reinigung der Niederschlagselektrode erfolgt periodisch durch Klopfvorrichtungen.

Bei der Abgasreinigung mittels Elektrofilter kommt es zu keiner physikalischen Einschränkung bezüglich der Partikelgröße. Somit ist diese Methode hinsichtlich Feinstäube gut anwendbar. Jedoch weisen Elektrofilter ein Abscheideminimum für Partikel um 0,5µm auf. Teilchen dieser Größe werden also unzureichend abgeschieden. Dies liegt daran, dass die Stoßionisierung durch das elektrische Feld, die bei der Filterung angewandt wird, hauptsächlich Teilchen über 1µm zu einer relevanten Abscheidung führt

und die Ionendiffusion durch die Brown'sche Molekularbewegung erst für Teilchen unter  $0,1\mu\text{m}$  wirksam wird. Die Reingaswerte für Elektrofilter für Holzfeuerungen betragen daher 10- 20  $\text{mg}/\text{Nm}^3$  (KALTSCHMITT und HARTMANN, 2001).

### Wäscher

Die im Gasstrom in feinsten Form verteilten Teilchen werden mit einer Waschflüssigkeit in Kontakt gebracht und die Partikel werden so benetzt. Die Partikel, die mit Wassertröpfchen in Kontakt gebracht werden, vergrößern sich somit. Besteht eine große Wechselwirkung zwischen der Waschflüssigkeit und der Verunreinigung löst sich diese im Waschwasser auf. Diese Flüssigkeitstropfen sowie benetzte Teilchen werden in einem nachgeschalteten Tropfenabscheider, Fliehkraftabscheider oder Nass- Elektrofilter vom Abgasstrom abgeschieden.

Der Reinigungsgrad des Wäschers ist abhängig vom Differenzdruck über der Waschzone. Je höher die Druckdifferenzen sind, desto höher ist auch der Reinigungsgrad aber auch der Energieverbrauch. Durch die Abgasreinigung mittels Wäscher können Reingaswerte von  $10\text{mg}/\mu\text{m}^3$  erreicht werden. Durch die schlechte Benetzbarkeit der Abgaspartikel aus Holzfeuerungen sind Wäscher nur bedingt für die Verwendung bei Holzfeuerungsanlagen geeignet (KALTSCHMITT und HARTMANN, 2001).

### **3.3.2 Gasreinigung durch Abgaskondensation**

Der Gesamtwirkungsgrad einer Anlage kann durch die Kondensation des Wassers das sich im Abgas befindet gesteigert werden. Durch die Kondensation wird ein Gasreinigungseffekt erzielt, da Partikel und andere Verunreinigungen vom Kondensat abgeschieden werden. Bei der Kondensation wird eine hohe Abscheidewirkung für Feststoffe erzielt. Der dabei entstehende Kondensatschlamm ist mit Filterasche zu vergleichen (KALTSCHMITT und HARTMANN, 2001).

## **3.4 Aschefraktionen**

Für die Unterscheidung der Aschefraktionen wird der Ort des Ascheanfalls herangezogen. Die verschiedenen Fraktionen weisen hinsichtlich ihrer Eigenschaften starke Unterschiede

auf, die in Folge auf deren Verwertungs- und Beseitigungsmöglichkeiten Einfluss nehmen. (FVA- Kolloquium, 2002)

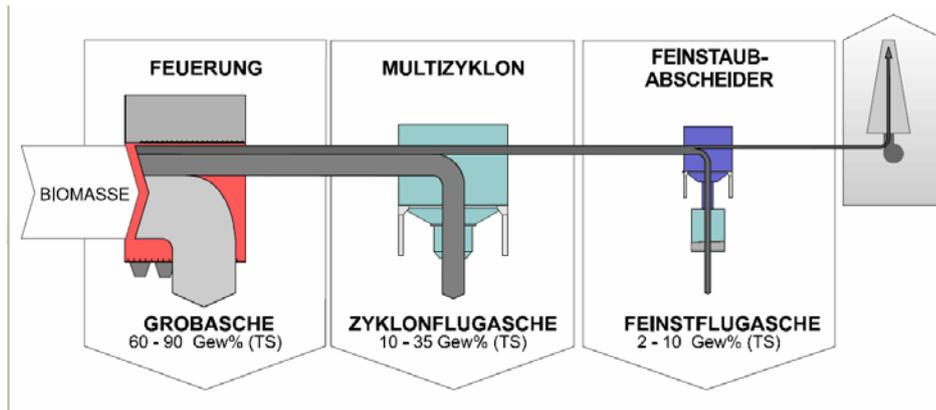


Abbildung 3: Schematische Darstellung der in Biomassefeuerungsanlagen anfallenden Aschefraktionen.

Quelle: (OBERNBERGER, 1997)

### 3.4.1 Grobasche-Rostasche

Als Grob- oder Rostasche wird jene Asche bezeichnet, die im Verbrennungsraum einer Feuerungsanlage anfällt beziehungsweise verbleibt. Dabei sind auch andere Feststoffe wie Sand oder Steine enthalten (NEUTRAUTER et al., 2004). Der Grobaschenanteil beträgt zwischen 60- 90% des Gesamaschenanteils (FVA- Kolloquium, 2002).

### 3.4.2 Flugasche- Zyklonasche

Feine Partikel, die im Abgasstrom mitgeführt werden, werden als Flugasche bezeichnet. Sie bestehen hauptsächlich aus anorganischen Brennstoffbestandteilen. Die Flugasche, deren Anteil an der Gesamtsche zwischen 10- 35% ausmacht (FVA- Kolloquium, 2002) wird durch mechanische Abscheidung in Zyklonen herausgefiltert, fällt aber auch in der Wendekammer, im Wärmetauschbereich und in den Rauchgaskanälen an (NEUTRAUTER et al., 2004).

### **3.4.3 Feinstflugasche- Filterasche**

Elektro- und Gewebefilter scheiden feinste Flugaschepartikel aus dem Abgasstrom ab. Diese Filter sind meist Multizyklen nachgeschaltet. Werden keine Elektro- oder Gewebefilter verwendet, beziehungsweise keine Abgaskondensation durchgeführt, verbleibt die Feinstflugasche im Rauchgas (NEUTRAUTER et al., 2004). Die Fraktion hat einen Anteil von 2-10% an der Gesamtasche (FVA- Kolloquium, 2002).

### **3.4.4 Kondensatschlamm**

Die durch Kondensation abgeschiedenen Feststoffe werden Kondensatschlamm genannt. Bei den so abgeschiedenen Partikeln handelt es sich ebenfalls um Kleinstteilchen die im Abgasstrom mitgeführt wurden. Hinsichtlich des Schadstoffgehaltes, Verwertung und Entsorgung ist der Kondensatschlamm mit Filterasche zu vergleichen (NEUTRAUTER et al., 2004).

## **3.5 Schwermetalle bei der Biomasseverbrennung**

Im Zuge der Energiegewinnung aus Biomasse und der daraus folgenden Ascherückführung wird der Nährstoffkreislauf im Wald gestört, da es zu einer Deposition von Schwermetallen kommt. So kann die bei der Verbrennung anfallende Asche nicht zur Gänze rückgeführt werden und ein kleiner, schwermetallreicher Seitenstrom ist abzutrennen. Dabei werden die Schwermetalle in Feinstfraktionen der Asche verlagert. So ist die Möglichkeit gegeben, den Großteil der Asche, der als Rostasche anfällt, einer Verwertung zuzuführen (OBERNBERGER et al. s.a.).

Durch den Verbrennungsprozess werden (Brennstoff-)Schwermetalle auf die Stoffströme innerhalb der Feuerungsanlage verteilt. Dies wird durch Verflüchtigung, Kondensation und Anreicherung der Schwermetalle an Flugaschepartikel bestimmt. Die Schwermetalle werden dabei überwiegend in Form ihrer Verbindungen freigesetzt. In dem von Oxidation gekennzeichneten Verbrennungsprozess entstehen hier vorzugsweise die Oxide der Schwermetallelemente, in geringem Maß auch Sulfide, Sulfate, Karbonate und Silikate.

Die Verflüchtigung der Schwermetalle ist durch Verdampfungsvorgänge sowie durch Sublimations- und/oder Desorptionsvorgänge gekennzeichnet. Im Wesentlichen wird das Verflüchtigungsverhalten von Schwermetallen in der Feuerungsanlage durch die herrschende Temperatur sowie dem Dampfdruck bzw. dem Siedepunkt des jeweiligen

Elements und deren Verbindung bestimmt. Wenn Schwermetalle im Brennraum verdampfen, sublimieren sich diese in Folge bei der Abkühlung im Rauchgasstrom an Flugaschepartikel. Diese werden dann in nachgeschalteten Filtern absorbiert. Darüber hinaus beeinflussen Chlor und Schwefel das Verflüchtungsverhalten der Schwermetalle und Schwermetallverbindungen (LAUNHARDT, 2002).

Dabei kann man die Schwermetalle in zwei Gruppen einteilen. Zink, Cadmium und Blei besitzen relativ niedrige Siedetemperaturen und verflüchtigen sich so bei der Verbrennung relativ leicht. Somit sind die Konzentrationen dieser Schwermetalle in Rostaschen gering. Anders ist die Situation bei Chrom, Nickel und Kupfer. Durch hohe Siedepunkte und chemisch/physikalische Eigenschaften werden deutlich höhere Verbrennungstemperaturen benötigt, um deren Gehalt in der Rostasche zu verringern. Die Verbrennungstemperatur muss jedoch so gewählt werden, dass die Anteile der Nährelemente, die ebenfalls bei höherer Temperatur abnehmen, nicht unter die geforderten Mindestgehalte für die Ausbringung fallen. Der Temperaturbereich in dem der Schwermetallgehalt deutlich reduziert ist, der Nährstoffgehalt aber noch ausreichend ist, liegt zwischen 800 und 1000°C (FVA- Kolloquium, 2002).

Zusammenfassend lassen sich folgende Einflussgrößen auf das Verflüchtungsverhalten der Schwermetalle nennen:

- Zusammensetzung des Biomassebrennstoffs
- Aschezusammensetzung
- Art der Einbindung des Elements in die Biomassestruktur (organische Affinität)
- Reaktionsatmosphäre (oxidierend/reduzierend)
- Verweilzeit der Flugaschepartikel in Zonen hoher Temperatur
- Aufheizrate und thermische Leitfähigkeit der Brennstoffpartikel
- Temperaturprofil im Feuerraum sowie in abgasdurchsetzten Teilen der Feuerung
- Siedepunkt und Dampfdruck eines Elements und seiner Verbindungen

Schwermetalle kondensieren vorzugsweise an im Abgas mitgeführten Flugaschepartikeln sowie an abgasberührten Anlagenwandungen, wie beispielsweise den Heizflächenwänden des Wärmeübertragers. Dies geschieht durch Abkühlung der dampf- oder gasförmig vorliegenden Schwermetalle. Die verflüchtigten Schwermetalle lagern sich aufgrund des

größeren Oberflächen-Volumen-Verhältnisses besonders an kleinen Flugaschepartikeln (Durchmesser  $< \mu\text{m}$ ) an. Dadurch kommt es zu einer korngößenabhängigen Anreicherung der kondensierten Schwermetalle an der Oberfläche der Flugaschepartikel. Wie bereits erwähnt, hängt das Kondensationsverhalten der jeweiligen Schwermetalle maßgeblich von ihrem Partialdruck und ihrem temperaturabhängigen Dampfdruck ab. Das Temperaturniveau stellt sozusagen – wie so oft in der Verbrennung - eine entscheidende Einflussgröße für die Kondensation von Schwermetallen dar (LAUNHARDT, 2002).

### 3.6 Technische Möglichkeiten der Minimierung

Folgend werden innovative Möglichkeiten aufgezeigt, wie sich Schwermetallgehalte bei der Verbrennung minimieren lassen.

Eine von DAHL et al. (2002) durchgeführte Studie, beschreibt die Schwermetallminimierung bei der Verbrennung folgendermaßen: Rostasche aus Festbettverbrennung mit niedrigen Schwermetallgehalten (Cd, Pb und Zn) und hohen Konzentrationen von wichtigen Spurenelementen wie (K,Ca), können vor allem durch eine niedrige Luftüberschusszahl in der Hauptbrennkammer ( $\lambda < 1.0$ ) und eine hohe Verbrennungstemperatur erreicht werden.

Bei einer neuen patentierten Verbrennungstechnik wird die Grobflugasche erneut in die Hauptbrennkammer rückgeführt und somit eine erhöhte Ablagerung der Schwermetalle in der Feinflugasche erreicht. So können bei dieser Technik etwa 75 bis 95 % Cd und Zn in die Feinflugasche verlagert werden. Im Vergleich zur herkömmlichen Verbrennung bedeutet dies eine Steigerung von 40 bis 60 % (DAHL et al., 2002).

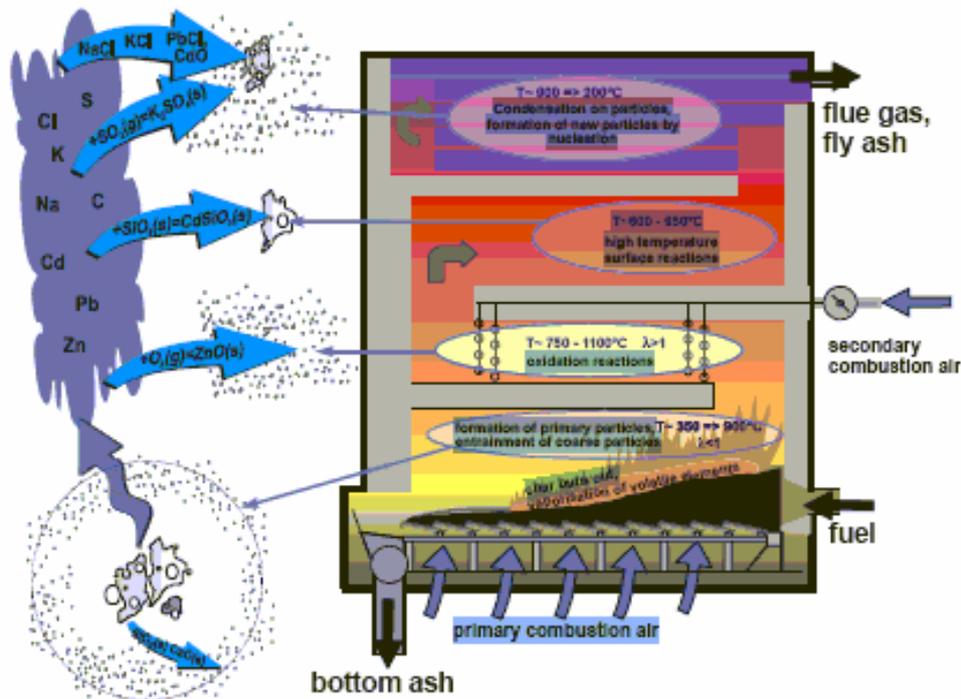


Abbildung 4: Principle of the behaviour of volatile ash forming species during wood combustion.

Quelle: (DAHL et al., 2002)

Eine andere Studie zeigte dass eine Vergrößerung der Rostfläche und der Primärverbrennungszone zu erhöhten reduzierenden Verhältnissen in diesen Bereichen führt. Somit ist das größte Fraktionierungspotential für Cadmium und Zink realisierbar. Bei der durchgeführten Pilotstudie in Strasswalchen (Salzburg) wurde eine 27-fache Verminderung des Cadmiumgehaltes und eine 5-fache Senkung des Zinkanteils in der Grobasche erreicht (OBERNBERGER et al., s.a.).

Des Weiteren könnte durch eine nachträgliche Aschebehandlung mit Chloriden eine Minimierung der Schwermetallgehalte in der Rostasche erreicht werden. Diese Methode wird bereits in Versuchsanlagen zur Behandlung von Klärschlammasche angewendet und erzielt sehr gute Wirkungsgrade. Dabei wird die Asche nachträglich in einen Drehrohrföfen eingebracht, anschließend werden Magnesium- und Kalziumchloride hinzugefügt. Bei 850 – 1000 °C reagieren die Chloride mit den Schwermetallen und es werden Schwermetallchloride gebildet die sich verflüchtigen, wodurch das Produkt weniger

Schwermetalle enthält. Anschließend werden die Schwermetallchloride in der Abgasreinigung wieder abgefangen. Es muss jedoch erwähnt werden, dass bei diesem Verfahren bei der Chromreduktion nicht dieselben Erfolge erzielt werden, weshalb relativ viel Chrom in der Asche verbleibt.

Um sich die Kosten einer Aschenachbehandlung zu ersparen, wird zurzeit versucht Chloride direkt in die Feuerung einzubringen. Allerdings besteht bei dieser Methode das Problem der Korrosion in der Brennkammer (KLONK, 2008).

Die in Österreich zulässigen Grenzwerte bei den verwertbaren Aschen (Rostasche und Grobflugasche) werden in den meisten Fällen nicht überschritten. Dies trifft vor allem bei der Verbrennung von chemisch unbehandelten Holzprodukten zu (DAHL et al., 2002).

## 4 Rückführung

### 4.1 Einleitung

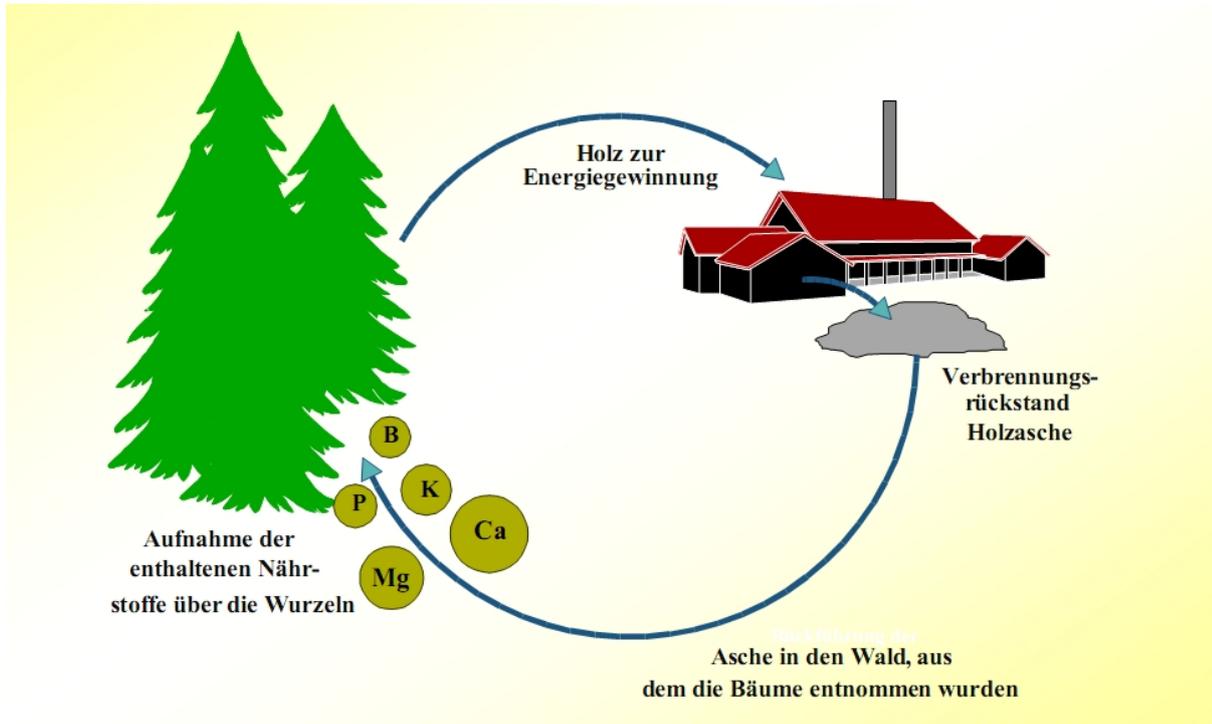


Abbildung 5: Holzaschekreislauf

Quelle: (OBERNBERGER, 1997)

Durch den weltweit steigenden Energiebedarf wird auch der Wald als Energieholzlieferant intensiver genutzt. Aufgrund der erhöhten Nutzung werden dem Wald viele wesentliche basische Nährstoffe in größeren Mengen entzogen. In der Holzasche sind alle diese Nährstoffe bis auf Stickstoff in mineralisierter Form enthalten, die wichtigsten sind Calcium (Ca), Magnesium (Mg), Kalium (K), Phosphor (P) und Schwefel (S).

Durch den Nährstoffaustrag kommt es zu einer ungünstigen Relation zwischen den genannten Nährstoffen und Stickstoff. Die dadurch beschleunigte Bodenversauerung ermöglicht den Schwermetallen erhöhte Mobilität und ermöglicht somit die Auswaschung dieser, was langfristig das Grundwasser gefährdet.

Durch die Rückführung der Holzasche wird der Nährstoffmangel besser ausgeglichen als durch Kompensationskalke, in denen vor allem Kalium und Phosphor nicht ausreichend enthalten sind.

Die Rückführung würde auch dem Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrW/AbfG) entsprechen, welches die Wiederverwertung der Entsorgung vorzieht. Die Verwertungsmöglichkeiten sind abhängig von der Qualität und der Menge der rückzuführenden Asche. Für eine wirtschaftliche Nutzung sind nur große Anlagen in der Lage, die erforderlichen Mengen bereitzustellen. Primäre Möglichkeiten der Verwendung sind die Rückführung in den Wald, die Verwertung auf landwirtschaftlich genutzten Böden und die Vermischung mit bereits behandeltem Bioabfall (Kompostierung). Bei jeder dieser Möglichkeiten ist auf nachteilige Auswirkungen durch die enthaltenen Schadstoffe auf Boden und Grundwasser zu achten (STAHL, 2006).

Grundsätzlich sollen nur Aschen aus der Verbrennung chemisch unbehandelter Biomasse verwendet werden. Die Feinflugasche soll dem Kreislauf nicht mehr zugeführt werden, hier besteht die Möglichkeit, sie zu deponieren oder industriell zu verwerten (OBERNBERGER, 1997).

Die Asche wird meistens vermischt mit Kalkdünger ausgebracht. Zu negativen Auswirkungen kann die unvermischte Ausbringung führen, da die alkalische Asche bei Kontakt mit der Bodenfauna Schäden durch Verbrennung hervorrufen kann. Wenn eine Vermischung nicht möglich ist, muss die Löslichkeit der Asche herabgesetzt werden. Karbonatisierung und Pelletierung sind zwei bereits angewendete Lösungsmöglichkeiten (HALLENBARTER, 2002).

## **4.2 Gesetzliche Rahmenbedingungen für die Verwertung von Pflanzenaschen in Österreich**

In Österreich gibt es genauso wenig wie im restlichen europäischen Raum eine klare gesetzliche Regelung zur Ausbringung der Holzaschen.

Folgende Definitionen werden zwar wissenschaftlich genutzt, bilden aber keine rechtliche Grundlage:

- Als Holzasche definiert man „Aschen aus der thermischen Nutzung von holzartiger Biomasse wie Holz, Hackgut, Rinde, Säge- und Frässpänen“ (OBERNBERGER, 1997).
- Unter Pflanzenaschen versteht man auch „Aschen aus der thermischen Nutzung von Stroh, Ganzpflanzen, Heu und anderen landwirtschaftlichen Reststoffen mitberücksichtigt“ (OBERNBERGER, 1997).

Um dennoch die Holzasche verwerten zu können, werden in Österreich jene Gesetze herangezogen, die zur Beurteilung anderer Sekundärrohstoffe dienen.

- Das Bundesabfallwirtschaftsgesetz
- Das Düngemittelgesetz und die Düngemittelverordnung
- Das Forstgesetz
- Das Wasserrechtsgesetz
- Die Landesabfallwirtschaftsgesetze
- Die Landesbodenschutzgesetze

Weiters kommen allgemeine Richtlinien und Empfehlungen des Fachbeirates für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz und die ÖNORMEN zur Anwendung, die keinen zwingenden Charakter besitzen, aber zur Erstellung von Gutachten herangezogen werden.

- Richtlinien für sachgerechte Düngung
- Die Regeln der guten fachlichen Praxis
- Der sachgerechte Einsatz von Pflanzenaschen im Wald
- Anwendungsrichtlinie für Kompost aus biogenen Abfällen in der Landwirtschaft
- Der sachgerechte Einsatz von Pflanzenaschen im Acker- und Grünland
- Normen des Österreichischen Normungsinstitutes (ÖNORMEN)

(HOLZNER, 1998).

Aufgrund unterschiedlicher Aschenzusammensetzungen ist eine Zulassung als Düngemittel entsprechend dem österreichischen Düngemittelgesetz nicht möglich, mit Ausnahme der Pflanzenaschen. Deren Verwendung auf landwirtschaftlichen Flächen ist in den Bodenschutzgesetzen der Länder geregelt. Auf Grund dessen hat das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft eine Richtlinie für den sachgerechten Einsatz von Pflanzenaschen im Acker- und Grünland ausgearbeitet. Seit 1998 ist diese in Kraft. Folgende Regelungen sind enthalten:

- welche Pflanzenaschen dürfen auf landwirtschaftlichen Flächen ausgebracht werden,
- wie und wann muss die Art der Ausbringung erfolgen,
- welche maximalen jährlichen Aufwandsmengen sind zulässig und
- wie muss der Boden, auf dem die Aufbringung erfolgt, beschaffen sein.

Laut Forstgesetz ist eine Ausbringung von Pflanzenaschen im Forst nur dann möglich, wenn die Pflanzenasche kein Abfall ist.

Die Verwendung von Feinstflugaschen auf Böden ist laut den österreichischen Richtlinien nicht erlaubt, sie gilt daher als gewerblicher Abfall (OBERNBERGER, 1997).

Durch das Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrW-/AbfG) steht an primärer Stelle die Verwertung von Abfall anstatt der Beseitigung. Die Bedeutung einer Rückgewinnung und Wiederverwertung nimmt zu, sie muss aber naturverträglich und nutzbringend sein (ZOLLNER et al., 1997)

Die Düngung mit Pflanzenasche darf nicht auf Flächen erfolgen, auf denen „bundes- oder landesrechtliche Vorschriften, Gutachten der Behörden oder vertragliche Übereinkommen dem Vorhaben“ es nicht erlauben.

Zudem darf auf folgenden Flächen keine Holzasche ausgebracht werden:

- Moore, magere Primärstandorte, Felsfluren und andere schutzwürdige Sonderbiotope
- Naturschutzgebiete (Naturdenkmäler)
- Wasserschutzgebiete (Zone I)
- Ufer von Oberflächengewässern
- Naturwälder in optimumnahem Zustand
- Versuchs- und Beobachtungsflächen.“

(OBERNBERGER et al., 1995).

Eine Ausbringung der Pflanzenasche darf auf jenen Flächen erfolgen, auf denen der pH-Wert erhöht werden soll oder die Ausbringung keine negativen Folgen erwarten lässt (OBERNBERGER et al., 1995).

### 4.3 Eigenschaften von Holzaschen

Der Nährstoffgehalt von Holzaschen ist sehr hoch, ihre Zusammensetzung ist vom Calcium bestimmt (FELBER et al., 1996). Calcium ist ein wichtiger Nährstoff für Waldboden und Bäume. Die größten Bestandteile sind Metalloxide und Silikate. Im Holz ist gebundener Stickstoff, der bei Verbrennung fast gänzlich in Rauchgas entweicht. Dieser niedrige Stickstoffgehalt in der Holzasche wirkt positiv bei der Verwertung von Holzaschen im Wald (ZOLLNER et al., 1997).

Holzaschen haben eine hohe Basizität und sind daher sehr gut geeignet für versauerte Waldböden. Die wichtigsten Elemente der Holzasche sind Kalium, Magnesium und Phosphor. Vor allem Kalium ist gut bei lehmigen Böden, Phosphor bei Standorten mit inaktivem Rohhumus.

Schwermetalle in Holzaschen wären Cadmium, Chrom, Blei, Nickel und Kupfer. Die jeweiligen Konzentrationen sind vor allem vom Brennmaterial beeinflusst. Aber nicht nur behandelte Hölzer (zum Beispiel imprägnierte Hölzer) weisen Schwermetall-

konzentrationen auf, sondern auch unbehandelte Hölzer wie zum Beispiel Hackgut aus Straßenbegleitpflanzungen.

Eine weiteres Problem stellt Chrom dar. „Chrom ist wegen seiner toxischen und kanzerogenen Eigenschaften in seiner Wirkung auf Lebewesen und Ökosysteme bedenklich“ (OBERNBERGER et al. 2002). Wenn Holzasche in den Wald rückgeführt wird, tritt sie direkt mit der Humusaufgabe in Kontakt. Die organische Substanz kann das Chrom nicht reduzieren. Ein Ergebnis von Labor-Modellversuchen hat gezeigt, dass bei stark versauerten Waldböden nach der Humusschicht im Grundwasser kein Chrom mehr nachzuweisen ist, da Chrom an Eisenoxiden gebunden wird (WILPERT, 2002).

#### **4.4 Holzasche-Kreislaufkonzept**

Die Rückführung von Holzasche ist sinnvoll, da durch verschiedene Einflüsse die Waldböden zunehmend versauert sind. Holzasche enthält wertvolle Pflanzennährstoffe wie etwa Calcium, Kalium und Magnesium, die Rückführung entspricht daher dem Recyclinggedanken des Abfall- und Kreislaufwirtschaftsgesetz. Allerdings werden bei der Verbrennung von Holz auch Schwermetalle angereichert. Deshalb muss das Kreislaufkonzept so ausgerichtet werden, dass „Schäden vermieden werden und gleichzeitig eine hinreichend ausgeprägte Nutzwirkung der Ascheausbringung erzielt wird“ (WILPERT, 2002).

WILPERT (2002) rät zu drei Regeln im Holzasche-Kreislaufkonzept:

- Nur Holzaschen aus reinem Waldholz dürfen ausgebracht werden,
- ausschließlich reine Brennraumaschen dürfen ausgebracht werden,
- Schwermetall-Orientierungswerte als Grenzwerte müssen bestimmt werden

Weiters sollte die Holzasche strengen Qualitätsnormen und auch deren Einhaltung durch Analysen unterworfen werden (WILPERT, 2002).

Die folgenden Schlussfolgerungen liegen einer Studie auf einer Versuchsfläche eines zirka 70-jährigen Fichtenwaldes in der Schweiz zugrunde, welche von ZIMMERMANN et al. (2002) durchgeführt wurde:

#### **4.4.1 Veränderungen des Bodenchemismus**

Chemische Veränderungen werden in Bodenlösungen analysiert und beobachtet. Holzasche besitzt einen hohen pH-Wert und somit einen geringen Säuregrad, deshalb wird auch der pH-Wert der Bodenlösung erhöht.

Die erste Ausbringung von Holzasche bewirkte einen Anstieg des pH-Wertes von 4,5 auf 8 in 25cm Tiefe, in 80cm Tiefe konnte noch immer ein erhöhter pH-Wert festgestellt werden.

Bei der zweiten Ausbringung hingegen konnten keine Reaktionen festgestellt werden. Gründe sind vor allem die Form der Ausbringung und der Zeitpunkt der Behandlung. Während bei der zweiten Ausbringung der Holzasche der Boden bis an die Bodenoberfläche aufgrund starken Regens gesättigt war, konnte bei der ersten Ausbringung die Asche aufgrund des danach einsetzenden Regens die Holzasche gelöst werden, und die Lösung in den Boden sickern. Dadurch ergaben sich die unterschiedlichen Effekte.

Die Löslichkeit von organischer Substanz wird vom pH-Wert bestimmt. Gelöste organische Substanz ist wichtig für die Bindung von Metall- und Schwermetallelementen (ZIMMERMANN et al., 2002).

#### **4.4.2 Wirkung auf Feinwurzeln**

Im ersten Jahr der Untersuchungsphase nahm die Biomasse der Feinwurzeln von Fichten im Oberboden leicht zu. Außerdem wurde eine größere Feinwurzeldichte verzeichnet. Im zweiten Untersuchungsjahr wurde hingegen das Längenwachstum der Feinwurzeln verstärkt. Bei einer Flüssigdüngungsbehandlung im zweiten Jahr wurde eine Reduktion der Anzahl an Verzweigungen pro cm festgestellt (ZIMMERMANN et al., 2002).

#### 4.4.3 Wachstum, Nährstoffgehalte und Phänologie der Bäume

Generell sind die Reaktionen nach der Ausbringung von Holzaschen langsamer als bei Flüssigdüngung. Jedoch sind die Auswirkungen ungefähr gleich.

Das Wachstum der Bäume wird positiv beeinflusst, der Nadelfall wird reduziert und Nadelgewicht- und Oberfläche nehmen zu. Zudem konnte bei der Buche eine Verlängerung der Vegetationszeit um 2 Wochen im Herbst beobachtet werden. Erhöhungen der Nährstoffgehalte blieben jedoch aus (ZIMMERMANN et al., 2002).

Die von OBERNBERGER et al. (1995) erwähnte Aufzeichnungspflicht der Abgabe von Asche zum Zweck der Aufbringung auf Waldböden muss folgende Elemente enthalten:

- Komplette Aschenanalyse
- Genaue Ortsangabe und Größe der Aufbringungsfläche
- Ausbringungsmenge
- Zeitpunkt der Ausbringung
- Versicherung der Waldbesitzer, dass von keiner anderen oder derselben Anlage Holzasche auf der gegenständlichen Fläche innerhalb der letzten 10 Jahre aufgebracht wurde
- Unterschrift von Anlagenbetreiber und Waldbesitzer

(OBERNBERGER et al., 1995).

Im Sinne der Kreislaufwirtschaft geht es bei der Ausbringung von Aschen primär um die Schließung des CO<sub>2</sub>-Kreislaufes und des Mineralienkreislaufs der Natur. Umweltverschmutzung in Form von Nass- und Trockendepositionen von Schadstoffelementen auf Bäumen oder Böden trägt jedoch dazu bei, dass Kreisläufe nicht geschlossen werden können. Dieser Schwermetalleintrag bewirkt, dass der Aschenkreislauf instabil wird. Benötigt wird eine Art Schnittstelle, an der die Schadstoffe ausgeschleust werden, um in Folge den Kreislauf zu stabilisieren (OBERNBERGER, 1997).

Für eine nachhaltige Ascheverwertung sollte Holz- und Rindenasche auf Forst- und Energieholzflächen ausgebracht werden, auf Agrarflächen sollte nur dann eine Düngung mit Holz- bzw. Rindenasche durchgeführt werden, wenn die Aschenausbringung aufgrund geografischer Bedingungen nicht durchgeführt werden kann (OBERNBERGER, 1997).

In den Kreislauf zurückgeführt werden sollte eine Mischung aus Grob- und Zyklonflugasche im heizwerksspezifischen Mengenverhältnis auf land- und forstwirtschaftlichen Flächen. Feinstflugasche ist oft stark mit Schwermetallen belastet und sollte daher aus dem Kreislauf ausgeschleust und deponiert werden (OBERNBERGER, 1997).

## **4.5 Verwendung von Pflanzenaschen auf Acker- und Grünland**

Die Verwendung von Pflanzenaschen auf Acker- und Grünland unterliegt landesgesetzlichen Bestimmungen. Verwertbare Aschen sind Pflanzenaschen aus Biomassefeuerungen mit Ausnahme der Feinstflugaschen.

Verwertbare Pflanzenaschen müssen bezüglich pH-Wert, Trockensubstanz, organisch gebundenem Kohlenstoff, Gesamtgehalten an Phosphor, Kalium, Kalzium, Magnesium, Kupfer, Zink, Kobalt, Molybdän, Blei, Cadmium, Chrom, Nickel, Arsen und Vanadium untersucht werden.

Auf folgenden Flächen ist die Ausbringung verboten:

- Moore, Sümpfe
- Naturschutzgebiete (Naturdenkmäler)
- Wasserschutzgebiete (Zone I) (HOLZNER und OBERNBERGER, 1998)
- Ufernähe von Oberflächengewässern im Sinne der Regeln einer guten fachlichen Praxis (REPUBLIK ÖSTERREICH, 1995).

Auf folgenden Flächen ist die Ausbringung erwünscht:

- Böden, auf denen Ascheausbringung zum Zweck einer pH-Wert Erhöhung vorgesehen ist (HOLZNER und OBERNBERGER, 1998).

## 4.6 Aufwandsmengen

Folgende Aufwandsmengen für den verwertbaren Anteil aus Rinden-, Hackgut- und Späneaschen sollten nicht überschritten werden:

- 1000 kg je ha und Jahr für Ackerland
- 750 kg je ha und Jahr für Grünland
- 3000 kg je ha einmalig in 50 Jahren für Waldflächen.

Die Limitierungen basieren auf Frachtenlimitierungen für die mit der Asche ausgebrachten Schwermetalle (OBERNBERGER, 1997).

## 4.7 Logistik

Die Verwendung von Asche als Sekundärrohstoff ist nur bei einer getrennten Sammlung von Grob- und Zyklonflugasche bzw. der feineren Flugasche (aus Gewebe- bzw. Elektrofiltern, Rauchkondensationsanlagen) möglich. Feine Flugasche sollte aufgrund der hohen Schwermetallgehalte Reaktordeponien oder einer geeigneten industriellen Verwertung zugeführt werden.

Eine Mischung aus Grob- und Zyklonflugasche im heizwerkspezifischen Mengenverhältnis kann, bei Einhaltung der Richtlinien bezüglich Kontrollanalyse und Frachtenregelung, als Sekundärrohstoff mit Düng- und Kalkwirkung eingesetzt werden.

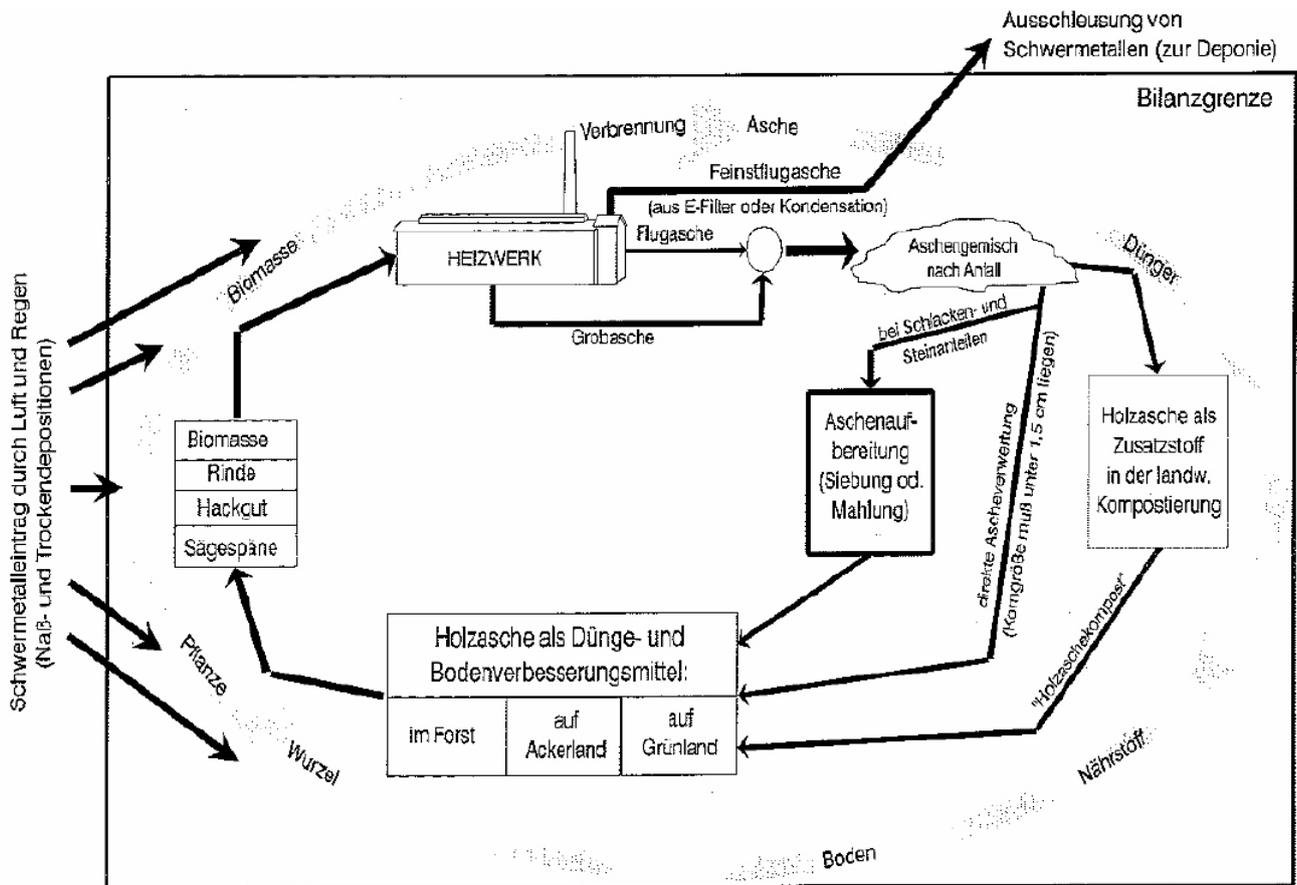


Abbildung 6: Prinzip einer umweltverträglichen Kreislaufwirtschaft mit Asche aus Frisch-Biomasse-Feuerungen.

Quelle: (OBERNBERGER, 1997)

Verwendungsmöglichkeiten von Holzasche aus Biomassekraftwerken unterscheiden sich in direkter und indirekter Aschenutzung. Unter direkter Nutzung versteht man das direkte Ausbringen der Asche auf forst- bzw. landwirtschaftliche Flächen. Als indirekte Nutzung wird die Verwendung als Zuschlagstoff bei Gülle oder der landwirtschaftlichen Kompostierung bezeichnet.

Die größten logistischen Herausforderungen stellen die Sortierung (vor allem bei kleineren Anlagen) und die Lagerung dar, der größte Massenanstieg tritt im Winter auf, wenn eine sofortige Ausbringung auf land- und forstwirtschaftliche Flächen wegen schlechter Witterungs- und Bodenverhältnisse nicht möglich ist. Um eine umweltverträgliche Ascheverwertung in der Praxis sicherzustellen, ist es notwendig, den Land- und Forstwirten die Asche richtig gemischt, qualitätsgeprüft und in einem streufähigen Zustand zu übergeben, um eine entsprechende Akzeptanz der Landwirte für eine Ascheabnahme

zu erreichen. Diese Anforderungen machen eine entsprechende Ascheaufbereitung in Abhängigkeit von Heizwerkgröße und verwendeten Brennstoff erforderlich (OBERNBERGER, 1997) .

#### 4.7.1 Mengenanfall

Die Menge der vorwiegend aus anorganischen Bestandteilen bestehenden Asche, die bei der Verbrennung von Holz anfällt, hängt stark von der Zusammensetzung des eingesetzten Brennmaterials ab. In Tabelle 2, welche den brennstoffspezifischen Ascheanfall in Heizwerken zeigt, ist ersichtlich, dass die Rückstandsmengen mit steigendem Rindenanteil deutlich zunehmen. Dieser Umstand ist auf die höheren Gehalte an mineralischen Verunreinigungen (Steine, Erde) zurückzuführen.

*Tabelle 2: Ascheanfall in Prozent des Gewichts*

<b>Brennstoff</b>	<b>Ascheanfall in Gewichts-% der Brennstoffrockensubstanz</b>
Sägespäne	ca. 0,5 - 1 %
Industriehackgut (ohne Rinde)	ca. 0,8 - 1,4 %
Waldhackgut (mit Rinde)	ca. 1 - 2,5 %
Rinde	ca. 5 - 8 %
Stroh	ca. 8 %

*Quelle: (Amt der OÖ Landesregierung, 2004)*

Asche aus Brennholz, Waldhackgut, Sägenebenprodukten, Stroh und Ganzpflanzen in sortenreiner und nach der Ernte chemisch unbehandelter Form fällt nicht nur in Biomasseheizwerken, sondern auch in industriellen Hackgut- und Rindenfeuerungen, in modernen Kleinanlagen und vor allem in Haushalten an.

*Tabelle 3: Ascheanfall nach Anlagekategorien 1994 in Österreich.*

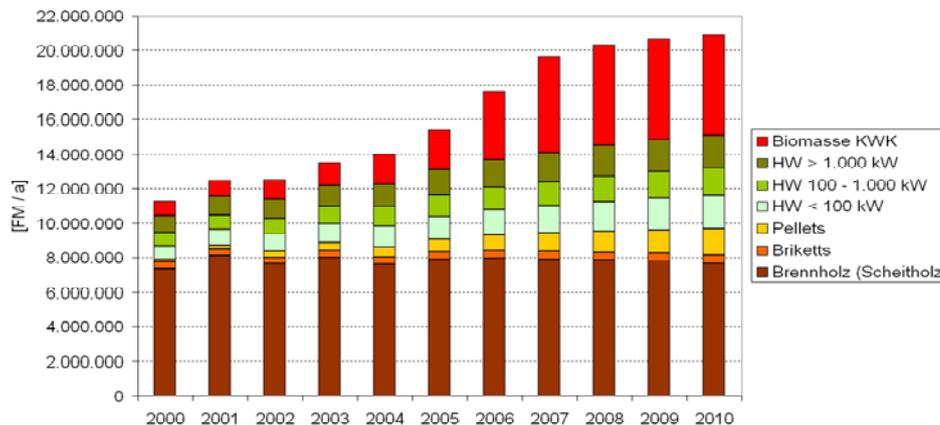
<b>Anlagekategorie 1994</b>	<b>Ascheanfall t/a</b>
Biomasse – Nahwärmanlagen	5.800
Industrielle Holz- u. Rindenfeuerungen	8.000
Moderne Hackgutfeuerungen – Kleinanlagen	4.900
Haushalte	49.300
Gänzlich unbehandelte Biomasse – Summe	68.000

*Quelle: (RUCKENBAUER et al, 1996 in HOLZNER, 1998)*

Die Verbrennung sortenreiner und chemisch unbehandelte Biomasse ergab im Jahr 1994 somit einen Ascheanfall von rund 68.000t/a österreichweit. Ausgehend vom damaligen Trend ergibt sich bei einem gleich bleibenden Zuwachs an Biomasseheizwerken sowie moderner Hackgut- und Stückholzfeuerungen eine Aschemenge von 104.000t/a im Jahr 2004 (HOLZNER, 1998).

Die Abbildung 7 zeigt anhand des Energieholzverbrauchs, dass der damals angenommene Trend unter dem tatsächlichen Zuwachs liegt. Es muss daher mit einem dementsprechend höheren Ascheanfall gerechnet werden.

### Estimation of wood demand for energy production in Austria (solid-m<sup>3</sup>)



12.06.2008/Folie 1

**lk**  
landwirtschaftskammer  
österreich

Abbildung 7: Geschätzter Energieholzverbrauch in Österreich.

Quelle: (Landwirtschaftskammer Österreich)

#### 4.7.2 Verfrachtung und Ausbringung

Während bei der Verfrachtung auf Deponien meist Kippcontainer oder Abschiebewagen, die bei größeren Anlagen aus Silos befüllt werden, zum Einsatz kommen, sind bei der Rückführung der Asche als Sekundärrohstoff verschiedene Methoden möglich.

Bei indirekter Nutzung als Zuschlagstoff bei Gülle oder Kompost können bei Großmengen ebenfalls die oben genannten Transportmittel verwendet werden.

Bei kleineren Mengen werden meist adaptierte landwirtschaftliche Transportmittel verwendet. Die weiteren Arbeitsschritte der Ausbringung unterscheiden sich nicht von denen der Gülleausbringung (siehe Abb. 8: Vacuumfass) bzw. Kompostausbringung (siehe Abb. 9: Kompoststreuer).



Abbildung 8: Vacuumfass

Quelle: <http://www.kirchner-soehne.com>



Abbildung 9: Kompoststreuer

Quelle: <http://www.hufgard.de>

Bei der direkten Nutzung unterscheidet sich der Einsatz im Forst meist vom Einsatz in der Landwirtschaft, wobei die Technik der Kalkausbringung direkt oder in adaptierter Form eingesetzt werden kann. Hinsichtlich der Ausbringungstechnik sind für Pflanzenaschen geeignete Düngerstreuer zu finden, die eine zeitsparende, kostengünstige und staubarme Aschenausbringung ermöglichen. Dadurch wird den Bauern, die mit der Manipulation von Pflanzenaschen meist wenig bis keine Erfahrung haben, die Geräteauswahl vereinfacht und die Aschenausbringung optimiert (OBERNBERGER, 1997).

#### Ausbringung in der Forstwirtschaft

Die Ausbringung lässt sich in bodengebundene Ausbringungsverfahren und Verfahren unter Einsatz von Luftfahrzeugen gliedern. Der Umschlag der Asche für die Ausbringung erfolgt dabei überwiegend als Bodenumschlag: Anlieferung des Kalkes an die zu kalkenden Flächen mit anschließender Zwischenlagerung, Beladung der Ausbringungsgeräte mit Handgeräten, Frontladern und anderen Geräten. Vorteil ist, dass die Streubehälter der Ausbringungsfahrzeuge schnell beladen werden können und eine hohe Leistung bei geringem Standzeitrisiko - insbesondere bei Einsatz von Hubschraubern - ermöglicht wird.

Da das Befahren von Forstflächen nur bedingt möglich ist, kommen hauptsächlich Verblasegeräte mit Reichweiten bis zu 100m zum Einsatz. Düngerstreuer können nur im annähernd ebenen Gelände und auf Energieholzkulturen (Ackerflächen) eingesetzt werden. Eine weitere Methode ist der Direktumschlag.

Verunreinigungen und Platzbedarf für dieses Verfahren sind geringer. Der Organisationsaufwand ist hoch, da Materialbedarf und Anlieferung hier zeitnah erfolgen

müssen („just in time“). Das Standzeitrisiko für Ausbringefahrzeuge und Hubschrauber sowie für die eingesetzten Lastkraftwagen ist hoch einzuschätzen, es kann jedoch durch entsprechende Mengepuffer begrenzt werden.



Abbildung 10: Direktumschlag mit Silofahrzeugen

Quelle: Quellen: (WALD und HOLZ NRW, 2008)



Abbildung 11: Containerumschlag



Abbildung 12: Hubschrauberausbringung

Quelle: (WALD und HOLZ NRW, 2008)



Abbildung 13: Verblasegerät

Weitere Verfahren des Ascheumschlages sind der Umschlag mit auf LKW montierten Betonmischern (hohe Kosten, hoher Organisationsaufwand) oder mit Silofahrzeugen und Umschlag im geschlossenen System mit Druckluft ins Ausbringungsfahrzeug (hoher Organisationsaufwand, für erdgebundenes Verblasen der Asche geeignet) (WALD und HOLZ NRW, 2008).

### Ausbringung in der Landwirtschaft

Bei dezentraler Lage der Felder bzw. Grünlandflächen wird hier ebenso wie bei der forstlichen Ausbringung der Bodenumschlag angewandt. Die Ausbringung selbst erfolgt meist mit handelsüblichen Kalkstreuern (siehe Abb. 14).



*Abbildung 14: Kalkstreuer*

*Quelle: (HUGGARD)*

Bei landwirtschaftliche Flächen ist zu bemerken, dass eine indirekte Nutzung (Gülle, Kompost) trotz höherer Kosten der direkten Nutzung vorzuziehen ist. Die hohe Staubbelastung bei direkter Nutzung führt vor allem in besiedelten Gebieten zu Problemen (OBERNBERGER, 1997).

#### **4.7.3 Kosten**

Die Ausbringung auf landwirtschaftlichen Flächen kann durch die Einsparung von konventionellen Düngern als kostenneutral angesehen werden. In der Forstwirtschaft hingegen muss durch einen erhöhten Energieaufwand bei der Ausbringung (Verblasegerät, Hubschrauber) und Aufbereitung (Granulierung bei Hubschrauber-ausbringung) mit einem Kostenaufwand von bis zu ca. € 46,00 /t gerechnet werden. Für die Deponierung auf Restmülldeponien ergibt sich hingegen ein Kostenaufwand von € 153,00 /t Asche zuzüglich Transportkosten (WOLFF, 2004).

## 5 Risiken bei der Rückführung und Verwertung

### 5.1 Schwermetalle

Schwermetallen sind ein ubiquitärer Bestandteil der Erdkruste und werden mit Nahrung, Wasser und Luft ständig in kleinen Mengen aufgenommen (STRUBELT, 1996).

Es fehlt eine eindeutige wissenschaftlich akzeptierte Definition des Begriffes „Schwermetall“. Die IUPAC (International Union of Pure and Applied Chemistry) fand 38 Definitionen des Begriffes die von Dichte, Atomgewicht, Ordnungszahl, chemischen Eigenschaften bis Toxizität reichen. Viele der als Schwermetalle bezeichneten Elemente sind für den Menschen essentiell.

Zu den Schwermetallen werden die Edelmetalle Gold, Silber, Quecksilber, Rhenium, Bohrium, Hassium, Meitnerium, Darmstadtium, Roentenum und Unumbium sowie, Kupfer, Eisen, Blei, Nickel, Zink, Zinn, Cadmium, Uran und Chrom gezählt.

Schwermetalle haben häufig mit einer hohen Belastung der Böden zu tun. Durch Erzbergbau haben sich in so manchen Ortschaften wie zum Beispiel in Schleswig-Holstein belastete Böden ergeben und spezifische Pflanzengesellschaften ausgebildet, wo auch die so genannten Schwermetallrasen zu finden sind. Von Bedeutung sind auch Schwermetallionen, die bei der Transkription des genetischen Materials von Säugetieren eine wichtige Rolle spielen (BERG et al, 2003).

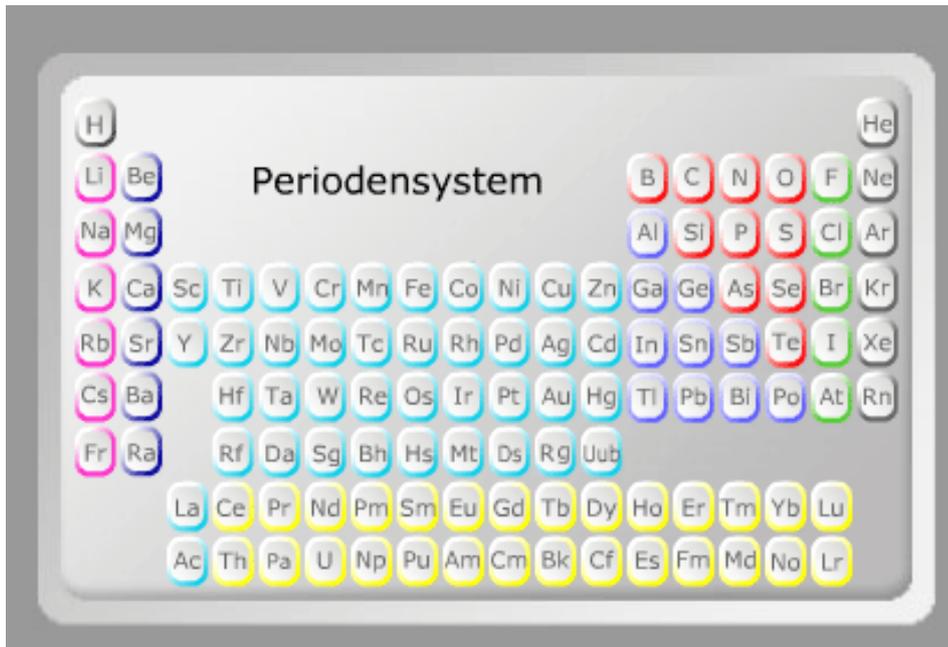


Abbildung 15: Übersicht der Schwermetalle im Periodensystem

Quelle: (WISSENSCHAFT ONLINE)

### 5.1.1 Lebensnotwendigkeit

Bestimmte Schwermetalle sind in geringen Mengen lebensnotwendig für den menschlichen Organismus. Sie werden als Spurenelemente bezeichnet. Dazu zählen: Eisen, Chrom, Kupfer, Kobalt, Mangan, Nickel, Vanadium, Zinn und Zink. Es handelt sich dabei um Mikroelemente.

Spurenelemente sind chemische Substanzen, die dem Körper in Mengen bis zu 50 mg/Tag zugeführt werden müssten, damit dieser die Stoffwechselfunktionen weiterführen kann. Das Fehlen von essentiellen Spurelementen kann bei Tier, Pflanze und Mensch schwerwiegende Schäden hervorrufen. Stoffwechselstörungen und Mangelerscheinungen sind die Folge, besonders vertreten bei Eisenmangel und Jodmangel. Bei überhöhter Aufnahme kann eine Vergiftung entstehen. Insbesondere sind Kupfer, Zink und Magnesium als Cofaktoren von Enzymen lebensnotwendig (STRUBELT, 1996).

### 5.1.2 Verwendung

Schwermetalle werden in vielen Bereichen eingesetzt. Meistens kommen sie aber bei der Metallveredelung zum Einsatz. Dadurch erhalten die bearbeiteten Materialien spezielle

Eigenschaften. Es folgen Anwendungsgebiete, welche heute aufgrund ihrer gesundheitsgefährdenden Wirkung verboten sind:

- Blei in Trinkwasserleitungen
- Cadmium in Kosmetik, PVC und Pflanzenschutz
- Quecksilber in Imprägnierstoffen, Holzschutzmitteln, Wasseraufbereitung sowie Antifoulingfarben (BERG et al, 2003).

In Brasilien hat man sogar mit Quecksilber gefischt. Die Fische wurden zum Erlegen vergiftet und daraufhin zubereitet und verspeist. Die Folgen für die dortige Bevölkerung war verheerend.

In folgenden Bereichen werden Schwermetalle weiterhin benützt:

- Nickel und Chrom in Stahl
- Blei in Akkumulatoren, Kabelummantelungen, Legierungen, Pigmenten und Strahlenschutz
- Quecksilber in Energiesparlampen, Leuchtstoffröhren, Thermometern, Apparate-technik
- Zahnhygiene
- Cadmium in Akkumulatoren, als Korrosionsschutz für Eisen und andere Metalle, in Stabilisatoren für PVC, bei Kerntechnik für Regelstäbe von Reaktoren, bei Experimenten in Bezug auf Schutzproteine (BERG et al, 2003).

### **5.1.3 Gesundheitsschädlichkeit**

Zahlreiche Schwermetalle sind für den Menschen giftig oder gesundheitsschädlich. Schwermetalle können von unserem Organismus nicht abgebaut werden. Diese werden meistens über Nahrung aufgenommen und finden so Eintritt in den menschlichen Organismus. Nahrungsmittelunverträglichkeiten und Allergien werden zu Volkskrankheiten. In hohem Maße zeigt sich, dass diese Symptome sehr oft Belastungen von Schwermetallen wie Cadmium, Quecksilber oder Blei als Ursache haben. Als wirksames Medikament gilt das Spurenelement Selen.

Ärzte raten zunehmend das von Schwermetallen verursachte Gesundheitsrisiko nicht zu ignorieren. Die Konsequenzen der Schwermetallvergiftung - oder Belastung wurden über zu lange Zeit meistens verharmlosend dargestellt. Diese Einschätzung hat sich aber in der Zwischenzeit maßgebend geändert. Die schwerwiegenden Konsequenzen von Cadmium, Quecksilber und Blei für die Gesundheit sind heutzutage durch zahlreiche wissenschaftliche Untersuchungen bewiesen.

Schwermetalle können zum Beispiel über Nahrungsmittel in den menschlichen Körper gelangen. Blei oder Cadmium gelangen über der Erde in die Wurzeln der Pflanzen und somit in Früchte etc., die wiederum das Gift direkt oder indirekt (zum Beispiel über Tiere) an den Menschen weiterleiten. Hingegen wird Quecksilber entweder durch den Verzehr belasteter Meeresfrüchte oder Fische. Amalgam wird aus Zahnfüllungen freigesetzt und kann über die Gebärmutter an Ungeborene weitergeleitet werden.

Der Nachweis von Schwermetallen bei Nahrungsmittel wird üblicherweise mit Hilfe des Gaschromatographen oder Massenspektrogramm durchgeführt. Dabei ist ein chemisches Vorverfahren nötig. Die Stichprobe eines Lebensmittels wird zuerst kleingehackt bzw. gemixt. Darauf wird diese Masse mittels Durchsickerungsverfahren stark reduziert. Weiters wird das Ganze mit Aceton vermischt und durch Evaporation so lange reduziert bis nur noch wenige Milliliter übrig bleiben. Diese geringe Menge reicht für die maschinelle Analyse. Der Gaschromatograph zeigt so genannte "Peaks" an. Es handelt sich dabei um spitzenförmige Wellen, welche den Gehalt von bestimmten Schwermetallen und anderen gesundheitsgefährdenden Stoffen anzeigen. Wird ein gesetzlich festgeschriebener Schwellenwert überschritten, muss dies gemeldet werden (WUNSCH, 1986).

## 5.2 Beschreibung der meist verbreiteten Schwermetalle

### 5.2.1 Quecksilber

Metallisches Quecksilber wurde früher in größeren Dosen gegen Darmverstopfung eingenommen, ohne dass Vergiftungserscheinungen auftraten. Dies ist darauf zurückzuführen, dass Quecksilber nicht durch die Schleimhaut des Magen-Darm-Kanals resorbiert wird. Hochgiftig sind aber die schon bei Zimmertemperatur freiwerdenden Quecksilberdämpfe, da diese durch die Lunge gut resorbiert werden und in den Körper gelangen. Sehr giftig sind auch zahlreiche in Industrie und Gewerbe verwendeten Quecksilberverbindungen wie das früher in der Medizin als Desinfektionsmittel verwendete Quecksilberchlorid (Sublimat) oder das als Saatbeizmittel benutzte Quecksilberoxid. Zielorgan der toxischen Quecksilberwirkung sind bei chronischer Exposition in erster Linie das zentrale und periphere Nervensystem. Bei akuter Zufuhr stehen demgegenüber Schädigungen der Magen-Darm-Schleimhaut und der Niere. Vergiftungen in Zahnarztpraxen kommen heute infolge der apparativen Herstellung von Amalgam nur noch bei grober Unachtsamkeit vor, so etwa in einer amerikanischen Praxis durch das Verschütten von etwa 100 g Quecksilber unter einem Heißluftsterilisator. Verschüttetes Quecksilber hat aber auch im häuslichen Bereich zu Vergiftungen geführt, meist infolge des Zerbrechens von Quecksilberthermometern. Eine neue Quelle für Quecksilbervergiftungen stellen die heute viel verwendeten Minibatterien dar: Das in ihnen enthaltene Quecksilberoxid kann unter der Einwirkung der Magensäure freigesetzt werden und unter Umständen zu tödlichen Vergiftungen führen (STURBELT, 1996).

### 5.2.2 Blei

Durch die Industrialisierung und den zunehmenden Autoverkehr kam es seit dem Beginn dieses Jahrhunderts zu einer ständigen Erhöhung der Bleikonzentration in der Umwelt. Der größte Teil (etwa 60 Prozent) stammte aus den Abgasen der Verbrennungsmotoren, da den meisten Kraftstoffen Bleitriethyl als Antiklopffmittel zugesetzt wurde. Der atmosphärische Bleigehalt, der in verkehrsmäßig unbelasteten ländlichen Gebieten unter einem  $\text{mg}/\text{m}^3$  liegt, erreichte an verkehrsreichen Straßen Werte zwischen 20 und 30  $\text{mg}/\text{m}^3$ , und nach dreistündigem Aufenthalt an einer verkehrsreichen Kreuzung in der Innenstadt Bochums erhöhte sich der Bleigehalt im

Blut von 34 Probanden auf das Doppelte. Diese Bleibelastung hat seither als Folge gesetzlicher Maßnahmen ganz erheblich abgenommen. Die Verminderung des zulässigen Bleigehaltes im Benzin ab 1976 von 0,5 auf 0,15 g/l, die Einführung und steuerliche Begünstigung des bleifreien Benzins und des geregelten Dreiwegkatalysators ab Mitte der 80er Jahre, das Verbot bleihaltigen Normalbenzins 1988 sowie die Einführung strenger Grenzwerte für Bleiemissionen aus Industrieanlagen führten zu Erfolgen, wie sie bisher auf kaum einem anderen Umweltsektor erreicht wurden. Der Absatz von bleifreiem Benzin erhöhte sich von 0% im Jahr 1984 auf 89% im Jahr 1993, und die Bleiemissionen des Verkehrs sanken kontinuierlich. Der Bleigehalt der Luft von Städten im Rhein-Ruhr Gebiet reduzierte sich bereits Anfang der 80er Jahre um 60 bis 80 Prozent auf etwa 0,3 mg/m<sup>3</sup>. Dies hatte positive Wirkungen auf den Menschen: In den USA fiel schon im Zeitraum von 1976 bis 1980 der durchschnittliche Bleispiegel im Blut um 37 Prozent, und in einer 1985 vorgenommenen Untersuchung an Berliner Schulkindern wurde ein Rückgang des Blutbleispiegels gegenüber 1976 von 120 auf 70 mg/l festgestellt. Im gleichen Zeitraum verminderten sich die Bleikonzentrationen in den Milchzähnen deutscher Kinder um 40 bis 50 Prozent und in den Knochen von Jugendlichen um 70 Prozent.

Die Luft ist allerdings nicht die einzige Quelle der ökologischen Bleibelastung. Zusätzlich wird nämlich auch über Lebensmitteln und Trinkwasser Blei aufgenommen, wobei dieses allerdings nur zu fünf bis zehn Prozent resorbiert wird. Betrachtet man die in den Lebensmitteln der Bundesrepublik 1979 und 1984 gemessenen Bleikonzentrationen, so findet man besonders hohe Werte einerseits in Innereien (Rinder- und Kalbsleber sowie Kalbsnieren), gleich hohe und zum Teil noch höhere Konzentrationen aber in nahezu allen Gemüsearten, insbesondere in Blattgemüse. Die vom früheren Bundesgesundheitsamt (BGA) festgelegten Richtwerte wurden am häufigsten, nämlich in 15% der untersuchten Fälle, bei Beerenobst überschritten. In einer Bremer Untersuchung wurden 1981 in Kleingärten in der Nähe von Verkehrswegen noch höhere Konzentrationen bis zum Zwanzigfachen des Richtwertes gemessen. Die Bleibelastung über Nahrung und Wasser wurde im Ernährungsbericht 1984 in der Bundesrepublik auf durchschnittlich 1,03 mg/Woche geschätzt, was etwa einem Drittel der von der

Weltgesundheitsorganisation (WHO) als zulässig angesehenen Höchstmenge (ADI-Wert) entspricht (STRUBELT, 1996).

### 5.2.3 Kupfer

Kupfer greift die Verdauungsorgane an. Chronische Kupferintoxikationen bei Kleinkindern mit Entwicklung einer tödlichen Leberschrumpfung (Zirrhose) wurden aus Indien bekannt, wo Speisen und Getränke vielfach in Gefäßen aus Kupfer oder Bronze aufbewahrt werden. Sie traten insbesondere bei Kindern auf, die von Geburt an Milch und andere Nahrung aus derartigen Gefäßen erhielten und nicht oder nur kurz gestillt wurden. Auch hier war das Zielorgan der toxischen Wirkung die Leber. Das gleiche Krankheitsbild trat in den 80er Jahren als "German-Childhood-Cirrhosis" in Deutschland auf und kostete 13 Säuglingen das Leben. Natürliche Gewässer wie Flüsse, Seen und Grundwasser enthalten Kupfer nur in einer sehr geringen Konzentration zwischen 1 und 10 mg/l. Diese Konzentration erhöht sich durch Trinkwasserleitungen aus Kupfer ganz erheblich bis zum Tausendfachen, also in den Milligrammbereich. Eine Messung der Kupferkonzentrationen aus 166 Berliner Haushalten ergab Werte zwischen 0,5 und 1,5 mg/l, der höchste Wert betrug 4 mg/l. Der Übergang von Kupfer ins Trinkwasser ist vom pH-Wert und der Härte des Wassers, von der Rohrlänge und der Temperatur und vor allem von der Stillstandszeit des Wassers in der Leitung abhängig.

### 5.2.4 Cadmium

Cadmium ist ein weißes Metall, das in der Natur in Verbindung mit Zink vorkommt. Da es gut verformbar und korrosionsbeständig ist, wird es zunehmend bei der galvanischen Oberflächenveredelung von anderen Metallen eingesetzt. Außerdem findet es bei der Produktion von Trockenbakterien sowie als Bestandteil verschiedener Metall-Legierungen Verwendung. Der Hauptteil wird jedoch in der Kunststoffindustrie als Stabilisator und für die Herstellung hochtemperaturbeständiger Farbpigmente verwendet. Cadmium ist ein seit langem bekanntes Gewerbegift. Gefährdung besteht vor allem bei der Verschüttung cadmiumhaltiger Erze, bei der Akkumulatorenproduktion sowie beim Schweißen und Brennschneiden cadmierter Metalle, da hierbei dampfförmiges Cadmiumoxid entsteht. Eine akute Cadmiumvergiftung kann durch Einatmen von Cadmiumdämpfen entstehen; die Symptome beruhen vor allem auf einer Reizung der Atemwege, bei

der sich eine Bronchitis, eine Lungenentzündung oder gelegentlich auch das gefürchtete und häufig tödliche Lungenödem entwickeln kann.

Bei Aufnahme über den Magen-Darm-Kanal, wie sie etwa durch Speisen oder Getränke aus cadmiumhaltigen Behältern möglich ist, kann es vornehmlich zu Übelkeit, Erbrechen und Durchfall kommen. Vor einigen Jahren wurde eine solche Vergiftung bei Schulkindern in Schweden beobachtet, die Fruchtsaft getrunken hatten, der in einem Getränkeautomaten mit verzinkten, cadmiumhaltigen Blechen in Berührung gekommen war.

Bei chronischer Exposition über die Luft sind entzündliche Reizzustände der Atemwege in Form des Cadmiumschnupfens bis hin zu Geschwüren der Nasenschleimhaut möglich. Im Laufe der Zeit kann sich auch ein Lungenemphysem entwickeln. Ein weiteres charakteristisches Symptom ist eine Gelbfärbung der Zahnhäule durch ausfallendes Cadmiumsulfid. Das wichtigste Zielorgan der chronischen Cadmiumvergiftung aber ist die Niere: In ihr akkumuliert Cadmium mit der Folge einer zunehmenden Schädigung, die mit einer Eiweißausscheidung im Urin einhergeht und in schwereren Fällen in einem völligen Nierenversagen mit einer Harnvergiftung (Urämie) enden kann (STRUBELT, 1996).

### **5.2.5 Thallium**

Thalliumverbindungen finden Verwendung in der chemischen Industrie sowie zur Herstellung optischer Gläser, fotoelektrischer Zellen, bei Leuchtanstrichen und Feuerwerkskörpern. Jedoch sind gewerbliche Vergiftungen eine Rarität (ein angezeigter Fall 1978). Thalliumsulfat wird nach wie vor in gewissem Umfang als Rattengift eingesetzt, im Handel sind neben der bereits genannten Zelio-Giftpaste auch Zelio-Giftkörner erhältlich. Die Vergiftungserscheinungen setzen meist erst einige Tage nach der Aufnahme ein und sind, wie bei anderen Schwermetallvergiftungen auch, durch kolikartige Leibscherzen und hartnäckige Verstopfung einerseits sowie durch eine schwere Schädigung des peripheren Nervensystems mit Empfindungsstörungen, schwersten Schmerzen und später auch motorischen Lähmungen andererseits gekennzeichnet. Auch das Zentralnervensystem und das Herz werden geschädigt. Relativ typisch aber ist Haarausfall, der sich etwa zwei bis drei Wochen nach Giftaufnahme zeigt. Anfänglich

lassen sich die Kopfhaare nur leichter ausreißen, dann fallen sie büschelweise aus bis zur völligen Kahlheit. Die Haare wachsen nach, wenn die Vergiftung überstanden wird. Infolge einer Störung des Nagelwachstums kommt es in der dritten bis vierten Woche zu halbmondförmigen weißen Querstreifen an den Nägeln, die bis zu drei Monaten sichtbar bleiben (STRUBELT, 1996).

## 5.3 Schwermetallgrenzwerte

### 5.3.1 Grenzwerte des Schwermetallgehalts im Boden

In Österreich sind die verschiedenen Grenzwertbestimmungen für den Schwermetallgehalt im Boden durch mehrere Instrumente geregelt, welche entweder durch die Bundesländer oder durch den Bund selbst verwaltet werden.

Diese wären:

- Bodenschutzgesetzte und Klärschlammverordnungen
- Forstgesetz
- Bundes-Abfallwirtschaftsplan
- Düngemittelverordnung
- Immissionsschutzgesetz Luft

(UMWELTBUNDESAMT, 2007).

Schwermetallgrenzwerte die den Wald schädigen beziehen sich im Wesentlichen auf die Immissions- und Emissionsgrenzwerte, nur in den Bodenschutzgesetzen und in den Düngemittelverordnungen werden Schwermetallgehalte im Boden behandelt.

Als Beispiel wäre die zweite Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen (BGBl. 199/1983) zu nennen, die Höchstmengen für die Absatzdeposition (Staubniederschläge) festsetzt. Im Vergleich mit der schweizerischen Luftreinhalteverordnung 1985 sind diese aber zu hoch angesetzt (BFW, 2007).

Tabelle 4: Vergleich BGBl 199/1983 mit schweizerischen Luftinhaltsverordnung

Komponente	BGBl. 199/1983 g/ha/Jahr	Schweizerische Luftinhaltsverordnung 1985 g/ha/Jahr
Blei (Pb)	2500	365
Zink (Zn)	10000	1460
Kupfer (Cu)	2500	-
Cadmium (Cd)	50	7,3

Quelle: (Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft, 2007)

Ebenfalls einen großen Einfluss auf die Schwermetallgrenzwertbestimmungen in Österreichs Böden hat die ÖNORM L 1075 (Fassung 01.07.2004), welche häufig für Studien herangezogen wird. Diese ÖNORM befasst sich mit den „Grundlagen für die Bewertung der Gehalte ausgewählter Elemente in Böden“ (ÖSTERREICHISCHES NORMUNGSINSTITUT, 2008) und dient zur Beurteilung der Gehalte von

- Arsen (As)
- Cadmium (Cd)
- Kobalt (Co)
- Chrom (Cr)
- Kupfer (Cu)
- Quecksilber (Hg)
- Molybdän (Mo)
- Nickel (Ni)
- Blei (Pb)
- Selen (Se)
- Thallium (Tl)
- Vanadium (V)
- Zink (Zn)

im Feinboden und im Auflagehumus (ÖSTERREICHISCHES NORMUNGSINSTITUT, 2008).

Die Bundesländer Burgenland, Niederösterreich, Oberösterreich, Salzburg und Steiermark besitzen eigene Bodenschutzgesetze welche die Gefahr der Schädigung des Bodens behandeln. Ergänzend werden, wie anfangs erwähnt, einzelne Aspekte des Bodenschutzes in anderen Rechtsnormen behandelt (UMWELTBUNDESAMT, 2007).

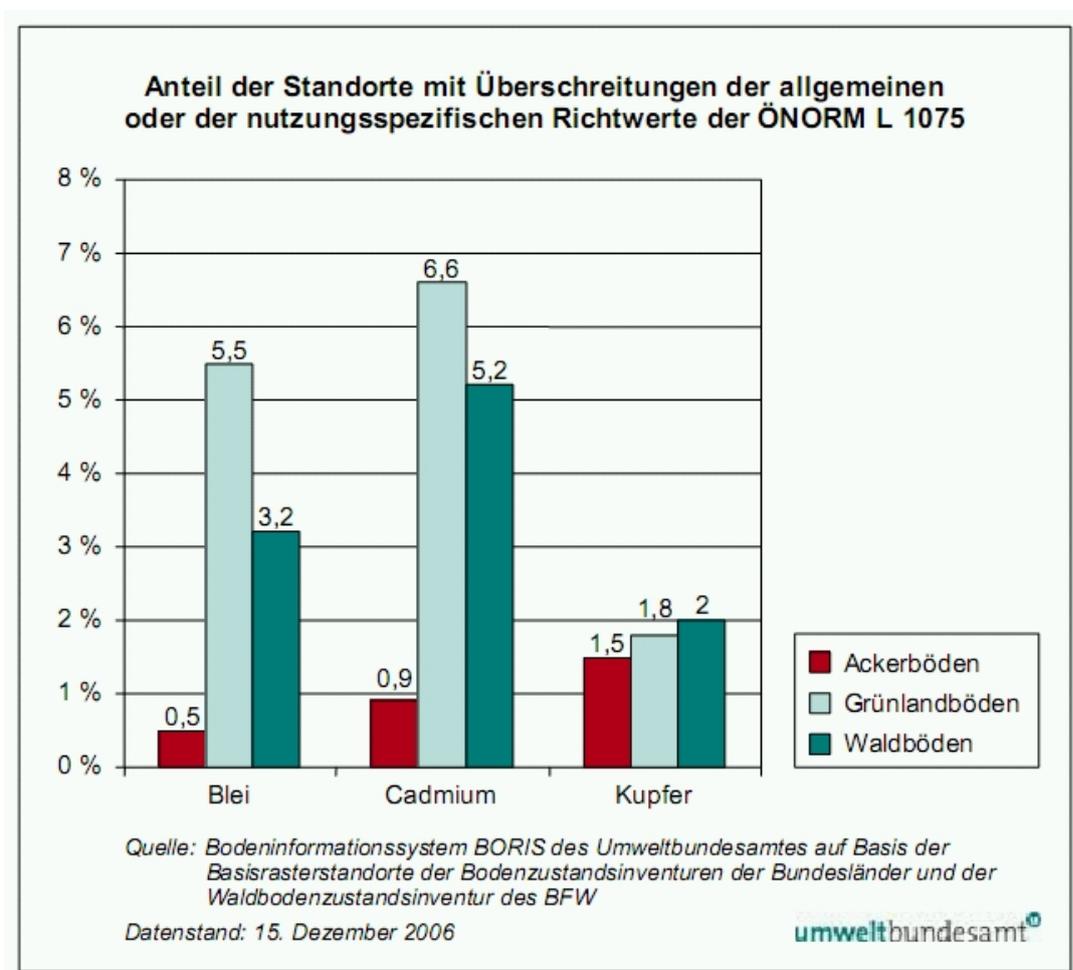


Abbildung 16 : Überschreitungen der allgemeinen oder der nutzungsspezifischen Richtwerte ÖNORM L 1075.

Quelle: (UMWELTBUNDESAMT, 2007)

Der Eintrag von Schwermetallen ist seit den frühen 90er Jahren rückläufig. Verantwortlich dafür sind vor allem die Verbote und Grenzwerte bei industrieller Verbrennung. Bis zum Verbot von bleihaltigen Benzin war der motorisierte Verkehr hauptverantwortlich für die hohe Bleibelastung im Boden. Trotzdem gibt es in Österreich noch immer Bereiche, die über den Schwermetallgrenzwerten liegen

(siehe Abbildung 16). Dies ist vor allem auf Altlasten bzw. auf industrielle Tätigkeit in der Nähe des Standortes zurückzuführen (UMWELTBUNDESAMT, 2007).

### 5.3.2 Schwermetallgrenzwerte im Forstgesetz 1975

Um die Situation der Schwermetallgrenzwerte in Österreichs Gesetzen und Verordnungen zu beschreiben ist ein kleiner Exkurs in das Österreichische Forstgesetz (Bundesgesetz) nötig, um die Problematik der Grenzwerte von Schwermetallen in Verbindung mit der Holzascheausbringung in Österreichs Wäldern zu veranschaulichen.

Im österreichischen Forstgesetz wird die Düngung durch Holzasche nicht erwähnt. Durch die Nichtfestlegung der Holzaschedüngung besteht die Gefahr, dass der Paragraph der Waldverwüstung herangezogen werden kann. Hierbei ist vor allem Absatz 2 Punkt d) hervorzuheben, der besagt:

„d) der Bewuchs offenbar einer flächenhaften Gefährdung, insbesondere durch Wind, Schnee, wildlebende Tiere mit Ausnahme der jagdbaren, unsachgemäße Düngung, Immissionen aller Art, ausgenommen solche gemäß § 47, ausgesetzt wird oder Abfall (wie Müll, Gerümpel, Klärschlamm) abgelagert wird“ (FORSTGESETZ, 1975).

Die Holzascheausbringung im Wald ist zwar nicht explizit verboten, doch ist hierbei zu beachten, dass bei einer Verschlechterung des Waldbodens Probleme auftreten können.

Bei einem Gespräch mit Herrn Dr. Jur. GATTERBAUER am 30.04.2008 hat sich herausgestellt, dass durch das Nichtvorhandensein der Holzaschedüngung im Forstgesetz das Argument der unsachgemäßen Düngung herangezogen werden kann. Dieses kann nur durch eine wissenschaftlich gestützte Einzelortfeststellung entkräftet werden, wobei sich hier durch die hohen Kosten die Frage der Rentabilität stellt.

Darüber hinaus werden Schwermetallgrenzwerte im Forstgesetz 1975 überhaupt nicht behandelt, daraus folgernd findet daher das Verursacherprinzip Anwendung. Dies bedeutet, dass der Waldbesitzer den Zusammenhang zwischen Schädiger und Schaden beweisen muss um ein Verfahren zu eröffnen (GATTERBAUER, 2008).

## 5.4 Schwermetalle in Zement

### 5.4.1 Zementherstellung

Um ein besseres Verständnis für die folgenden Kapitel zu gewährleisten, soll an dieser Stelle kurz die Herstellung von Zement beschrieben werden.

Die wesentlichen Bestandteile von Zement sind Calciumoxid (CaO), Siliziumdioxid (SiO<sub>2</sub>), Aluminiumoxid (Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) und Eisenoxid (FeO<sub>3</sub>). Um Zement herzustellen werden in Steinbrüchen Kalk, Kreide, Ton und Tonmergel abgebaut, welche in weiterer Folge in einem bestimmten Verhältnis gemischt und zu Rohmehl verarbeitet werden. Zu diesem Zeitpunkt können auch Zusatzstoffe wie Sand oder Bauxit eingebracht werden. Anschließend wird das Mehl in einem Drehofen mit Temperaturen zwischen 1250°C und 1450°C zu ca. nussgroßen Klumpen gebrannt die man Klinker nennt. In dieser Phase entstehen Silikate durch einen chemischen Prozess, die dem Zement seine Eigenschaften verleihen. In der letzten Phase wird der Klinker mit Zuschlagstoffen wie Hüttensand, Flugaschen und Kalksteinmehl vermahlen um verschiedene Zementarten zu erhalten (BASTEN et al. 2002).

### 5.4.2 Eintrag von Schwermetallen

Schwermetalle können in normalem Zement nur als Spurenelemente nachgewiesen werden, wobei die größten Konzentrationen Zink (149 ppm), Chrom (40 ppm) und Blei (27 ppm) aufweisen. Eine Studie von Achternbosch et al. (wann?) unterscheidet die wesentlichen Inputfaktoren für Spurenelemente in jene, die direkt in den Rohstoff eingetragen werden wie primäre Rohstoffe (Kalk und Ton), sekundäre Rohstoffe (Eisen, Sand, Abfallprodukte aus der Stahl- und Eisenindustrie) oder sogenannte „Interground Additives“ (Flugasche, Gips, Ölschiefer) die dem Zement zugefügt werden, um spezielle Eigenschaften zu erzielen. Weiters unterscheidet man zwei Arten des Inputs über die Feuerung, die ebenso einen Einfluss auf den

Spurenelementgehalt haben, reguläre Brennstoffe (Steinkohle, Braunkohle), sekundäre Brennstoffe (hauptsächlich Abfall und Müll wie z.B. gebrauchte Autoreifen). Die Studie zeigt, dass der wichtigste Inputfaktor für Spurenelemente im Allgemeinen die primären Rohstoffe Kalk und Ton sind. Innerhalb der verschiedenen Spurenelemente stammt der Input jedoch aus sehr unterschiedlichen Quellen. So stellt beispielsweise die Verbrennung von gebrauchten Autoreifen eine wesentliche Quelle für die Spurenelemente Cadmium, Chrom, Blei und Zink dar. Mehrere statistische Untersuchungen zeigen ebenso, dass der Eintrag von Flugasche aus Steinkohleverbrennung zu hohen Konzentrationen einiger Schwermetalle wie Blei, Kupfer, Nickel oder Zink führt und nicht zu vernachlässigen ist (ACHTERNBOSCH et al., 2003). Leider konnten keine Werte über den Inputfaktor Holzasche in der Literatur gefunden werden.

### **5.4.3 Stofffluss**

„Die Mobilität von Spurenelementen im Beton hängt stark von dessen Alter ab“ (ACHTERNBOSCH et al., 2003), erhöhte Konzentrationen sind teilweise während der Herstellung möglich. Ein paar Minuten später jedoch binden sich die Spurenelemente in neu entstehende Hydroxide ein und sind somit fixiert. Durch die gute Pufferfähigkeit von  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  werden die Spurenelemente im Stoff gehalten, somit ist das unmittelbare Risiko einer Beeinträchtigung oder Schädigung der Umwelt oder des Menschen durch Auslaugung über gewisse Zeiträume (100 Jahre Betriebsdauer) sehr gering. Durch beschleunigte Verwitterungsprozesse kann es jedoch zu einer Mobilisierung kommen. Dadurch muss der pH Wert drastisch sinken, sodass keine Puffermöglichkeit besteht, ein Umweltrisiko stellt dies allerdings trotzdem nicht dar, da die Stoffkonzentrationen minimal sind (ACHTERNBOSCH et al. 2003).

### **5.4.4 Recycling im Zement – Bewertung**

Das Vermischen mit Abfall und die Abfallnutzung im Brennprozess von Zement und Beton stellt ein gewisses Potenzial für das „Recycling“ von Abfällen dar. Die Verbrennung von Autoreifen oder das Vermischen mit Flugasche sind schon seit Langem entdeckte Möglichkeiten der Abfallverwertung ebenso wird Klärschlamm ein immer wichtigerer Faktor für die Entsorgung im Beton, da aufgrund von



Wasserschutzgesetzen und limitierter Fläche dessen Entsorgung immer schwieriger wird. Deswegen kann angenommen werden, dass immer mehr Abfallprodukte ihren Weg in die Zementproduktion finden. Problematisch ist dies bis jetzt noch nicht, ein erhöhter Klärschlammeintrag kann allerdings zu hohen Konzentrationen von Kupfer und Blei in Klinker und Zement führen (ACHTERNBOSCH et al. 2003).

Recycling im Zement und während dessen Herstellung stellt auf Ebene der Spurenelemente kein Risiko durch Auslaugung oder Beeinträchtigung der Stabilität dar, da die Höhe der Konzentrationen meist sehr gering ist und die Silikatbildung (Faktor für die Stabilität) nicht beeinträchtigt wird. Da in den Daten allerdings nicht auf die Zufuhr von Holzasche eingegangen wird, kann daher keine klare Aussage über das Verhalten von Holzasche im Zement getroffen werden.

## 5.5 Radioaktivität

### 5.5.1 Begriffe aus der Atomphysik

Atome ( $10^{-10}$  Meter Durchmesser) bestehen aus einer negativ geladenen Elektronenhülle und jeweils einem positiv geladenen Kern. Nach außen hin sind Atome elektrisch neutral. Die *Protonenzahl* (auch *Kernladungszahl* oder *Ordnungszahl* genannt) bestimmt die elektrische Ladung des Atomkerns.

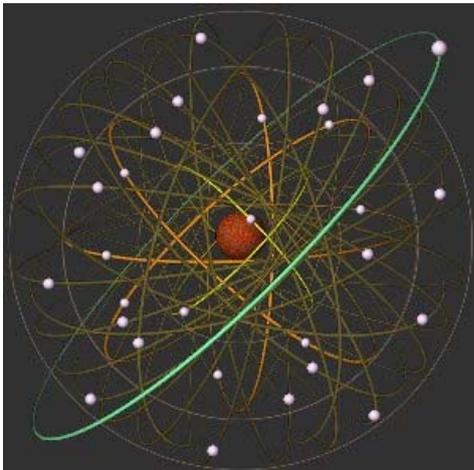


Abbildung 17: Der Aufbau eines Kupferatoms gemäß Bohrschem Atommodell.

Quelle: (RADARTUTORIAL)

Abbildung 17 zeigt den Aufbau eines Kupferatoms gemäß Bohrschem Atommodell. „Atomkerne setzen sich aus zwei Arten von Elementarteilchen zusammen: positiv geladene *Protonen* und ungeladene *Neutronen*. Beide Teilchen werden als *Nukleonen* bezeichnet“ (STOLZ, 2003). (Der Vollständigkeit halber sei auch eine Ausnahme erwähnt: der Kern des gewöhnlichen Wasserstoffatoms besteht nur aus einem einzelnen Proton).

Als *Nuklid* bezeichnet man eine durch Protonenzahl und Neutronenzahl/ Nukleonenzahl gekennzeichnete Atomart. Nach STOLZ (2003) gibt es etwa 270 stabile Nuklide und über 2.000 instabile radioaktive Nuklide, die sich spontan in stabile Nuklide umwandeln. Nuklide, deren Atomkerne die gleiche Protonenzahl aber unterschiedliche Nukleonen- bzw. Neutronenzahl besitzen, werden *Isotope* genannt.

„Die Erscheinung der Radioaktivität ist durch die spontane Umwandlung instabiler Atomkerne unter Energieabgabe gekennzeichnet. Die Abgabe der Energie erfolgt dabei in Form ionisierender Strahlung, die entweder direkt vom Atomkern ausgeht oder indirekt durch die Kernumwandlung in der Atomhülle erzeugt wird“ (STOLZ, 2003).

### **5.5.2 Atomkraftwerke**

Die Nutzung von Radioaktivität in Form von Atomkraftwerken (AKWs) ist eine Möglichkeit der Energiegewinnung. Das erste zivile Kernkraftwerk wurde 1954 im russischen Obninsk in Betrieb genommen (IAEA, 2004).

Die Nutzung von Kernenergie stößt auf heftigen Widerspruch. Die Risiken sind enorm, die Konsequenzen im Falle eines Unfalles untragbar. Diskussionen zum Thema Atomwaffen, Atomkraftwerken, Castor-Atommüll-Transporten und technischen Pannen sind stets aktuell.

#### Tschernobyl

In der Geschichte unserer Risikogesellschaft (Ulrich Beck), die sich Dank der Nutzung der Atomenergie mittlerweile viele Male selbst vernichten könnte, kam es zu allerlei Versuchen mit Atomenergie, Abwürfen von Atombomben, einer Aneinanderreihung technischer Pannen, menschlicher Fehleinschätzungen und Reaktorunfällen.

Die Geschichte der radioaktiven (Ver-)Strahlung bedingt von Menschen Hand beschreibt Wm. Robert JOHNSON auf seiner Homepage „Database of Radiological Incidents and Related Events“. Johnsons Aufzeichnungen reichen von ersten Unfällen mit Röntgenstrahlung (Chicago radiography accident, 1896), den Atombombenabwürfen bei Hiroshima und Nagasaki (1945), den Reaktorunfall von Tschernobyl bis hin zur medienwirksamen Ermordung von Alexander Litvinenko im Jahr 2006 (JOHNSON, 2008).

Es folgt ein kurzer Einblick in die Geschichte eines für Österreich relevanten Atomunfalls:

Am 26. April 1986 kam es im ukrainischen Kernkraftwerk Tschernobyl zur Explosion eines Reaktorblockes. Der Hergang kann folgenderweise beschrieben werden:

Am 25. April sollte im Block 4 ein Experiment stattfinden. Ziel war es herauszufinden, ob die eingesetzten Turbinen bei einem totalen Stromausfall im Kraftwerk selbst noch genügend Strom liefern könnten, um eine Notkühlung des Reaktors bis zum Anlaufen der Notstromdieselgeneratoren gewährleisten zu können.

Für den Test musste die Leistung des Kernkraftwerkes heruntergefahren werden. Der Tschernobylsche Reaktortyp RBMK 1000 unterschritt daraufhin den für sicheres Arbeiten notwendigen 20%igen Leistungsbereich. Um die Nennleistung wieder anzuheben, wurden Brennstäbe entfernt und die Untergrenze der Mindestanzahl der Brennstäbe unterschritten. Schlussendlich trat ein technisches Gebrechen auf: Die Einfahrgeschwindigkeit der über 200 aktiven Brennstäbe stellte sich als zu langsam heraus. Dies hatte zur Folge, dass sich die Leistung des Reaktors erhöhte und 300.000 Megawatt entsprach. Die 100-fache Nennleistung wurde durch eine prompte, kritische Kettenreaktion hervorgerufen.

Um 01:23:58 Uhr explodierte der Reaktorblock 4. Radioaktive Substanz wurde noch Tage nach der Explosion nach außen geschleudert. Der Reaktor brannte weitere 10 Tage. Laut Greenpeace liegt die Zahl der Opfer zwischen 10.000 und 250.000 Menschen (GREENPEACE, s.a.).

## 5.6 Cäsium

Cäsium 137 ( $^{137}\text{Cs}$ ) ist ein radioaktives Isotop, das bei Atomspaltung entsteht. Seine physikalische Halbwertszeit beläuft sich auf ca. 32 Jahre und es besitzt zudem eine gute Fähigkeit aufgenommen zu werden (GBE STATISTISCHES BUNDESAMT BONN, 2007).

Sowohl  $^{134}\text{Cs}$  als auch  $^{137}\text{Cs}$  sind künstlich hergestellte Spaltprodukte, die in der Natur nicht natürlich vorkommen.  $^{134}\text{Cs}$  besitzt im Gegensatz zu  $^{137}\text{Cs}$  eine 2 jährige Halbwertszeit und spielt bezogen auf den Supergau Tschernobyls heute kaum mehr

eine Rolle.  $^{134}\text{Cs}$  hat eine Halbwertszeit von 2,1 Jahren. Es existiert in der Atmosphäre und der Biosphäre (LIDEN & ANDERSSON 1962).

### Die $^{137}\text{Cs}$ – Belastung der Staatsfläche Österreichs

Die  $^{137}\text{Cs}$ -Belastung Österreichs ist vor allem auf den Reaktorunfall Tschernobyls zurückzuführen. Wie RAPPELSBERGER et al. in ihrer Studie zeigen, gehört Österreich zu den vom Tschernobyl-Unfall am stärksten betroffenen Ländern. Aufgrund der nach dem Supergau herrschenden meteorologischen Verhältnisse liegen die Spitzenwerte des  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalts (Halbwertszeit von 30 Jahren) bei über  $150 \text{ kBq/m}^2$  [ $1000 \text{ Becquerel pro Quadratmeter} = 1 \text{ kBq/m}^2$ ].

Der Niederschlag an den Tagen nach dem radioaktiven Großereignis bedingte weiters Unterschiede in der geografischen Verteilung des radioaktiven Ausfalls. Untersuchungen weisen darauf hin, dass die meiste Aktivität zwischen 29.04.1986 und 02.05.1986 stattgefunden hat (RAPPELSBERGER et al., 1996).

Die Abbildungen 18 bis 20 zeigen die Messungen zur Kontamination der österreichischen Böden mit  $^{137}\text{Cs}$ .

Die Kartierungen wurden auf Basis von 2.115 Messpunkte erstellt, wobei 234 Werte grenznaher Gebiete der Nachbarstaaten übernommen wurden. Bei der Betrachtung der erstellten Karten ist zu berücksichtigen, dass Atombombendetonationen (Alamogordo, Hiroshima oder Nagasaki) die Böden bereits vorbelastet haben.

Um die Werte der zeitlich unterschiedlich bedingten Cäsium-Fallouts voneinander trennen zu können, wird an den Messstellen zusätzlich  $^{134}\text{Cs}$  ausgewertet. Bei Atombombendetonationen entstanden nur relativ geringe Mengen an  $^{134}\text{Cs}$ , die aufgrund der Halbwertszeit bereits zerfallen waren. Da die unterschiedlichen Cäsiumanteile in einem konstanten Verhältnis zueinander stehen, ist es möglich, den Anteil der Bodenbelastung mit  $^{137}\text{Cs}$  zu ermitteln. Die abgeleiteten Werte für das Bombencäsium sind insofern mit Unsicherheiten behaftet, als dass Messwerte für  $^{134}\text{Cs}$  methodisch bedingt relativ ungenau sind (RAPPELSBERGER et al., 1996).

Zu den besonders stark belasteten Flächen mit über 100 kBq/m<sup>2</sup> (kartiert in Rot und Purpur) zählen:

- Teile des Wald-, Mühl- und Hausruckviertels, die Gegend um Linz, die Welser Heide, Phyrngegend und Salzkammergut, die westlichen Niederen Tauern und die Hohen Tauern bis zu den Zillertaler Alpen.
- Das zweite stark kontaminierte Gebiet Österreichs erstreckt sich von der Koralpe über Südkärnten bis nach Italien.

Die mittlere Flächenbelastung Österreichs mit dem Nuklid <sup>137</sup>Cs beläuft sich auf 21 kBq/m<sup>2</sup>. Mit Ausnahme von Weißrussland, der Ukraine und Teilen Skandinaviens weist Österreich die höchste mittlere Belastung auf. Aus den Aufzeichnungen von RAPPELSBERGER et al (1996) geht hervor, dass die mittlere Flächenbelastung des Bombencäsiums 2,3 kBq/m<sup>2</sup> beträgt. Die Autoren sprechen von einer mittleren zusätzlichen „Belastung mit <sup>137</sup>Cs von 21.0 kBq/m<sup>2</sup> - 2.3 kBq/m<sup>2</sup> = 18.7 kBq/m<sup>2</sup>. Für die Fläche Österreichs bedeutet das ein Gesamtinventar an <sup>137</sup>Cs von ca. 1.76 PBq (1 PetaBq = 10<sup>15</sup> Bq), davon ca. 0.19 PBq altes Bomben-Cäsium. Insgesamt wurden in Tschernobyl schätzungsweise 70 bis 130 PBq freigesetzt, das bedeutet, dass etwa 1.2 bis 2.2 % des freigesetzten <sup>137</sup>Cs in österreichischen Böden gespeichert sind“.

### Bodenbelastung durch Cäsium-137 (Stand: 1. Mai 1986)

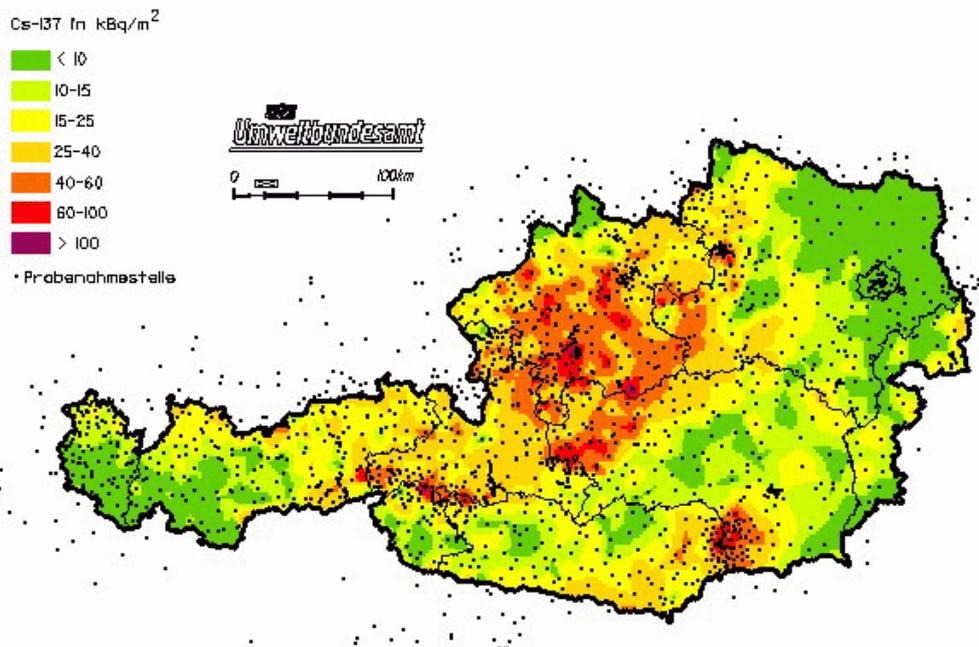


Abbildung 18: Bodenbelastung durch Cäsium – 137, Stand Mai 1986.

Quelle: (RAPPELSBERGER, 1986)

### Atombombenanteil der Cäsium-137-Belastung (Stand: 1. Mai 1986)

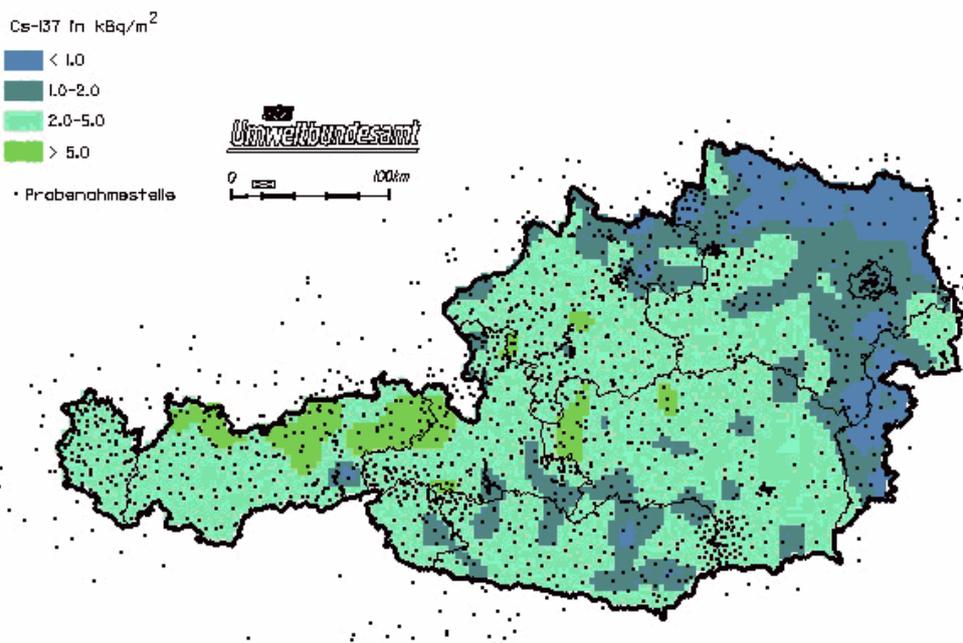


Abbildung 19: Atombombenanteil der Cäsium – 137 Belastung, Stand Mai 1986.

Quelle: (RAPPELSBERGER, 1986)

## Bodenbelastung durch Cäsium-137 (Stand: 1. Mai 1996)

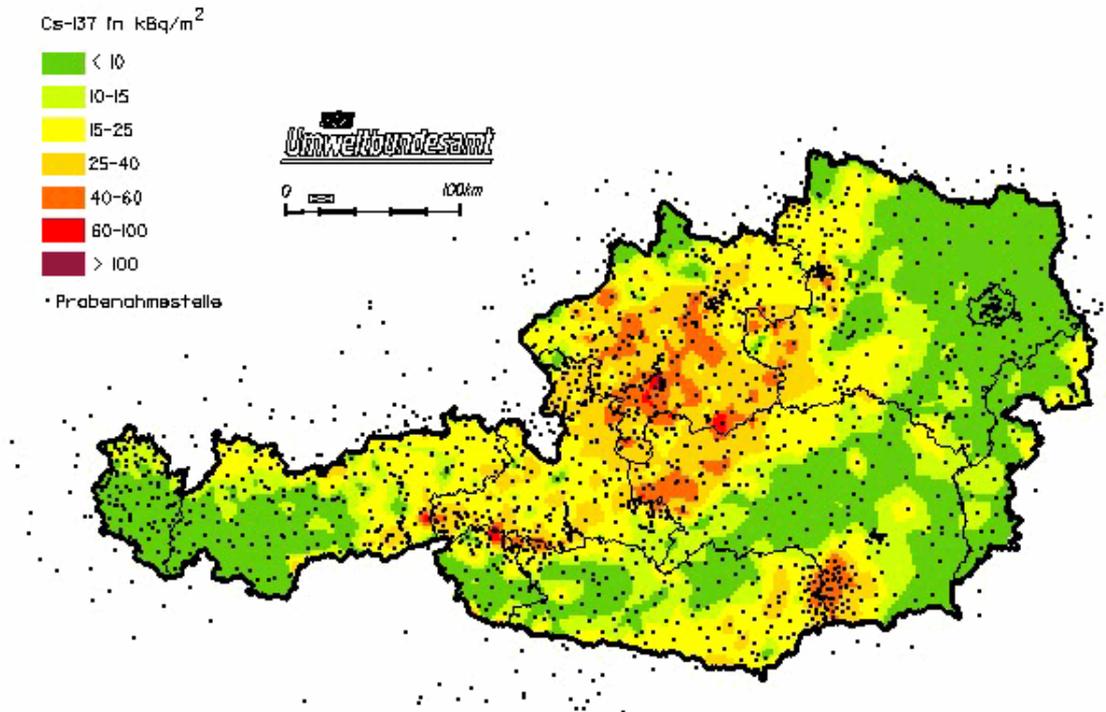


Abbildung 20: Bodenbelastung durch Cäsium – 137, Stand Mai 1986.

Quelle: (RAPPELSBERGER, 1986)

### <sup>137</sup>Cs im Boden

Die räumliche Verteilung von <sup>137</sup>Cs nach einem Reaktorunfall ist abhängig von den Absorptionseigenschaften des Bodens und der Wasserbewegung die auf dem Boden stattfindet. Die Niederschlagsmenge, die Anzahl, Größenverteilung und Gestalt der Bodenporen ergeben die Wassermenge. Die Absorptionseigenschaften ergeben sich aus dem Anteil der Tonfraktion und dessen Zusammensetzung, sowie aus dem Anteil der organischen Substanz, der Austauschkapazität und dem pH-Wert des Bodens (COUGHTRY und THORNE, 1983; FRANKE, 1982; KÜHN, 1982; PAVLOTSKAYA et al., 1967).

Das Radiocäsium wandert in ungestörten Böden sehr wenig in Richtung Erdkern, daher verbleiben mindestens 80% der Cs-Aktivität in den oberen 15 Zentimetern des Bodens (ANPA, 2000; KÜHN, 1982; RITCHIE und RUDOLPH, 1970; SQUIRE und MIDDLETON, 1966; WALTON, 1963; ZIBOLD et al., 1997). Der Grund für die geringe Tiefenverlagerung ist die Fixierung von Cäsium in den Kristallgittern von

Tonmineralen (FREDERIKSSON et al., 1958). Cäsium-Ionen passen aufgrund ihrer Größe und ihrer hohen Polarisierbarkeit besonders gut in diese Zwischenschichten und werden dort fixiert. Aufgrund dieser Bindungsplätze sind sie vor Auswaschung in tiefere Bodenschichten geschützt und ebenfalls nur bedingt pflanzenverfügbar (TAMURA, 1963). In der organischen Substanz der Waldböden bestehen jedoch keine dieser spezifischen Bindungsplätze für Cäsium-Ionen. Daher ist Radiocäsium in der organischen Substanz gut pflanzenverfügbar (SCHEFFER & SCHACHTSCHNABEL 1984, CREMERS et al., 1988).

Im Ökosystem übernimmt der Boden eine Bindefunktion. Inwieweit die radioaktiven Substanzen im Boden gebunden und festgehalten werden ist abhängig vom Tongehalt der Böden. Der Boden jedoch ist die wichtigste Quelle für den Eintritt von Radionukliden in die Nahrungskette (NÖZSV, s.a).

Die meisten Waldbodenpflanzen und ebenso fast alle Bäume beziehen ihre Nährstoffe überwiegend aus den obersten 10 cm des Bodens. In diesem Bereich verbleibt langfristig der Großteil des im Boden vorhandenen <sup>137</sup>Cs-Nuklids (ENVIRONMENTAL STUDIES, 2005).

Bei Ackerflächen wurde die radioaktive Kontamination durch intensive Bodenbearbeitung in tiefere Schichten des Bodens eingetragen. Außerdem fehlt den Ackerböden die organische Auflageschicht, daher konnte mittels Bearbeitung die Kontamination aufgehoben werden (UMWELTINSTITUT MÜNCHEN, s.a.). Auf unbearbeiteten Böden und auf Weideflächen ist dies nicht der Fall. Fest steht, dass auf allen bewirtschafteten Böden durch den Eintrag von Biomasse oder Chemikalien aufgrund Düngung und durch den Austrag von Biomasse aufgrund Ernte eine Verringerung der Kontamination herbeigeführt wird (UMWELTINSTITUT MÜNCHEN, s.a.).

Wie stark das Cäsium in den Boden eindringt ist abhängig von der Adsorptionseigenschaft des Bodens und der Wasserbewegung. Die Wasserbewegung setzt sich zusammen aus der Niederschlagsmenge und der Anzahl, Größenverteilung und Gestalt der Bodenporen (COUGTHRY und THORNE, 1983; FRANKE, 1982; KÜHN, 1982; PAVLOTSKAYA et al., 1967).

### <sup>137</sup>Cs in der Pflanze

Der Übergang von Radionukliden auf die Pflanze erfolgt direkt aus der Luft oder über die Wurzeln aus dem Boden (UMWELTINSTITUT MÜNCHEN s.a.). Erreicht die radioaktive Substanz die Blattoberfläche, kann diese durch Diffusion von Ionen und Molekülen die Blattoberfläche durchdringen oder das Blatt nimmt die gasförmigen Radionuklide einfach auf. Mittels Transportsystemen werden die radioaktiven Substanzen in der Luft verteilt. Eingelagert werden diese dann abhängig von den chemischen Eigenschaften in den bestimmten Pflanzenteilen. Der Teil der Radionuklidmenge, der auf der Blattoberfläche verbleibt, kann durch Niederschläge abgewaschen werden. Jedoch führt das gemeinsam mit der Auswaschung von bereits im Blatt befindlichen Radionukliden und dem Verlust von schon älteren Blättern zu einer Abnahme der Aktivität der Pflanze. Inwieweit eine Pflanze von der Radionuklid- Deposition betroffen ist, steht in Abhängigkeit zum Entwicklungsstadium der Pflanze und der Jahreszeit, in der der Befall mit Radionukliden stattfindet. Im Winter findet beispielsweise eine geringere Kontamination statt und manche Pflanzen werden überhaupt nicht belastet. In der generativen Phase einer Pflanze nimmt der Transport von Energie, Strom und Information von den Blättern zu den Speicherorganen zu. Daher steigt auch die Verlagerung von radioaktiven Substanzen an. Je weiter eine Pflanze in den Reifeprozess kommt, desto mehr nimmt der Stoffwechsel und somit auch die Verlagerung der radioaktiven Substanzen ab. Das Ausmaß der Aufnahme von Radionukliden in die Pflanze ist dennoch schwer vorherzusagen, da die Stoffaufnahme von einer Vielzahl von Faktoren beeinflusst wird. Die erkennbaren Auswirkungen sind noch unzureichend erfasst (NÖZSV, s.a.).

### <sup>137</sup>Cs in der Nahrungskette

Humose Mineralböden im Wald stellen bedeutende Speicher für radioaktives Cäsium dar. Waldböden sind weder mechanisch bearbeitet, nicht regelmäßig gedüngt und werden auch nicht abgeerntet. Der gesamte Eintrag an Radionukliden bleibt daher im Wald in etwa konstant. Waldprodukte wie Beeren, Pilze, Wild und Kräuter sind nach wie vor radioaktiv belastet. Speziell Pilze sind „Cäsiumsammler“, da sie aus der oberen Humusschicht mit Nährstoffen versorgt werden. Das Aufnahmevermögen und die Anreicherung unterscheiden sich zwischen den Pilzsorten. Maronenröhrlinge und Semmelstopp-Pilze besitzen das größte Anreicherungsvermögen unter den

einzelnen Pilzsorten, Schirmling und Champignon nehmen Cäsium nur in geringen Mengen auf (UMWELTINSTITUT MÜNCHEN, s.a.).

Heidelbeeren, Moosbeeren, Preiselbeeren, Moose, Flechten, Farne und Sauerklee können ebenfalls sehr gut Cäsium anreichern. Obwohl Bäume aufgrund ihres Alters und ihrer großen Biomasse gute Cäsiumspeicher sind, sind ihre Cäsiumwerte vergleichsweise niedrig (UMWELTINSTITUT MÜNCHEN s.a.).

Der Bewuchs von Weiden und Wäldern ist in der Nahrungskette eine der wichtigsten Zwischenstationen im Zyklus Boden, Pflanze, Tier und somit auch der Transporter von Radionukliden in die Nahrungsmittelerzeugnisse (LUNG, 2004). Bis zu welchem Grad der tierische Organismus von der inneren Verstrahlung betroffen ist, hängt mit der aufgenommenen Menge an radioaktiven Stoffen im Magen-Darm-Trakt zusammen. Diese innere Verstrahlung bleibt so lange im Körper erhalten, bis es durch ständige Umwandlungen der Isotope allmählich zum Versiegen der Strahlung kommt und durch den ständigen Stoffwechsels des Organismus die radioaktiven Produkte den Körper wieder verlassen. Bei monogastrischen Tieren wie Geflügel oder Schweinen ist die Aufnahme von Cäsium im Darmtrakt nahezu vollständig. Bei Wiederkäuern liegt die Anreicherung von Cäsium bei etwa 60%. 60 bis 70% davon lagern sich in der Muskulatur an (NÖSZV, s.a.). In Wildtieren werden heute noch gleich bleibend hohe und vereinzelt sogar ansteigende Cäsiumwerte verzeichnet. Dies ist darauf zurückzuführen, dass das Cäsium in der unzersetzten Streuaufgabe verblieb und daher durch zunehmende Verrottung in den Kreislauf des Wildes gelangte. Die Aufnahme findet über die Futteraufnahme statt. Die Belastungswerte sind bei Schwarzwild am höchsten (UMWELTINSTITUT MÜNCHEN, s.a.). Der Grund für diese hohen Belastungswerte ist, dass das Schwarzwild den größten Teil seiner Nahrung aus dem Boden wühlt. Auf diese Weise nimmt es teils auch hochkontaminierte Futterbestandteile, insbesondere die Pilzart Hirschtrüffel auf (LANDESUNTERSUCHUNGSAMT RHEINLAND PFALZ, 2003).

#### <sup>137</sup>Cs in biogenen Reststoffen

Nicht nur Pflanzen, Tiere und Waldböden sondern auch biogene Reststoffe wie Klärschlamm, Kompost und Holzaschen wurden mit <sup>137</sup>Cs angereichert.

Langfristig gesehen nahm die Kontamination dieser biogenen Reststoffe mit  $^{137}\text{Cs}$  in den vergangenen Jahren generell ab. Vereinzelt kommt es (regional und zeitlich) aber zu erhöhten Radionuklidgehalten (UMWELTBUNDESAMT, 1998a). Laut einer ersten überblicksmäßigen Beurteilung des UMWELTBUNDESAMTES (1998a) wird ausgeschlossen, dass die Strahlenbelastung aus Klärschlamm, Kompost und Holzaschen akuten Handlungsbedarf erfordert.

### $^{137}\text{Cs}$ in Holzasche

Durch die vermehrte Energiegewinnung aus Holz in den letzten Jahren kommt es zu großen Aufkommen an Holzaschen. Wird dabei Biomasse verwendet, die mit  $^{137}\text{Cs}$  angereichert ist, kommt es bei der Verwertung der entstehenden Aschen zu Problemen.

Über die  $^{137}\text{Cs}$ -Belastung von Holzaschen sind jedoch wenig wissenschaftliche Daten vorhanden.

Die Belastung von Aschen aus Biomassekraftwerken im US-Bundesstaat Maine wird von OHNO et al. (1994) mit  $145 \text{ Bq/kg}^{-1}$  beschrieben. RAVILA und HOLM (1992) haben in Messungen für Schweden deutlich höhere Werte festgestellt. Bei Rostaschen bewegen sich die Werte zwischen  $<100$  und  $3000 \text{ Bq/kg}^{-1}$ , die Werte für Flugaschen sind auf deutlich höherem Niveau zwischen  $400$  und  $8000 \text{ Bq/kg}^{-1}$ . Zwischen 1986 und 1991 wurden 13 schwedische Biomasse-Blockheizkraftwerke auf  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitäten der Aschen aus Torf und Holz untersucht. Die Werte lagen zwischen  $10$  und  $1000 \text{ Bq/kg}^{-1}$ , die der Flugaschen zwischen  $100$  und  $50000 \text{ Bq/kg}^{-1}$ . Im Messungszeitraum ist ein generell abnehmender Trend zu erkennen (HEDVALL et al., 1995).

Ebenso wurden im Jahr 1996 im Auftrag der OÖ Landesregierung Untersuchungen vorgenommen. Für Rostaschen wurde dabei ein  $^{137}\text{Cs}$ -Wert von  $1100$  bis  $3400 \text{ Bq/kg}^{-1}$ , bei Flugaschen von  $1500$  bis  $3500 \text{ Bq/kg}^{-1}$  festgestellt (GTI, 1996a).

Für die Gegend von Fieberbrunn/Tirol wurde im Februar 2005 bei Holzasche ein  $^{137}\text{Cs}$ -Wert von  $514 \text{ Bq/kg}^{-1}$  festgestellt (UMWELTINSTITUT MÜNCHEN, 2005).

### Untersuchungen zur $^{137}\text{Cs}$ -Belastung von Waldbeständen in OÖ

Im Frühjahr 1996 wurden Baumstämme an 18 Standorten in OÖ sowie die Rost-, Flugaschen und Hackschnitzel von Hackgutheizanlagen untersucht (GTI, 1996b).

Die Hackschnitzelproben wurden unter kontrollierten Bedingungen im Labor verascht. Um eine Abgrenzung der  $^{137}\text{Cs}$ -Kontamination durch den Reaktorunfall von Tschernobyl zu erwirken wurden die Baumstammproben in zwei Teilproben aufgeteilt. Die äußersten 10 Jahresringe wurden zuerst abgehobelt, danach wurde der restliche Baumstamm verwertet. Die so erhaltenen Holzspäne wurden ebenfalls unter kontrollierten Bedingungen verascht. Sämtliche Aschen wurden gamma-spektrometrisch analysiert (GTI, 1996b, 1996c).

In Abbildung 21 sind die Ergebnisse der durchgeführten Messungen dargestellt. Aus der Grafik lässt sich entnehmen, dass  $^{137}\text{Cs}$  üblicherweise in den Flugaschen angereichert wird. Die im Labor veraschten Hackschnitzel zeigen  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalte, die im Bereich der Flugaschen liegen.

Mit Ausnahme einer Probe (41409) zeigen die veraschten Baumstammproben für den Zeitraum nach dem Reaktorunfall Tschernobyl deutlich höhere Strahlenwerte als für den Zeitraum davor.

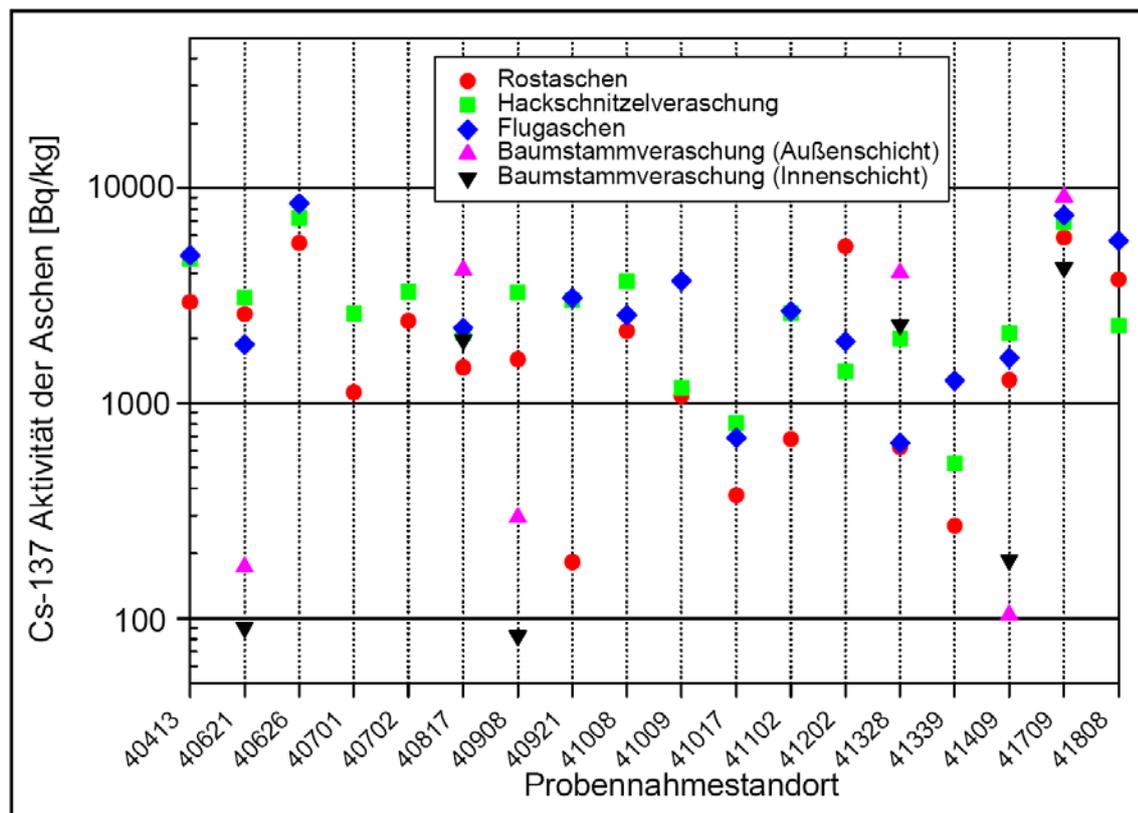


Abbildung 21: Spezifische  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitäten von Rostaschen, Flugaschen, Aschen von Hackschnitzel und Baumstämmen (Innenschicht: vor Tschernobyl, Außenschicht: nach Tschernobyl).

Quelle: (UMWELTBUNDESAMT, 1998a)

### Verwertung von Holzasche als Zementzugabe

Neben der Wiederausbringung von Holzasche auf land- und forstwirtschaftlichen Flächen nimmt auch die industrielle Verwertung immer mehr zu.

Aufgrund ihrer latent hydraulischen Eigenschaften eignet sich Flugasche als Betonzusatzstoff und substituiert somit einen Teil des Zementes. Hier werden Aschen als Zuschlagstoff verwendet (UMWELTBUNDESAMT, 2006).

Durch die Kontamination mit  $^{137}\text{Cs}$  können jedoch bei der baustofflichen Verwertung von Holzasche erhebliche Probleme auftreten. Werden Baumaterialien die radioaktive Holzaschen enthalten verwendet, kann es zur Exposition der Bevölkerung mit Radionukliden kommen.

In Österreich wird die Radioaktivität in Baustoffen durch die ÖNORM S 5200 geregelt. Hier wird die Begrenzung auf 2,5 mSv/a festgelegt. Dieser Wert entspricht in etwa einem Drittel der Jahresdosis, die sich durch den von der österreichischen Strahlenschutzkommission empfohlenen Planungsrichtwertes für neu zu bauende Häuser ergibt.

Werden mit  $^{137}\text{Cs}$  kontaminierte Baustoffe verwendet, stellt sich die Handhabung als sehr schwierig heraus. Eine Sanierung eines Gebäudes mit  $^{137}\text{Cs}$ -Belastung ist schwer möglich, da sich die verwendeten Materialien in der Substanz des Gebäudes befinden (THOMA, 2008).

Da die Kontrollen der Holzasche nur stichprobenartig vorgenommen werden können, kann man sich einer möglichen Kontamination nicht vollkommen sicher sein. Diese Unsicherheit könnte durch verpflichtende Kontrollen für Holzaschen aus Gegenden mit hoher  $^{137}\text{Cs}$ -Belastung umgangen werden. Dabei muss man jedoch Transportwege und Herkunft der Biomasse berücksichtigen, aus denen die Asche entstanden ist (THOMA, 2008).

## 6 Schlussfolgerung und Zusammenfassung

Als feste Biomassebrennstoffe werden biogene Brennmaterialien bezeichnet, die in der Zeit ihrer Nutzung in fester Form vorliegen. Diese stellen eine chemisch gebundene Form von Sonnenenergie dar. Der zentrale Prozess bei der Bildung von Biomasse ist die Fotosynthese. Der Ablauf eines Verbrennungsprozesses wird hauptsächlich durch die Eigenschaft des verwendeten biogenen Stoffes bestimmt. Darüber hinaus ist die Menge der ausgestoßenen Schadstoffe von den Eigenschaften der Biomasse und von den Verbrennungsbedingungen abhängig (LAUNHARDT, 2002). Cellulose, Hemicellulose und Lignin stellen die Hauptbestandteile von Biomasse dar. Zusammen bilden diese etwa 95% der Pflanzentrockenmasse. Bei der energetischen Nutzung spielen die elementare Zusammensetzung und die physikalisch-mechanischen Eigenschaften eine entscheidende Rolle.

Die Elementarzusammensetzung der Biomasse wird in Haupt- und Spurenelemente unterteilt. Sowohl Haupt- als auch Spurenelemente, zu denen die Schwermetalle gehören, nehmen bei der Biomasse eine qualitätsentscheidende Rolle ein. Da bei der Verbrennung der Großteil der Schwermetalle zurückbleibt, wird die Aschequalität primär beeinflusst.

Unter Verbrennung versteht man eine chemische Verbindung (Oxidation) der brennbaren Bestandteile eines Brennstoffs mit Sauerstoff eines Oxidationsmittels z.B. Luft, mit gleichzeitiger Bildung und Freisetzung von Wärme. Die dabei entstehenden Emissionen bestehen hauptsächlich aus Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>) und Wasser (H<sub>2</sub>O) bei einer vollständigen Verbrennung. Je unvollständiger die Verbrennung, desto mehr Teere, Ruß und Kohlenwasserstoffe werden emittiert. Ein vollständiger Feststoffausbrand ist vor allem von der eingesetzten Feuerungstechnik sowie dem Brennstoff selbst abhängig. Ausreichende Aufenthaltszeit des Brennstoffs auf dem Rost, gute Verteilung der Verbrennungsluft sowie hohe Temperaturen in der Kohlenstoffausbrandzone sollten gegeben sein.

Die Staubabscheidung kann auf vier verschiedene Arten durchgeführt werden.

Der Zyklon bedient sich der Schwer- und Fliehkraft zur Abscheidung der Staub- und Aschepartikel. Das abgefilterte Material wird als Zyklonasche bzw. als Flugasche bezeichnet und umfasst 10- 35% der bei der Verbrennung anfallenden Gesamtasche. Gewebe-, Schüttschicht- und Keramikfilter reinigen den Abgasstrom durch einen Siebeffekt oder durch Adhäsionskräfte an der Oberfläche des Filters. Durch diese filternden Abscheider können die besten Reingaswerte erzielt werden.

Durch den Elektrofilter werden Staubpartikel und Nebeltröpfchen im Abgasstrom negativ aufgeladen. Durch die elektrische Anziehungskraft werden diese zur positiv geladenen Niederschlagselektrode gebracht, wo sie abgeschieden werden.

Durch Gewebefilter und Elektrofilter abgeschiedene Teilchen werden als Feinstflugasche bzw. als Filterasche bezeichnet. Diese hat einen Anteil von 2- 10% an der Gesamtasche.

Beim Wäscher werden die im Abgasstrom enthaltenen Partikel mit einer Waschflüssigkeit versetzt und können so im nachgeschalteten Tropfenabscheider herausgefiltert werden. Durch die schlechte Benetzbarkeit der Abgaspartikel aus Holzfeuerungen sind Wäscher nur bedingt für die Verwendung bei Holzfeuerungsanlagen geeignet.

Der bei der Verbrennung zurückbleibende Rest im Brennraum wird als Grob- bzw. Rostasche bezeichnet. Sie kann Feststoffe wie Sand oder Steine beinhalten und hat einen Anteil von 60- 90% an der Gesamtasche.

Der Schwermetallgehalt in der Asche hängt vom Verbrennungsprozess ab. Im Wesentlichen wird das Verflüchtungsverhalten von Schwermetallen in der Feuerungsanlage durch die herrschende Temperatur sowie dem Dampfdruck bzw. dem Siedepunkt des jeweiligen Elements und deren Verbindung bestimmt. Je höher die Temperatur, desto höher ist das Verflüchtungsverhalten der Schwermetalle. Jedoch muss die Verbrennungstemperatur so gewählt werden, dass genügend Nährstoffe in der Asche für die Ausbringung enthalten bleiben. Der Temperaturbereich in dem der Schwermetallgehalt deutlich reduziert, der Nährstoffgehalt aber noch ausreichend ist, liegt zwischen 800 und 1.000°C.

Neben der Verbrennungstemperatur ist eine niedrige Luftüberschusszahl ( $\lambda < 1.0$ ) in der Hauptbrennkammer für die Schwermetallminimierung entscheidend.

Des Weiteren führt eine Vergrößerung der Primärverbrennungszone zu erhöhten reduzierenden Verhältnissen in diesem Bereich. Eine erneute Rückführung der Grobflugasche in die Hauptbrennkammer bewirkt eine Verlagerung der Schwermetalle in die feineren Fraktionen (Feinstflugasche) (OBERNBERGER et al., s.a.).

Die Schwermetallströme bei der Biomasseverbrennung können als komplexe Thematik bezeichnet werden. Viele Faktoren beeinflussen die Schwermetallbelastung der Holzasche. So gibt die eingesetzte Biomasse in ihrer Art und Zusammensetzung (Pellets, Altholz, Scheitholz, Hackgut, verschiedene Baumarten), die geeignetste Verbrennungstechnik (Wirbelschichtfeuerung, Festbettfeuerung etc.) vor, sodass eine möglichst vollständige Verbrennung erzielt werden kann.

Durch den zunehmend steigenden Bedarf an Biomasse könnte es für Biomasseheizkraftwerke schwieriger werden, geeignete Brennstoffe bezogen auf Holzqualität und Schwermetallgehalt, zu beziehen. Hier sei vor allem die Studie von OBERNBERGER et al. (s.a.) erwähnt, die eine erhöhte Schwermetallakkumulation von Weiden aufzeigte. Letztendlich sind die technischen Möglichkeiten, um sowohl Grob- als auch Feinaschen mit niedrigen Schwermetallgehalten zu erhalten, bereits vorhanden. Da diese Techniken mit hohen Investitionskosten verbunden sind, ist der Einsatz in Biomasseheizkraftwerken fraglich. Wie bereits im Kapitel 3.6 erwähnt, wäre eine nachträgliche Behandlung der Holzasche mittels Chloriden in einem Drehrohrofen möglich um den Schwermetallgehalt zu reduzieren. Bei den Pilotanlagen wurde jedoch bis jetzt ausschließlich Klärschlamm verbrannt, da dieser nach einer weiteren Behandlung einen hochwertigen Dünger darstellt. Bei Holzaschen ist diese Düngeeigenschaft durch den niedrigen Phosphorgehalt nur bedingt gegeben, die Rentabilität einer Nachbehandlung ist daher fraglich. Laut Frau DI Klonk wäre es eine Option, die Klärschlamm- und Holzverbrennung zu kombinieren.

Die Ausbringung von Holzasche ist in vielerlei Hinsicht positiv zu bewerten. Zum einen enthält die Holzasche besonders für versauerte Böden einige wichtige Nährstoffe wie Calcium, Kalium, Magnesium, Phosphor und Schwefel. Andererseits werden aber durch die Verbrennung von Holz Schwermetalle angereichert. Um diese negativen Folgen zu vermeiden, müssten Grenzwerte für die Holzaschequalität bestimmt und deren Kontrolle gesichert sein. Zudem sollten nur ausgewählte, also Holzaschen aus reinem Waldholz wieder ausgebracht werden. Die Ausbringung kann auf Waldböden erfolgen oder auf landwirtschaftlich genutzten Flächen, Kompostierung ist eine weitere Verwendungsmöglichkeit.

Die gesetzlichen Rahmenbedingungen in Österreich sind nicht zufriedenstellend. Es existiert keine klare Regelung zur Ausbringung von Holzaschen. Zur Anwendung kommen einige Gesetze im Rahmen der Verwendung als Sekundärrohstoff, wie zum Beispiel das Bundesabfallwirtschaftsgesetz, das Forstgesetz oder das Düngemittelgesetz. Weiters dienen zur Orientierung Richtlinien und Empfehlungen des Fachbeirates für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz sowie die ÖNORMEN. Eine klare gesetzliche Regelung bezüglich Wiederverwertung und Rückführung von Holzaschen wäre wünschenswert und äußerst sinnvoll.

Die Ausbringung auf land- und forstwirtschaftlichen Flächen kann als direkte oder indirekte (Zuschlagstoff bei Gülle oder Kompost) Nutzung erfolgen.

Nach der Sortierung (vor allem bei Kleinanlagen) stellt die Lagerung die größte logistische Herausforderung dar, da der größte Mengenanfall im Winter auftritt. Zu dieser Jahreszeit ist meist eine Ausbringung wegen schlechter Witterungs- und Bodenverhältnisse, ebenso eine trockene Lagerung (Streufähigkeit), schwierig.

Bezüglich Massenanstieg kommt man nach einer Erhebung von 1994 (68.000t) und dem damaligen Trend auf eine Aschemenge von 104.000t im Jahr 2004. Der aktuelle Anfall von Holzasche aus Biomassekraftwerken kann nur über Energieholzverbrauch geschätzt werden. Kosten der Entsorgung (ca. € 153,00/t) sind gegenüber der Verwertung (kostenneutral bis ca. € 46,00/t) deutlich höher.

Bei der Verfrachtung werden meist Kippcontainer, Abschiebewagen oder Silowägen, welche bei Großanlagen meist aus den Aschesammelbehälter (Silos) direkt befüllt

werden, bzw. landwirtschaftliche adaptierte Transportmittel bei Kleinanlagen verwendet.

Erfolgt eine Verwendung der Holzasche als Dünger werden zwei Arten des Umschlages auf die Ausbringungsgeräte unterschieden. Einerseits der Bodenumschlag mit relativ hohem Platzaufwand, konzentrierten Verunreinigungen und geringen Kosten und andererseits der Direktumschlag mit geringem Platzaufwand, kaum Verunreinigungen aber hohem Kostenrisiko (Standzeiten).

Die Arbeitsschritte bei der Ausbringung von Holzasche in der Landwirtschaft unterscheiden sich weder bei direkter (Kalkstreuer) noch bei indirekter Nutzung (Güllefass, Kompoststreuer) von denen der herkömmlich landwirtschaftlichen Düngeausbringung.

In der Forstwirtschaft werden jedoch meist spezielle Ausbringungsgeräte wegen der bedingten Befahrbarkeit der Forstflächen verwendet. Verblasegeräte oder Hubschrauber kommen daher zum Einsatz.

Schwermetalle sind in geringer Dosis lebensnotwendig. Werden sie aber in zu hoher Dosis aufgenommen oder gibt es kontinuierliche Einträge auf den menschlichen Körper werden Grenzwerte überschritten, welche Krebs und andere Krankheiten auslösen können. Zu den meist verbreiteten negativen Einflüssen von Schwermetallen auf den Menschen gehören Blei in Lebensmittel (vor allem Wein), Quecksilber bei Fischen und Amalgam bei Zahnfüllungen.

Schwermetalle werden in zahlreichen Bereichen des täglichen Lebens verwendet. Wie hoch die Menge ist welche zu Gesundheitsstörungen führen kann ist unklar. Zum Einen hängt das vom Körpergewicht einer Person ab. Dazu zählt noch wie gut der Stoffwechselkreislauf funktioniert und andererseits von Faktoren wie sportliche Aktivität. Die Grenzwerte für Nahrungsmittel werden durch ein Zufallsprinzip von der öffentlichen Hand kontrolliert. Dazu verwendet man maschinelle Hilfsmittel wie Gaschromatographen und Massenspektrogramm. Findet man einen überhöhten Grenzwert werden weitere Untersuchungen durchgenommen und schlimmstenfalls Anzeige erstattet und die Nahrungsmittel beschlagnahmt.

Der Begriff Holzasche wird im Forstgesetz 1975 nicht erwähnt, dies kann unter Umständen zu rechtlichen Problemen führen. Der Paragraph 16 verbietet die

Rückführung von Holzasche in den Wald nicht explizit, bei dieser Nutzung befindet man sich sprichwörtlich in einem Graubereich des Gesetzes (GATTERBAUER, 2008). Erst wenn eine Verschlechterung des Waldbodens festgestellt wird, tritt der Begriff der „unsachgemäßen Düngung“ in Kraft. Dies ist laut dem Forstgesetz verboten und kommt einer „Waldverwüstung“ gleich (§16, Forstgesetz 1975). Erst eine wissenschaftliche Einzelortfeststellung kann das Problem der „unsachgemäßen Düngung“ und der „Waldverwüstung“ beheben und legitimiert die Holzasche-rückführung auf der gewählten Fläche (GATTERBAUER, 2008).

Negativ hervorzuheben ist, dass die wissenschaftliche Feststellung der Nichtschädigung des Waldbodens durch die Holzasche nur für einen Standort gilt und nicht für den ganzen Wald des Eigentümers (GATTERBAUER, 2008). Diese Vorgehensweise, um im Rahmen des Forstgesetzes handeln zu können, ist nach der Meinung des Autors offensichtlich umständlich.

Schwermetallgrenzwerte werden ebenfalls nicht im Forstgesetz 1975, sondern nach dem Immissionsschutzgesetz Luft, den Bodengesetzen und etwaigen anderen Bundes und Landesgesetzen behandelt (z. B.: Bodenschutzgesetz der Länder und Klärschlammverordnungen). Sind in den Gesetzen und Verordnungen Schwermetallgrenzwerte bestimmt, fallen diese meistens sehr hoch aus. Ein gutes Beispiel für die zu milden Grenzwerte ist die zweite Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen (BGBl 199/1983) im Vergleich mit der schweizerischen Luftreinhalteverordnung 1985 (BFW, 2007). Hierbei wird ersichtlich, dass Österreich um ein Vielfaches über den Grenzwerten der Schweizer Nachbarn liegt (siehe Tabelle 4, Kapitel 5.3.1).

Daraus ergibt sich nun die Frage, ob es zu verantworten ist, Schwermetallgrenzwerte festzulegen die nach der Auffassung der Autoren dieser Projektstudie mit dem derzeitigen Stand der Technik nicht überschritten werden können. Subjektiv betrachtet ist der Aufwand, um diese Grenzwerte in Verordnungen oder Gesetzen festzulegen höher als deren Nutzen zum Schutze der Umwelt. Zusätzlich negativ zu beurteilen ist hier die Anwendung des Verursacherprinzips in der österreichischen Gesetzgebung. Um einen Waldschaden durch eine zu hohe Schwermetallbelastung

durch Dritte zu beanstanden, muss der Waldeigentümer diese Überprüfung selbst veranlassen. Tritt nun der Fall ein, dass die Schwermetallbelastung in der Luft (da im Forstgesetz nicht behandelt) nicht über den Grenzwerten liegt bzw. kein Emittent zu ermitteln ist (Emissionen im bewilligten Grenzwertebereich) muss der Aufwand vom Waldeigentümer bezahlt werden (§ 52 Forstgesetz 1975).

Auch hier stellt sich nun die Frage, ob der Wald nicht auch durch Schwermetallbelastung unterhalb der gesetzlichen Grenzwerte Schäden aufweisen kann. Zu begrüßen wäre ein Schutz der Waldbesitzer vor zusätzlichen Kosten der Verursacherfindung und der resultierenden Ernteeinbußen.

Die Zumischung von Flugasche und anderen Rückständen aus Verbrennungsprozessen zu Zement ist heutzutage eine gute Möglichkeit Abfälle zu recyceln. Sind deren Einträge nicht zu groß, haben diese keine negativen Einflüsse auf die Stabilität und werden gut gespeichert. Da Schwermetalle nur in Spuren im Zement nachgewiesen werden können und eine Auslaugung durch Witterung und sonstige Prozesse nicht nachgewiesen werden konnte, wird die Zuführung von Holzasche als unproblematisch für die Umwelt erachtet.

Das Vorkommen der radioaktiven Isotope Cäsium 134 und Cäsium 137 ist ausschließlich auf die Nutzung von Kernenergie (Kernspaltungen) zurückzuführen (LIDEN & ANDERSSON, 1962).

Durch den Reaktorunfall von Tschernobyl im Jahre 1986 kam es zu einem Ausstoß von großen Mengen Cäsium 137 in die Atmosphäre (GREENPEACE, s.a.). Durch die damaligen Wetterbedingungen wurde das radioaktive Material über große Teile Europas verteilt. Österreich war eines der am stärksten betroffenen Länder. Durch starke Niederschläge kam es zu unregelmäßigen Deponierungen im Boden. Besonders Gegenden Oberösterreichs, der Süd-West-Steiermark und Bereiche der Hohen Tauern weisen hohe Belastungen auf. Hier kommt es an manchen Stellen zu Belastungen von bis zu 150 KBq/m<sup>2</sup> (RAPPELSBERGER et al., 1996).

Cäsium 134, das durch die Atombombenversuche der 1960er Jahre entstanden ist, spielt durch seine Halbwertszeit von ca. 2 Jahren nur noch eine untergeordnete Rolle.

Durch die Halbwertszeit von über 30 Jahren bei Cäsium 137 wird dieses noch lange Zeit feststellbar sein (LIDEN & ANDERSSON, 1962).

Cäsium 137 lagert sich in ungestörten Böden in den obersten 20 cm ab, da es sehr langsam Richtung Erdkern wandert. Die Verteilung von Cäsium 137 ist sehr stark abhängig von den Absorptionseigenschaften des Bodens und den Wasserbewegungen. Pflanzen beziehen den Großteil ihrer Nährstoffe aus den oberen 10 cm der Bodenschicht und nehmen daher das Nuklid gut auf (ANPA, 2000).

Durch die verstärkte Nutzung von Biomasse kommt es in den letzten Jahren zu vermehrten Anfall von Holzaschen. Wird Biomasse verwertet, die mit Cäsium 137 angereichert ist, findet sich dieses auch in den Fraktionen der Asche wieder. Prinzipiell lässt sich in den letzten Jahren ein abnehmender Trend der Belastung erkennen. Laut einer ersten überblicksmäßigen Beurteilung des UMWELTBUNDESAMTES (1998a) wird ausgeschlossen, dass die Strahlenbelastung aus Klärschlamm, Kompost und Holzaschen akuten Handlungsbedarf erfordert.

Durch die Wiederausbringung von mit Cäsium 137 angereicherten Aschen auf land- und forstwirtschaftliche Flächen kann es zum vermehrten Eintrag und somit der Konzentration des radioaktiven Stoffes auf einzelnen Flächen kommen. Daher müssen die Aschen vor der Wiederverwendung gefiltert werden. Bisher fehlt es jedoch an einheitlichen Regelungen und Grenzwerten zur Wiederausbringung von Holzaschen (GATTERBAUER, 2008).

Werden verstrahlte Aschen als Zusatzstoff in der Zement- oder Betonherstellung verwendet kann es zur Überschreitung von Grenzwerten und somit zur Gefährdung der Bevölkerung kommen. Besonders die Sanierung von Gebäuden, die mit strahlendem Baumaterial errichtet wurden, stellt sich als schwierig heraus. Da Kontrollen in der Bauwirtschaft nur stichprobenartig durchgeführt werden können, sollte man sich für nähere Zukunft Regelungen einfallen lassen. Eine Möglichkeit würde die Kontrolle von Aschen darstellen, die aus der Verwertung von Biomasse aus besonders stark belasteten Gebieten stammt. Die teils weiten Transportwege



können jedoch hier zu Problemen führen, da Biomasse nicht immer am Herkunftsort verwertet und somit eine Zuordnung der Aschen erschwert wird (THOMA, 2008).

Unfälle mit radioaktiven Substanzen und die dadurch nachfolgenden Probleme zeigen deutlich, dass deren Nutzung unverantwortbar ist. Die Folgen wirken sich negativ rückkoppelnd auf alles Leben aus, sind schwerwiegend, meist weit reichend und langfristig.

## 7 Quellenverzeichnis

### 7.1 Literatur

ANPA (2000): SEMINAT. Long-term dynamics of radionuclides in semi-natural environments: derivation of parameters and modelling. Final report 1996-1999, European Commission-Nuclear Fission Safety Programme.

BERG, J. (2003): Spektrum – Akademischer Verlag, 5.Auflage, Seite 35 – 40, 45-50, 53-55, 60-61, 62-65.

COUGHTRY, P. J.; THORNE, M. C. (1983): Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems. Vol.I.: Caesium. Balkema, Rotterdam: 321-424.

CREMERS, A.; ELSEN, A.; DE PRETER, P.; MAES, A. (1988): Quantitative analysis of radiocesium retention in soil. Nature 335: 247-249.

DAHL, J.; OBERNBERGER, I.; BRUNNER, T.; BIEDERMANN, F. (2002): Results and evaluation of a new heavy metal fractionation technology in grate-fired biomass combustion plants as a basis for an improved ash utilisation. 12th European conference and technology exhibition on biomass for energy, industry and climate protection. 17-21 June 2002, Amsterdam.

DUFFS, J. H. (2006): Schwermetalle 74/2002, Seite 783-807

Nickel Magazine, Juli 2006, Hudson ME, Umweltverschmutzung, 129/2004, Seite 341-343.

FELBER, H.; NOGER, D.; HASLER, P. (1996): Verwertung und Entsorgung von Holzaschen in der Schweiz. In: Nussbaumer, T. (Hrsg.): Tagungsband zum 4. Holzenergiesymposium der ETH Zürich am 18.10.1996. S.63-87.

FORSTGESETZ (1975): Bundesgesetz vom 3. Juli 1975, mit dem das Forstwesen geregelt wird (Forstgesetz 1975) StF: BGBl. Nr. 440/1975.

FRANKE, B. (1982): Transfer radioaktiver Stoffe aus dem Boden in Pflanzen. In: Arbeitsgemeinschaft für Umweltfragen (Hrsg.): Das Umweltgespräch.



Tagungsprotokoll: Radioökologiesymposium vom 15/16 Okt. 1981, Univ. Stuttgart: S. 152-183.

FREDRIKSSON, L.; ERIKSSON, B.; RASMUSON, B.; GAHNE, B.; EDVARSON, D.; LÖW, K. (1958): Studies on soil-plant-animal interrelationships with respect to fission products. Part A: Plant uptake of Sr-90 and Cs-137 from soils. Geneva Conference Paper P/177: S. 449-470.

FVA- Kolloquium; Forstwissenschaftliche Fakultät der Universität Freiburg und Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden- Württemberg: (2002)-Holzascheausbringung im Wald, ein Kreislaufkonzept; Eigenverlag FVA Freiburg; S. 166

GATTERBAUER, H. (2008): persönliches Gespräch am 30.04.2008 von 13:00 bis 13:30.

GTI (1996a): Radiometrische Analysen an Ascheproben aus Biomasseheizanlagen. Endbericht einer Studie im Auftrag des Amt der OÖ Landesregierung. A.Nr. G4852/96.05 (unveröffentlicht).

GTI (1996b): 1. Zwischenbericht A.Nr. G4856/96.60. (unveröffentlicht).

GTI (1996c): Interner Bericht: Radioaktivität von Holzproben aus Österreich. (unveröffentlicht).

HALLENBARTER, D. (2002): Optimale Ernährung und Holzasche-Recycling im Wald. Untersuchungen und Wirkungszusammenhänge im Bezug auf die Ausbringung von Nährstoffen im Wald.

HÄNSEL, H.; NEUMANN, W. (1995): Physik. Atome – Atomkerne – Elementarteilchen. Heidelberg, Berlin, Oxford: Spektrum akademischer Verlag. S. 416.

HEDVALL, R.; ERLANDSSON, B.; MATTSSON, S. (1995): <sup>137</sup>Cs in fuels and ash products from biofuel power plants. J. Environ. Radioactivity, v. 31(1), S. 103 - 117.

HOLZNER, H.; OBERNBERGER, I. (1998): Der sachgerechte Einsatz von Pflanzenaschen im Acker- und Grünland. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz, Wien.

HOLZNER, H. (1998): Die Verwendung von Holzaschen aus Biomassefeuerungen zur Düngung von Acker- und Grünland. Dissertation am Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung an der Universität für Bodenkultur, Wien. 1998.

HUNGATE, F.P. (eds.): Radiological concentration processes. (Proceedings of an international symposium held in Stockholm, April 25-29, 1966). Pergamon Press, Oxford, S. 25 – 32.

KALTSCHMITT, M. und HARTMANN, H. (2001): Energie aus Biomasse – Grundlagen, Techniken und Verfahren. (Hrsg.): Martin Kaltschmitt und Hans Hartmann, Berlin: Springer-Verlag, S. 770.

KLONK, J. (2008): Persönliche Mitteilung: Wien am 20. 05. 2008, siehe Anhang.

KÜHN W. (1982): Ausbreitung radioaktiver Stoffe im Boden. In: Arbeitsgemeinschaft für Umweltfragen (Hrsg.): Das Umweltgespräch. Tagungsprotokoll: Radioökologie-symposium vom 15/16 Okt. 1981, Univ. Stuttgart: S. 76-99.

LAUNHARDT, T. (2002): Dissertation: Umweltrelevante Einflüsse bei der thermischen Nutzung fester Biomasse in Kleinanlagen. Schadstoffemissionen, Aschequalität und Wirkungsgrad. Technische Universität München, S. 194.

NEURAUTER, R.; MÖLGG, M.; REINALTER, M.; (2004): Asche aus Biomassefeuerungsanlagen- Leitfaden- ; Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz / Referat Abfallwirtschaft.

NIEDERBERGER, J.; SCHÄFFER, J.; WILPERT, K. (2002): Nährelement- und Schwermetallgehalte von Holzaschen. AFZ/Der Wald 57, S. 826-828.

NRIAGU, J. (1966): Geschichte der Weltweiten Schwermetallverschmutzung, 272/1966, S.223–4.

OBERNBERGER, I.; BIEDERMANN, F.; KOHLBACH, W.; PREVEDEN, Z. (s.a.): Fraktionierte Schwermetallabscheidung in Biomasseheizkraftwerken.

OBERNBERGER, I. et al. (1995): Der sachgerechte Einsatz von Pflanzenaschen im Wald. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz.

OBERNBERGER, I. (1997): Aschen aus Biomassefeuerungen – Zusammensetzung und Verwertung. Institut für Verfahrenstechnik, Technische Universität Graz. In: VDI Bericht 1319, S. 199-222, Thermische Biomassenutzung – Technik und Realisierung. VDI Verlag GmbH, Düsseldorf, Deutschland.

OHNO, T.; HESS, C.T. (1994): Levels of <sup>137</sup>Cs and K-40 in wood ash-amended soils. Sci. Total Environ. 152; S. 119-123.

PAVLOTSKAYA, F.I.; et al. (1967): On the mobility of strontium and some other components of global fallout in soils and their accumulation in plants. in: Aberg B.

RAVILA, A.; HOLM, E. (1992): Radioactive elements in the forest industry. The sixth Nordic radio-ecological seminar; S. 1-28.

REBHAN, E. (2002): Energiehandbuch – Gewinnung, Wandlung und Nutzung von Energie. (Hrsg.): Eckhard Rebhan, Berlin: Springer-Verlag, S. 1161.

REPUBLIK ÖSTERREICH (1995): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über ökologische Mindestkriterien für die Gewährung von ausschließlich national finanzierten betrieblichen Förderungsmaßnahmen. BGBl. Nr. 859/1995, 288. Stück, ausgegeben am 22.12.1995.

RITCHIE, J.C.; RUDOLPH, W.K. (1970): Distribution of fallout and natural gamma radionuclides in litter, humus and surface mineral soil layers under natural vegetation in the Great Smoky Mountains, North Carolina-Tennessee. Health Phys. 18: S. 479-489.

SCHEFFER, F.; SCHACHTSCHNABEL P. (1984): Lehrbuch der Bodenkunde. F. Enke Verlag. Stuttgart.

SQUIRE, H.M.; MIDDLETON L.J. (1966): Behavior of Cs-137 in soils and pastures. A long term experiment. Radiation Botany 6: S. 413-423.

STAHL, E. (2006): Qualität und Verwertungsmöglichkeiten von Holzaschen in NRW.

STOLZ, W. (2003): Radioaktivität. Grundlagen – Messungen – Anwendungen. 4., überarb. und erw. Auflage, Stuttgart, Leipzig, Wiesbaden: B. G. Teubner, S. 9 -19.

STRUBELT, O. (1996) Gifte in Natur und Umwelt, 1996, Spektrum Verlag, S. 178.

TAMURA, T. (1963): Cesium sorption reactions as indicator of clay mineral structures. International clay conference. Proceedings of the conference held at Stockholm, Sweden, August, S. 12-16.

THOMA, W. (2008): Persönliches Gespräch am 16. Mai 2008.

UMWELTBUNDESAMT (1998a): Wechselwirkung zwischen Radiocäsium-Bodenkontamination und Hydrosphäre (Materialband).

UMWELTBUNDESAMT (1998b): Wechselwirkung zwischen Radiocäsium-Bodenkontamination und Hydrosphäre (Endbericht).

UMWELTBUNDESAMT (2006): Abfallvermeidung und –verwertung: Aschen, Schlacken und Stäube in Österreich.

WALTON, A. (1963): The distribution of radioactivity in soils from weapon tests. J. Geophys. Res. 68 (5):S. 1485-1496.

WILPERT, K. (2002): Eckpunkte und wissenschaftliche Begründung eines Holzasche-Kreislaufkonzepts. In: Holzasche-Ausbringung im Wald, ein Kreislaufkonzept. FVA-Kolloquium, in Freiburg vom 5. bis 6. März 2002, Berichte, Freiburger Forstliche Forschung, Heft 43, S. 17-28.

WUNSCH, P. (1986): Dissertation, Minderung der Schwermetalle -und polychlorierten Dibenzodioxin/Dibenzofuran-Kontamination in Produkten der thermischen Abfallbehandlung.

ZAHORANSKY, R. (2002): Energietechnik – Kompaktwissen für Studium und Beruf. Braunschweig/Wiesbaden: Friedr. Vieweg & Sohn Verlagsgesellschaft, S. 444.

ZIBOLD, G.; DRISSNER, J.; KLEMT, E.; KONOPLEVA, A.V.; MILLER, R. (1997): Biologische Verfügbarkeit von Cäsium-Radionukliden in Waldgebieten des nördlichen und südlichen Voralpenlandes. In: Honikel K.O., Hecht H. (Hersg.): Radiocäsium in Wald und Wild. 2. Veranstaltung, Kulmbach 10/11.06.1997.

Zollner, A.; Remler, N.; Dietrich, H.-P. (1997): Eigenschaften von Holzaschen und Möglichkeiten der Wiederverwertung im Wald. LWF Bericht 14, S. 1-45.

## 7.2 Internetquellen

ACHTERNBOSCH et al., (2003): Heavy metals in cement and concrete resulting from the co-incineration of wastes in cement kilns with regards to the legitimacy of utilisation. Karlsruhe, Publiziert von Umweltbundesamt.

Verfügbar in <http://www.itas.fzk.de/deu/lit/2003/acua03b.pdf>

Abgefragt am 18. 5. 2008

ACHTERNBOSCH et al., (2004): Auswirkungen des Einsatzes von Abfällen bei der Zementherstellung auf die Spurenelementgehalte von Zement und Beton [online].

Karlsruhe, Publiziert von Forschungszentrum Karlsruhe. Verfügbar in:

<http://www.itas.fzk.de/deu/lit/2004/acua04a.pdf>

Abgefragt am 18.5. 2008

APA Originaltextservice, (2008):

Verfügbar in

[http://www.ots.at/presseaussendung.php?schluessel=OTS\\_20080118\\_OTS0204;](http://www.ots.at/presseaussendung.php?schluessel=OTS_20080118_OTS0204;)

Abgefragt am 13. 5. 2008

BASTEN et al., (2002): Zementrohstoffe in Deutschland: Geologie, Massenbilanz,  
Fallbeispiele . Düsseldorf. Publiziert von Verlag Bau + Technik GmbH.

Verfügbar in

<http://www.vdz-online.de/fileadmin/gruppen/vdz/3LiteraturRecherche/UmweltundRessourcen/zementrohstoffe/Zementrohstoffe03.pdf>

Abgefragt am 15. 5. 2008

BFW (2007): Bedeutsame Blei- und Cadmiumeinträge mit dem Nebel in höheren  
Lagen.

Verfügbar in <http://bfw.ac.at/rz/bfwcms.web?dok=3495>

Abgefragt am 12. 5. 2008

ENVIRONMENTAL STUDIES, (2005): Radiocäsium in Waldböden:

Verfügbar in: [http://www.environmental-studies.de/Radiooekologie/Radiocaesium/Cs\\_3/cs\\_3.html](http://www.environmental-studies.de/Radiooekologie/Radiocaesium/Cs_3/cs_3.html)

Abgefragt am 22. 4. 2008

GBE STATISTISCHES BUNDESAMT BONN (2007): Cäsium 137

Verfügbar in: [http://www.gbe-bund.de/glossar/Caesium\\_137](http://www.gbe-bund.de/glossar/Caesium_137)

Abgefragt am 21. 5. 2008

GREENPEACE, (s.a.): Wie kam es zum Supergau?

Verfügbar in

<http://www.greenpeace.at/tschernobyl.html>

Abgefragt am 26 .04. 2008

GUNGEL, E. (2000): Verwertung von Aschen aus der Sicht der Abfallwirtschaft.  
Vortrag im Rahmen des Landes Energie Vereins Steiermark am 13. 10. 2008.

Verfügbar in:

<http://www.lev.at/download/Tagungsband%20Verwertung%20von%20Aschen.pdf>

Abgefragt am 24.4.2008

IAEA (2004): From Obninsk Beyond: Nuclear Power Conference Looks to Future.

Verfügbar in <http://www.iaea.org/NewsCenter/News/2004/obninsk.html>,

Abgefragt am 27.04. 2008

JOHNSON, R. Wn, (2008): Database of Radiological Incidents and Related Events.

Verfügbar in <http://www.johnstonsarchive.net/nuclear/radevents/index.html#1>,

Abgefragt am 26. 04. 2008

LANDESUNTERSUCHUNGSAMT RHEINLAND PFALZ, (2003):  
Radioaktivitätsuntersuchungen, Jahresberichte:

Verfügbar in:

[http://www.lua.rlp.de/Navigation/Jahresberichte/Jahresbericht\\_2003/2003T/VIII/Radioaktivitaetsuntersuchungen.asp](http://www.lua.rlp.de/Navigation/Jahresberichte/Jahresbericht_2003/2003T/VIII/Radioaktivitaetsuntersuchungen.asp)

Abgefragt am 22. 4. 2008

LIDEN, K. und ANDERSSON, I. (1962): Nature ,195, 1040 1962:

Verfügbar in <http://www.nature.com/nature/journal/v211/n5049/abs/211618a0.html>

Abgefragt am 22. 4. 2008

LUNG (Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-  
Vorpommern), (2004):

Verfügbar in: [http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/99\\_01\\_32.pdf](http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/99_01_32.pdf)

Abgefragt am 21. 5. 2008

NEURATER ,R.; MÖLGG, M.; REINTHALER, M.; (2004): Aschen aus Biomassefeuerungsanlagen – Leitfaden. Amt der Tiroler Landesregierung Abteilung Umweltschutz / Referat Abfallwirtschaft. Verfügbar in:  
<http://www.tirol.gv.at/fileadmin/www.tirol.gv.at/themen/umwelt/abfallwirtschaft/downloads/aschen-aus-biomassenfeuerungsanlagen-2004.pdf>

Abgefragt am 22.04.2008

NÖZSV, (s.a.): Großräumige radioaktive Verunreinigung – Auswirkung auf die Landwirtschaft

Verfügbar in [http://www.noezsv.at/wastun/akw\\_unfall/auswirklandw.htm](http://www.noezsv.at/wastun/akw_unfall/auswirklandw.htm)

Abgefragt am 22.4.2008

OBERNBERGER, I; (1994): Leitfaden Bioenergie Planung, Betrieb und Wirtschaftlichkeit von Bioenergieanlagen / Aschezusammensetzung und Ascheverwertung. Verfügbar in: [http://www.guntamatic-heiztechnik.de/handbuecher/dl/leitfaden\\_bioenergie.pdf](http://www.guntamatic-heiztechnik.de/handbuecher/dl/leitfaden_bioenergie.pdf)

Abgefragt am 22.04.2008

ÖSTERREICHISCHES NORMUNGSINSTITUT, (2008): ÖNORM L 1075

Verfügbar in <http://www.on-norm.at/publish/749.html?&0=>

Abgefragt am 12.5.2008

RAPPELSBERGER et al., (1996): Die Modellierung der radioaktiven Belastung der Böden Österreichs. Veröffentlicht in: Dollinger, F. und Strobl, J. (1996): Angewandte Geographische Informationsverarbeitung VIII = Salzburger Geographische Materialien, Heft 24. Selbstverlag des Instituts für Geographie der Universität Salzburg,

Verfügbar in <http://www.sbg.ac.at/geo/agit/papers96/rappel.htm>

Abgefragt am 26.4.2008

UMWELTBUNDESAMT, (2007): Achter Umweltkontrollbericht – Boden, 2007

Verfügbar in

[http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/umweltkontrolle/2007/UKB-8\\_03-Boden.pdf](http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/umweltkontrolle/2007/UKB-8_03-Boden.pdf)

Abgefragt am 23.5.2008

UMWELTINSTITUT MÜNCHEN, (s.a.): 20 Jahre Tschernobyl – Belastung von Lebensmitteln:

Verfügbar in <http://umweltinstitut.org/radioaktivitat/20-jahre-tschernobyl/belastung-von-lebensmitteln-62.htm>

Abgefragt am 22.4.2008

UMWELTINSTITUT MÜNCHEN, (2005): Radioaktivitätsmesswerte 08/2004 bis 03/2005

Verfügbar in [http://www.umweltinstitut.org/download/radioakt\\_umweltinstitut-mchn05\\_1.pdf](http://www.umweltinstitut.org/download/radioakt_umweltinstitut-mchn05_1.pdf)

Abgefragt am 24.4.2008]

WALD und HOLZ in NRW (2008): Technik und Verfahren der Bodenschutzkalkung. Landesbetrieb Wald und Holz Nordrhein-Westfalen ;

Verfügbar in [http://www.wald-und-holz.nrw.de/40Wald\\_und\\_Forschung/bodenschutzkalkung/technik/index.php](http://www.wald-und-holz.nrw.de/40Wald_und_Forschung/bodenschutzkalkung/technik/index.php)

Abgefragt am 24.4.2008

WILPERT, K. v.; ZIRLEWAGEN, D. (2008): Biomasse – Holzasche Kreislaufkonzept. Vortrag im Rahmen der Tagung Kurzumtriebswälder von 28.-29. 01. 2008. Forchheim.

Verfügbar in

[http://www.landwirtschaft-mlr.baden-wuerttemberg.de/servlet/PB//show/1219150\\_11/ltz\\_Wilpert%20-%20Biomasse-Holzaschekreislaufkonzept%20-%20Modell%20Oberschwaben.pdf](http://www.landwirtschaft-mlr.baden-wuerttemberg.de/servlet/PB//show/1219150_11/ltz_Wilpert%20-%20Biomasse-Holzaschekreislaufkonzept%20-%20Modell%20Oberschwaben.pdf)

Abgefragt am 24.4.2008

WOLFF, F. (2004): Biomasse in Baden-Württemberg – ein Beitrag zur wirtschaftlichen Nutzung der Ressource Holz als Energieträger. Dissertation an der Fakultät für Wirtschaftswissenschaften, Universität Karlsruhe (TH). 2004

Verfügbar in: <http://digbib.ubka.uni-karlsruhe.de/volltexte/1000001614>

Abgefragt am 18.6.2008

ZIMMERMANN et al. (2002): Wirkung von Holzasche auf Waldboden, Baumwurzeln und Baumphysiologie. Holzasche: Zurück in den Wald? Wald Holz 83, 11: 41-44.

Verfügbar in

[www.waldwissen.net/themen/waldoekologie/](http://www.waldwissen.net/themen/waldoekologie/)

[boden\\_standortkunde/wsl\\_holzasche\\_DE](http://www.waldwissen.net/themen/waldoekologie/boden_standortkunde/wsl_holzasche_DE)

Abgefragt am 26.4.2008

### 7.3 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:

Auswirkungen qualitätsrelevanter Eigenschaften von Biomasse

nach KALTSCHMITT, M. und HARTMANN, H. (2001): Energie aus Biomasse – Grundlagen, Techniken und Verfahren. (Hrsg.): Martin Kaltschmitt und Hans Hartmann, Berlin: Springer-Verlag, S. 770.

Tabelle 2:

Ascheanfall in Prozent des Gewichts

nach NEURAUTER et al., (2004): Verwendung von Asche aus Biomassefeuerungsanlagen; Amt der OÖ Landesregierung.

Tabelle 3:

Ascheanfall nach Anlagekategorien 1994

nach HOLZNER, H. (1998): Die Verwendung von Holzaschen aus Biomassefeuerungen zur Düngung von Acker- und Grünland. Dissertation am Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung an der Universität für Bodenkultur, Wien.

Tabelle 4:

Vergleich BGI 199/1983 mit schweizerischen Luftthalteverordnung

Nach Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und  
Landschaft, 2007 verfügbar in: <http://bfw.ac.at/rz/bfwcms.web?dok=3495>

Abgefragt am: 13.5.2008

## 7.4 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:

Links: Grad der Zersetzung von Holz und seinen Hauptbestandteilen als Funktion der  
Temperatur,

Rechts: Grad der Zersetzung von Holz als Funktion der Brenndauer.

nach LAUNHARDT, T. (2002): Dissertation: Umweltrelevante Einflüsse bei der  
thermischen Nutzung fester Biomasse in Kleinanlagen. Schadstoffemissionen,  
Aschequalität und Wirkungsgrad. Technische Universität München, S. 194.

Abbildung 2:

Abbrandverhalten von Holz über Trocknung, Vergasung mit Primärluft und Oxidation  
der Gase mit Sekundärluft (nicht dargestellt ist der parallel zum Gasausbrand  
ablaufende Abbrand des Kohlenstoffs mit Primärluft)

nach KALTSCHMITT, M. und HARTMANN, H. (2001): Energie aus Biomasse –  
Grundlagen, Techniken und Verfahren. (Hrsg.): Martin Kaltschmitt und Hans  
Hartmann, Berlin: Springer-Verlag, S. 770.

Abbildung 3:

Schematische Darstellung der in Biomassefeuerungsanlage anfallenden  
Aschefraktionen

nach OBERNBERGER, I. (1997): Aschen aus Biomassefeuerungen –  
Zusammensetzung und Verwertung. Institut für Verfahrenstechnik, Technische  
Universität Graz. In: VDI Bericht 1319, Thermische Biomassenutzung – Technik und  
Realisierung'. VDI Verlag GmbH, Düsseldorf, Deutschland., S. 199-222.

Abbildung 4:

Principle of the behaviour of volatile ash forming species during wood combustion.

nach DAHL, J.; OBERNBERGER, I.; BRUNNER, T.; BIEDERMANN, F. (2002):  
Results and evaluation of a new heavy metal fractionation technology in grate-fired  
biomass combustion plants as a basis for an improved ash utilisation. 12<sup>th</sup> European  
conference and technology exhibition on biomass for energy, industry and climate  
protection. 17-21 June 2002, Amsterdam.

Abbildung 5:

Holzaschekreislauf

nach OBERNBERGER, I. (1997): Aschen aus Biomassefeuerungen –  
Zusammensetzung und Verwertung. Institut für Verfahrenstechnik, Technische  
Universität Graz. In: VDI Bericht 1319, Thermische Biomassenutzung – Technik und  
Realisierung'. VDI Verlag GmbH, Düsseldorf, Deutschland, S. 199-222.

Abbildung 6:

Prinzip einer umweltverträglichen Kreislaufwirtschaft mit Asche aus Frisch-  
Biomasse-Feuerungen

nach OBERNBERGER, I. (1997): Aschen aus Biomassefeuerungen –  
Zusammensetzung und Verwertung. Institut für Verfahrenstechnik, Technische  
Universität Graz. In: VDI Bericht 1319, Thermische Biomassenutzung – Technik und  
Realisierung'. VDI Verlag GmbH, Düsseldorf, Deutschland, S. 199-222.

Abbildung 7:

Geschätzter Energieholzverbrauch in Österreich

Quelle: Landwirtschaftskammer Österreich online

Abbildung 8:

Vacuumfass

Verfügbar in <http://www.kirchner-soehne.com>

Abgefragt am 15.5.2008

Abbildung 9:

Kompoststreuer

Verfügbar in <http://www.hufgard.de>

Abgefragt am 15.5.2008

Abbildung 10:

Direktumschlag mit Silofahrzeugen

Verfügbar in [http://www.wald-und-holz.nrw.de/40Wald\\_und\\_Forschung/bodenschutzkalkung/technik/index.php](http://www.wald-und-holz.nrw.de/40Wald_und_Forschung/bodenschutzkalkung/technik/index.php)

Abgefragt am 15.5.2008

Abbildung 11:

Kontainerumschlag

Verfügbar in [http://www.wald-und-holz.nrw.de/40Wald\\_und\\_Forschung/bodenschutzkalkung/technik/index.php](http://www.wald-und-holz.nrw.de/40Wald_und_Forschung/bodenschutzkalkung/technik/index.php)

Abgefragt am 15.5.2008

Abbildung 12:

Hubschrauberausbringung

Verfügbar in [http://www.wald-und-holz.nrw.de/40Wald\\_und\\_Forschung/bodenschutzkalkung/technik/index.php](http://www.wald-und-holz.nrw.de/40Wald_und_Forschung/bodenschutzkalkung/technik/index.php)

Abgefragt am 16.5.2008

Abbildung 13:

Verblasegerät

Verfügbar in [http://www.wald-und-holz.nrw.de/40Wald\\_und\\_Forschung/bodenschutzkalkung/technik/index.php](http://www.wald-und-holz.nrw.de/40Wald_und_Forschung/bodenschutzkalkung/technik/index.php)

Abgefragt am 16.5.2008

Abbildung 14: Kalkstreuer

Verfügbar in <http://www.hufgard.de>

Abgefragt am 16.5.2008

Abbildung 15:

Übersicht der Schwermetalle im Periodensystem

Verfügbar in [http://www.wissenschaft-online.de/flash\\_periodensystem.gif](http://www.wissenschaft-online.de/flash_periodensystem.gif)

Abgefragt am 19.5.2008

Abbildung 16:

Überschreitungen der allgemeinen oder der nutzungsspezifischen Richtwerte

ÖNORM L 1075

Verfügbar in

[http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/umweltkontrolle/2007/UKB-8\\_03-Boden.pdf](http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/umweltkontrolle/2007/UKB-8_03-Boden.pdf)

Abgefragt am 19.5.2008

Abbildung 17:

Der Aufbau eines Kupferatoms gemäß Bohrschen Atommodells

Verfügbar in <http://www.radartutorial.eu/21.semiconductors/hl04.de.html>

Abgefragt am 26.4.2008

Abbildung 18:

Atomkraftwerk Temelin

Verfügbar in [http://www.temelin.de/anzeigen/images/temelin\\_1.jpg](http://www.temelin.de/anzeigen/images/temelin_1.jpg)

Abgefragt am 26.4.2008

Abbildung 19:

Bodenbelastung durch Cäsium – 137, Stand Mai 1986

Verfügbar in <http://www.sbg.ac.at/geo/agit/papers96/rappel.htm>

Abgefragt am 26.4.2008

Abbildung 20:

Atombombenanteil der Cäsium – 137 Belastung, Stand Mai 1986

Verfügbar in <http://www.sbg.ac.at/geo/agit/papers96/rappel.htm>

Abgefragt am 26.4.2008

Abbildung 21:

Bodenbelastung durch Cäsium – 137, Stand Mai 1986

Verfügbar in <http://www.sbg.ac.at/geo/agit/papers96/rappel.htm>

Abgefragt am 26.4.2008

Abbildung 22:

Spezifische  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitäten von Rostaschen, Flugaschen, Aschen von Hackschnitzel und Baumstämmen (Innenschicht: vor Tschernobyl, Außenschicht: nach Tschernobyl)

Verfügbar in UMWELTBUNDESAMT (1998a): Wechselwirkung zwischen Radiocäsium-Bodenkontamination und Hydrosphäre (Materialband).

## Anhang

### *Interviewprotokoll*

*DI Jeannette Klonk – 20. 05. 2008*

*Welche Feuerungstechniken sind bei Holzverbrennungsanlagen üblich und wie wirkt sich die Anlagenart auf die Beschaffenheit der Asche aus?*

Der Großteil der Holzverbrennungsanlagen wird mittels Rostfeuerung betrieben. Dabei erhält man relativ viel an grober Asche, die durch den Rost fällt. Der feinere Flugstaub wird anschließend mit Hilfe eines Elektrofilters erfasst. Zur Verbrennung von Klärschlamm werden meist Anlagen mit Wirbelschichtfeuerung eingesetzt. Bei einer Wirbelschichtfeuerung verlagert sich ein großer Anteil der Asche in Flugasche, weswegen der Anteil der Flugasche deutlich höher ist. Da die Flugasche die am stärksten belastete Asche darstellt, ist der Anteil an verwertbarer Asche um einiges geringer. Bei Holzfeuerung werden prinzipiell gröbere Stücke verwendet, weshalb auch die Holzasche gröber ist. Deswegen hat die Art des Inputmaterials einen großen Einfluss auf die Beschaffenheit der Holzasche (z.B.: Unterschiede zwischen Pellets und Hackschnitzel).

*Welche chemischen Möglichkeiten zur Schwermetallreduktion gibt es?*

Eine Möglichkeit die Asche nachträglich zu behandeln besteht in der Beimengung von Chloriden. Für diese Methode gibt es bereits schon Versuchsanlagen, die sehr gute Wirkungsgrade erzielen. Die Chloride werden dabei z.B. in die Feuerung mit eingebracht, wodurch sich Schwermetallchloride bilden, welche leicht flüchtig sind und sich somit in die feinere Flugasche verlagern. Allerdings besteht bei dieser Methode das Problem der Korrosion in der Brennkammer. Aus diesem Grund wird beim Klärschlamm die Asche erst nachträglich in einem Drehrohrofen nachbehandelt. Dies wäre eine Möglichkeit die Asche nachträglich zu behandeln. Es ist auf jeden Fall einfacher als die Chloride direkt in den Ofen einzubringen.

*Welche Möglichkeiten der Aschenachbehandlung gibt es?*

Wenn die Asche einmal angefallen ist, können zurzeit Schwermetalle nur durch die Beimengung von Chloriden reduziert werden.

*Wie wird die Schwermetallreduktion im Drehrohrofen erreicht?*

Als erstes wird die Asche in den Drehrohrofen eingebracht und anschließend werden Magnesium- und Kalziumchloride hinzugefügt. Bei 850 – 1000 °C reagieren die Chloride mit den Schwermetallen und es werden Schwermetallchloride gebildet, die sich verflüchtigen und das Produkt somit weniger Schwermetalle enthält. Dabei muss jedoch erwähnt werden, dass bei diesem Verfahren bei der Chromreduktion nicht dieselben Erfolge erzielt werden, wodurch relativ viel Chrom in der Asche verbleibt. Anschließend werden die Schwermetallchloride in der Abgasreinigung wieder abgefangen.

*Würde sich die Schwermetallreduktion durch die Beimengung von Chloriden rentieren?*

Für die Verwendung bei Klärschlamm gibt es dafür bereits Pilotanlagen und es sind auch größere Anlagen in Planung. Man könnte natürlich auch bei der Holzasche

ähnlich verfahren. Der Phosphorgehalt ist jedoch bei Klärschlamm deutlich höher, wodurch auch das Endprodukt hochwertiger ist. Bei Holzasche ist dieser relativ niedrig, weshalb es eher nur eine Verbesserung der Versorgungsoption wäre. Bei der Klärschlammverbrennung kann jedoch gezielt ein hochwertiger Dünger hergestellt werden. Eine Option wäre die Klärschlamm- und die Holzverbrennung zu kombinieren. Dabei würde man sicherlich höhere Phosphorgehalte erreichen, allerdings auch höhere Schwermetallgehalte.

*Welch technischen Möglichkeiten der Schwermetallreduktion gibt es durch den Einsatz von anderen Filterungstechniken?*

Eine Möglichkeit wäre auf den Zyklonfilter zu verzichten und nur mit Hilfe des Elektrofilters die Feinstfraktionen rausfiltern. Ob diese Methode auch bei Holzaschefilterung funktioniert, steht noch nicht fest. Die Flugasche bei Holzverbrennung besteht sicher auch aus gröberen Fraktionen. Deshalb ist es wahrscheinlich sinnvoller zuerst einen Zyklonfilter vorzuschalten. Da bei der Klärschlammmasche die Fraktionen viel feiner sind, besteht die Möglichkeit auf diese zu verzichten.

*Welche Möglichkeiten gibt es zu hohe Schwermetallgehalte zu vermeiden?*

Eine Option wäre die Verbrennung von trockenerem Holz, da sich dadurch die Schwermetalle ebenfalls leichter verflüchtigen können. Dabei muss jedoch auf die Energieausbeute geachtet werden, die vom Feuchtegrad abhängig ist. Die Höhe des Schwermetallanteils ist auch von der Qualität des Brennmaterials abhängig. Zum Beispiel ist bei einem hohen Rindenanteil oder auch bei Verbrennung von Altholz der Anteil höher.

Darüber hinaus besteht noch die Möglichkeit der Beimengung von Kalk. Die Vorteile liegen darin, dass auf der einen Seite zu hohe Schwermetallgehalte verdünnt werden und auf der anderen Seite saure Waldböden neutralisiert werden.

### *Interviewprotokoll*

*Dr. Helmut Gatterbauer – 30. 04. 2008*

Das Forstgesetz (FG) behandelt den Begriff Holzasche nicht, genauso befasst sich das FG nicht mit Schwermetallgrenzwerten. Aber: FG §16 untersagt die Nutzung von Holzasche nicht, solange keine Schädigung des Waldbodens festgestellt wird. (Grauzone im FG). Falls dieser Fall eintritt (Schädigung des Waldbodens) handelt es sich um unsachgemäße Düngung (laut § 16 FG 1975) und ist verboten. Damit man eine unsachgemäße Düngung ausschließen kann, muss man eine wissenschaftliche Einzelortfeststellung veranlassen. (wissenschaftliche Beweis), die natürlich nur für diesen Standort Aussagekraft besitzt.

Mit Schwermetallgrenzwerten befassen sich die Bodenschutzrechte, das Wasserrecht und das Immissionsschutzgesetz Luft. Der Begriff Klärschlamm findet sich im FG wieder, bei denen in den Klärschlammverordnungen der Länder Schwermetallgrenzwerte zu finden sind, aber nicht in allen.

Auch in der Abfallwirtschaft sollten solche Grenzwerte zu finden sein.

Mit den Schwermetall- und Cäsiumgrenzwerten befasst sich das FG nicht, sondern dies ist eher die Materie des Bodenschutzes ist, wobei dies eine „Querschnittmaterie“ darstellt wofür sowohl der Bund (Düngemittelgesetz, Düngemittelverordnung, Wasserrechtsgesetz, etc.) als auch das Land (Bodenschutzgesetz, Klärschlammverordnungen, etc.) zuständig sein kann.