© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

PERSPEKTIVEN FÜR UMWELT & GESELLSCHAFT umweltbundesamt

Eignung von Aschen zur Herstellung von Erden

lebensministerium.at

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

PERSPEKTIVEN FÜR UMWELT & GESELLSCHAFT umweltbundesamt

EIGNUNG VON ASCHEN ZUR HERSTELLUNG VON ERDEN

Katrin Sedy

lebensministerium.at

REPORT
REP-0292

Wien, 2010

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

Projektleitung
Katrin Sedy

AutorInnen
Katrin Sedy

Lektorat
Maria Deweis

Satz/Layout
Ute Kutschera

Auftraggeber
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
Abteilung VI/4
A-1010 Wien

Umschlagfoto
© Bernhard Gröger

Weitere Informationen zu Umweltbundesamt-Publikationen unter: **http://www.umweltbundesamt.at/**

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH
Spittelauer Lände 5, 1090 Wien/Österreich

Gedruckt auf CO_2-neutralem 100 % Recyclingpapier.

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2010
Alle Rechte vorbehalten
ISBN 978-3-99004-093-5

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

INHALTSVERZEICHNIS

ZUSAMMENFASSUNG 5

1 EINLEITUNG 7

2 EIGENSCHAFTEN DES BODENS 8

2.1 Bodenchemische Kriterien für die Vererdungseignung von Aschen 9

2.1.1 Kalkgehalt 9

2.1.2 Sorptionskapazität 10

2.1.3 Basensättigung 10

2.1.4 Kationenbelegung 10

2.1.5 Nährstoffgehalte des Bodens 11

2.1.6 Stickstoffgehalt des Bodens 12

2.1.7 Kohlenstoffgehalt des Bodens 12

2.2 Bodenphysikalische Kriterien für die Vererdungseignung von Aschen 12

2.2.1 Wasserspannungskurve (pF-Kurve) 12

2.3 Biologische Kriterien für die Vererdungseignung von Aschen 13

2.3.1 Stickstoffkreislauf 13

2.3.2 Kohlenstoffkreislauf 13

2.4 Referenzwerte von chemischen und physikalischen Kenngrößen 13

2.4.1 Standorteigenschaften 14

2.4.2 Nährstoffverfügbarkeit in Abhängigkeit vom pH-Wert 14

2.4.3 Stickstoffgehalt des Bodens 15

3 QUALITÄTSANFORDERUNGEN FÜR REKULTIVIERUNGS- UND VERFÜLLUNGSMASSNAHMEN 16

3.1 Qualitätsanforderungen an Erden die unter Verwendung bodenfremder Bestandteile hergestellt wurden 16

3.2 Qualitätsanforderungen an Ausgangsmaterialien für die Herstellung von Erden aus Abfällen 17

4 CHARAKTERISIERUNG DER ASCHEN 19

4.1 Aschen aus Biomassefeuerungen (SN 31306) 20

4.1.1 Einschränkung bei Verwendung der Aschefraktionen 20

4.1.2 Chemische und physikalische Charakteristika von Aschen aus Biomassefeuerungen 22

4.2 Asche aus Kohlefeuerungsanlagen (SN 31305) 26

4.2.1 Einschränkung bei Verwendung der Aschefraktion 26

4.2.2 Chemische und physikalische Charakteristika von Aschen aus Kohlefeuerungen 26

4.3 Kesselschlacken (SN 31307) 29

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

5 EINSATZ VON PFLANZEN- UND KOHLENASCHEN ZUR BODENVERBESSERUNG 30

5.1 Wirkung der Aschen aus Biomassefeuerungen (Pflanzenaschen) bei der Vererdung 30

5.2 Verbesserung der Eigenschaften von Pflanzenaschen für die Vererdung 32

5.2.1 Beimischungen von Substraten zu Pflanzenaschen 32

5.2.2 Karbonatisierung von Pflanzenaschen (Grobaschen) 34

5.2.3 Schlussfolgerungen zur Verwertung und Vererdung von Grobasche aus Biomassefeuerungen 37

5.3 Verwertungsmöglichkeiten von Grobasche aus Kohlefeuerungen 38

5.3.1 Abschätzung der Auswirkungen von Kohlenaschen (Grobaschen) – Substratmischungen 39

5.3.2 Karbonatisierung von Kohlenaschen (Grobaschen) 40

5.3.3 Schlussfolgerungen zur Verwertung von Grobasche aus Kohlefeuerungen 40

6 EMPFEHLUNGEN 42

6.1.1 Empfehlungen zur Vererdung von Grobaschen aus Biomassefeuerungen 42

6.1.2 Empfehlungen zur Vererdung von Grobaschen aus Kohlefeuerungen 42

7 LITERATURVERZEICHNIS 43

Rechtsnormen und Leitlinien 47

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

ZUSAMMENFASSUNG

Im vorliegenden Report des Umweltbundesamt wird die Verwendung von Asche aus Biomasse- und aus Kohlefeuerungen zur Herstellung von Vererdungsprodukten dargestellt. Das Endprodukt soll für verschiedene Nutzungen, wie z. B. Rekultivierungen und Begrünungen, verwendbar sein und damit den gegebenen Qualitätsanforderungen (Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2006) entsprechen. Diese naturnahen Erden sollen relevante Bodenfunktionen wie Filter-, Puffer- und Transformationsfunktion übernehmen können.

Die problematischen Eigenschaften bei **Pflanzenaschen** aus Biomasse liegen in erster Linie bei erhöhten pH-Werten und Salzgehalten sowie einem hohen Anteil löslicher Bestandteile. Durch Karbonatisierung können diese Eigenschaften abgemildert werden. Durch die chemische Reaktion von CaO mit Wasser und CO_2 zu $CaCO_3$ verbessert sich die Verwertbarkeit und Handhabbarkeit der Pflanzenaschen. Der pH-Wert der Aschen sinkt auf einen leicht basischen Bereich, die Kalk- und Düngewirkung hält länger an und ist dadurch besser bodenverträglich. Eine Zumischung von Kompost fördert den Karbonatisierungsprozess und liefert ein qualitativ hochwertiges Ausgangsmaterial für die Vererdung.

Die chemischen und physikalischen Eigenschaften von **Kohlenasche** werden durch Karbonatisierung ebenfalls verbessert. Problematisch ist die variierende Qualität von Kohlenasche. Da die gleichbleibende Qualität von Grobaschen einerseits durch unterschiedliche Kohlebezugsgebiete und andererseits durch die Mitverbrennung von Abfällen in Kohle-Kraftwerken nicht gegeben ist, gilt Kohlenasche derzeit nicht als für die Vererdung geeignet.

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

1 EINLEITUNG

Verwendung von Pflanzenaschen

Das Aufkommen an Holz- und Strohasche steigt durch vermehrte Biomassefeuerungen an. Damit stellt sich verstärkt die Frage nach der Verwertung dieser Abfallstoffe. Die Empfehlungen zum sachgerechten Einsatz von Pflanzenaschen im Wald bzw. im Acker- und Grünland, erstellt vom Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit, geben das derzeitige Wissen um die Verwendbarkeit von Pflanzenaschen als Dünger wieder (BMLF 1997, 1998). Weiters darf nicht schadstoffbelastete Pflanzenasche als Zuschlagstoff bei der Kompostierung verwendet werden (BMLFUW 2006a).

Die vorliegende Studie soll die Verwendung von Asche als Komponente bei der Vererdung von Abfällen untersuchen. Es werden die Verwendungsmöglichkeiten von Aschen aus Biomassefeuerungen und aus Kohlefeuerungen dargestellt. Das Endprodukt sollte für verschiedene Nutzungen wie z. B Rekultivierungen und Begrünungen verwendbar sein und damit den Qualitätsanforderungen für Rekultivierungs- und Verfüllungsmaßnahmen des Bundes-Abfallwirtschaftsplans 2006 entsprechen (BMLFUW 2006a).

Vererdung von Abfällen

Im Fall der Vererdung von Abfällen zur Erzeugung von künstlichen Erden sind potenziell schadstoffbelastete Abfälle beteiligt. Im Zuge des Vererdungsprozesses soll es zu einer sinnvollen Vermischung von Materialien mit unterschiedlichen Eigenschaften kommen, die im Zuge des Vererdungvorganges am Ende ein bodenähnliches Substrat ergeben. Es kommt daher zumeist zu einer Mischung von gering belasteten Materialien und höher belasteten Abfällen. Dadurch werden objektiv betrachtet weniger verunreinigte Inputmaterialien mit stärker kontaminieren Materialien vereint. Bereits bei den Eingangsabfällen ist die ökologische Zweckmäßigkeit für das jeweilige Verfahren zu prüfen. Wichtig ist hier vor allem, dass die Abfälle geringe Schadstoffkonzentrationen aufweisen und nachweislich positive Eigenschaften in das Endprodukt Erde mit einbringen (UMWELTBUNDESAMT 2001). Weiters ist zu prüfen, ob das Vermischungsverbot gemäß § 15 Absatz 2 des Abfallwirtschaftsgesetzes (AWG 2002) eingehalten wird.

Eigenschaften der Aschen

In dieser Arbeit sollen problematische Eigenschaften der Aschen erfasst und Lösungsmöglichkeiten für die Vererdung aufgezeigt werden. Neben den potenziellen Verwertungsmöglichkeiten von Pflanzen- und Kohlenaschen ist es in jedem Fall das Ziel, naturnahe Erden zu schaffen. Diese sollen in den wesentlichen Merkmalen natürlich entstandenem Boden oder Untergrund entsprechen und relevante Bodenfunktionen wie Lebensraum-, Filter-, Puffer- und Transformationsfunktion übernehmen können.

Bodeneigenschaften

Zunächst werden in dieser Arbeit die für die Vererdung relevanten Bodeneigenschaften erfasst und – sofern sie eine Rolle bei der Vererdung von Aschen spielen – genauer beschrieben. Diese Bodeneigenschaften finden sich teilweise in den Qualitätsanforderungen für Rekultivierungs- und Verfüllungsmaßnahmen des Bundes-Abfallwirtschaftsplans 2006 wieder, die in Kapitel 2 dargestellt werden.

Mit der Charakterisierung der Aschen sollen positive bzw. problematische Eigenschaften aufgezeigt werden, um die optimale Behandlung während des Vererdungsprozesses zu gewährleisten. Vorhandene wissenschaftliche Arbeiten wurden gezielt auf Problemlösungsansätze durchsucht und die verschiedenen eingesetzten Substrate bewertet. Am Ende der Diskussion zu Pflanzen- und Kohlenasche werden Empfehlungen zur Optimierung des Einsatzes von Pflanzenasche formuliert und der bestehende Forschungsbedarf bei Kohlenasche erläutert.

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

2 EIGENSCHAFTEN DES BODENS

Um die Eingangsvoraussetzungen für eine zufriedenstellende Vererdung von Abfällen definieren zu können ist der Prozess „Vererdung aus Abfällen“ von seinem Endprodukt her aufzurollen. Damit die künstliche Erde bodenähnliche Eigenschaften annehmen kann, sind die wichtigsten Bodeneigenschaften und Bodenfunktionen mit der Vererdungskomponente Asche abzustimmen. Besitzt der Abfall Eigenschaften, welche die Bodenfunktionen unterstützen, sind diese bei der Vererdung zu nutzen. Besitzen die Aschen hingegen Eigenschaften, welche die Bodenfunktionen bzw. die Bodeneigenschaften belasten, so sind diese durch die Wahl der anderen Vererdungskomponenten zu kompensieren.

Funktionen des Bodens

Der Boden steht im Zentrum des ökologischen Wirkgefüges, das generelle und spezielle Merkmale ausbildet. In letzter Konsequenz ist aber der individuelle Standort des betrachteten Bodens entscheidend für das Erfüllen der Bodenfunktionen. Der Boden stellt durch Puffer-, Filter- und Transformationsfunktion den Ausgleich zwischen Differenzen der Teilsysteme her. Dementsprechend müssen die Parameter zur Standortcharakterisierung des Bodens für die Hauptkomponenten (Bodenchemie- und -physik, klimatische und biologische Kriterien) quantifiziert werden. Die Standortcharakteristika mit ihren konkreten Parametern sind in Tabelle 1 dargestellt. Die fett unterlegten Merkmale sind bei der Verwendung von Asche als Vererdungskomponente von Bedeutung und werden in der Regel bei der Vererdung beeinflusst.

Tabelle 1: Standortcharakteristika (aus HUSZ 2002, verändert).

Hauptkomponenten	Quantifizierbare Parameter
Bodenchemische Kriterien	**Kalkgehalt**
	Sorptionskapazität
	Basensättigung
	Säuregehalt des Bodens
	Kationenbelegung
	Gesamtgehalte von Elementen einschließlich Schwermetallen
	Nährstoffgehalte des Bodens
	N-Gehalt des Bodens
	C-Gehalt des Bodens
Bodenphysikalische Kriterien	Bodenart/Körnung
	Porengrößenverteilung
	Wasserspannungs-/Wassergehaltskurve (pF-Kurve)
	Infiltration
	Perkolation[1]
	Durchlüftung
	Verdichtungsneigung
	Struktur-(Aggregat-)Stabilität
	Erosionsgefahr

[1] Wassermenge, die den Boden durchsickert

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

Hauptkomponenten	Quantifizierbare Parameter
Biologische Kriterien	**N-Kreislauf**
	C-Kreislauf (Humushaushalt)
	Bodenatmung
Klimatische Kriterien	Niederschlag
	Temperatur
	Evapotranspiration (Verdunstung)
	Einstrahlung
	Wind
	Luftfeuchtigkeit

Die Summe der Parameter in Tabelle 1 beschreibt den Standort und stellt Standortkriterien dar. Diese werden als Maßstab für die Eignung von Aschen zur Vererdung herangezogen. Zugeführte Erden müssen den bodenchemischen, bodenphysikalischen und biologischen Kriterien des Standortes entsprechen, wenn Böden ersetzt, bzw. bestehende Böden erhalten und stabilisiert werden sollen. Das Gleichgewicht der Bodenfunktionen und Bodenbestandteile soll erreicht und die nachhaltige Funktionsfähigkeit des Bodens sichergestellt werden.

2.1 Bodenchemische Kriterien für die Vererdungseignung von Aschen

Zu Kalkgehalten, pH-Werten und anderen chemischen Kennwerten gibt es z. T. österreichweite Auswertungen aus dem Bodeninformationssystem BORIS. Daraus können die in Österreich üblichen Bandbreiten abgeleitet werden.

2.1.1 Kalkgehalt

Der Kalziumgehalt von Böden liegt häufig zwischen 0,1 und 1,2 %. In $CaCO_3$-haltigen Böden und solchen aus Kalk- und Gipsgestein ist der Kalziumgehalt oft beträchtlich höher, in Sandböden und extrem versauerten Waldböden meist tiefer. Kalziumhaltige Minerale sind leicht verwitterbar bzw. relativ leicht löslich. Da Ca^{2+} von den Austauschern der Böden gebunden wird, liegt ein wesentlicher Teil des Gesamt-Ca in austauschbarer Form vor. Im Oberboden Mitteleuropas mit pH-Werten um oder über 7 beträgt der Ca-Anteil an den austauschbaren Kationen meist über 80 %, in extrem versauerten Waldböden teilweise nur noch bei < 1 % bis 5 % (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Der Eintrag bzw. die Verwendung von Aschen kann zur Stabilisierung und Erhöhung des Kalkgehaltes beitragen.

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

2.1.2 Sorptionskapazität

Pufferkapazität

An den Grenzflächen zwischen Fest-, Gas- und Lösungsphase des Bodens finden chemische Reaktionen statt, welche den Böden die Fähigkeit verleihen, Stoffeinträge von außen abzumildern. Diese Pufferfähigkeit wird durch die Art und Größe der Gesteins- bzw. Tonmineraloberfläche bestimmt, die je nach Stoffbestand und Korngröße stark variiert. Die wichtigsten Reaktionen, die an festen Oberflächen ablaufen, sind Anlagerung (Adsorption) und Abgabe (Desorption) von gasförmigen und gelösten Stoffen.

Adsorption und Desorption

Geladene Ionen können ausschließlich durch elektrostatische Kräfte an entgegengesetzt geladenen Oberflächen festgehalten werden. Diese Ionen sind leicht gegen andere Ionen gleicher Ladung austauschbar (Ionentausch). Die sorbierten Stoffe (Sorbate) können auch durch chemische Bindungen (kovalente Kräfte) an einer Oberfläche festgehalten werden. Die Adsorption von Ionen an Oberflächen kann die Ausfällung neuer Festphasen initiieren, während die Desorption von Ionen ein grundlegender Schritt bei der Lösung von Festphasen ist. Adsorption und Desorption können auch als Teilreaktion einer weiteren wichtigen Pufferreaktion, der Fällung und Lösung, betrachtet werden.

Ladungsbedingungen von Böden

Die Ladungsverhältnisse von Böden ergeben sich aus der Art und Menge der zur Sorption befähigten Stoffe (Sorbenten). Die Summenladungen von Böden der gemäßigten Klimagebiete, in denen Dreischichttonminerale vorherrschen, sind im gesamten pH-Bereich von 3 bis 8 negativ. Die Summe der negativen Ladung ist stets größer als die der positiven und wird hauptsächlich durch die organische Substanz im Boden bereitgestellt. Diese variable negative Ladung ist meist im Oberboden beträchtlich und steigt wenn der pH-Wert erhöht wird (SCHEFFER 2002). Durch die Verwendung von Aschen kann die negative Ladung eines Standortes bzw. der künstlichen Erden verringert werden.

2.1.3 Basensättigung

Die Ca^{2+}-, Mg^{2+}-, Na^{+}- und K^{+}-Ionen werden als austauschbare Basen bezeichnet, weil der pH-Wert der Böden häufig mit steigendem Anteil dieser Kationen ansteigt. Der Gehalt dieser Ionen im Boden ist ein Maß für die Basizität. Der prozentuelle Anteil der Summe von austauschbarem Ca, Mg, Na und K an der Kationenaustauschkapazität (KAK) wird Basensättigung genannt. Wesentliche Beiträge können aus dem Einsatz von Asche in der Vererdung stammen.

2.1.4 Kationenbelegung

Die Kationenbelegung der Austauscherplätze des Bodens hängt vom Anteil eines Kations in der Gleichgewichtslösung (Anionen und Kationenkonzentration sind gleich) und von der Konkurrenzfähigkeit gegenüber anderen Kationen ab. Die Gehalte an löslichen Anteilen an Kationen (weniger der Anionen) in der Asche führt zu einer erhöhten Sättigung an Ionen in der Boden- bzw. (Erden)lösung. Die erhöhte Auswaschungsneigung der Aschen durch die zusätzlichen Ladungen soll durch den Vererdungsprozess verringert werden.

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

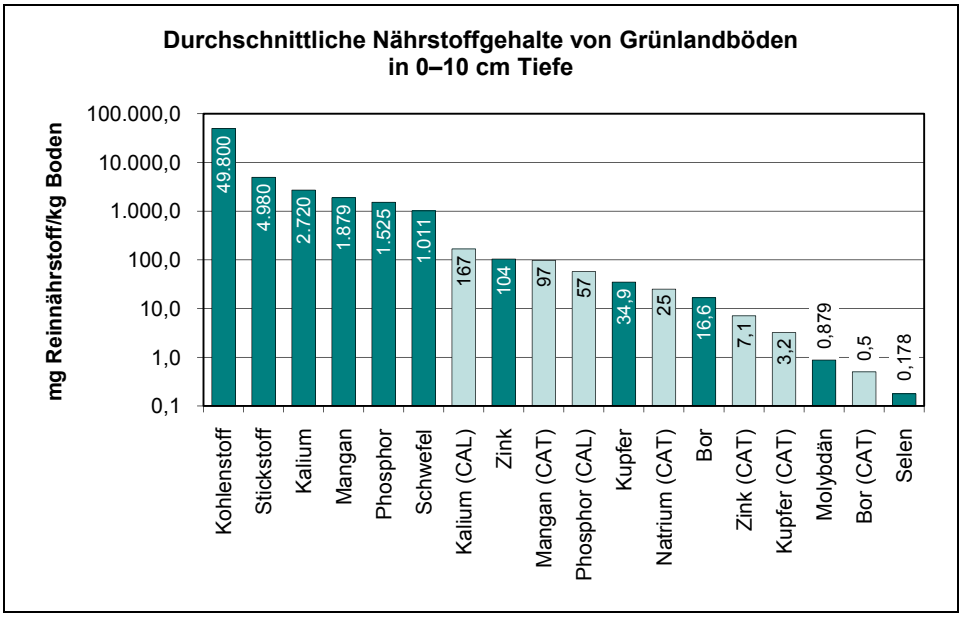
2.1.5 Nährstoffgehalte des Bodens

Für Wachstum und Entwicklung benötigen Pflanzen neben Kohlendioxid (CO_2), Sauerstoff (O_2) und Wasser (H_2O) auch 6 Makronährstoffe und 8 Mikronährelemente (siehe Tabelle 2).

Tabelle 2: Essenzielle und nützliche Nährelemente für Pflanzen, nach abnehmenden Gehalten in der Pflanzensubstanz angeordnet (aus SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002).

Makronährelemente	N, K, Ca, Mg, P, S
Mikronährelemente	Cl, Fe, Mn, Zn, B, Cu, Mo, Ni
Nützliche Elemente	Si, Na, Co u. a.

Je nach Bodenart und -nutzung weisen Böden unterschiedliche Nährstoffgehalte auf. Abbildung 1 zeigt die durchschnittlichen Nährstoffgehalte von Grünland. Da die Werte auf einem geringen Stichprobenumfang (n = 30) beruhen, stellen sie nur die Größenordnungen der Nährstoffgehalte dar.



CAL … Kalzium-Acetat-Lactat-Extrakt (nach ÖNORM L 1087).

CAT … $CaCl_2$-DTPA-Extrakt

Abbildung 1: Durchschnittliche Nährstoffgehalte von Grünlandböden (n=30) in 0–10 cm Tiefe (DIEPOLDER et al. 2004).

Die Verwendung von Asche in der Vererdung bzw. als Düngemittel erhöht die Gehalte einiger Mikro- und Makronährelemente der Erden bzw. des Standortes. Bei manchen Nährstoffen sind allerdings hohe Konzentrationen pflanzenschädigend, wie z. B. die hohen Borkonzentrationen der Kohlenasche. Eine zu niedrige Konzentration an essenziellen Nährstoffen bzw. deren gänzliches Fehlen, wie z. B. bei Stickstoff in Pflanzen- und Kohlenaschen, wirkt wachstumshemmend.

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

2.1.6 Stickstoffgehalt des Bodens

C/N-Verhältnis

Der Gesamtstickstoffgehalt (N_{tot}) im Boden steht in engem Zusammenhang mit dem Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}). Das so genannte C/N-Verhältnis bezieht sich auf den biogenen C und N im Boden und stellt einen Indikator für dessen Fruchtbarkeit dar. Je enger das C/N-Verhältnis ist, umso besser ist die N-Verfügbarkeit. Das C/N-Verhältnis ertragreicher Böden liegt bei 10. Ein sehr weites C/N-Verhältnis – etwa auf Magerstandorten – entsteht durch einen hohen Gehalt an unzersetzter Pflanzenmasse, während ein sehr enges Verhältnis für eine hohe mikrobielle Aktivität bzw. hohe N-Mineralisierung spricht. Durch Verwendung von größeren Aschemengen kommt es zu einem Verdünnungseffekt des Stickstoffs. Wirkt Stickstoff limitierend, kann es zu einer N-Sperre kommen. Dabei ist der im Boden befindliche N in den Mikroorganismen gebunden und für Pflanzen erst nach deren Tod verfügbar.

2.1.7 Kohlenstoffgehalt des Bodens

Der Humusgehalt bzw. der Gehalt an organischer Substanz der einzelnen Bodenhorizonte variiert stark. Die höchsten Konzentrationen und Umsätze der organischen Substanz sind in den Oberböden zu finden. Streuhorizonte haben z. B. einen Anteil an organischer Substanz von 40–45 %, während im obersten Teil des Bodens (A-Horizont) von Wald- und Ackerböden C-Gehalte von 0,75–2 % vorliegen. Höhere Gehalte von bis zu 15 % kommen bei Dauergrünland vor.

Böden mit feinerer Textur speichern im Allgemeinen mehr organische Substanz als grobkörnige Böden.

Nur ein geringer Anteil der organischen Substanz in Böden ist wasserlöslich und mobil. Die mobile gelöste Phase ist für bodenbildende Prozesse, Schadstoffbindung und -verlagerung maßgeblich. Die Bodenlösung enthält 1–100 mg/l gelösten organischen Kohlenstoff (dissolved organic carbon – DOC) (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002).

2.2 Bodenphysikalische Kriterien für die Vererdungseignung von Aschen

2.2.1 Wasserspannungskurve (pF-Kurve)

Das Porenvolumen und die Porengrößenverteilung entscheiden über die Wassermenge, die bei einem bestimmten Bodenmatrix-Potenzial in einem Boden vorliegt. Die Beziehung zwischen Wassergehalt und Bodenmatrix-Potenzial ist für jeden Horizont und für jede Schicht charakteristisch. Der Verlauf dieser Beziehung wird Wasserspannungs-/Wassergehaltskurve (pF-Kurve) genannt. Sie stellt idealisierte Zusammenhänge zwischen Wassergehalt und Wasserspannung dar (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Die Wasserkapazität wird voraussichtlich durch die Verwendung von Asche kaum erhöht. Gründe dafür sind die hohe Löslichkeit der feinen Aschebestandteile sowie eine mögliche Hydrophobie der groben Anteile.

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

2.3 Biologische Kriterien für die Vererdungseignung von Aschen

Die biologischen Kriterien entwickeln sich aus den Kreisläufen der belebten Umwelt, deren Rahmenbedingung die unbelebte (abiotische) Umwelt darstellt. Die Rückstände aus der Verbrennung – als Asche vorliegend – wirken sich in erster Linie auf die chemischen und physikalischen Eigenschaften der Erden aus. Eine Schädigung der belebten Erdenteile ist voraussichtlich nur bei einer hohen Konzentration der Aschenanteile zu erwarten.

2.3.1 Stickstoffkreislauf

Stickstoff kommt im Ausgangsgestein nur zu einem geringen Anteil vor. Die Stickstoffversorgung muss daher durch Umsetzung von organischem Material und durch mikrobielle Fixierung von Stickstoff aus der Luft erfolgen. Die organischen Stickstoffformen stammen aus der Umsetzung der abgestorbenen Vegetation und Fauna oder sind Stoffwechselprodukte der Bodenorganismen.

2.3.2 Kohlenstoffkreislauf

Ungefähr 80 % der terrestrischen organischen Kohlenstoffvorräte, die am aktiven C-Kreislauf teilnehmen, sind im Boden gebunden, nur etwa 20 % in der Vegetation. Die Rückführung des im Boden gebundenen C erfolgt über die Bodenatmung in die Atmosphäre, überwiegend durch mikrobielle Oxidationsprozesse. Der im System verbleibende, nicht mineralisierte Anteil des Bodenkohlenstoffes wird langfristig in der organischen Bodensubstanz festgelegt. Dieser Kohlenstoff unterliegt Stabilisierungsprozessen im Boden, die ihn weitgehend gegen mikrobiellen Abbau schützen. Im Boden stellt sich bei konstanten Umwelt- und Vegetationsverhältnissen ein Gleichgewicht zwischen Anlieferung und Abbau der organischen Substanz ein, das durch einen charakteristischen Humusgehalt gekennzeichnet ist (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Die Zufuhr von Kohlenstoff aus der Ascheverwendung kann als Rückführung von Kohlenstoff aus der Biomasse (jung – aus aktueller Biomasse, alt – aus Kohlevorräten, z. B. aus dem Jura-Zeitalter) in den Boden und den Kohlenstoffkreislauf angesehen werden.

2.4 Referenzwerte von chemischen und physikalischen Kenngrößen

Um für die Pflanzenproduktion optimale Bedingung zu schaffen, müssen chemische und physikalische Bodenparameter in bestimmten Bereichen liegen. Die Richtlinien für die sachgerechte Düngung (BMLFUW 2006b) legen ideale Nährstoffbereiche fest und bewerten Bodeneigenschaften wie Bodenart, pH-Wert und Karbonatgehalt. Die beschriebenen Daten beziehen sich auf Grünland und eine Entnahmetiefe von 0–10 cm. Die angegebenen Daten gelten als ungefähre Richtwerte für Bodenfruchtbarkeit und sind als optimale Grundlage für Pflanzenwachstum zu sehen.

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

2.4.1 Standorteigenschaften

Für eine sinnvolle Anwendung künstlicher Erden sind die Bedingungen der jeweiligen Standorte zu berücksichtigen. Die Ascheanwendung als Dünger und in der Vererdung muss den Standorteigenschaften entsprechen. Diese werden in Tabelle 3 in Form von Humusgehalt, Grobanteil, Gründigkeit, Wasserverhältnissen, Bodenschwere, pH-Wert und Karbonatgehalt beschrieben.

Tabelle 3: Standorteigenschaften von Acker- und Grünlandböden (BMLFUW 2006b).

Standorteigenschaften	Einteilung	
Humusgehalt	< 2 % 2–4,5 % > 4,5 %	schwach humos (Humus-Gehaltsklasse A) humos (Humus-Gehaltsklasse C) stark humos (Humus-Gehaltsklasse E)
Grobanteil (Anteil mineralischer Gemengeteile > 2 mm)	0–20 % > 20 % oder vorherrschend (> 70 %)	gering (unter 10 %) bis mäßig (10–20 %) hoch (20–40 %), sehr hoch (40–70 %),
Gründigkeit (Mächtigkeit der durchwurzelbaren Bodenschicht)	bis 25 cm: bis 70 cm: über 70 cm:	seichtgründig mittelgründig tiefgründig
Wasserverhältnisse	sehr trocken trocken, mäßig trocken, mäßig feucht feucht, nass	
Einstufung der Bodenschwere nach Tongehalt	leicht mittel schwer	unter 15 % (Tongehalt) 15–25 % über 25 %
Bodenschwere versus optimalem Humusgehalt	leicht mittel schwer	> 2 % (optimaler Humusgehalt) > 2,5 % > 3 %
Ideale pH-Werte je nach Bodenschwere	leicht mittel schwer	um 5,0 um 5,5 um 6,0
Karbonatgehalt in %	< 1 1–5 > 5	gering mittel hoch

2.4.2 Nährstoffverfügbarkeit in Abhängigkeit vom pH-Wert

Die Pflanzenverfügbarkeit für Makro- und Mikronährstoffe schwankt je nach Boden-pH. Die Makronährstoffe Stickstoff, Phosphat, Kalium, Magnesium, Schwefel und Kalzium haben ihre optimale Verfügbarkeit im pH-Bereich von 7,0–7,5. Die Mikronährstoffe Mangan, Bor, Kupfer und Zink sind bei einem pH-Wert von 6,0 am besten verfügbar, bei Eisen liegt der optimale Bereich zwischen 6,0 und 6,5 (siehe Abbildung 2).

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

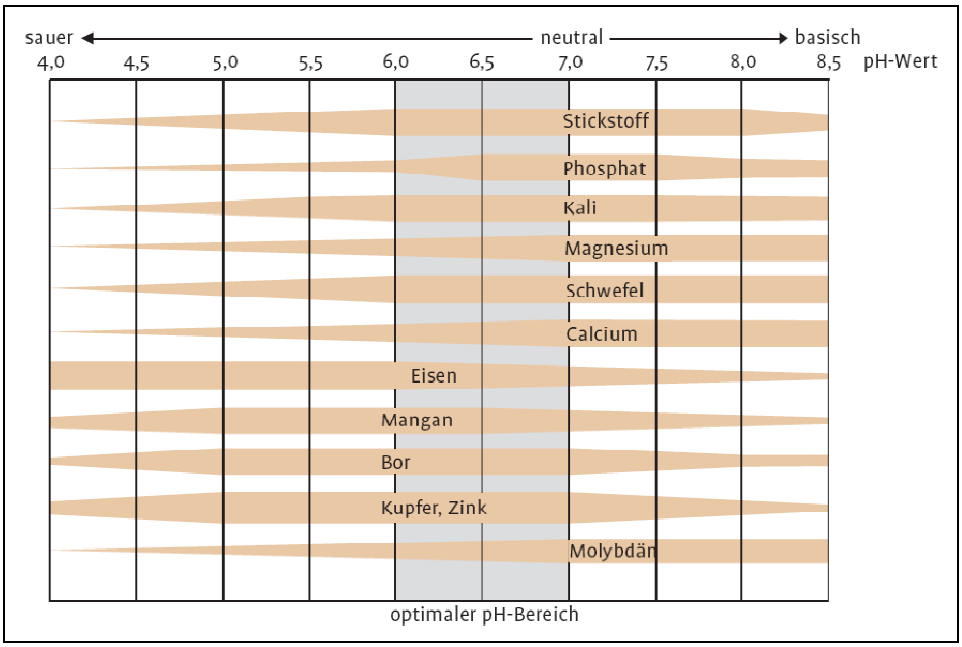


Abbildung 2: Beziehung zwischen Boden-pH-Wert und Verfügbarkeit von Pflanzennährstoffen (BMLFUW 2006b).

Da die Ascheanwendung besonders in die pH-Verhältnisse des Standortes bzw. der Erden eingreift, verändert sich dadurch die Nährstoffverfügbarkeit der Erden bzw. des Bodens.

2.4.3 Stickstoffgehalt des Bodens

Die Abschätzung der Verfügbarkeit von Stickstoff während der Vegetationsperiode ist schwierig, da die Nachlieferung aus der organischen Substanz des Bodens von vielen Faktoren (wie Witterung, Bodeneigenschaften, Bewirtschaftungsweise, pH-Wert und C/N-Verhältnis) beeinflusst wird. Nur ein enges C/N-Verhältnis (< 15 : 1) kann zu einer nennenswerten N-Mineralisierung führen. Ist das Verhältnis zu weit, kommt es zu einer N-Sperre (BMLFUW 2006b).

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

3 QUALITÄTSANFORDERUNGEN FÜR REKULTIVIERUNGS- UND VERFÜLLUNGSMASSNAHMEN

3.1 Qualitätsanforderungen an Erden die unter Verwendung bodenfremder Bestandteile hergestellt wurden

Definitionen von Erden

Der Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2006 (BMLFUW 2006a) legt Begriffsdefinitionen für Erden folgendermaßen fest:

- Als Erde wird definiert: Nicht kontaminiertes, bodenidentes oder bodenähnliches mineralisches oder mineralisch-organisches Material, das in den wesentlichen Merkmalen natürlich entstandenem Boden oder Untergrund entspricht und relevante Bodenfunktionen (z. B. Lebensraum-, Filter, Puffer- und Transformationsfunktion) übernehmen kann.
- Erden E2 und E3 sind unter Verwendung bodenfremder Bestandteile hergestellt („Erden aus Abfällen“).
- Beim Erdentyp E2 handelt es sich um eine künstlich hergestellte Erde, bei der der Anteil an Bodenaushubmaterial von überwiegend „mittelschwerem“ oder „schwerem“ Boden bei zumindest 80 Masseprozent liegt. Der hohe Anteil an Bodenaushub bestimmt eindeutig die Materialeigenschaften; die darüber hinausgehende Begrenzung des Anteils an „leichtem“, d. h. sandigem Boden ist aufgrund der geringen Bindungsfähigkeit der Schadstoffe erforderlich.
- Beim Erdentyp E3 handelt es sich um eine künstlich hergestellte Erde, bei der der Anteil an Bodenaushubmaterial bei weniger als 80 Masseprozent liegt oder bei der das Bodenaushubmaterial überwiegende von „leichtem“ Boden stammt. Aufgrund der geringeren Bindungsfähigkeit für Schadstoffe von „leichtem“ Boden bzw. des bereits relevanten Anteils an bodenfremdem Ausgangsmaterial ist für diesen Typ erhöhte Sorgfalt geboten.

Die Erden des Typs E2 und E3 werden in Klasse A1 (weitgehend uneingeschränkte Verwendbarkeit) und Klasse A2 (eingeschränkte Verwendbarkeit) eingeteilt. Nach dieser Einteilung richten sich auch die Grenzwerte in Tabelle 4.

Grenzwerte für Erden aus Abfällen

Die Grenzwerte für weitgehend uneingeschränkte Verwendbarkeit gelten für Erden, die auf Flächen zur Nahrungs- und Futtermittelproduktion (d. h. für landwirtschaftliche Verwendung, einschließlich Grünland) genutzt werden. Grenzwerte für die eingeschränkte Verwendbarkeit orientieren sich in erster Linie am Schutz des Grundwassers, da die Verwertung durch Nutztier oder Mensch ausgeschlossen werden kann.

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

Tabelle 4: Grenzwerte anorganischer Inhaltsstoffe für eine weitgehend uneingeschränkte Verwendung (A1) und für eine eingeschränkte Verwendung (A2) (BMLFUW 2006a).

Parameter	Grenzwerte für weitgehend uneingeschränkte Verwendung (A1)		Grenzwerte für eingeschränkte Verwendung (A2)	
Angaben in mg/kg TS	**Gesamtgehalt für Erdentyp E2**	**Gesamtgehalt für Erdentyp E3**	**Gesamtgehalt für Erdentyp E2 und E3**	**Eluierbarer Anteil**
As	20	20	30	0,3
Pb	50	30	100	0,3
Cd	0,7	0,5	1,1	0,03
Cr	40	40	90	0,3
Cu	30	30	60 (90) *	0,6
Ni	30	30	55	0,6
Hg	0,3	0,2	0,7	0,01
Zn	100	100	300 (450) *	18

** Bei Erden mit einem pH-Wert > 7 gilt der höhere Grenzwert*

Erden aus Abfällen, die neben diesen Anforderungen auch den Grenzwerten für organische Parameter entsprechen, können hinsichtlich ihrer Schadstoffgehalte grundsätzlich zur Untergrundverfüllung eingesetzt werden.

Der Einsatz für Rekultivierungsschichten (durchwurzelbare Schichten) ist zulässig, wenn dauerhaft eine landwirtschaftliche Verwendung dieser Fläche ausgeschlossen werden kann, dazu zählt auch eine Verfütterung des Aufwuchses. Kann diese Nutzung nicht ausgeschlossen werden und besteht eine entsprechende Untergrundverfüllung, so muss die oberste durchwurzelbare Schicht mit einer Mächtigkeit von 2 m den Kriterien der uneingeschränkten Verwendbarkeit (A1) folgen (BMLFUW 2006a).

3.2 Qualitätsanforderungen an Ausgangsmaterialien für die Herstellung von Erden aus Abfällen

Zur Erfüllung der Qualitätsanforderungen an die Ausgangsmaterialien sind die jeweils relevanten Bodenfunktionen zu beachten. So ist bei Untergrundverfüllungen der Kohlenstoffanteil (TOC) mit 0,3 % der Trockenmasse begrenzt (siehe Tabelle 5). Aufgrund des sehr geringen erlaubten Kohlenstoffanteils ist der Einsatz organischer Ausgangsmaterialien nicht zulässig. Auch Erden für Rekultivierungsschichten unterliegen je nach Bodentiefe unterschiedlichen Begrenzungen des organischen Kohlenstoffgehaltes (siehe Tabelle 5). Die Ausgangsmaterialien müssen einem Humifizierungsprozess unterzogen werden, damit die Grundanforderungen an Erde erfüllt werden können.

Zur Begrenzung der Schadstoffe werden Verdünnungsfaktoren herangezogen. Grundsätzlich liegt dieser Faktor bei 7, für besonders kritische Elemente (wie z. B. Cd, Cr, organische Schadstoffe) sollen jedoch geringere Faktoren angesetzt werden (BMLFUW 2006 a).

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

Entsprechend dem Bundes-Abfallwirtschaftplan 2006 können folgende, in diesem Bericht behandelte Abfallarten als organische Ausgangsmaterialien verwendet werden:

- SN 31305 Kohlenasche (nur Grobfraktion)
- SN 31306 Holzasche, Strohasche (nur Grobfraktion)

Tabelle 5: Kennwerte für Erden Typ E2 und E3 zur Untergrundverfüllung (tiefer 2 m) und Herstellung von Rekultivierungsschichten (BMLFUW 2006a).

Kennwert	Symbol	Für Untergrundverfüllungen	Für Rekultivierungsschichten
Tongehalt (Gew.-%)	T	–	5–25
Skelettgehalt* > 2 mm (Gew.-% TS)		0–50**	0–10**
Skelettgehalt* > 63 mm (Gew.-% TS)		–	0
Skelettgehalt* > 200 mm (Gew.-% TS)		0	–
TOC*** (Gew.-% TS)		≤ 0,3 % (ohne Absiebungsangabe)	In 0–60 cm Tiefe: ø max. 5 %; in 60–120 cm Tiefe: ø max. 3 %; ab 120 cm: ø max 0,7 %
TOC im Eluat nach ÖNORM S 2115*** (mg/kg TS)		50	200/200/100 (Tiefen siehe oben)
pH-Wert nach ÖNORM L 1083	pH	6,5–8	6,5–8
Anteil austauschbarer Kationen am Austauschkomplex (% v. AK)	Ca Mg K Na	–	60–90 5–15 2–5 < 5
Elektrische Leitfähigkeit Messung EN 27888 im Extrakt nach ÖNORM S 2115 (mS/cm)		< 0,4	< 0,4
C/N-Verhältnis	C/N		8–14
Gesamtstickstoff (Gew.-% TS)	N_{ges}	< 0,05	< 0,5
Gesamtphosphor (Gew.-% TS)	P_{ges}	< 0,05	< 0,08
Wassergehalt bei FK (Messung nach ÖNORM L 1063 bei 300 hPa (Vol.-%)		–	28–50
Ballaststoffe (Störstoffe) (Gew.-% TS)	Kunststoffe Metall	< 0,5 < 0,5	< 0,5 < 0,5

* *Skelettgehalt: Einzelteilchen mit Durchmesser > 2mm,*

** *Richtwert*

*** *bestimmt nach Absiebung auf 11,2 mm*

AK … Austauschkomplex

FK … Feldkapazität

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

4 CHARAKTERISIERUNG DER ASCHEN

Unter Berücksichtigung der nach ÖNORM S 2100 (Abfallkatalog) klassifizierten Abfallarten der Basisstudie nach SCHARF et al. 2000 werden unter der Abfallgruppe 1001 der Abfallverzeichnisverordung folgende Abfälle behandelt:

- Holzasche und Strohasche (SN 31306)
- Kohlenasche (SN 31305)
- Kesselschlacke (SN 31307

Im Folgenden werden sowohl die Pflanzen- als auch die Kohlenaschen charakterisiert und ihre chemischen und physikalischen Eigenschaften beschrieben. Für einen Vererdungsprozess sind gewisse die Substanzeigenschaften wichtig, damit Bodeneigenschaften erfüllt werden können.

Pflanzenaschen

Pflanzenaschen werden derzeit zumindest als Dünger und als Ausgangsmaterial in der Kompostierung verwendet. Folgende Richtlinien und Berichte zu Pflanzenaschen und ihrer Verwendung wurden in Österreich in den letzten Jahren veröffentlicht:

- Der Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit erstellte Empfehlungen zum sachgerechten Einsatz von Pflanzenaschen im Wald bzw. im Acker- und Grünland (BMLF 1997, 1998).
- Das Land Vorarlberg hat 2002 einen Kurzbericht mit dem Titel „Abfallverwertung – Verwertungsmöglichkeiten von Holzaschen aus Biomasseheizkraftwerken zu Düngezwecken“ erstellt. Dieser Bericht listet durchschnittliche Nährstoff-, Schwermetall- und PAK-Gehalte von Holzaschen auf (EBERHARD et al. 2002).
- Die „Richtlinie für die Aufbringung von Asche aus Holzfeuerungsanlagen auf landwirtschaftlich genutzte Böden“ geht auch auf die Kompostbeimischung von Pflanzenaschen ein (AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG 20076).
- Der Leitfaden „Aschen aus Biomassefeuerungen“ (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 2004), weist die Grenzwerte der Aschengemische für die Verwendung als Zuschlagstoff bei der Kompostierung aus.
- Der Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2006 (BMLFUW 2006a) und die Kompostverordnung (BGBl. II Nr. 292/2001) beschränken die eingesetzte Menge der Aschen aus Biomassefeuerungen in der Kompostierung auf 2 % und legen verbindliche Qualitätsanforderungen fest.

Kohlenaschen

Bei der Verwertung von Kohlenaschen wird der weitaus größte Teil der Grobasche in der Zementindustrie und in der Baustoffindustrie verwendet, nur ein kleiner Teil wird deponiert (UMWELTBUNDESAMT 2005b). Eine Erlaubnis zur Verwertung von Kohlenaschen als Dünger, Bodenverbesserungsmittel oder zur Kompostierung besteht derzeit nicht.

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

4.1 Aschen aus Biomassefeuerungen (SN 31306)

Holz- und Strohaschen stammen

- aus der Holzverbrennung in Kleinöfen,
- aus der Biomasseverbrennung, einschließlich der Rindenverbrennung, in Großkessel- und Wirbelschichtanlagen,
- aus Holzfeuerung und Räuchereien.

Asche aus Biomassefeuerungen besteht in der Regel aus Grob- oder Rostasche, Zykonflugasche und Feinstflugasche (siehe Tabelle 6).

Tabelle 6: Aschefraktionen aus Biomassefeuerungen (OBERNBERGER 1997).

Fraktion	Beschreibung
Grob- oder Rostasche (60–90 % TS)	Im Verbrennungsteil der Feuerungsanlage anfallender, überwiegend mineralischer Rückstand der eingesetzten Biomasse. Diese Aschefraktion ist meist mit der in der Biomasse enthaltenen Verunreinigungen wie Sand, Erde und Steinen durchsetzt. Weiters sind, speziell beim Einsatz von Rinde und Stroh als Brennstoff, häufig gesinterte Aschenteile und Schlackenbrocken in der Grobasche enthalten.
Zykonflugasche (10–35 % TS)	Als feine Partikel in den Rauchgasen mitgeführte feste, überwiegend anorganische Brennstoffanteile, die als Stäube im Wendekammer- und Wärmetauscherbereich der Feuerung sowie in – dem Kessel nachgeschalteten Fliehkraftabscheidern (Zyklonen) – anfallen.
Feinstflugasche (2–10 % TS)	In (den Multizyklonen meist nachgeschalteten) Elektro- oder Gewebefiltern bzw. als Kondensatschlamm in Rauchgaskondensationsanlagen anfallende Flugaschefraktion. Bei Biomasseheizwerken ohne entsprechende Apparate zur Feinstflugaschenabscheidung verbleibt diese als Reststaub im Rauchgas.

4.1.1 Einschränkung bei Verwendung der Aschefraktionen

Die Gehalte der meisten umweltrelevanten Schwermetalle nehmen von der Grobasche zur Feinstflugasche deutlich zu (As, Cd, Pb, Zn, Hg, Mo; siehe Tabelle 7). Diese Elemente gehen durch Reaktion unter Bildung gasförmiger Produkte oder durch Verdampfung in der heißen Brennkammer in die Gasphase über. Während der Abkühlung der Rauchgase im nachgeschalteten Kessel findet dann eine Kondensation dieser Dämpfe an schon vorhandenen Partikeln oder unter Bildung von Aerosolen statt. Der Schwermetallgehalt steigt in beiden Flugaschefraktionen mit sinkender Abscheidetemperatur und zunehmender Partikelfeinheit an. Durch die hohen Verbrennungstemperaturen in modernen Biomassefeuerungen (800–1.100 °C) fallen schwermetallarme Grobaschen an (OBERNBERGER 1997).

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

Tabelle 7: Durchschnittliche Schwermetallgehalte in den einzelnen Aschefraktionen von Rinden-, Hackgut- und Spänefeuerung im Vergleich zu Grenz- und Richtwerten; alle Angaben in mg/kg TS (Trockensubstanz) (OBERNBERGER 1997).

Element	Grobasche		Zyklonflugasche		Feinstflugasche		Grenzwerte	Bodenrichtwerte
	MW	STABW	MW	STABW	MW	STABW	RL	
Cu	164,6	85,6	143,1	46,7	389,2	246,4	250,0	100,0
Zn	432,5	305,2	1.870,4	598,5	12.980,7	12.195,9	1.500,0	300,0
Co	21,0	6,5	19,0	7,3	17,5	5,2	100,0	50,0
Mo	2,8	0,7	4,2	1,4	13,2	9,8	20,0	5,0
As	4,1	3,1	6,7	4,3	37,4	41,4	20,0	20,0
Ni	66,0	13,6	59,6	19,0	63,4	35,4	100,0	60,0
Cr	325,5	383,0	158,4	61,0	231,3	263,7	250,0	100,0
Pb	13,6	10,4	57,6	20,5	1.053,3	1.533,0	100,0	100,0
Cd	1,2	0,7	21,6	8,1	80,7	59,2	8,0	1,0
V	43,0	10,0	40,5	16,6	23,6	9,1	100,0	50,0
Hg	0,01	0,03	0,04	0,05	1,47	2,05	–	1,0

Grenzwerte RL laut österreichischen Richtlinien für einen sachgerechten Einsatz von Pflanzenaschen im Wald bzw. Acker- und Grünland;

Bodenrichtwerte laut ÖNORM L 1075;

MW … Mittelwert

STABW … Standardabweichung

Untersuchungen des Amtes der Vorarlberger Landesregierung, Abteilung Abfallwirtschaft (VIe) und des Umweltinstituts des Landes Vorarlberg haben ergeben, dass hinsichtlich der Nutzungseignung von Grob-, Zyklon- und Feinstflugasche klar unterschieden werden muss (EBERHARD 2002).

Grobasche ist für Vererdung geeignet

Grobasche, die bei der Verbrennung von naturbelassenen Hölzern anfällt, eignet sich grundsätzlich als Zuschlagstoff bei der Kompostherstellung (laut Kompostverordnung). Der Einsatz von Grobasche entspricht auch der Richtlinie des BMLF (BMLF 1997). Im Gegensatz dazu sind Zyklonaschen, Flugaschen und Gemische derselben mit Grobaschen aufgrund der festgestellten hohen Schwermetall- und der hohen organischen Schadstoffgehalte nicht für Düngezwecke oder Kompostzuschläge zugelassen. Besonders die Konzentrationen der Parameter Cadmium, Blei und Zink liegen deutlich über den Grenzwerten (EBERHARD 2002).

toxische Schwermetalle

Quecksilber, Cadmium und Blei sind Schadstoffe, die keine Funktion im Pflanzenstoffwechsel erfüllen und in Abhängigkeit von der Konzentration und Bindungsform toxisch wirken (UMWELTBUNDESAMT 2001). Für Vererdungsprozesse wird daher nur Grobasche empfohlen. Zyklon- und Feinstflugasche eignet sich nicht als Ausgangsmaterial für Vererdungen (UMWELTBUNDESAMT 2005a). Diese Einschätzung wird auch im Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2006 wiedergegeben, wo nur Grobasche als für die Vererdung geeignet angesehen wird (BMLFUW 2006a).

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

Sonderfall Wirbelschicht-verbrennung

Eine Trennung zwischen Grob- und Zyklonflugasche ist in der Realität nicht immer möglich. Bei Wirbelschichtverbrennung fällt nur Zyklon- und Feinflugasche an. Zyklonflugasche beinhaltet in diesem Fall die Grobasche. Hier wäre zu prüfen, wie die Inhaltsstoffe der Zyklonflugasche beschaffen sind und ob sie die Grenzwerte überschreiten. Das Aschengemisch ist sehr reich an Nährstoffen, allem voran Kalium, weshalb es rasch zur Überfrachtung des Bodens kommen kann. Werden die Richtwerte für die Ausbringung bei Nähr- und Schadstoffen eingehalten, kann bei Aschen aus Wirbelschichtverbrennung die Zyklonflugasche (mit der darin enthaltenen Grobasche) verwendet werden.

Bei der Betrachtung von Pflanzenaschen wird im Folgenden nur auf Grobaschen von Biomassefeuerungen für die Vererdung eingegangen. Die Ergebnisse gelten jedoch auch für Zyklonflugasche (mit inkludierter Grobasche) aus Wirbelschichtverbrennung. Dieser Aschentyp wird im diesem Bericht nicht weiter erwähnt, mit dem Begriff Grobasche aus Biomassefeuerungen sind jedoch beide Aschetypen gemeint.

4.1.2 Chemische und physikalische Charakteristika von Aschen aus Biomassefeuerungen

wenig Metalloxide und Schwefel

Die Zusammensetzung von Holz- und Strohasche ist abhängig von den verbrannten Holzarten. Die Asche besteht hauptsächlich aus Silikaten (20–30 %) und Kalziumoxid (20–65 %). Im Vergleich zu Kohlenaschen liegt deutlich weniger Metalloxid vor, besonders der Eisenoxidanteil ist stark reduziert (3–6 %), auch der Schwefelgehalt ist reduziert.

nur unbehandeltes Holz ist geeignet

Bei der Verbrennung imprägnierter Hölzer sind Extremwerte, besonders bei Schwermetallen (Cd, Cr, Pb) und organischen Schadstoffen zu erwarten (UMWELTBUNDESAMT 2005a). Daraus folgt, dass nur Aschen aus unbehandelten Hölzern als Ausgangsmaterial für die Vererdung geeignet sind.

geeignete Brennstoffe

Als Biomasse-Brennstoffe kommen Rinde, Hackgut, Späne, Stroh, Pflanzenteile und Ganzpflanzen sowie unbehandeltes Altholz zum Einsatz. Die Aschengehalte unterschiedlicher Biomasse-Brennstoffe bewegen sich normalerweise im Bereich von 0,5 Gew.-% der Trockensubstanz bei Weichholz bis zu 5,0–8,0 Gew.-% der Trockensubstanz bei Rinde (OBERNBERGER 1997).

Die anfallenden Mengen von Holz- und Strohaschen lagen im Jahr 2006 bei 170.000 Tonnen (BMLFUW 2006a). Mit einem vermehrten Anfall wird derzeit aufgrund der verstärkten Biomassenutzung gerechnet.

Die Anteile der Grobasche aus den unterschiedlichen Biomassefeuerungen werden in Tabelle 8 beschrieben. Die Anteile der Grobasche liegen bei Rindenfeuerungen und Hackgutfeuerungen in einem ähnlichen Bereich, während bei der Verbrennung von Sägespänen nur ein Drittel der Asche als Grobasche anfällt. Stroh- und Ganzpflanzenfeuerungen weisen die höchsten Grobaschenanteile von bis zu 90 % auf.

Teilchengröße und -dichte

Grobasche besitzt im Vergleich zu den feineren Aschen mineralische Anteile aus Sand, Erde und Steinen und besitzt daher relativ große Korngrößen und Teilchendichten. Die Teilchendichten von Grobasche aus Rinden-, Hackgut- und Sägespänefeuerungen liegen im gleichen Bereich (2.600–3.000 kg TS/m³). Aschen aus Stroh- und Ganzpflanzenfeuerungen weisen besonders geringe Schüttdichten auf, die in den Unterschieden im mineralischen Aufbau und der

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

Kristallstruktur im Vergleich zu Holz- und Rindenfeuerungen begründet zu sein scheint. Die Korngrößen der anfallenden Aschen nehmen normalerweise mit der Feinheit des eigensetzten Brennstoffs, mit fallendem Aschegehalt und sinkendem Anteil an mineralischen Verunreinigungen im Brennstoff ab. Die Korngrößenverteilung der Grobaschen ist darüber hinaus sehr stark vom Anteil und der Größe versinterter oder verschlackter Partikel abhängig (OBERNBERGER 1997).

Tabelle 8: Fraktionsanteil, Teilchendichte und Schüttdichte von Grobasche aus Biomassefeuerungen (OBERNBERGER 1997, verändert).

	Rinden-feuerungen	**Hackgut-feuerungen**	**Sägespäne-feuerungen**	**Stroh- und Ganzpflanzen-feuerungen**
Anteil der Grobasche an der Gesamtasche (in Gew.-%)	65,0–85,0	60,0–90,0	20,0–30,0	80,0–90,0
mittlere Teilchendichte (in kg TS/m³)	2.600–3.000	2.600–3.000	2.600–3.000	k. A.
gemittelte Schüttdichte (in kg TS/m³)	950	950	650	300

Nährstoffgehalte

Die Nährstoffgehalte von Holz-, Stroh- und Ganzpflanzenaschen sind in Tabelle 9 dargestellt. Die Nährstoffe in den Aschen sind in ihrer Menge durchaus bedeutend. Analysiert wurden Kalzium, Magnesium, Kalium, Phosphor und Natrium. Organisch gebundener Stickstoff wird bei der Verbrennung freigesetzt und wurde in der Asche daher nicht analysiert. Die Kalziumgehalte der Grobaschen aus Holzfeuerung sind gegenüber den Stroh- und Ganzpflanzenaschen um mehr als das Fünffache erhöht. Kalzium ist mit einem Anteil von 41,7 % an der gesamten Trockensubstanz Hauptbestandteil der Holzaschen. Die Magnesiumgehalte von Holz-, Stroh- und Ganzpflanzenfeuerung unterscheiden sich nur wenig voneinander, während die Stroh- und Ganzpflanzenaschen mehr als doppelt so hohe Kaliumgehalte im Vergleich zu Holzaschen aufweisen. Phosphor liegt bei Holz- und Strohaschen in einem vergleichbar geringen Bereich, während Ganzpflanzenaschen deutlich erhöhte Phosphorgehalte aufweisen.

Tabelle 9: Durchschnittliche Nährstoffgehalte in Grobasche von Holz-, Stroh- und Ganzpflanzenfeuerungen; Angaben in Gew.-% der TS (OBERNBERGER 1997, verändert).

Nährstoff (in Gew.-% der TS)	**Holzfeuerung ***	**Strohfeuerung**	**Ganzpflanzen-feuerung**
CaO	**41,7**	7,8	7,0
MgO	6,0	4,3	4,2
K_2O	6,4	**14,3**	**14,0**
P_2O_5	2,6	2,2	**9,6**
Na_2O	0,7	0,4	0,5

* *Unter Holzfeuerung sind Rinden-, Hackgut- und Spänefeuerung zusammengefasst.*

*In **fett** gehaltene Werte kennzeichnen die höchsten Nährstoffgehalte der Ausgangsstoffe.*

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

hohe Chromwerte

Die Schwermetallgehalte in den einzelnen Aschefraktionen von Holzfeuerungen sind in Tabelle 7 dargestellt. Bei Grobasche kommt es bei den angeführten Untersuchungen zu Überschreitungen bei Chrom. Der Wert liegt bei 325,5 mg/kg TS, wobei der Grenzwert laut österreichischer Richtlinie für einen sachgerechten Einsatz von Pflanzenaschen im Wald bzw. Acker- und Grünland (BMLF 1997, 1998) bei 250 mg/kg liegt. Der Bodenrichtwert für Chrom ist laut ÖNORM L 1075 bei 100 mg/kg angesetzt (siehe Tabelle 7). Aufgrund dieser Belastung stellen Cr-Gehalte einen der limitierenden Faktoren beim Einsatz von Asche in der Vererdung und als Dünger dar.

toxisches Chrom(VI)

Für eine Beurteilung des Gefährdungspotenzials sind die Anteile an der mobileren und toxikologisch relevanten Form Chrom(VI) ausschlaggebend. Bei hohen Verbrennungstemperaturen von 500–1.000 °C werden Schwermetalle verstärkt in ihre höchste Oxidationsstufe überführt. Untersuchungen der Chrom(VI)-Belastung von Holzaschen ergaben, dass bei hohen pH-Werten der Aschen im Bereich von 11–13 Chrom bevorzugt in der aufoxidierten Form, dem Chromat (Oxidationszahl VI), vorlag. Wesentlich für die Ausbringung von Holzasche ist daher, dass Chrom (VI) im Kontakt mit dem Boden sehr schnell zu Chrom (III) reduziert werden kann. Die Reduktion des Chroms wird durch die Anwesenheit von organischer Substanz begünstigt (UCKERT 2004).

Alle anderen untersuchten Schwermetalle (Cu, Zn, Co, Mo, As, Ni, Pb, Cd, V, Hg) liegen unter den Grenzwerten der Richtlinien. Die Bodenrichtwerte laut ÖNORM L 1075 werden außer bei Cr noch bei Cu, Zn und Ni überschritten (siehe Tabelle 7).

organische Substanz

Die organische Substanz liegt bei Rinden und Hackgutaschen in einem vergleichbaren Bereich, bei Stroh- und Ganzpflanzenasche erreicht sie Werte über 9 %.

Ein möglichst guter Ausbrand der Holzaschen ist anzustreben. Der Kohlenstoffgehalt (C_{org}) der Pflanzenaschen sollte 5,0 Gew.-% der TS nicht überschreiten. Dieser Wert ist auch in den österreichischen Richtlinien für einen sachgerechten Einsatz von Pflanzenaschen auf Böden als Richtwert definiert. Wird er überschritten, sind vor einer Verwertung Analysen der betreffenden Asche auf die Parameter PCDD/F und PAK vorzunehmen. Zur Vermeidung von organischen Schadstoffen ist eine möglichst vollständige Verbrennung und die Verwendung möglichst Cl-armer Biomasse-Brennstoffe anzustreben, da erhöhte Chlorgehalte die PCDD/F-Bildung fördern (OBERNBERGER 1997).

Die Chlorgehalte der Aschen (siehe Tabelle 10) liegen bei Stroh- und Ganzpflanzenasche höher als bei Holzasche, während PCDD/F bei allen angeführten Aschen eine weite Bandbreite hat. Die PAK-Gehalte sind bei Holzaschen gegenüber Stroh- und Ganzpflanzenaschen leicht erhöht. Benzo(a)pyren ist bei Stroh- und Ganzpflanzenasche nicht nachweisbar, während besonders bei Rindenasche deutliche Gehalte messbar sind.

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

Tabelle 10: Konzentrationen von C_{org}, Chlorid und organischen Schadstoffen von Grobaschen aus Biomassefeuerungen (OBERNBERGER 1997, verändert).

Parameter	Rinden-asche	Hackgut-asche	Stroh-asche	Ganz-pflanzen-asche*	Grenzwert für Böden	Grenzwert Aschen laut RL
C_{org} (Gew.-%TS)	0,2–0,9	0,2–1,9	0,8–9,0	2,3–9,4	–	–
Cl^- (Gew.-%TS)	< 0,06	< 0,01	0,1–1,1	0,3–1,3	–	–
PCDD/F (ng TE/kg TS)	0,3–11,7	2,4–33,5	2,3–14,0	1,0–22,0	5,0**	100,0
PAK (mg/kg TS)	1,4–1,8	1,3–1,7	0,1–0,2	0,1–0,3	5,0	20,0 **
B(a)P (mg/kg TS)	1,4–39,7	0,0–5,4	0,0	0,0	1.000,0**	4.000,0**

** Ganzpflanzenaschen beziehen sich auf Getreide;*

*** vorgeschlagen*

TE: Toxizitätsäquivalent, PCDD/F: polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane; PAK: polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe; B(a)P: Benzo(a)pyren;

Grenzwert für Böden bezieht sich auf NOGER 1994, Grenzwert laut RL entspricht der österreichischen Richtlinie für einen sachgerechten Einsatz von Pflanzenaschen im Wald bzw. Acker- und Grünland (BMLF 1997, 1998).

pH-Wert

Die pH-Werte der untersuchten Pflanzenaschen liegen für Holz- und Rindenasche zwischen 12,0–13,0. Die Zusammensetzung des wasserlöslichen und leicht beweglichen Anteils wird von Kalium-, Kalzium und Natrium-Hydroxiden beherrscht und besitzt stark basische Eigenschaften. Bei Stroh- und Ganzpflanzenaschen ist durch höhere Chlorid- und Sulfatanteile die basische Wirkung geringer. Die elektrische Leitfähigkeit ist jedoch bei Ganzpflanzen am Höchsten (siehe Tabelle 11).

Tabelle 11: pH-Wert und Leitfähigkeit von Grobaschen (OBERNBERGER 1997, verändert).

Aschenart	pH-Wert (in $CaCl_2$)	elektrische Leitfähigkeit (in mS/cm)*
Rinde	12,7	8,9
Hackgut/Späne	12,8	10,2
Stroh	11,4	9,3
Ganzpflanzen	10,8	11,4

Gehalte an Aluminium

Die Gehalte an Silizium, Aluminium, Eisen, Mangan, Schwefel und Karbonat sind in Tabelle 12 angeführt. Die Si-Gehalte in Stroh und Ganzpflanzenfeuerungen liegen, bedingt durch Si-Einlagerungen in den Pflanzenhalmen, deutlich über den Werten der Holzfeuerungen. Die Al-Werte sind bei Rindenfeuerungen gegenüber den anderen Aschen erhöht und entsprechen ungefähr dem 1,5-fachen Gehalt natürlicher Böden. Bei Boden-pH-Werten über 5 ist das im Boden vorkommende Al nicht löslich, erst bei einem pH-Wert < 3,8 kann es durch eine zunehmende Al^{3+}-Freisetzung zu einer Schädigung der Pflanzen kommen. Holzasche hebt jedoch den Boden-pH, so dass die Konzentration von gelöstem Al im Sickerwasser deutlich verringert wird, wie in Versuchen gezeigt werden konnte (OBERNBERGER 1997). Eisen und Mangan sind für die Pflanze essenzielle Nährstoffe. Beide Gehalte sind bei Spänefeuerungen am höchsten und bei Strohfeuerungen, bzw. bei Mn bei Pflanzenfeuerungen am geringsten. Die Schwefelgehalte sind gering und in dieser Konzentration als Pflanzennährstoff zu werten.

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

Eisen und Aluminium sind in den Grob- und Zyklonflugaschen gleich verteilt. Schwefel ist sehr flüchtig und reichert sich in der Zyklonflugasche an. Silizium und Mangan sind in den Grobaschen konzentriert.

Tabelle 12: Si, Al, Fe, Mn, S und CO_2-Gehalte in Aschengemischen aus Grob- und Zyklonasche von unterschiedlichen Biomassefeuerungen (OBERNBERGER 1997).

Parameter (in Gew.-% der TS)	Rinden-feuerung	Hackgut-feuerung	Späne-feuerung	Stroh-feuerung	Ganz-pflanzen-feuerung
SiO_2	26,00	25,00	25,00	54,00	45,00
Al_2O_3	7,10	4,60	2,30	1,80	3,30
Fe_2O_3	3,50	2,30	3,80	0,80	3,20
MnO	1,50	1,70	2,60	0,04	0,03
SO_3	0,60	1,90	2,40	1,20	0,80
CO_2	4,00	3,20	7,90	1,60	1,20

4.2 Asche aus Kohlefeuerungsanlagen (SN 31305)

Kohlenasche fällt sowohl bei Großanlagen (kalorischen Kraftwerken), als auch bei Einzelheizungen an. Unter Kohlenasche wird sowohl die Grobasche als auch die Flugasche zusammengefasst.

4.2.1 Einschränkung bei Verwendung der Aschefraktion

Flugasche ist generell stärker mit Schadstoffen – insbesondere mit Schwermetallen – belastet als Grobasche (UMWELTBUNDESAMT 2005b).

Flugasche wird der Schlüsselnummern SN 31301 „Flugaschen und -stäube aus Feuerungsanlagen“ zugeordnet, während Grobasche in der Regel unter die SN 31305 „Kohlenasche“ fällt.

Diese Einteilung entspricht auch der Einteilung des Bundes-Abfallwirtschaftsplanes 2006, bei Kohlenasche wird nur die Grobfraktion als für die Vererdung geeignet gelistet (BMLFUW 2006a).

Für die Abschätzung der Vererdungseignung wird in dieser Arbeit daher nur auf Grobaschen von Kohlefeuerungsanlagen eingegangen.

4.2.2 Chemische und physikalische Charakteristika von Aschen aus Kohlefeuerungen

Hauptbestandteile der Aschen aus Kohlefeuerungen sind Oxide, Silikate und Aluminiumsilikate. Sie liegen in kristallinen Phasen vor.

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

Aschegehalt von Kohle

Aschen von Braunkohle sind eisenhaltiger und kalkärmer als Steinkohleaschen (UMWELTBUNDESAMT 2005b). Die Zusammensetzung der Rückstände hängt v. a. von der Kohlequalität ab. Die Konzentration von Schwermetallen in den Rückständen aus der Verbrennung wird auch vom Aschegehalt der jeweiligen Kohle bestimmt, welche sich in der Regel zwischen 5–15 % bei Steinkohle und 12–35 % bei Braunkohle bewegt (UMWELTBUNDESAMT 2005b).

Die Masse der im Jahr 2006 in Österreich angefallenen Kohlenasche liegt bei 93.000 Tonnen (BMLFUW 2006a).

In ihrer chemischen Zusammensetzung sind Aschen von Braun- und Steinkohlefeuerungen sehr ähnlich. Tabelle 13 gibt einen Überblick über die physikalischen und bodenmechanischen Kennwerte, Tabelle 14 zeigt die chemische Zusammensetzung von trockenen Grobaschen ausgewählter Kraftwerke.

Tabelle 13: Physikalische und bodenmechanische Kennwerte (VERBUND UMWELT 2001).

Parameter	Einheit	Wertebereich
mittlere Korngröße (d_{50})	mm	0,1–1,0
Kornanteil < 0,063 mm	%	< 30
Kornanteil < 1 mm	%	20–90
Kornrohdichte	g/cm³	1,0–2,0
Schüttdichte	g/cm³	0,6–1,0
Proctordichte	g/cm³	0,9–1,2
optimaler Wassergehalt	%	30–50
Reibungswinkel, Schüttwinkel	Grad (°)	30–40
Durchlässigkeitskoeffizient bei Proctordichte	m/s	10^{-4}–10^{-6}

Proctordichte .. größte Dichte des Bodens, die nach genormtem Versuch bei optimalem Wassergehalt erreicht werden kann

Tabelle 14: Chemische Zusammensetzung von trockenen Grobaschen, Angaben in % TS (VERBUND UMWELT 2001). Die Daten wurden im Jahr 1995 publiziert (VERBUNDGESELLSCHAFT 1995).

	Kraftwerk			
	St. Andrä*	**Voitsberg***	**Zeltweg***	**Dürnrohr**
Brennstoff	Steinkohle	Braunkohle	Steinkohle	Steinkohle
	Zusammensetzung der Grobasche in % TS			
SiO_2	35–55	20–35	45–55	45–50
Al_2O_3	10–21	9–11	5–10	22–25
Fe_2O_3	9–19	7–9	15–25	8–10
CaO	7–10	5–8	4–6	4–6
MgO	3–4	1–2	4–6	2–4
Na_2O	< 1	< 1	ca. 1	ca. 1
K_2O	1–3	< 3	< 1	ca. 2
SO_3	< 1,5	< 1	< 1	ca. 4
Glühverlust in %	< 2	20–40	10–20	< 5

* *Die Kraftwerke St. Andrä, Voitsberg und Zeltweg sind bereits stillgelegt.*

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

Die Nährstoffgehalte und Eigenschaften von Kohlenaschen sind in Tabelle 15 beschrieben. Die Gesamtgehalte von Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel liegen in einem sehr niedrigen Bereich. Die Kalziumgehalte sind mit denen der Biomassefeuerungen vergleichbar. Auffällig sind die hohen Eisengehalte, die hauptsächlich in Form von Eisensilikaten (Fe^{2+}) und Oxiden enthalten sind. Wirbelschichtbettasche aus Steinkohle zeigt hohe Mangangehalte im Vergleich zu Aschen aus Biomassefeuerungen. Bei den (nicht mehr in Betrieb befindlichen) Kraftwerken Voitsberg und Zeltweg sind deutlich erhöhten Glühverluste feststellbar (siehe Tabelle 14),

Tabelle 15: Nährstoffgehalte und Eigenschaften von Kohlenaschen (GONSER & NOLTING 1999).

Brennstoff	Steinkohle	Steinkohle	Braunkohle
Aschenart	Wirbelschicht-Bettasche	Kesselasche	Kesselasche
P ges. (% TS)	0,10–0,34	k. A.	k. A.
K ges. (% TS)	0,58–3,10	1,2–4,6	0,08–1,2
Mg ges.(%TS)	0,60–1,5	0,48–2,9	0,30–4,2
Ca ges. (%TS)	**7,2–28,6**	**0,71–5,7**	**0,43–28,6**
S ges. (%TS)	2,0–8,0	0,04–0,80	0,60–1,6
B (mg/kg TS)	k. A.	k. A.	k. A.
Fe (mg/kg TS)	**21.000–69.900**	**28.000–119.000**	**4.890–489.000**
Mn (mg/kg TS)	**494–916**	k. A.	k. A.
Mo (mg/kg TS)	k. A.	k. A.	k. A.
Leitfähigkeit (mS/cm)	**2,8**	k. A.	k. A.
pH-Wert	11,5	k. A.	k. A.

k. A. … keine Angabe

Schwermetallgehalte

Die Schwermetallgehalte von Grobasche aus zwei österreichischen Kraftwerken (Voitsberg 3 und Mellach) werden in Tabelle 16 mit Bodenrichtwerten laut ÖNORM L 1075 und mit den Grenzwerten der österreichischen Richtlinien für einen sachgerechten Einsatz von Pflanzenaschen (BMLF 1997, 1998) verglichen, da für Kohleaschen keine vergleichbaren Grenzwerte vorliegen. Die Gehalte an Chrom übersteigen bei Braun- und Steinkohleaschen die Bodenrichtwerte, jedoch nicht die Grenzwerte der Richtlinien. Der Nickelgehalt übersteigt in den beiden Grobaschen die Bodenrichtwerte, Braunkohle liegt mit 214,9 mg/kg auch über den österreichischen Richtlinien. Vanadium überschreitet bei Steinkohle sowohl den Grenz- als auch den Richtwert, ein Vergleichswert bei Braunkohle existiert nicht. Die hohen und schwankenden Gehalte legen den Schluss nahe, dass keine generellen Empfehlungen für die Verwertung von Kohlenasche in der Vererdung möglich sind und Kohlenasche zur Vererdung nicht geeignet ist.

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

Tabelle 16: Vergleich der Schwermetallgehalte von Grobaschen mit Bodenrichtwerten (ÖNORM L 1075) und Grenzwerten der österreichischen Richtlinie für einen sachgerechten Einsatz von Pflanzenaschen im Wald bzw. Acker- und Grünland (UMWELTBUNDESAMT 2003, verändert).

Schwermetalle in mg/kg	Voitsberg 3 – Braunkohle	Mellach – Steinkohle	Grenzwerte der Richtlinien	Bodenrichtwerte
As	8,8	5,0	20,0	20,0
Cd	n. n.	n. n.	8,0	1,0
Co		44,0	100,0	50,0
Cr	**204,7**	**127,7**	250,0	**100,0**
Cu	63,2	92,8	250,0	100,0
Hg	n. n.	n. n.	–	1,0
Ni	**214,9**	**94,0**	**100,0**	**60,0**
Pb	9,9	9,0	100,0	100,0
V		**204,0**	100,0	50,0
Zn	38,9	89,0	1.500,0	300

4.3 Kesselschlacken (SN 31307)

Kesselschlacken (SN 31307) sind gemäß UMWELTBUNDESAMT (1992) „Schlacken aus der Verbrennung von Brennstoffen, hauptsächlich aus Braunkohle- und Steinkohlefeuerungen“. Zum Begriff Kesselschlacke bestehen keine klaren Abgrenzungen und genaueren Definitionen, daher wird Kesselschlacke auch von einigen Betreibern gemeinsam mit der Grobasche erfasst und einer Schlüsselnummer zugeordnet.

Offensichtlich bestehen neben unklaren Abgrenzungen der Definitionen auch Vermischungen der Aschetypen bei der Kohleverbrennung. So ist laut CARLSON (1993) die Grobasche der Rückstand, der nach der Kohlenverbrennung im Heizkessel verbleibt. Dieser Rückstand besteht aus fein- und grobkörnigem Material und ist eine Mischung aus Asche und Schlacke. Die Partikelgröße ist meist größer als 2 mm durch die Anwesenheit von Kesselschlacke.

Laut dem Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2006 wird Kesselschlacke nicht als mögliches anorganisches Ausgangsmaterial für die Vererdung gelistet (BMLFUW 2006a). Da die Eignung zur Vererdung damit generell nicht gegeben ist, wird in dieser Arbeit auf Kesselschlacke nicht weiter eingegangen.

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

5 EINSATZ VON PFLANZEN- UND KOHLENASCHEN ZUR BODENVERBESSERUNG

In diesem Kapitel erfolgt die Aufbereitung und Zusammenfassung der internationalen Literatur zur Eignung von Aschen als Ausgangsmaterial für die Vererdung. Es wird diskutiert, ob und unter welchen Umständen Pflanzen- und Kohlenaschen dafür herangezogen werden können. Behandlungsmöglichkeiten zur Reduzierung nachteiliger Eigenschaften der Aschen werden ebenfalls beschrieben; auf diesen Behandlungsmöglichkeiten basieren auch die abschließenden Empfehlungen.

5.1 Wirkung der Aschen aus Biomassefeuerungen (Pflanzenaschen) bei der Vererdung

Zur Vererdung von Aschen aus Biomassefeuerung sind trotz umfassender Literaturrecherche nur wenige Untersuchungen verfügbar. Einige Studien befassen sich mit der Verwertung von Flugasche, die aber aufgrund ihrer Eigenschaften und der hohen Schadstoffgehalte nicht zur Vererdung geeignet sind (UMWELTBUNDESAMT 2005, BMLFUW 2006a).

Zum Düngeeffekt von Pflanzenaschen wurden zahlreiche Untersuchungen durchgeführt. In skandinavischen Ländern findet die Forschung zur Verwertung von Pflanzenaschen bereits seit Längerem statt. Zur Auswirkung von Holzasche als Düngemittel sind einige Publikationen aus Österreich erschienen, auch in der Schweiz, Deutschland, Italien, Frankreich und England wurde zu diesem Thema publiziert. Die zitierten Studien beziehen sich auf Grobasche bzw. auf Mischungen von Zyklon- und Grobasche.

Problembereiche

Die Problematik bei der Verwertung von Aschen aus Biomassefeuerungen liegt bei ihren hohen pH-Werten, der hohen Leitfähigkeit, möglichen Schwermetallkontaminationen und dem Fehlen von Stickstoff und Kohlenstoff (LUNDBORG 1998, DEMEYER et al. 2001, UCKERT 2004, SAARSALMI et al. 2006).

Veränderungen des pH-Werts

Durch den hohen pH-Wert und das damit einhergehende Neutralisierungsvermögen wurde durch Ausbringung von Pflanzenaschen kurzfristig die Zusammensetzung der Bodenlösung stark verändert. Die K-, Na- und SO_4-Gehalte stiegen durch die Lösung der aschebürtigen Salze stark an. Gleichzeitig erhöhten sich die Ca- und Mg-Konzentrationen, da sich die Karbonate der Asche lösten und in weiterer Folge die pH-Werte anstiegen. Durch diese Veränderungen nahm die Aktivität der Bodenmikroflora zu, vereinzelt wurden eine erhöhte Mineralisierung der organischen Substanz in Mineralböden und damit eine erhöhte Nährstofffreisetzung beobachtet. Ein Jahr nach Aschedüngung konnte nur noch die pH-Wert-Veränderung festgestellt werden. Diese Auswirkungen der Aschedüngung sind bei loser Asche ausgeprägter als bei gehärteter (karbonatisierter) Asche (AUGUSTO et al. 2008).

In Studien zur Düngung mit Pflanzenaschen wird die pH-Wert-Anhebung des Bodens und damit ein verändertes Freisetzungsvermögen von Schadstoffen zentral behandelt. Eine kurzfristige Bewertung des Belastungspotenzials des Bodens durch Aschedüngung kann nicht getroffen werden. Durch die Erhöhung

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

des pH-Werts bei Aschedüngung (in diesem Bezug wird auch von Kalkung gesprochen) wird die Mobilität von Schwermetallen herabgesetzt, dies trifft v. a. für Cd zu.

Unter natürlichen Bedingungen sinkt der pH-Wert des Bodens durch die Freisetzung von Huminsäuren beim Pflanzenabbau allmählich ab. Bei niedrigem pH-Wert steigt die Löslichkeit der meisten Schwermetalle, wie z. B. Cadmium und dessen Pflanzenverfügbarkeit steigt. Durch die Kalkung eines Bodens wird der pH-Wert moderat angehoben, wodurch die Cadmium-Aufnahme der Pflanzen sinkt (UCKERT 2004).

Eine Schwachstelle der reinen Aschedüngung ist das Fehlen von Stickstoff und Kohlenstoff. Die erhöhte Biomasseproduktion – als positive Düngewirkung von Aschen – kommt nur bei ausreichender Stickstoffversorgung des Bodens und der Pflanzen zum Tragen, daher wird bei Anwendung von Pflanzenaschen zu ergänzender Stickstoffdüngung geraten (DEMEYER et al. 2001, SAARSALMI et al. 2006).

Asche verbessert die Kompostierung

Für die Kompensation des Aufbaus der organischen Substanz des Bodens ist die Zufuhr von organischem Dünger sinnvoll. Kohlenstoff und Stickstoff wird als Kompost, Klärschlamm und Gärrest von Biogasanlagen zugeführt. Die Mischung von Asche aus Biomassefeuerungen mit organischem Abfall verbessert die Kompostierung und erhöht K-, Ca- und Mg-Gehalte des Endprodukts, während die N-, P- und Humusgehalte des Komposts durch die Verdünnung mit Asche herabgesetzt sind (NARODOSLAWSKY & OBERNBERGER 1994).

Durch die Kompostierung der Holzasche tritt eine teilweise Karbonatisierung von Ca und Mg (besonders von Ca) auf. Damit ist eine Verschiebung von einer kurzfristigen zu einer länger anhaltenden Kalkwirkung gegeben. Eventuelle Verätzungen durch CaO, wie sie bei einer direkten Aschegabe zu jungen Kulturen bzw. auf Grünland auftreten können, sind bei Aschenkomposten nicht zu befürchten. Die hohe Verfügbarkeit von K und Na in der Asche wird bei der Kompostierung nicht verändert, wenn es zu keiner Nährstoffauswaschung kommt (NARODOSLAWSKY & OBERNBERGER 1994).

Praktische Versuche zeigen, dass sich die Zugabe von Holzasche positiv auf den Kompostierungsverlauf selbst auswirkt. Das spiegelt sich im rascheren Kohlenstoffabbau, weniger N-Verlusten und geringeren Wasserverlusten als in konventionellen landwirtschaftlichen Vergleichsmieten wider (NARODOSLAWSKY & OBERNBERGER 1994). Wird Kompost mit 8 % bzw. 16 % Holzasche gemeinsam kompostiert, ausgebracht und nach 3 Monaten beprobt, hatten sich zwischen den Varianten die pH-Werte des Bodens und die elektrische Leitfähigkeit im Vergleich zum Referenzkompost nur leicht erhöht.

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

5.2 Verbesserung der Eigenschaften von Pflanzenaschen für die Vererdung

Es wurde untersucht, ob sich die Eigenschaften von Pflanzenaschen für die Vererdung durch Beimischung von Substraten oder Maßnahmen zur verstärkten Karbonatisierung verbessern lassen.

5.2.1 Beimischungen von Substraten zu Pflanzenaschen

Tabelle 17 listet Arbeiten auf, in denen die Düngewirkungen und die Auswirkungen auf den Boden durch Substrat-Beimischungen zu Aschen aus Biomassefeuerungen untersucht wurden. In der Untersuchung von NARODOSLAWSKY & OBERNBERGER (1994) wurde eine Mischung aus Grobasche und Zyklonflugasche verwendet. KUBA et al. (2008), PLANK (2007) und DIMITRIOU et al. (2006) verwendeten Grobasche für ihre Versuche.

Tabelle 17: Beimischungsanteile von Pflanzenaschen zu Substraten zur Düngerherstellung.

	Beimischungsanteile (% TS)				
StudienautorInnen	**Pflanzen-aschen**	**Kompost**	**Gärrest**	**Vermiculit**	**Klär-schlamm**
OBERNBERGER & NARODOSLAWSKY (1994)	34	66			
KUBA et al. (2008)	8	92			
	16	84			
PLANK R. (2007)	50–75		25–50		
	25–50			50–75	
	20–43		14–20	43–60	
DIMITRIOU et al. (2006)	50				50
	66				33

Beimischung von Kompost zu Pflanzenasche

Zwei der in Tabelle 17 gezeigten Arbeiten beschäftigen sich mit der Zumischung von Kompost (OBERNBERGER & NARODOSLAWSKY 1994, KUBA et al. 2008).

Der Versuch von (OBERNBERGER & NARODOSLAWSKY 1994) mit 34 % Pflanzenaschen kam zu folgenden Ergebnissen:

- **Stickstoffverhalten**: Der N-Verlust in den Aschekomposten lag niedriger als in den Referenzkomposten (ohne Aschebeimischung). Eine vermehrte Stickstoffausgasung tritt durch den hohen pH-Wert der Aschen nicht auf. Der durch organische Substanz zugeführte Stickstoff wird in Aschekomposten gleich gut bzw. besser gespeichert als in Komposten ohne Aschezugabe.
- **Kompostierung**: Durch die Zugabe der Asche wurde, trotz durchschnittlich niedrigeren Rottetemperaturen und kürzerer Intensivrottezeit, mehr Kohlenstoff abgebaut als in konventionellen Komposten. Dadurch verringert sich in Aschenkomposten das C/N-Verhältnis im Rotteverlauf stärker als bei Referenzkomposten. Das deutet auf eine höhere spezifische Aktivität der am Ab-

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

bau beteiligten Mikroorganismen hin. Unklar ist, ob diese gesteigerte biologische Aktivität auf das erhöhte Angebot an anorganischen Nährstoffen, die Anhebung des pH-Wertes (durchschnittlich bei 8,47), oder durch eine verbesserte Durchlüftung der Miete aufgrund der körnigen Struktur der Asche zurückzuführen ist.

- **Karbonatisierung**: Durch den hohen Kalziumgehalt der Aschenkomposte wird CO_2 durch Karbonatisierung von CaO in voraussichtlich nennenswertem Ausmaß gebunden. Die CO_2-Verluste in den Aschenkomposten liegen niedriger als in den Referenzkomposten. Die durchschnittliche Umsetzungsrate von CaO aus der Asche zu $CaCO_3$ während der Kompostierung betrug 52,6 % (bezogen auf das theoretisch maximal verfügbare CaO in der Asche) (OBERNBERGER & NARODOSLAWSKY 1994).
- Der **Gesamtwasserverlust** ist bei Referenzkompost (ohne Asche) pro kg organischer Ausgangstrockenmasse um 30 % höher. Eine mögliche Erklärung ist das verbesserte Wasserhaltevermögen durch Asche im Kompost.

Ergebnisse

Bei der österreichischen Studie von KUBA et al. (2008) wurden 8 % bzw. 16 % Grobasche aus Biomassefeuerungen zu organischem Material gemischt und kompostiert, als Kontrolle diente reines organisches Material. Während der Rottestartphase stellten sich höhere Temperaturen als in der unbehandelten Kontrollprobe (ohne Asche) ein, während die CO_2-Gehalte reduziert waren. Das deutet auf eine Karbonatisierung der leicht löslichen Ionen der Asche und damit auf eine mögliche bessere Umwelt- und Pflanzenverträglichkeit hin. Die pH-Werte wurden durch die Aschegaben nicht signifikant beeinflusst. Während des Rotteprozesses nahmen der Kohlenstoff- und der Stickstoffgehalt mit steigender Aschemenge ab. Das C/N-Verhältnis blieb dadurch bei den drei Komposten relativ konstant (C/N 12,3-13,1). Mit steigendem Ascheanteil sanken die Phosphatgehalte, während die Kalium und Magnesiumwerte im Vergleich zur Kontrollprobe anstiegen. Die Schwermetallgehalte der Komposte mit Holzasche entsprachen den A^+-Werten der Kompostverordnung. Die Komposte wurden auf Versuchsflächen ausgebracht und nach 3 Monaten beprobt. Die pH-Werte des Bodens und die elektrische Leitfähigkeit hatten sich mit steigender Aschemenge nur leicht erhöht. Die Biomasseerträge der Flächen lagen bei Komposten mit 8 % Aschegehalt am höchsten.

Die Ergebnisse decken sich auch mit der Praxis in Großgärtnereien mit 7,5 % Asche im Pflanzsubstrat. (ARBEITSGRUPPE PFLANZENASCHEN-FACHBEIRAT FÜR BODENSCHUTZ UND BODENFRUCHTBARKEIT DES LEBENSMINISTERIUMS 2008).

Beimischung von Gärrückständen bzw. Biogasgülle

Zur Verbesserung der physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften der Pflanzenasche zu Düngezwecken können Gärreste von Biogasanlagen zugemischt werden (siehe Tabelle 17; PLANK 2007). Als Ausgangsmaterial wurde das Tonmineral Vermiculit verwendet. Vermiculit dient aufgrund seiner chemisch-pysikalischen Eigenschaften zur Regulierung des pH-Werts, vermindert das Freisetzungsverhalten der Nährstoffe und fördert die Bildung stabiler Ton-Humus-Komplexe. Bei Versuchen mit Einzelsubstraten und Substratmischungen aus Pflanzenasche, Gärrest und Vermiculit zur Düngung waren die Auswirkungen stark von den Bodeneigenschaften abhängig:

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

Ergebnisse

Die Boden-pH-Werte stiegen durch Aschezugabe, wurden durch Gärrest allein leicht abgesenkt und durch Vermiculit nicht verändert. Die Leitfähigkeit wird durch Asche, Gärrest und Vermiculit erhöht, wobei jeweils die Anwesenheit der drei Mischungspartner die stärkste Anhebung bewirkt. Die unterschiedliche Düngung veränderte die Kohlenstoffgehalte einzelner Böden nur bei Asche und Asche-Vermiculit-Düngung, das C/N-Verhältnis war dementsprechend bei diesen beiden Varianten erhöht. Die mikrobielle Biomasse und die Basalatmung des Bodens erhöhten sich mit steigenden Aschemengen. Je nach Bodentyp kann die Mischung Asche-Gärrest (mit dem höchsten Prozentanteil Gärrest) die mikrobielle Biomasse und die Basalatmung deutlich erhöhen. Der pflanzliche Biomasseertrag wurde durch reine Aschedüngung in der höchsten Konzentration signifikant erhöht, während er durch die Kombination Asche und Vermiculit absank. Auf anderen Versuchsböden wirkte die Variante Gärrest-Vermiculit deutlich wachstumsfördernd (PLANK 2006).

Beimischung von Klärschlamm

Die Verwendung von Holzasche-Klärschammgemisch als Dünger erhöhte in einem schwedischen Versuch mit Weiden als Kurzumtriebskultur den Boden-pH-Wert (siehe Tabelle 17, DIMITRIOU et al. 2006). Die Untersuchung zeigte eine verringerte Pflanzenverfügbarkeit von Cd, Ni und Zn durch die Ascheanwendung. Für Ni und Zn konnte eine potenzielle Anreicherung im Boden festgestellt werden. In den tonigen Böden der Versuchsstandorte waren Cu, Ni und Zn weniger mobil und bioverfügbar als Cd. Die Cd-Aufnahme in die Weidenpflanzen überstieg die Einträge durch Klärschlamm und Asche.

Klärschlamm für Vererdung ungeeignet

Klärschlamm ist jedoch aufgrund von möglichen Schwermetallbelastungen, POP-Gehalten und organischen Verunreinigungen (endokrine Disruptoren, …) für einen Vererdungsprozess nicht geeignet.

Im Klärschlamm sind die leicht abbaubaren organischen Verbindungen, die zur CO_2-Bildung für die Karbonatisierung benötigt werden, bereits abgebaut. Dadurch kann bei Klärschlamm-Asche-Mischungen nicht von einer optimalen Karbonatisierung ausgegangen werden. Klärschlamm ist in trockenem Zustand sehr feinkörnig, in nassem Zustand zerfließt er und zeigt weder Körper noch Struktur. Für die Vererdung mit Pflanzenaschen ist jedoch eine strukturgebende Matrix erforderlich.

Aufgrund dieser Eigenschaften wird Klärschlamm nicht als Ausgangsmaterial für die Vererdung gemeinsam mit Pflanzenaschen empfohlen.

5.2.2 Karbonatisierung von Pflanzenaschen (Grobaschen)

Pflanzenaschen zeichnen sich durch ihren hohen pH-Wert und die hohe Konzentration löslicher Salze aus. Werden unbehandelte Pflanzenaschen auf den Boden ausgebracht, wird der Boden-pH-Wert rasch erhöht und die enthaltenen Nährstoffe werden ausgewaschen, es kommt also eher zu kurzfristigen Effekten (ZIMMERMANN et al. 2002).

Diese Effekte können durch Karbonatisierung von Asche abgemildert werden, eine positive Auswirkung dieser Aschebehandlung ist die leichtere Handhabung durch verminderte Staubentwicklung. Feuchte Lagerung von Asche führt zur

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

Bildung von Agglomeraten und zur Karbonatisierung und dadurch zu einer Verbesserung der Ascheeignung als Dünger bzw. Vererdungskomponente. Durch die Aggregatbildung werden die Metalle durch die Bildung von sekundären Mineralien stärker gebunden, die Verätzungsgefahr durch stark basische Verbindungen sinkt deutlich (PLANK 2006).

Karbonatisierungsprozess

Die Karbonatisierung von Kalzium nimmt bei diesem Prozess die Hauptrolle ein. Sie erfolgt in zwei Schritten: Zuerst wird der bei der Verbrennung erzeugte Kalk (CaO) mit Wasser zu $Ca(OH)_2$ hydriert. Diese Reaktion erfolgt schnell und läuft exotherm ab. Im 2. Schritt reagiert $Ca(OH)_2$ mit CO_2 zu Kalzit ($CaCO_3$), dazu müssen beide Reaktionspartner im Wasser gelöst vorliegen. Durch die Bildung des schwer löslichen Kalzits wird der pH-Wert der Asche erniedrigt (ERIKKSON 1998, STEENARI et al. 1999).

Effekte der Karbonatisierung

Durch die Karbonatisierung und die damit einhergehende pH-Wert-Senkung wird die Pflanzenasche besser umwelt- und bodenverträglich, die Auswirkungen auf die Mikrobiologie des Bodens sind abgeschwächt. Durch das langsamere Freisetzen von pflanzenverfügbarem Kalzium wird die Kalkwirkung der Asche verlängert (STEENARI et al. 1999). Kalzit führt nicht nur zu einer Anhebung des Boden-pH-Wertes, sondern bildet zusätzlich ein Puffersystem aus [$CaCO_3 \leftrightarrow Ca(OH_2) + CO_2$].

Das ausgefallene Kalzit kann zur Verstopfung der Poren der Aschepartikel führen, wodurch kein Wasser mehr eindringen kann und die Karbonatisierung unterbrochen wird. Daher liegt meist nur an der Oberfläche der Partikel Asche in karbonatisierter Form vor (PLANK 2006). Es gibt prinzipiell zwei Methoden, um die Karbonatisierung von Pflanzenaschen voranzutreiben:

- Die „gezielte“ Karbonatisierung durch Befeuchtung, Verfestigung und Granulierung und
- die „spontane“ Karbonatisierung durch Beimischung von Kompost.

5.2.2.1 „Gezielte“ Karbonatisierung von Pflanzenaschen (Grobaschen) durch Befeuchtung, Verfestigung und Granulierung

Unter gezielter Karbonatisierung werden konkrete Arbeitschritte, wie z. B. Befeuchtung, Verfestigung und Granulierung verstanden.

Zugabe von Zellstoffschlamm

Eine finnische Studie berichtet vom Zusatz von Zellstoffschlamm zu Holzaschen. Zellstoffschlamm hat in erster Linie die Funktion die Aschen zu befeuchten und zu härten und wird in einem Ausmaß von 25–35 % zugesetzt (VESTERINEN 2003). Eine weitere finnische Studie beschreibt den Zusatz von 67 % Zellstoffschlamm (Feuchtgewicht) zu Holzasche, womit der N-Gehalt auf 15–17 g/kg steigt. Der Stickstoff-Gehalt des Zellstoffschlamms wertet die Holzaschen in ihrer Düngewirkung auf, so dass die Anwendung nicht nur auf sauren, sondern auch auf Mineralböden erfolgen kann. Für die Düngung von Waldböden werden Zellstoffschlamm und Aschen granuliert, da reine Asche zu starker Staubbildung und zu rascher Löslichkeit neigt, die Beigabe von Langzeit-N-Dünger wird empfohlen (LINDH et al. 2001).

Granulation und Verfestigung von Asche

Asche zu verfestigen bzw. zu granulieren reduziert ihre Löslichkeit und die chemischen Auswirkungen auf Böden. In Schweden sind die Praktiken des Zermahlens („crushed ash“) und des Granulierens („granulated ash“) der Asche gängig. Grobasche wird für die Herstellung von zermahlener Asche mit 30 Gew.-% Wasser versetzt, vier Wochen zum Aushärten gelagert und dann getrocknet,

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

wobei die „Selbsthärtung“ durch Karbonatisierung erfolgt. Durch Zermahlen und Sieben werden die groben Ascheteile bis zu einer Partikelgröße von weniger als 5 mm hergestellt. Granulierte Asche entsteht durch die drehende Bewegung von Tellermischern (Zementmischern), die das Asche-Wassergemisch zu Kugeln mit 4–20 mm Durchmesser formen; diese werden auf einen Wassergehalt von < 5 % getrocknet (PITMAN 2006). Bei Versuchen mit simulierten Niederschlägen zeigte die unbehandelte Asche nach fünf Jahren deutliche Nährstoffverluste bei K, Na, Cl und SO_4, die gehärtete Asche wies eindeutig geringere Verluste auf (ERIKSSON 1998). Die Mobilität von Schwermetallen ist in gehärteter Asche reduziert, die Auswaschung von Kalzium, die Alkalinität und damit der pH-Wert sind herabgesetzt (STEENARI et al. 1998). Granulierte Asche weist im Vergleich zu zermahlener Asche geringere Verluste bei Ca, Mg, Zn und Cr, in geringerem Umfang auch bei K, Na, B und S auf. Diese Ergebnisse sind nach 3- bis 5-jährigen Untersuchungen klar feststellbar (NIEMINEN et al. 2005). Granulierte Asche wird als verbesserte Düngerform von Praktikern und Fachleuten in Schweden und Finnland eindeutig empfohlen.

5.2.2.2 „Spontane“ Karbonatisierung von Pflanzenaschen (Grobaschen) durch Beimischung von Kompost

Karbonatisierung von Pflanzenasche tritt bei Anwesenheit von CO_2 und Wasser spontan auf. Werden Pflanzenaschen mit organischem Material wie z. B. Kompost vermischt, so kommt es bei ausreichender Feuchtigkeit voraussichtlich ebenfalls zur diesem chemischen Prozess. Die Grundvoraussetzung dazu ist leicht abbaubare organische Substanz, die durch Mikroorganismen zu CO_2 abgebaut wird. Komposte bilden für den Karbonatisierungsprozess eine gute Grundlage (OBERNBERGER & NARODOSLAWSKY 1994, KUBA et al. 2008). In beiden Versuchen wurde Pflanzenasche mit den organischen Inputstoffen gemeinsam kompostiert.

Gärrest, Klärschlamm und Gülle sind ungeeignet

Gärrest und Gülle sind als mögliche Ausgangsmaterialien nicht geeignet, da ihr Stickstoff als Ammonium vorliegt. Laut dem Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz soll Asche nicht mit ammoniumhaltigen Düngern (hier wird besonders auf Gülle und Jauche hingewiesen) vermischt werden, da durch den hohen pH-Wert der Asche erhebliche gasförmige N-Verluste auftreten (BMLF 1998).

Bei der Vergärung wird fast ausschließlich der leicht umsetzbare Anteil des organischen Kohlenstoffs in CH_4 und CO_2 umgewandelt. Höher molekulare C-Verbindungen, wie z. B. Lignin, bleiben im Gärrest erhalten (PLANK 2006). Für eine ausreichende Karbonatisierung müssen Mikroorganismen genügend leicht abbaubares Substrat zur Verfügung haben, um ausreichend CO_2 zu produzieren.

Eine ähnliche Situation liegt bei Klärschlamm vor: Leicht abbaubare C-Verbindungen sind bereits abgebaut (z. B. durch Faulung), es ist nur mit einer geringen CO_2-Bildung zu rechnen. Klärschlamm verfügt außerdem nicht über eine geeignete stabile Struktur und neigt zum Verflüssigen; darüber hinaus sind Belastungen mit Schwermetallen und organischen Schadstoffen möglich.

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

5.2.3 Schlussfolgerungen zur Verwertung und Vererdung von Grobasche aus Biomassefeuerungen

Die Abbildung 3 gibt einen Überblick über die Verwertungsmöglichkeiten von Holzasche mit dem Ziel naturnahe Erden zu schaffen.

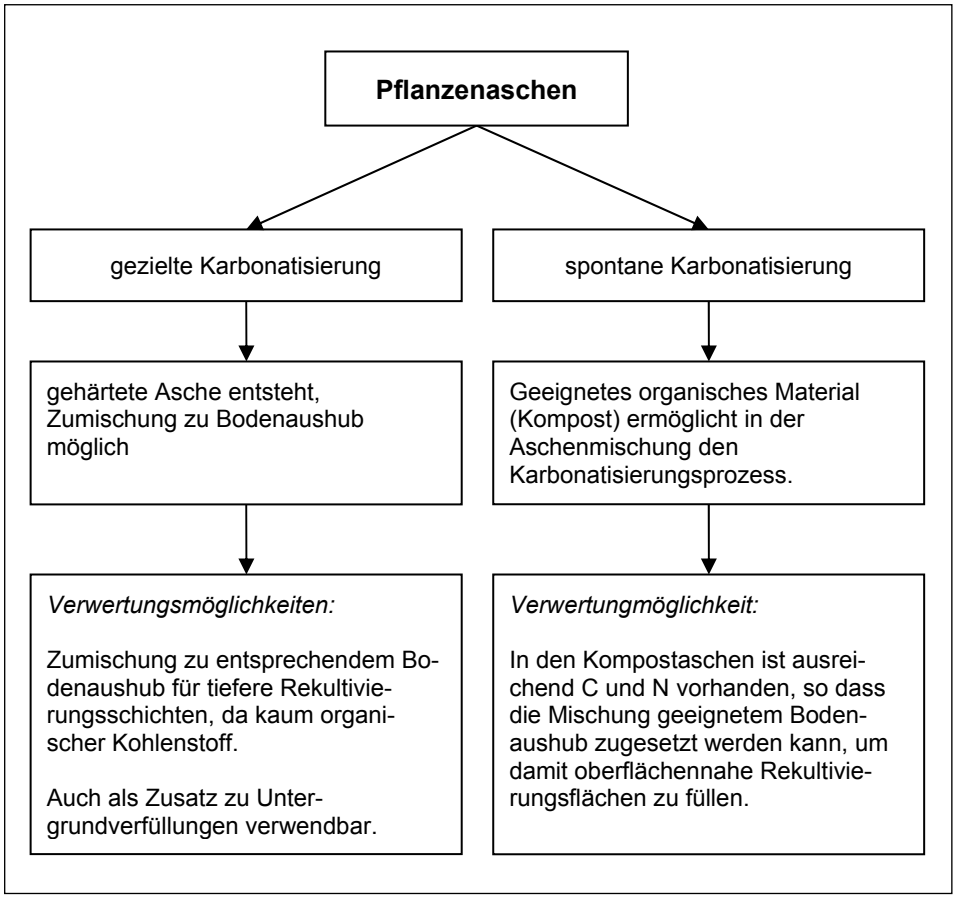


Abbildung 3: Verwertungsmöglichkeiten von Pflanzenaschen mit dem Hauptziel der Vererdung.

Eine Schlüsselrolle nimmt die **Karbonatisierung** von Pflanzenaschen ein, die **gezielt**, also als eigener Verarbeitungsschritt, durchgeführt werden kann. Die entstehenden Aschepartikel, idealerweise Aschegranulat, können geeignetem Bodenaushub zugesetzt werden. Bodenaushub ist dann geeignet, wenn er nicht bzw. kaum mit Schadstoffen belastet ist, ohne Beimengung verwendet werden kann, und daher keine Verdünnung der Schadstoffe erfolgt.

hoher Tongehalt ist vorteilhaft

In jedem Fall sollte die Qualität des Bodenaushubs berücksichtigt werden. Für Vererdungsprozesse mit Pflanzenaschen sind höhere Tongehalte und geringere Silikatgehalte sinnvoll. Tonhaltiger Bodenaushub verringert die Leitfähigkeit durch Kationen-Anlagerung (z. B. H^+, NH_4^+) an den Tonmineralen, organische Verbindungen lagern sich ebenfalls an. Im Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2006 wird für Rekultivierungsschichten ein Tongehalt von 5–25 Gew.-% angegeben (siehe Tabelle 5). Zugunsten der Bodenfunktionen und der anzustrebenden Lebendverbauung der Erden sollte bei Aschezusatz Aushubmaterial mit hohem Tongehalt gewählt werden.

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

Die Verwendung von karbonatisierter Pflanzenasche mit Bodenaushub bietet sich, je nach Eigenschaft des Bodenaushubs, eher für tiefere Rekultivierungsschichten an. Hier entscheidet der organische Gesamtkohlenstoffgehalt (TOC) über die in Frage kommende Schichttiefe (siehe Tabelle 5).

organischer Kohlenstoff

Für Untergrundverfüllungen ist der Zusatz von Pflanzenasche dann geeignet, wenn repräsentative Untersuchungen vorhanden sind, da Pflanzenaschen bis zu 9,4 Gew.-% organischen Kohlenstoff enthalten können (siehe Tabelle 10 – Strohasche, Ganzpflanzenasche). Die C_{org}-Gehalte von Hackgut- und Rindenasche sind geringer (bei max. 1,9 bzw. 0,9 %). Die Kennwerte für Erden zur Untergrundverfüllung liegen bei ≤ 0,3 % organischem Gesamtkohlenstoff. Die unterschiedlichen C_{org}-Gehalte müssen durch entsprechende Mischungsverhältnisse an die Kennwerte des Bundes-Abfallwirtschaftplans 2006 angepasst werden. Entscheidend ist ebenso das Eluatverhalten der Erde.

Die **spontane Karbonatisierung** läuft durch die Vermengung von Pflanzenaschen mit organischem Material ab, wenn Wasser und CO_2 ausreichend vorliegen. Versuche zur gemeinsamen Kompostierung von organischem Material (Kompost) und Pflanzenasche zeigen eine zufriedenstellende Karbonatisierung und einander ergänzende Eigenschaften des Produkts (KUBA et al. 2008, OBERNBERGER & NARODOSLAWSKY 1994). Organischer Kohlenstoff und Stickstoff stammen aus dem Kompost, während die Asche eine Hebung des pH-Werts bewirkt und die Mineralstoff- und Spurenelementbilanz verbessert.

Durch die Anwesenheit von C_{org} und N ist die Beimischung von Aschenkompost zu Bodenaushubmaterial für oberflächennahe Rekultivierungschichten geeigneter. Durch den gemeinsamen Rotteprozess von organischem Material und Pflanzenaschen sind die chemischen Auswirkungen der Pflanzenaschen auf den Bodenaushub bzw. das potenzielle Substrat abgemildert. Es gelten aber nach wie vor die gleichen, oben genannten Kriterien für Bodenaushub: So soll die Qualität des Bodenaushubs keiner Verdünnung der Schadstoffgehalte bedürfen und der Tonmineralgehalt sollte möglichst hoch sein.

Phosphor

Die Mengen der Nährstoffgehalte von Rekultivierungsschichten und Untergrundverfüllungen (siehe Tabelle 5) sind begrenzt. Besonders unter Einhaltung der Phosphorgrenzwerte ist die Zusatzmenge von Pflanzenasche bzw. Aschenkompost limitiert (siehe Tabelle 7, Gehalte an Phosphorpentoxid). Wie sehr Karbonatisierung bzw. Granulierung der Asche einen Einfluss auf die Phosphor-Verfügbarkeit der Asche hat, muss erst geklärt werden, ebenso das Verhalten der austauschbaren Kationen am Austauschkomplex. Durch Karbonatisierung kann es zu einer verringerten Verfügbarkeit kommen, die durch tonhaltige Substrate weiter reduziert wird. Entscheidend ist ebenso das Eluatverhalten der Erde.

5.3 Verwertungsmöglichkeiten von Grobasche aus Kohlefeuerungen

Eine gängige internationale Praxis bei Kohlenasche ist der Einbau in Absetzbecken innerhalb der Deponien, die mit einer Erdschicht und Pflanzendecke versehen werden. In Österreich wird der größte Teil in der Zement- und Baustoffindustrie eingesetzt. Grobaschen aus Kohlefeuerungen weisen im Vergleich mit Böden einen geringen N-Gehalt auf, sind jedoch reich an einer Vielzahl anderer

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

Pflanzennährstoffe. Der pH-Wert kann zwischen 4,5–12 variieren, je nach Schwefelgehalt der verwendeten Kohle. Frische Kohlenasche weist hohe Konzentrationen an löslichen Salzen auf, die durch Verwitterung deutlich reduziert werden (ADRIANO et al. 1980).

Vorteile und Nachteile der Verwendung

Der Vorteil der Verwendung von Kohlenasche als Dünger liegt in der Veränderung der physikalischen und chemischen Eigenschaften der Böden. So können die Bodentextur, besonders bei Zusatz zu tonigen Böden verbessert sowie die Belüftung und der pH-Wert erhöht werden. Die negativen Auswirkungen sind die hohen Konzentrationen löslicher Salze, Bor und anderer potenziell toxischer Elemente, die Reduktion an verfügbarem N und P sowie ein Ungleichgewicht an Nährstoffen durch den erhöhten pH-Wert (CARLSON & ADRIANO 1993).

Auswirkungen von Kohlenasche

Kohlenasche in Böden beeinflusst die chemische Zusammensetzung von Pflanzen und Böden. Einerseits wirken sich pH-Wert-Änderungen auf das Löslichkeitsverhalten der Elemente aus, andererseits wird der Boden mit löslichen Salzen, Nährstoffen und Spurenelementen angereichert. Der alkalisierende Effekt der Asche kann den Entzug von Schadstoffen durch die Pflanzen reduzieren. Durch die Mischung von Cd-belastetem Klärschlamm mit Kohlenasche wurde der pH-Wert des Bodens erhöht, dies hatte eine deutlich verringerte Cd-Aufnahme der Versuchspflanzen zur Folge (ADRIANO et al. 1982). Hier handelt es sich jedoch um eine zeitliche Verzögerung der Aufnahme und daher um einen zeitlich begrenzten Effekt. Durch die natürliche pH-Wert-Absenkung der Böden werden diese immobilisierten Elemente wieder vermehrt verfügbar (UCKERT 2004).

Klärschlamm ist ungeeignet

Bei Klärschlamm ist eine mögliche Schadstoffbelastung (Schwermetalle, POP und organische Verunreinigungen – z. B. endokrine Disruptoren, …) gegeben. Die benötigten leicht abbaubaren organischen Verbindungen sind nicht mehr verfügbar und die strukturgebende Matrix fehlt bei Befeuchtung. Aufgrund dieser Eigenschaften wird Klärschlamm nicht für die Vererdung gemeinsam mit Kohlenasche empfohlen.

5.3.1 Abschätzung der Auswirkungen von Kohlenaschen (Grobaschen) – Substratmischungen

Die Zugabe von organischem Material wirkt sich in mehrfacher Hinsicht positiv aus, da N und C zugeführt werden und Gehalte an konzentrationsabhängigen toxischen Elementen (wie Bor) reduziert werden (PICHTEL 1990). In der Literatur wird mehrfach von Klärschlamm-Kohlenasche-Mischungen berichtet (ADRIANO et al. 1982, WONG & LAI 1996, ZHANG et al. 2007), die sich positiv auf Mikroorganismenaktivität und chemisch-physikalische Bodeneigenschaften auswirken.

Ein japanisches Forschungsteam untersuchte eine Bodenmischung aus Kohlenflugasche und Klärschlamm auf die mikrobielle Bodenatmung (WONG & LAI 1996). In einem weiteren Versuch wurde Kohlenflugasche, Klärschlamm und Minenaushub zu Herstellung künstlicher Erden vermischt (ZHANG et al. 2007). Eine indische Studie untersuchte die Eignung der Versuchspflanze *Cassia siamea* auf Kohlenflugasche-Halden eine Vegetationsdecke aufzubauen (TRIPATHI et al. 2004).

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

Bei den drei genannten Studien) wurde Kohlenflugasche untersucht, die jedoch durch ihre Schadstoffbelastung als Inputstoff zur Vererdung nicht als geeignet sehen wird (UMWELTBUNDESAMT 2005a). In Österreich ist das Vorsorgeprinzip stärker Verankert, daher wird Kohlenflugasche im Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2006 nicht als anorganisches Ausgangsmaterial zur Vererdung gelistet (BMLFUW 2006a). In den zitierten Arbeiten wird auf die Möglichkeit der Karbonatisierung nicht eingegangen, obwohl die Auswirkung von Kohlenasche auf die chemischen Bodeneigenschaften durch Vorbehandlung der Asche abgemildert werden kann.

Welchen Einfluss die hohen Eisengehalte (in Form von Eisensilikaten und Eisenoxiden; siehe Tabelle 15) auf Boden und Pflanzen haben, kann aufgrund der vorhandenen Literatur nicht bewertet werden, auch deren Verhalten im und nach dem Karbonatisierungprozess ist unklar.

5.3.2 Karbonatisierung von Kohlenaschen (Grobaschen)

Vorteile der Karbonatisierung

Wie auch bei den Pflanzenaschen sind Alkalinität und der hohe Salzgehalt die maßgeblichen Größen, besonders wenn „frische“, also unbehandelte Asche verwendet wird. Die natürliche Verwitterung der Kohlenasche erfolgt durch Niederschläge, die zu Auswaschung und damit zur Karbonatisierung führen. Beim Karbonatisierungsprozess reagiert CO_2 mit Ca^{2+} und Mg^{2+}, wodurch stabilere Kalzium- und Magnesium-Verbindungen entstehen. Dieser Prozess stabilisiert die Salzgehalte und den pH-Wert, der dann meist unter 8,2 liegt (ADRIANO et al. 1982). Durch die Verwendung von karbonatisierter Kohlenasche stieg bei Feldversuchen der Boden-pH-Wert an, jedoch ohne durch hohe Salz- und Borgehalte die Pflanzen zu schädigen (MARTENS & BEAHM 1976). PH-Wert-Änderungen der Böden sind durch Verwendung frischer Kohlenasche deutlicher und fallen auf wenig gepufferten, sauren Böden mehr in Gewicht.

Der Karbonatisierungsprozess bei Kohlenasche kann, wie bei den Pflanzenaschen, die Boden- und Pflanzenverträglichkeit der Aschen erhöhen. Wird die Karbonatisierung als Vorbehandlung der Kohlenasche eingesetzt, entsprechen die Empfehlungen zur Verwertung denen der Grobaschen aus Biomassefeuerungen.

5.3.3 Schlussfolgerungen zur Verwertung von Grobasche aus Kohlefeuerungen

Wird die Karbonatisierung als qualitätsverbessernde Maßnahme eingesetzt, so sollte sie in jedem Fall vor der Verwertung als Behandlungsschritt erfolgen. Zu den Mechanismen der gezielten und der spontanen Karbonatisierung sollten Ergebnisse aufgrund von Praxisversuchen erhoben werden. Die Eignung von Kompost als Ausgangsmaterial kann hier ebenfalls nur abgeschätzt werden: Da bei der Karbonatisierung CO_2 und Wasser vorliegen müssen und das CO_2 bevorzugt aus leicht abbaubaren organischen Quellen stammt, ist Kompost gegenüber Klärschlamm der Vorzug zu geben. Klärschlamm wird auch aufgrund seiner möglichen Schadstoffbelastung und ungeeigneten Struktur nicht als Ausgangsmaterial für die Vererdung gemeinsam mit Kohleasche empfohlen.

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

Tonminerale verringern die Leitfähigkeit und fördern die Lebendverbauung der Böden. Wird Bodenaushub als Substrat gewählt, sollte der Tonmineralgehalt hoch sein. Diese Annahme wird durch Versuchsergebnisse belegt: die Mischung von Aschen zu Lehm wirkte im Vergleich zu anderen Substraten vegetationsfördernd (TRIPATHI et al. 2004).

es besteht Forschungsbedarf

Empfehlungen zur Verwendung von Kohlenasche können nur sehr beschränkt durch aktuelle Literatur bestätigt werden. Es bedarf angewandter Forschung, um die getroffenen Annahmen zu bestätigen. Die Formulierung von allgemein gültigen Empfehlungen wird durch die unterschiedlichen Inhaltsstoffe und Eigenschaften der Kohlenasche erschwert, die je nach Herkunftsgebiet stark variieren. Die Toxizität von Bor sowie von Chrom (besonders Chrom VI) sollte ebenfalls in die Bewertung zur Vererdungseignung von Kohlenasche einfließen.

unterschiedliche Qualität der Kohlenaschen

Einheitliche Eigenschaften von Grobaschen können nicht gewährleistet werden, da die Betreiber die Kohle in erster Linie preisorientiert und aus weltweiten Bezugsquellen beziehen. Dadurch ändern sich die Kohlequalitäten. In den meisten Kraftwerken erfolgt außerdem eine Mitverbrennung von in der Qualität variierenden Abfällen. Durch die genannten Umstände und die angeführten Arbeiten lässt sich ableiten, dass Grobaschen aus Kohlefeuerungen für die Vererdung nicht geeignet sind. Für die Verwendung dieser Aschen gibt es gängige und bewährte Alternativen, wie z. B. den Einsatz in der Baustoffindustrie.

Würde bei Kohlenasche ein optimiertes Sicherheitsnetz vorliegen, das durch gesteigerte Untersuchungshäufigkeiten und konstante Aschequalität die Einhaltung der Grenzwerte garantiert, könnte die Verwendung von Kohlenasche für die Vererdung neu bewertet werden.

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

6 EMPFEHLUNGEN

6.1.1 Empfehlungen zur Vererdung von Grobaschen aus Biomassefeuerungen

- Für Vererdungsprozesse darf nur unbehandelte Biomasse (Holz) verwendet werden.
- Aufgrund der hohen Schadstoffbelastungen von Feinstflugasche und gegebenenfalls von Zyklonflugasche dürfen diese Aschefraktionen nicht zur Vererdung herangezogen werden. Die Empfehlungen beziehen sich auf Grobasche im Allgemeinen und auf Zyklonflugasche bei Wirbelschichtverbrennung im Besonderen.
- Für eine Verwendung zur Vererdung darf nur Grobasche aus der Verbrennung von reiner Biomasse verwendet werden. Eine Mitverbrennung von (biogenen) Abfällen muss ein Ausschlusskriterium sein.
- Den Empfehlungen zum sachgerechten Einsatz von Pflanzenaschen im Wald bzw. im Acker und Grünland (BMLF 1997, 1998) sowie den Qualitätsanforderungen für Rekultivierungs- und Verfüllungsmaßnahmen – einschließlich Geländeanpassungen – des Bundesabfall-Wirtschaftsplans 2006 (BMLFUW 2006a) muss entsprochen werden.
- Die problematischen Eigenschaften bei Pflanzenaschen aus Biomasse liegen in erster Linie bei den hohen pH-Werten, bei hohen Salzgehalten und bei einem hohen Anteil löslicher Bestandteile. Durch Karbonatisierung können diese Eigenschaften abgemildert werden. Durch diese chemische Reaktion mit Wasser und CO_2 verbessert sich die Verwertbarkeit und Handhabbarkeit der Pflanzenaschen. Der pH-Wert der Aschen sinkt auf einen leicht basischen Bereich, die Kalk- und Düngerwirkung hält länger an und ist dadurch besser bodenverträglich.
- Derzeit ist eine Zumischung von 2 % Pflanzenasche zu Kompost erlaubt. Versuche mit 8 %, 16 % und 34 % Pflanzenasche ergaben zufriedenstellende Düngerprodukte. Aus der Praxis hat sich ein Zusatz von 7,5 % Pflanzenasche zum Substrat bewährt (KUBA et al. 2008, OBERNBERGER & NARODOSLAWSKY 1994, ARBEITSGRUPPE PFLANZENASCHEN-FACHBEIRAT FÜR BODENSCHUTZ UND BODENFRUCHTBARKEIT DES LEBENSMINISTERIUMS 2008).
- Keine Beimischung von Gärrückständen oder Klärschlamm (die Struktur ist ungeeignet, leicht abbaubare Kohlenstoffverbindungen liegen nicht mehr vor).
- Wird Bodenaushub als Ausgangssubstrat für die Zumischung von karbonatisierter Asche oder Aschekompost verwendet, muss dessen Qualität gewährleistet sein (siehe Tabelle 5, Seite 17, weitere Parameter sind im Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2006 zu finden). Ein hoher Gehalt an Ton optimiert durch verbesserte Bindungseigenschaften die Eigenschaften der Erde.

6.1.2 Empfehlungen zur Vererdung von Grobaschen aus Kohlefeuerungen

Dem Einsatz von Kohlenaschen in der Vererdung stehen vor allem Bedenken, die sich aus der variierenden Qualität von Kohlenasche ergeben, entgegen. Da die gleichbleibende Qualität von Grobaschen durch unterschiedliche Kohlebezugsgebiete sowie die Mitverbrennung von Abfällen in Kraftwerken nicht gegeben ist, wird derzeit empfohlen, Kohlenasche nicht für die Vererdung heranzuziehen.

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

7 LITERATURVERZEICHNIS

ADRIANO D. C.; PAGE, A..; ELSEEWI, A.; CHANG, A & I. STRAUGHAN (1980): Utilization and disposal of fly ash and other coal residues in terrestrial ecosystems: A review. J. Environ. Qual. 9. pp. 333–334.

ADRIANO D. C.; PAGE, A..; ELSEEWI, A. & A. CHANG (1982): Cadmium availability to sudangrass grown on soils amended with sewage sludge and fly ash. J. Environ. Qual. 11. pp. 197–203.

AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG (2006): Richtlinie für die Aufbringung von Asche aus Holzfeuerungsanlagen auf landwirtschaftlich genutzte Böden. „Asche-Richtlinie 2006“. Abteilung 4 (Land- und Forstwirtschaft)/Abteilung 16 (Umweltschutz).

AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG (2004): Aschen aus Biomassefeuerungsanlagen – Leitfaden. Abteilung Umweltschutz, Referat Abfallwirtschaft.

Arbeitsgruppe Pflanzenaschen-Fachbeirat für Bodenschutz und Bodenfruchtbarkeit des Lebensministeriums (2008): Ergebnisprotokoll der Sitzung am 3.11.2008.

ARONSSON, K. & EKELUND, N. (2004): Biological effects of wood ash application to forest and aquatic ecosystems. J. Environ. Qual. 33: 1595–1605.

AUGUSTO, L.; BAKKER, M. & MEREDIEU, C. (2008): Wood ash application to temperate forest ecosystems – potential benefits and drawbacks. Plant Soil 306: 181–198.

BAERNTHALER, G.; ZISCHKA, M.; HARALDSSON, C. & OBERNBERGER, I. (2006): Determination of major and minor ash-forming elements in solid biofuels. Biomass and Bioenergy. 30: 983–997.

BANKS, C. & LO, H. (2003): Assessing the effects of municipal solid waste incinerator bottom ash on the decomposition of biodegradable waste using a completely mixed anaerobic reactor. Waste Manage Res. 2003. 21: 225–234.

BMLF – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (Hg.) (1997): Der sachgerechte Einsatz von Pflanzenaschen im Wald, Richtlinie. Wien.

BMLF – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (Hg.) (1998): Der sachgerechte Einsatz von Pflanzenaschen im Acker- und Grünland, Richtlinie. Wien.

BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hg.) (2006a): Bundes-Abfallwirtschaftsplan – Bundesabfallbericht 2006 (ergänzt durch Tabellen von 2008). Wien.

BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hg.) (2006b): Richtlinien für die sachgerechte Düngung. Anleitungen zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft. Wien.

CARLSON, C. & ADRIANO, D. (1993): Environmental impacts of coal combustion residues. J. Environ. Qual. 22: 227–247.

DEMEYER, A.; VOUNDI N. & VERLOO, M. (2001): Characteristics of wood ash and influence on soil properties and nutrient uptake: an overview. Bioresour. Technol. 77: 287–295.

DIEPOLDER, M.; JAKOB, B. & SCHWERTFIRM, R. (2004): Monitoring im Intensivgrünland. In: Schule und Beratung. 10/04. Hg: Bayrisches Staatsministerium. http://www.lfl.bayern.de/iab/gruenland/17205/index.php

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

DIMITRIOU, I.; ERIKSSON, J.; ADLER, A.; ARONSSON, P. & VERWIJST, T. (2006): Fate of heavy metals after application of sewage sludge and wood-ash mixtures to short-rotation willow coppice. Environmental Pollution. 142: 160–169.

EBERHARD, W.; SCHEFFKNECHT, C. & SCHERER, J. (2002): Verwertungsmöglichkeiten von Holzaschen aus Biomasseheizwerken zu Düngezwecken; Umweltinstitut Land Vorarlberg (Hg.).

ERIKSSON, H. (1998): Short term effects of granulated wood ash on forest soil chemistry in SW and NE Sweden. Scandinavian Journal of Forest Research Suppl. 2: 43–55.

ERIKSSON, J. (1998): Dissolution of hardened wood ashes in forest soils: studies in a column experiment. Scandinavian Journal of Forest Research Suppl. 2: 23–32.

FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE (2003): Holzasche als Düngemittel. Gesunde Pflanzen. 55 (3). S. 89.

GONSER, J. & NOLTING, B. (1999): Bundesweite Erhebung von mineralischen Abfällen und Nebenprodukten nach Art, Menge und Zusammensetzung, die pflanzenbaulich (vor allem in der Landwirtschaft) verwendet werden; Forschungsbericht 29631533 (UBA-FB 99-121); Umweltforschungsplan des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; Umweltbundesamt Berlin (Hg.).

HUSZ, G. (2002): Vererdung von Abfallstoffen. Bodenwissenschaftliche Grundlagen für die Vererdung und Anwendung von Erden. Band 1. http://www.oeko-datenservice.com.

IZQUERDO, M.; VAZQUEZ, E.; QUEROL, X.; BARRA, M.; LOPEZ, A. & PLANA, F. (2001): Use of bottom ash from municipal solid waste incineration as a road material. International Ash Utilization Symposium. Center for Applied Energy Research. University of Kentucky.

JACOBSON, S. & GUSTAFSSON, L. (2001): Effects on ground vegetation of the application of wood ash to a Swedish Scots pine stand. Basic Appl. Ecol. 2: 233–241.

KOIVULA, N.; RÄIKKÖNEN, T.; RANTA, I. & HÄNNINEN, K. (2004): Ash in composting of source-seperated catering waste. Bioresour. Technol. 93: 291–299.

KUBA, T.; TSCHÖLL, A.; PARTL, C.; MEYER, K. & INSAM, H. (2008): Wood ash admixtures to organic wastes improves compost and its performance. Agriculture, Ecosystems and Environment. 127: 43–49.

KUS, G.; UDLUFT, P. & WIMMER, M. (1999): Long term behaviour of municipal solid waste incineration bottom ash in the natural environment. Proceedings Sardinia 99, 7th International Waste Management and Landfill Symposium.

LEV – LandesEnergieVereinSteiermark (2000): Verwertung von Aschen aus Biomasseheizungen. www.lev.at.

LINDH, T.; ISÄNNÄINEN, S.; MURSUNEN, H.; RANTALA, P.-R.; OLLILA, S. & S. JA KAUNISTO, (2001): Processing of wood ash and biosludge from pulp and paper industry for forest fertilizer. Metsäteollisuuden tuottaman tuhkan ja biolietteen käsittely metsälannoitteeksi. VTT Energian raportteja 10.

LUNDBORG, A. (1998): A sustainable forest fuel system in sweden. Biomass Bioenergy 15: 399–406.

MARTENS, D. & B. BEAHM (1976): Growth of plants in fly ash amended soils. In: Proceddings 4th internat. Ash Utilization Symposium, St. Louis, MO. 24.25 Mar. 1976. Eds.: J. H. Faber et al., pp. 657–664.

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

MICHELS, J.; TRACK, T.; GEHRKE, U. & SELL, D. (o. J.): Leitfaden Biologische Verfahren zur Bodensanierung. Umweltbundesamt Berlin. http://www.ufz.de/index.php?de=15535

MÜLLER-BECK, K.(2003): Bodenverbesserung – die Voraussetzung für gute Spiel- und Wachstumsbedingungen am Beispiel von Golfanlagen. http://www.rasentage.de/.

NARODOSLAWSKY, M. & OBERNBERGER, I. (1994): Die Kompostierung von Holzasche: Erfahrungen und Möglichkeiten. In: Proceedings of the Symposium „Sekundärrohstoff Holzasche – Nachhaltiges Wirtschaften im Zuge der Energiegewinnung aus Biomasse". Institut für Verfahrenstechnik, Graz. S. 197–234.

NEURAUTER, R.; MÖLGG, M. & REINALTER, M. (2004): Aschen aus Biomassefeuerungen. Leitfaden. Amt der Tiroler Landesregierung/Abteilung Umweltschutz/Referat Abfallwirtschaft.

NIEMINEN, M.; PIIRAINEN, S. & MOILANEN, M. (2005): Release of mineral nutrients and heavy metals from wood and peat ash fertilizers: field studies in Finnish soils. Scand. J. For. Res. 20: 146–153.

NOGER, D; FELBER, H. & PLETSCHER, E. (1994): Zusatzanalysen zum Projekt HARVE, Untersuchungsbericht Nr. 22 032 C. EMPA St. Gallen, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Hg.), Bern, Schweiz.

OBERNBERGER, I. (1997): Aschen aus Biomassefeuerungen – Zusammensetzung und Verwertung; In: VDI-Bericht 1319 „Thermische Biomassenutzung – Technik und Realisierung"; Institut für Verfahrenstechnik, Technische Universität Graz (Hg.).

OBERNBERGER, I.; BRUNNER, T. & BAERNTHALER, G. (2006): Chemical properties of solid biofuels – significance and impact. Biomass and Bioenergy. 30: 973–982.

PARK, B.; YANAI, R.; SAHM, J.; LEE, D. & ABRAHAMSON, L. (2005): Wood ash effects on plant and soil in a willow bioenergy plantation. Biomass and Bioenergy 28: 355–365.

PERUCCI, P.; MONACI, E.; ONOFRI, A.; VISCHETTI, C. & CASUCCI, C. (2008): Changes in physico-chemical and biochemical parameters of soil following addition of wood ash: A field experiment. Europ. J. Agronomy. 28: 155–161.

PICHTEL, J. (1990): Microbial respiration in fly ash/sewage sludge- amended soils. Environ. Pollut. 63. pp. 225–237.

PITMAN, R. (2006): Wood ash use in forestry – a review of the environmental impacts. Forestry. 79:5. pp. 563–588.

PLANK, R. (2007): Verwertung von Holzasche als Zuschlagstoff zu Gärresten. Diplomarbeit. Leopold-Franzens-Universität Innsbruck. S. 136.

RENTZ, O. & MARTEL, C. (1998): Analyse der Schwermetallströme in Steinkohlefeuerungen – Einfluß der Kohlesorte und des Lastzustandes. Deutsch-Französisches Institut für Umweltforschung. Universität Karlsruhe.

SAARSALMI, A.; KUKKOLA, M.; MOILANEN, M. & AROLA, M. (2006): Long-therm effects of ash and N fertilization on tree nutrient status and soil chemistry in a Scoty pine stand. Forest Ecol. Manage. 235: 116–128.

SCHARF, W.; DREHER, P.; KISSER M. & R. PETICZKA (2000): Erden aus Abfällen im Sinne einer Verordnung über Qualitätsanforderungen für Erden aus Abfällen gemäß § 7 Abs. 12 AWG. (unveröffentlicht).

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

SCHEFFER, F. & P. SCHACHTSCHABEL (2002): Lehrbuch der Bodenkunde – Scheffer/Schachtschabel; 15. Auflage, Spektrum Akademischer Verlag GmbH (Hg.), Heidelberg, Berlin. STEENARI, B.; MARSIC, N.; KARLSSON, L.; TOMSIC, A. & LINDQVIST, O. (1998): Long term leaching of stabilized wood ash. Scand. J. For. Res. Suppl. 2: 3–16.

STEENARI, B.; KARLSSON, L. & LINDQVIST, O. (1999): Evaluation of the leaching characteristics of wood ash and the influence of ash agglomeration. Biomass & Bioenergy 16: 119–136.

STOCKINGER, M.; KUBA, T.; PLANK, R.; MEYER, K. & INSAM, H. (2006): Die Verwertung von Holzaschen – ein lösbares Problem? Forstzeitung 08. S. 20–21.

TRIPATHI, R.; VAJPAYEE, P.; SINGH, N.; RAI, U.; KUMAR, A.; ALIS, M.; KUMAR, B. & YUNUS, M. (2004): Efficacy of various amendments for amelioration of fly-ash toxicity: growth performance and metal composition of Cassia siamea Lamk. Chemosphere. 54: 1581–1588.

UCKERT, G. (2004): Versuche zur landbaulichen Verwertung von Holzaschen unter besonderer Berücksichtigung der Knickholzpotenziale Schleswig-Holsteins. Dissertation. Christian-Albrechts-Universität. Kiel. S. 238.

UMWELTBUNDESAMT (1992): Krammer, H.J.; Domenig, M.; Dreier, P. & Striedner, J.: Materialien zum Bundes-Abfallwirtschaftsplan 1992 – Band 1: Bestandsaufnahme der Situation der Abfallwirtschaft. Umweltbundesamt, Wien. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien.

UMWELTBUNDESAMT (2001): Rolland, C.: Positionspapier zur Vererdung von Abfällen aus abfallwirtschaftlicher Sicht. Berichte, Bd. BE-0187. Umweltbundesamt, Wien.

UMWELTBUNDESAMT (2003): Böhmer, S., Schindler, I.; Szednyi, I. & B. Winter: Stand der Technik bei kalorischen Kraftwerken und Referenzanlagen in Österreich. Monographien, Bd. M-0162. Umweltbundesamt, Wien.

UMWELTBUNDESAMT (2005a): Neubauer, C.; Kügler, I.; Freudenschuß, A.; Zethner, G.; Tulipan, M. & C. Rolland: Vererdung von Abfällen: Vorarbeiten für eine rechtliche Regelung. Überprüfung von Abfällen für die Herstellung von Erden im Hinblick auf deren Schadstoffpotenziale. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Berichte, Bd. BE-0282. Umweltbundesamt, Wien.

UMWELTBUNDESAMT (2005b): Winter, B.; Szednyj, I.; Reisinger, H.; Böhmer, S. & Janhsen, T.: Abfallvermeidung und Verwertung: Aschen, Schlacken und Stäube in Österreich. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Reports, Bd. REP-0003. Umweltbundesamt, Wien.

UMWELTBUNDESAMT (2008): Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich. Statusbericht 2008: Aktualisierung des Bundes-Abfallwirtschaftsplans 2006 – Kapitel 1–3. Wien. http://www.bundesabfallwirtschaftsplan.at/.

VERBUNDGESELLSCHAFT (1995): Umweltbericht.

VERBUND UMWELT (2001): Studie zur Ermittlung von Daten zur Abfallwirtschaft in Energieversorgungsunternehmen Österreichs für den Bundesabfallwirtschaftsplan – Bundesabfallbericht 2001, Verbund Umwelttechnik GmbH (Hg.).

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

VESTERINEN, P. (2003): Wood ash recycling – State of the art in Finland and Sweden. Research report. PRO2/6107/03.

WONG, J. & LAI, K. (1996): Effect of an artificial soil mix from coal fly ash and sewage sludge on soil microbial activity. Biology and fertility of soils. 23:4. pp. 420–424.

ZHANG, Z.; SUN, L.; SUN, T. & MA, G. (2007): Principal Physicochemical Properties of Artificial Soil Composed of Fly Ash, Sewage Sludge and Mine Tailing. Bull Environ Contam Toxicol. 79: 562–565.

ZIMMERMANN, S.; HALLENBARTER, D.; LANDOLT, W.; GENENGER, M. & BRUNNER, I. (2002): Wirkung von Holzasche auf Waldböden, Baumwurzeln und Baumphysiologie. Holzasche: Zurück in den Wald? Wald Holz. 83 (11): 41–44.

Rechtsnormen und Leitlinien

Abfallverzeichnisverordnung (BGBl. II Nr. 570/2003 i.d.g.F.): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über ein Abfallverzeichnis.

Abfallwirtschaftsgesetz 2002 (AWG 2002; BGBl. I Nr. 102/2002 i.d.g.F.): Bundesgesetz der Republik Österreich, mit dem ein Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft erlassen und das Kraftfahrgesetz 1967 und das Immissionsschutzgesetz-Luft geändert wird.

Kompostverordnung 2001 (BGBl. II Nr. 292/2001) Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Qualitätsanforderungen an Komposte aus Abfällen.

ÖNORM EN S 2115 (1997): Bestimmung der Eluierbarkeit von Abfällen mit Wasser. Herausgegeben am 01. Juli. 1997.

ÖNORM L 1075 (2004): Grundlagen für die Bewertung der Gehalte ausgewählter Elemente in Böden. Österreichisches Normungsinstitut, Wien. Herausgegeben am 01. Juli 2004.

ÖNORM L 1063 (2006): Physikalische Bodenuntersuchungen – Bestimmung der Druckpotential –Wasseranteilsbeziehung von ungestörten Bodenproben. Österreichisches Normungsinstitut, Wien. Herausgegeben am 01. April 2006.

ÖNORM L 1083 (2006): Chemische Bodenuntersuchungen – Bestimmung der Acidität (pH-Wert). Österreichisches Normungsinstitut, Wien. Herausgegeben am 01. April 2006.

ÖNORM L 1087 (2006): Chemische Bodenuntersuchungen – Bestimmung von „pflanzenverfügbarem“ Phosphor und Kalium nach der Calcium-Acetat-Lactat (CAL)-Methode. Österreichisches Normungsinstitut, Wien. Herausgegeben am 1. Jänner 2006.

ÖNORM S 2100 (2005): Abfallverzeichnis. Ausgabe 10. Oktober 2005. Österreichisches Normungsinstitut.

ÖNORM S 2122-3 (2004): Erden aus Abfällen. Teil 3: Anwendungsrichtlinien für Erden aus Abfällen. Österreichisches Normungsinstitut, Wien. Herausgegeben am 1. September 2004.

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

© Umweltbundesamt, Wien; download unter www.umweltbundesamt.at und www.biologiezentrum.at

PERSPEKTIVEN FÜR UMWELT & GESELLSCHAFT umweltbundesamt

Umweltbundesamt GmbH
Spittelauer Lände 5
1090 Wien/Österreich

Tel.: +43-(0)1-313 04
Fax: +43-(0)1-313 04/4500

office@umweltbundesamt.at
www.umweltbundesamt.at

Der Report des Umweltbundesamt untersucht die mögliche Verwendung von Aschen aus Biomasse- und Kohlefeuerungsanlagen zur Herstellung qualitativ hochwertiger Erden, z. B. für Rekultivierungen oder Begrünungen.

Durch Karbonatisierung – die chemische Reaktion von Kalziumoxid mit Wasser und Kohlendioxid zu Kalziumkarbonat – verbessert sich die Verwertbarkeit der Aschen aus der Biomasseverbrennung. Die Zugabe von Kompost fördert diesen Prozess und es entsteht hochwertiges Ausgangsmaterial für die Vererdung.

Unter Einhaltung der Qualitätsanforderungen gemäß Bundes-Abfallwirtschaftsplan darf nur Grobasche aus der Verbrennung unbehandelter und reiner Biomasse (keine Abfallmitverbrennung) zur Vererdung herangezogen werden. Die Verwendung von Asche aus der Verfeuerung von Kohle ist aufgrund der variierenden Qualität derzeit nicht empfehlenswert.

EMAS
Geprüfte Information
REG.NO. AT-000484

ISBN 978-3-99004-093-5

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Publikationen des Umweltbundesamtes, Wien

Jahr/Year: 2010

Band/Volume: REP_292

Autor(en)/Author(s): Sedy Katrin

Artikel/Article: Eignung von Aschen zur Herstellung von Erden. 1-47