Technische Universität Hamburg Harburg

Institut für Abwasserwirtschaft
und Gewässerschutz

Herstellung von Terra Preta

bei der Umsetzung ökologischer Sanitärkonzepte

Diplomarbeit

Nike Hestermann – TU-Hamburg-Harburg – Matrikelnummer: 29692

Betreuung:

Prof. Dr.-Ing. Ralf Otterpohl – Horacio Factura, M. Sc.

TU-Hamburg-Harburg – Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz

FEBRUAR 2010

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis....2
Abbildungsverzeichnis....5
Tabellenverzeichnis....6
Abkürzungsverzeichnis....7

1 Einleitung....8

2 Terra Preta....11

3 Biokohle....15

3.1 Vorteile....15

3.1.1 Bodenverbessernde Eigenschaften....15

3.1.2 Kohlenstoffspeicherung....18

3.2 Kohleherstellung....20

3.3 Ökologische und ökonomische Aspekte der Kohleproduktion....26

4 Der Terra-Preta-Prozess....28

4.1 Sammlung....28

4.2 Laktofermentation / Silage....29

4.3 Wurmkompostierung....32

5 Massenbilanz....37

5.1 Ausgangsstoffe....37

5.1.1 Fäzes....38
5.1.1.1 Masse....38
5.1.1.2 Nährstoffgehalt....39
5.1.1.3 Gefährliche Substanzen....42

5.1.2 Bioabfall....44

5.1.3 Kohle....46

5.1.4 Grauwasser....47
5.1.4.1 Volumen....47
5.1.4.2 Nährstoffgehalt....47
5.1.4.3 Gefährliche Substanzen....48

5.2 Veränderungen im Laufe des Prozesses....49

5.2.1 Sammlung....49

5.2.2 Laktofermentation....50

5.2.3 Wurmkompostierung....51

5.3 Zusammenfassung....53

6 Umsetzung....54

6.1 Generelle Möglichkeiten....54

6.1.1 Sammlung....55

6.1.2 Speicherung....56

6.1.3 Verwendung....57

6.1.4 Transport....58

6.2 Beispielplanungen....58

6.2.1 Beispiel 1: Einfamilienhaus mit Garten, China (1 WE)....59

6.2.2 Beispiel 2: Dreistöckiger Wohnblock, Deutschland (6 WE)....64

6.2.3 Beispiel 3: Hochhaus, China (50 WE)....70

7 Zusammenfassung und Ausblick....74

8 Referenzen....77

8.1 Literatur....77

8.2 Internetquellen....82

9 Anhang.....83

9.1 Ausgangsdaten.....83

9.2 Berechnung Beispiel 1.....86

9.3 Berechnung Beispiel 2.....88

9.4 Berechnung Beispiel 3.....89

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1.1: Ökologisches Sanitärsystem.....9

Abbildung 2.1: Karte der Terra Preta Vorkommen im Amazonas, Brasilien [Quelle: http://132.180.112.26/bodenkunde/terra_preta/TP_map.jpg].....11

Abbildung 2.2: Terra Preta (links) und Oxisol (rechts) [Quelle: http://132.180.112.26/bodenkunde/terra_preta/].....12

Abbildung 3.2.1: Erdhaufen zur Kohleherstellung [Quelle: nach http://www.howtopedia.org/wiki-en/images/9/9f/Biogas_p03.jpg].....22

Abbildung 3.2.2: Kohleofen aus Ölfässern [Quelle: http://www.buddel.de/kft/holzkohle_tonne_a_500.jpg].....24

Abbildung 3.2.3: Holzkohleproduktion mit zwei Metallzylindern [Quelle: http://www.holon.se/folke/carbon/simplechar/simplechar.shtml].....25

Abbildung 4.3.1: Kompostwürmer [Quelle: http://static.howstuffworks.com/gif/vermicomposting-1.jpg].....34

Abbildung 5.3.1: Zusammenfassung Massenbilanz.....53

Abbildung 6.1.1: Schema der allgemeinen Umsetzungsmöglichkeiten.....54

Abbildung 6.1.2: Eimertoilette [Quelle: http://www.bergerbiotechnik.de/images/toastandard.jpg].....55

Abbildung 6.1.3: Schema Trenntoilette [Quelle: nach http://www.loetfreund.de/bilder/Separett/Separett62.jpg].....56

Abbildung 6.2.1: Ablaufschema und Massenbilanz Einfamilienhaus mit Garten, China 60

Abbildung 6.2.2: Schematische Darstellung des Sanitärsystems eines dreistöckigen Wohnhauses.....64

Abbildung 6.2.3: Ablaufschema und Massenbilanz Wohnblock (6WE), Deutschland.....67

Abbildung 6.2.4: Auslegung von Toilette und Sammelbehälter.....68

Abbildung 6.2.5: Ablaufschema je WE im Hochhaus, China.....71

Tabellenverzeichnis

Tabelle 5.1.1: Durchschnittliche Masse an Fäzes, Deutschland & China.....39

Tabelle 5.1.2: Anteile des ausgeschiedenen N,P und K in Urin und Fäzes, Deutschland & China.....41

Tabelle 5.1.3: Nährstofffrachten in Fäzes, Deutschland & China.....41

Tabelle 5.1.4: Nährstoffkonzentration in Fäzes [g/kg Feuchtmasse], Deutschland & China…42

Tabelle 5.1.5: Nährstoffkonzentration in Fäzes [g/kg Trockenmasse], Deutschland & China. 42

Tabelle 5.1.6: Schwermetallkonzentrationen und -frachten in Fäzes, Deutschland und Schweden.....43

Tabelle 5.1.7: Durchschnittliche Masse an Bioabfall, Deutschland & China.....45

Tabelle 5.1.8: Nährstoffkonzentrationen und -frachten im Bioabfall, Deutschland (EPEA, 2008).....46

Tabelle 5.1.9: Schwermetallkonzentrationen im Bioabfall, Schweden (Jönsson et al., 2004). 46

Tabelle 5.1.10: Durchschnittliches Grauwasservolumen, Deutschland & China.....47

Tabelle 5.1.11: Nährstoffkonzentrationen und -frachten im Grauwasser, Deutschland (Oldenburg *et al.,* 2008).....48

Tabelle 5.1.12: Schwermetallkonzentrationen und -frachten im Grauwasser, Deutschland (Meinzinger & Oldenburg, 2009).....49

Tabelle 6.2.1: Nährstoffkonzentrationen der fertigen Terra Preta, Beispiel 1.....61

Tabelle 6.2.2: Nährstoffbedarf von Mais in Abhängigkeit des Ernte-Ertrages [Quelle: Pickert, 2004].....61

Tabelle 6.2.3: Abschätzung der Ernteerträge in Abhängigkeit vom Nährstoffangebot, ...62

Tabelle 6.2.4: Schwermetall-Konzentrationen der fertigen Terra Preta, Beipiel 1 [mg/kg Trockenmasse].....62

Tabelle 6.2.5: Prüfwerte für Schwermetalle nach Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung Wirkungspfad Boden – Mensch [Quelle: http://bundesrecht.juris.de/bbodschv/anhang_2_27.html].....63

Tabelle 6.2.6: Nährstoffkonzentrationen und Ernteerträge, Beispiel 2.....72

Abkürzungsverzeichnis

BSB_5	: *Biologischer Sauerstoff-Bedarf in fünf Tagen*
CSFD	: *Comité Scientifique Français de la Désertification*
CSB	: *Chemischer Sauerstoff-Bedarf*
CSIRO	: *Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation*
DWD	: *Deutscher Wetter Dienst*
E	: *Einwohner*
EM	: *Effektive Mikroorganismen*
EPEA	: *Environmental Protection Encouragement Agency*
FAO	: *Food and Agriculture Organization*
FM	: *Feuchtmasse*
GLADA	: *Global Assessment of Land Degradation and Improvement*
GTZ	: *Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit*
IFS	: *International Fertiliser Society*
IPCC	: *Intergovernmental Panel on Climate Change*
KA	: *Kläranlage*
NDSU	: *North Dakota State University*
NREL	: *National Renewable Energy Laboratory*
TM	: *Trockenmasse*
TUHH	: *Technischen Universität Hamburg-Harburg*
UNFCCC	: *United Nations Framework Convention on Climate Change*
WE	: *Wohneinheit*
WHO	: *World Health Organization*
WWDR 3	: *World Water Development Report 3*

1 Einleitung

In einem funktionierenden Ökosystem befinden sich alle Nährstoffe im immer währenden Kreislauf. Beim Wachstum entziehen die Pflanzen die Nährstoffe dem Boden; sterben die Pflanzen ab und werden zersetzt, gehen sie an den Boden zurück. Der Mensch hat diesen natürlichen Kreislauf unterbrochen, denn die herkömmlichen Strukturen sehen die Rückführung in den Boden nicht vor. Im Gegenteil: die mit den Fäkalien ausgeschiedenen Nährstoffe werden entweder – verbunden mit hohem Energieaufwand – in der Kläranlage (KA) eliminiert oder weiter in die Oberflächengewässer geleitet, die dann unter der Überdüngung leiden. Zudem werden die Fäkalien zuvor mit aufwendig aufbereitetem Trinkwasser vermischt, das vielerorts Mangelware ist. So sind konventionelle Sanitärsysteme – nicht zuletzt wegen der zusätzlich erforderlichen Infrastruktur – oft mit hohen Kosten verbunden.

Auf der anderen Seite fehlen die dem System entnommenen Nährstoffe im Boden, sodass zur weiteren landwirtschaftlichen Nutzung künstlich gedüngt werden muss. Bodenerosion verschlimmert zusätzlich das Problem. Jedes Jahr gehen auf Grund von Bodenerosion Nährstoffe verloren, die umgerechnet einem Wert von 20 Milliarden Dollar an Dünger entsprechen (Pimental & Sparks, 2000). Auf dem afrikanischen Kontinent fehlt es ca. 85 % der Böden an Stickstoff, Phosphor und Kalium und weltweit ist, laut dem Glada Report 5 von 2008 (Global Assessment of Land Degradation and Improvement) bereits ein Viertel der globalen Landmasse allein im Zeitraum von 1981-2003 degradiert (Grefe, 2009). Hinzu kommt die lange Regenerations-Zeit der Böden. Es dauert ungefähr 500 Jahre die für den Ackerbau wichtige oberste Bodenschicht von 25 mm zu erneuern (Pimental & Sparks, 2000). Die zusätzliche künstliche Düngung ist auch problematisch. Denn auf der einen Seite ist die Produktion künstlichen Düngers energieaufwendig – die synthetische Herstellung von 1 kg Stickstoff aus der Luft benötigt etwa 49 MJ Primärenergie (Patyk und Reinhardt, 1997) – und auf der anderen Seite sind – wie beim Beispiel des Phosphors – die Abbaureserven begrenzt und oft stark umweltschädlich kontaminiert (Meinzinger & Otterpohl, 2009). Dies führt neben weiterer Faktoren zu einem drastischen Anstieg der Mineraldüngerpreise: zwischen 2007 und 2008 um 250 % (Grefe, 2009).

Würde man alle Nährstoffe aus menschlichen Fäkalien zur Düngung wiederverwenden, könnte man damit je nach Land ca. 20 % des verwendeten Mineraldüngers ersetzten. In

Entwicklungsländern wie der südlichen Sahara sogar fast 100 % (Vinneras *et al.,* 2008). Auf diese Weise den natürlichen Kreislauf zu schließen ist der Grundgedanke ökologischer Sanitärsysteme – international "ecological sanitation" oder kurz "ecosan".

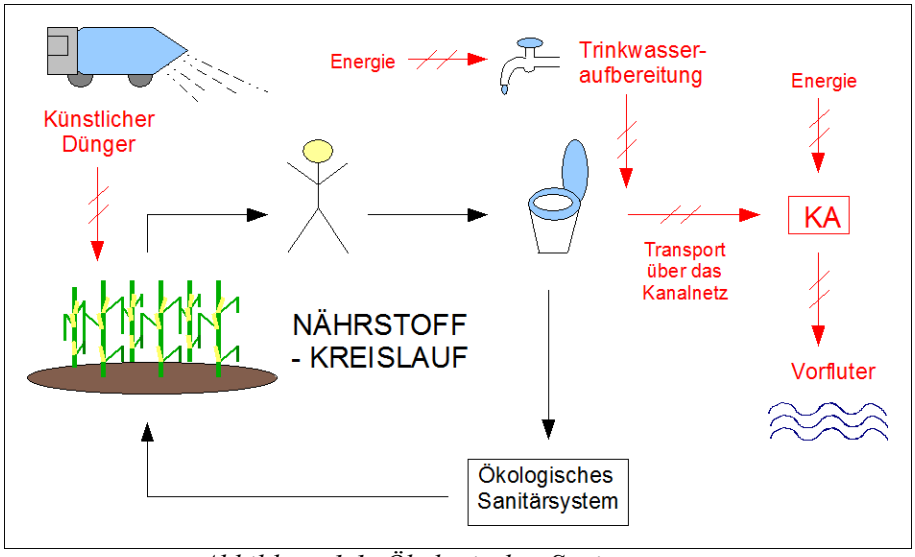

Abbildung 1.1: Ökologisches Sanitärsystem

Die hygienische Sicherheit ist hier ebenso gewährleistet wie bei konventionellen Systemen. Der nachhaltige, wirtschaftliche Umgang mit natürlichen Ressourcen wie Nährstoffe, Wasser und Energie spart aber zudem Kosten – und schont die Umwelt. Die Systeme sind meist dezentral ausgelegt und so optimal an die lokalen Gegebenheiten angepasst. Ein konzeptioneller Ansatz besteht in der Trennung der Einzelstoffe: Urin, Fäzes und sonstiges Abwasser. So lässt sich die Behandlung effektiv an die speziellen Eigenschaften der getrennten Teilströme anpassen.

Ökologische Sanitärsysteme sind dabei keinesfalls eine neue, westliche Erfindung. Bereits frühe Zivilisationen des Amazonas (Brasilien) haben sich die Nährstoffe aus Bioabfällen und Fäkalien zunutze gemacht, um selbst eine nährstoffreiche Erde herzustellen, die Terra Preta. Das höchst einfache, effiziente Sanitärsystem basierte schon damals auf der Trennung von Urin und Fäzes unter Zugabe von Bioabfall und – besonders hervorzuheben – fein zerkleinerter Holzkohle. Der daraus entstandene Boden ist noch heute fruchtbar.

Am Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz der Technischen Universität Hamburg-Harburg (TUHH) wurde diese Idee wieder aufgegriffen und darauf aufbauend ein einfacher, zweistufiger Prozess entwickelt. Dieser basiert auf natürlichen Verfahren bestehend aus einer Laktofermentation – bei Landwirten als Silage bekannt – gefolgt von einer Wurmkompostierung. Der Laktofermentationsprozess braucht keinen Sauerstoff und somit

keinerlei Belüftung. Es entsteht ein geruchsneutrales Endprodukt. Durch Mikroorganismen und Regenwürmer wird dieses bei der anschließenden Wurmkompostierung in nährstoffreiche Erde umgewandelt. Die Wurmkompostierung ist ein bekanntes Verfahren bei der Umsetzung ökologischer Sanitärkonzepte. Neu ist der Laktofermentationsprozess. Hier entfällt das aufwendige Belüftungssystem bisheriger Konzepte. Zudem ist keine vorherige Trocknung der Fäzes erforderlich, sodass auf das übliche Zweikammersystem verzichtet werden kann. Deshalb ist während des Prozesses nur wenig Speicherplatz erforderlich, sodass das System auch für dicht besiedelte, urbane Räume mit wenig Nutzfläche in Frage kommt. In Zukunft wird dieser Sektor immer mehr an Bedeutung gewinnen, denn seit 2007 leben global mehr Menschen in Städten als auf dem Land – Tendenz steigend (Vinneras et al., 2008). Nach Angaben der Vereinten Nationen werden 2025 bereits zwei Drittel der Weltbevölkerung in Städten leben. Zusätzlich lässt sich die Herstellung von Terra Preta mit der urbanen Landwirtschaft verknüpfen. So gibt es weltweit geschätzt 200 Millionen städtische Landwirte, die ungefähr 700 Millionen Menschen – ca. 12 % der Weltbevölkerung – mit Nahrungsmitteln versorgen (Lewellyn Schlegel, 2007). Ob im Vorgarten, auf dem Hausdach oder dem Balkon, Terra Preta könnte hier unmittelbar eingesetzt werden.

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit den Möglichkeiten zur Umsetzung dieses Sanitärkonzeptes. Hierfür wird zunächst der gesamte Prozess erörtert sowie – um einen Eindruck von Dimension und Effizienz zu erhalten – eine Massenbilanz aufgestellt. Darauf aufbauend werden Realisierungsmöglichkeiten sowie drei Beispielkonzepte diskutiert. Dabei interessiert neben dem europäischen auch der asiatische Raum. Die deutschen Daten – stellvertretend für Europa – sind den Werten Chinas – als asiatischen Vertreter – gegenübergestellt. In China wird bis heute überhaupt nur 7 % vom Abwasseraufkommen gereinigt. Siebzig Prozent der Städte mangelt es an sauberem Trinkwasser und zudem schreitet die Urbanisierung mit einer Geschwindigkeit von 8,3 % mit steigender Tendenz voran (Zhang & Chen, 2004)). Aber auch Deutschland kämpft mit Wasserproblemen, wenn auch nicht mit der gleichen Tragweite. In den letzten 20 Jahren wurden wegen zu hoher Nitrat- und Pflanzenschutzmittelwerte mehr als 1000 Trinkwasserbrunnen aufgegeben (Lange, 2000).

Zusammenfassend ist das Terra Preta Konzept überall geeignet. Es schafft bei nur wenig Platzbedarf – ohne zusätzlichen Wasser- und Energieverbrauch – hygienische Verhältnisse und gibt dabei gleichzeitig die wertvollen Nährstoffe an den Boden zurück.

2 Terra Preta

„Terra Preta“ heißt auf portugiesisch „Schwarze Erde“ und bezeichnet eine im Amazonas-Gebiet entdeckte nährstoffreiche Bodenart. Es handelt sich hierbei um ein „Anthrosol“, eine vom Menschen künstlich geschaffene Erde. So findet man nur vereinzelte Vorkommen, die sich vor allem in der Nähe von Flüssen konzentrieren. Dort, wo sich aller Wahrscheinlichkeit nach einstmals indigene Siedlungen befanden (siehe Abbildung 2.1). Neben Brasilien sind auch weitere Vorkommen in anderen Regionen Südamerikas wie Ecuador und Peru sowie in West- und Südafrika bekannt (Glazer *et al.*, 2002).

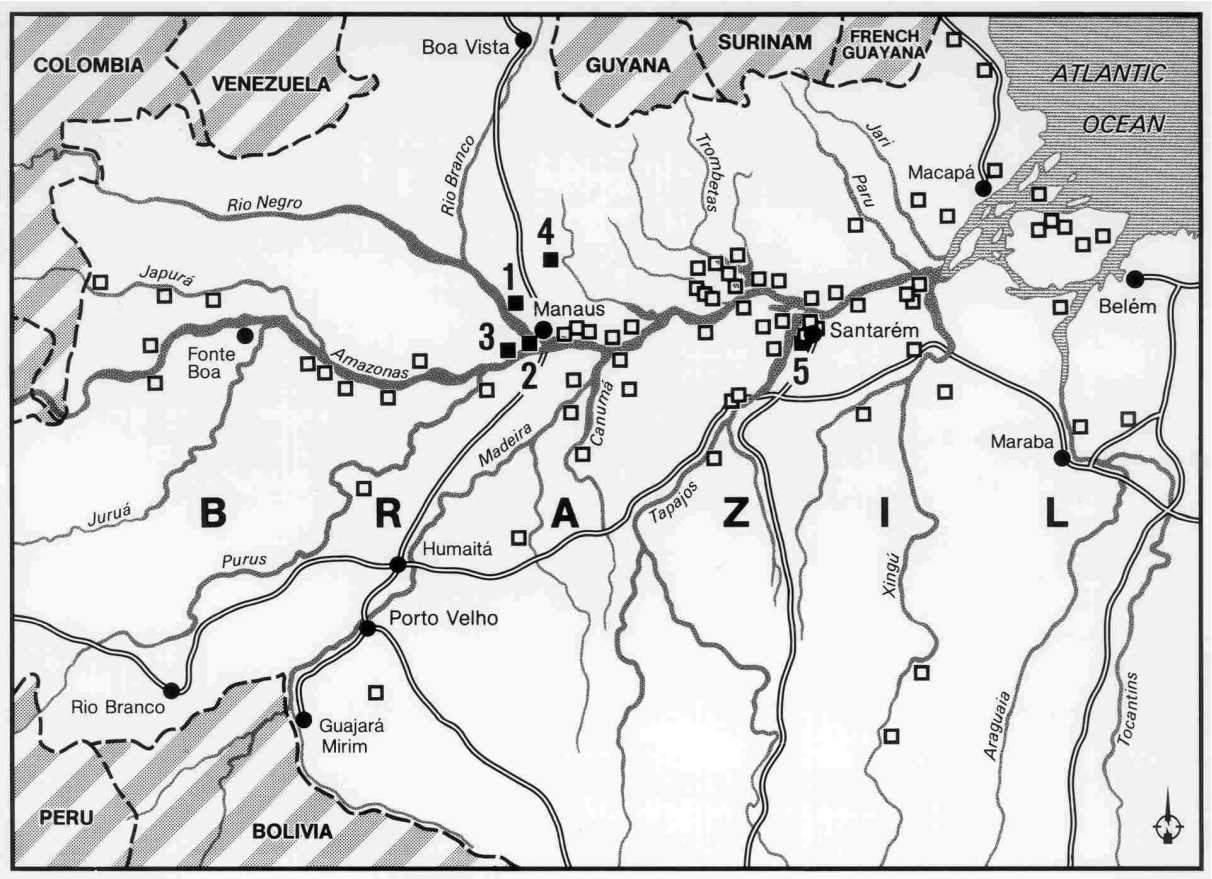

Abbildung 2.1: Karte der Terra Preta Vorkommen im Amazonas, Brasilien [Quelle: http://132.180.112.26/bodenkunde/terra_preta/TP_map.jpg]

Ureinwohner müssen Terra Preta in der Vergangenheit aus Abfällen wie Exkrementen, Knochen- und Pflanzenresten, sowie Kohle selbst hergestellt haben. Letzterer Bestandteil verleiht der Erde seine einzigartige Farbe. Es wird geschätzt, dass die in Terra Preta entdeckte Holzkohle zwischen 390 und 6850 Jahre alt ist (Souza Falcao *et al.*, 2003).

Nicht nur in der Farbe unterscheidet sich Terra Preta von den ansonsten im Amazonas-Gebiet üblichen rötlich bis gelben Oxisol, Ferralsol- und Acrisolböden. Diese gehören trotz der artenreichen Pflanzenpracht des Regenwaldes zu den nährstoffärmsten Böden der Welt. Sie sind sauer, haben eine niedrige Kationen-Austauschkapazität und hohe Aluminiumwerte (Souza Falcao *et al.*, 2003). Das größte Problem ist die schnelle Zersetzung organischer Bodensubstanz, bedingt durch hohe Temperaturen, große Mengen an Niederschlag und dem Fehlen von bodenstabilisierenden Mineralien (Glazer *et al.*, 2000). Die meisten Nährstoffe werden durch die jährlichen tropischen Regenfälle von 1500 – 3000 mm/a (Food and Agriculture Organization (FAO), 2000) aus dem Boden ausgewaschen. Nur durch das komplexe Zusammenspiel der einzelnen Organismen kann der Regenwald überhaupt überleben. So müssen die verfügbar gemachten Nährstoffe abgestorbener Pflanzen und toter Lebewesen noch vor dem nächsten Regenfall aufgenommen werden. Für den Ackerbau ist dieser Boden weitestgehend ungeeignet und wird nur durch den massiven Einsatz von Düngemitteln ermöglicht. Der so strapazierte und aus dem Gleichgewicht gebrachte Boden ist meist nach kurzer Zeit ausgelaugt und ohne eine Chance sich selbst zu regenerieren. In Folge wird weiterer Regenwald gerodet, die alten Felder liegen brach und das Ganze beginnt von vorn.

Abbildung 2.2: Terra Preta (links) und Oxisol (rechts) [Quelle: http://132.180.112.26/bodenkunde/terra_preta/]

Nicht so bei Terra Preta. Einige Felder werden schon seit über 40 Jahren ohne jeglichen Einsatz von Düngemitteln bestellt und sind noch immer fruchtbar (Geo, 2009). Beim Vergleich von Terra Preta und Ferralsol wurden bei Terra Preta extrem niedrige Nährstoffauswaschungen bei gleichzeitig deutlich größerer Nährstoffverfügbarkeit für die Pflanzen festgestellt (Lehmann, 2003). Obwohl Terra Preta schon vor vielen hundert Jahren entstand, enthält der Boden noch immer bis zu dreimal mehr Phosphor und Stickstoff als die umliegenden Böden (Marris, 2006). An dem archeologischen Institut in Quatipuru, Brasilien, wurden 1996 (Kern *et al.*) unterschiedliche Nährstoffkonzentrationen von Terra Preta gemessen. Falcao verglich diese 2003 mit den Nährstoffkonzentrationen der umliegenden Böden aus Messungen von Malavolta (1976). Die meisten Nährstoffkonzentrationen waren in Terra Preta deutlich höher. So lagen zum Beispiel die Konzentrationen von Calciumoxid (CaO) in den untersuchten Terra Preta Böden bei 1810 mg/kg und in den umliegenden Böden bei 500 mg/kg und Phosphorpentoxid (P_2O_5) bei 4900 mg/kg statt 100 mg/kg (Souza Falcao *et al.*, 2003). Auch Glaser (1999) maß Phosphorkonzentrationen zwischen 980 und 2170 mg/kg in fünf verschiedenen Terra Preta Böden des Amazonas-Gebietes (Lehmann, 2004).

Diese hohen Kalzium und Phosphor Werte lassen sich aller Wahrscheinlichkeit nach auf die Zugabe von Knochen und Gräten zurückführen (Geo, 2009). Aufgrund des hohen organischen Phosphoranteils, ist es unwahrscheinlich, das mineralische Düngemittel von den Indios verwendet wurden. Viel wahrscheinlicher sind organische Quellen, möglicherweise Fischreste, deren Gräten besonders viel Kalzium und Phosphor enthalten (Lehmann, 2004). Auch die Zugabe der Fäkalien von Allesfressern – also höchstwahrscheinlich vom Menschen selbst – lässt sich mit neuen Forschungsmethoden in Terra Preta nachweisen (Birk *et al.*). Dies liefert die Erklärung für den Ursprung der Nährstoffe. Dass diese Nährstoffe aber über die Jahrhunderte hinweg nicht ausgewaschen wurden, liegt höchstwahrscheinlich an den hohen Mengen organischen Kohlenstoffs in Terra Preta, sprich der Holzkohle auf die in Kapitel 3 näher eingegangen wird.

Neben dem hohen Nährstoffgehalt besitzt Terra Preta noch weitere vorteilhafte Eigenschaften. Ein wichtiger Aspekt ist der im Vergleich zu den umliegenden Böden hohe pH-Wert. Bei unterschiedlichen Terra Preta Böden wurden pH-Werte von 5,1 – 5,4 gemessen, während bei normalen Ferrasolböden des Amazonas nur ein pH von 4,4 ermittelt wurde (Ferreira Cunha *et al.*, 2009). Dies bedeutet höhere Konzentrationen von basischen Kationen und Phosphor sowie weniger Aluminium-Ionen (Al_3), (Souza Falcao *et al.*, 2003). Aluminium ist nur bei

niedrigem pH-Wert löslich und für Pflanzen schädlich. Niedrige pH-Werte und hohe Aluminiumsättigungen sind oft das Haupthemmnis für produktiven Ackerbau in den feuchten Tropen (Glaser *et al.*, 2002). Weitere positive Eigenschaften sind die hohe und stabile Kationen-Austauschkapazität von Terra Preta – eine entscheidende Größe zur Bewertung der Bodenqualität – sowie der hohe Anteil organischer Bodensubstanz, 90 % des Stickstoffes und 15 – 60 % des totalen Phosphors liegen in organischer Form vor (Lehmann *et al.*, 2003).

3 Biokohle

Die besonderen Eigenschaften der Terra Preta lassen sich vor allem auf die hohen Mengen von organisch gebundenen Kohlenstoff in Form feiner, poröser Biokohle zurückführen. Unter Biokohle ist Kohle zu verstehen, die aus jeglicher Art von Biomasse hergestellt wurde, zum Beispiel aus landwirtschaftlichen oder häuslichen Abfällen wie Holz- und Ernteresten, Viehmist, Klärschlamm oder Bioabfall.

Terra Preta enthält bis zu 9 % Kohlenstoff, im Gegensatz zu nur einem halben Prozent in umliegenden Böden (Marris, 2006). So finden sich in der obersten, für die Landwirtschaft bedeutsamen Bodenschicht von 0 – 0,3 m bis zu 250 t/ha organischer Kohlenstoff. Oxisol- oder Ferralsolböden dagegen enthalten nur ungefähr 100 t/ha (Glaser *et al.*, 2002). Deshalb werden in diesem Kapitel die Vor- und Nachteile von Biokohle in Böden sowie deren Herstellungsmöglichkeiten speziell im Hinblick auf dezentrale Lowtech-Verfahren erörtert.

3.1 Vorteile

Kohle in den Boden einzubringen hat zwei entscheidende Vorteile, die im Folgenden erörtert werden. Zum einen besitzt Kohle einige bodenverbessernde Eigenschaften, die den Einsatz konventioneller Düngemittel reduzieren und die Erträge deutlich steigern können. Zum Anderen wird Kohlenstoff im Boden eingelagert und so dem CO_2 Kreislauf und damit indirekt der Atmosphäre entzogen. Dieser Aspekt ist besonders im Hinblick auf die heutige Klimadiskussion zur CO_2 Einsparung interessant.

3.1.1 Bodenverbessernde Eigenschaften

Die Verwendung von Biokohle als Boden-Verbesserer wurde in unterschiedlichen Publikationen diskutiert (siehe unter anderem: Saran, 2009; Lehmann & Rondon, 2006; Glaser *et al.,* 2002; Steiner, 2007). Im Folgenden wurden die wichtigsten Eigenschaften zusammengefasst:

pH-Wert und Kationen-Austauschkapazität

Mit der Zugabe von Kohle wird der pH-Wert von sauren Böden deutlich erhöht. Wie stark, hängt von der Art des Bodens und vom Ausgangsstoff – aus dem die Kohle hergestellt wurde – ab (Cornet and Escadafal, 2009). Verantwortlich hierfür sind die in der Kohle enthaltenen freien Basen wie Kalium, Kalzium und Magnesium (Glaser *et al.,* 2002). Bei Versuchen

konnte der pH-Wert um bis zu 1,2 pH-Einheiten gesteigert werden (Glaser *et al.,* 2002). Auch bei Messungen drei Jahre nach der Kohlezugabe war der pH-Wert des Bodens mit Kohle deutlich höher als ohne. Ein hoher pH-Wert ist eine wichtige Größe zur Verbesserung der Fruchtbarkeit von Böden (Glaser *et al.,* 2002).

Eine weitere entscheidende Größe ist die Kationen-Austauschkapazität. Diese kann durch die Zugabe von Holzkohle – je nach Menge – um bis zu 50 % gesteigert werden (Glaser *et al.*, 2002). Die Vermengung reiner Asche mit dem Boden, wie bei der Brandrodung, hat hingegen keine Auswirkungen auf die Kationen-Austauschkapazität. Glaser *et al.* (2002) führt hier als Grund die durch biologische Oxidation entstehende Bindung von Carboxy-Gruppen an die aromatische Struktur des Kohlenstoffes in der Biokohle auf.

Physikalische Eigenschaften: Wasserspeicherung, Bodenstabilität

Neben den chemischen Eigenschaften verbessert Holzkohle auch die physikalischen Eigenschaften der Böden. So wird vor allem die Wasserspeicherfähigkeit und die Bodenstabilität erhöht. Letztere verringert die Gefahr von Bodenerosion und Grundbruch. Eine mögliche Ursache hierfür sind organisch-mineralische Komplexe, die sich durch die funktionalen Gruppen von Huminsäuren bilden. Deren hydrophoben Enden verhindern den Wassereintrag in die Bodenporen und somit die Versickerung; Wasserverfügbarkeit und Bodenstabilität werden erhöht (Glaser *et al.*, 2002). Ein weiterer Faktor ist die sehr große Oberfläche der feinporigen Holzkohle. Die innere Oberfläche von bei 400 bis 1000 °C hergestellter Kohle wird auf 200 – 400 m²/g geschätzt (Glaser *et al.*, 2002). In Terra Preta, die durch die enthaltene Kohle dreimal mehr Oberfläche besitzt als umliegende Böden, wurde eine um 18 % größere Feldkapazität gemessen (Glaser *et al.*, 2002). Die Feldkapazität ist ein Maß für den Wasseranteil, der trotz Schwerkraft noch im Boden verbleibt. Je größer die Feldkapazität, umso mehr Wasser wird im Boden gespeichert. Allerdings steigert die Zugabe von Kohle nur die Feuchtigkeit von sandigen Böden. In lehmhaltigen Böden konnten keine großen Veränderungen festgestellt werden und bei tonhaltigen Böden sank die Feuchtigkeit sogar (Glaser *et al.*, 2002). Die Verbesserung der Wasserspeicherfähigkeit funktioniert also voraussichtlich nur bei grobporigen Böden.

Habitatsfunktion für Mikroorganismen

Kohle bietet Substrat und Porenraum für Mikroorganismen und fördert somit die biologische Aktivität der Microflora des Bodens. So zeigen Versuche, dass sowohl die Wachstumsrate als

auch die Atmungsaktivität der Bakterien durch die Zugabe von Kohle gefördert wird (Steiner *et al.*, 2004). Das Zusammenspiel von Kohle und Mikroorganismen ist sehr komplex. Auf der einen Seite beeinflusst die Kohle die Aktivität sowie die Beschaffenheit der Mikroorganismen, auf der anderen Seite beeinflussen diese wiederum die Eigenschaft und Menge der zugefügten Kohle. Letztendlich beeinflussen beide die Nährstoffkonzentration und -verfügbarkeit des Bodens (Lehmann & Rondon, 2006). In Japan wird zur Zeit an der spezifischen Porengrößenverteilung in Biokohle geforscht, um so gezielt Mikroorganismen zu fördern (Steiner, 2007). Hier wurden auch positive Effekte auf die Entwicklung von Mykorrhizapilzen festgestellt (Cornet & Escadafal, 2009), da die feinen Poren der Kohle diesen ein geeignetes Mikrohabitat bieten (Steiner *et al.*, 2004). Mykorrhizapilz leben in Symbiose mit den Pflanzenwurzeln und wirken sich positiv auf deren Wachstum aus.

Steigerung der Fruchtbarkeit

Die bereits beschriebenen Veränderungen des Bodens durch die Zugabe von Kohle lassen darauf schließen, dass Biokohle nicht nur die Eigenschaften des Bodens verbessert, sondern so auch dessen Fruchtbarkeit steigert – und somit als Düngerersatz dienen könnte.

Dies geschieht einerseits durch die zusätzliche Nährstoffzufuhr der für das Pflanzenwachstum wichtigen Nährstoffe: Kalium, Kalzium und Magnesium. Andererseits tragen ein hoher pH-Wert, eine hohe Kationenaustauschkapazität und vor allem die erhöhte Wasserspeicherkapazität, die die direkte Auswaschung der Nährstoffe verhindert, zur Nährstoffspeicherung bei. So werden die Nährstoffe durch die Kohle zurückgehalten und bleiben den Pflanzen auf längere Zeit verfügbar. Gerade in feucht-tropischen Ländern mit starken Regenfällen ist dies von großer Bedeutung. Zusätzlich wird die Gefahr der Kontamination des Grundwassers durch zu hohen Nährstoffeintrag reduziert.

Versuche zeigen, dass vor allem der Stickstoffaustrag durch die Beimischung von Kohle deutlich reduziert wird und dieser deswegen von den Pflanzen besser aufgenommen werden kann (Glaser *et al.*, 2002). Auch die Steigerung der Nährstoffaufnahme von Phosphor, Kalium, Calcium, Zink und Kupfer wird mit dem Vorhandensein von Kohle im Boden assoziiert (Lehmann und Rondon, 2006).

Wie stark sich die Zugabe von Biokohle letztendlich auf die Erträge der Ernte auswirken, bleibt ungewiss. In dem von CSIRO (Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation) 2009 veröffentlichten Bericht „Biochar, climate change and soil: A review to

guide future research“ findet sich in Tabelle 5 eine Zusammenfassung aller Forschungsergebnisse seit 1980 bis 2008 zur Auswirkung der Zugabe von Biokohle auf die Ernteerträge. Diese reichen von Steigerungen um 10 Prozent bis zu einer Verdoppelung und sogar einer Verdreifachung der Produktivität.

Problematisch ist die direkte Einbringung von Holzkohle in den Boden. Durch die große innere Oberfläche der Kohle werden dem Boden anfangs Nährstoffe entzogen, die dann nicht mehr den Pflanzen zur Verfügung stehen. Dies geschieht so lange bis die Kohle ausreichend gesättigt ist. Deshalb sollte nur Kohle in den Boden eingebracht werden, die vorab durch Nährstoffen gesättigt wurde. Dies kann zum Beispiel durch die Vermengung von Kohle mit Kompost, Dünger oder Urin geschehen (Günther, 2007). Konkrete Forschungsarbeiten hierzu fehlen jedoch, weshalb es fraglich ist ob die direkte Einbringung von Kohle in den Boden überhaupt Erfolg hat.

Die wirkliche Terra Preta entstand anders. Hierbei wurde durch komplexe Kompostierungsvorgänge eine neue Erde aus Exkrementen, Bioabfällen und Biokohle hergestellt. Das heißt die besonderen Eigenschaften der Terra Preta lassen sich nicht allein durch die Kohle begründen, sondern entstehen durch das Zusammenführen von Kohle und organischem Abfall, wie es das Konzept der vorliegenden Arbeit vorsieht.

3.1.2 Kohlenstoffspeicherung

In den letzten 100 Jahren hat sich die Erde im Mittel um 0,74 °C erwärmt (Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2007). Es gilt als „gesicherte Erkenntnis“, dass die Ursache hierfür der Mensch selbst ist (IPCC, 2007). So hat die CO_2-Konzentration in der Luft in den letzten 150 Jahren um 30 Prozent zugenommen, was vorwiegend auf die Verbrennung fossilen Kohlenstoffs zurückzuführen ist (Claussen, 2003). Um diesen Prozess zu stoppen oder gar rückgängig zu machen muss der Ausstoß von Treibhausgasen und speziell von CO_2 in Zukunft deutlich reduziert werden.

Die ersten Rahmenbedingungen hierfür legte 1998 das Kyoto-Protokoll zur Ausgestaltung der Klimarahmenkonventionen der Vereinten Nationen (UNFCCC) fest. Innerhalb der ersten Verpflichtungsperiode (2008–2012) sollen alle Industrienationen ihren Treibhausgasausstoß im Vergleich zu 1990 um mindestens 5 % reduzieren (United Nations, 1998). Da das Protokoll 2012 ausläuft, sollten bei der Klimakonferenz im Dezember 2009 in Kopenhagen

neue Verpflichtungen festgelegt werden. Hierbei einigte man sich auf die „Kopenhagener Vereinbarung“ als Richtlinie. Diese sieht allerdings keine verpflichtenden Grenzwerte zur CO_2 Reduktion vor, sondern hält lediglich die Notwendigkeit fest, dass die Erderwärmung durch die Reduktion globaler Emissionen auf unter 2 °C zu halten ist (Copenhagen Accord, 2009).

Die Einbringung von Biokohle in den Boden könnte hierzu einen Beitrag leisten, denn Biokohle düngt nicht nur, sondern fungiert als effektiver CO_2-Speicher. Wenn man weltweit in alle landwirtschaftlichen Flächen je Hektar neun Kubikmeter Kohle einbringen würde – dies entspricht 0,9 kg/m² – könnte der vorindustrielle CO_2-Gehalt der Atmosphäre wiederhergestellt werden (Günther, 2007).

Hier greift das Terra Preta Konzept. In einem Hektar Terra Preta sind ca. 150 Tonnen mehr Kohlenstoff gebunden als in umliegenden Böden. Dies entspricht mehr Kohlenstoff als auf einem Hektar durch reine Bepflanzung gespeichert werden kann (Marris, 2006). Außerdem ist der Kohlenstoff so wesentlich nachhaltiger gebunden. Pflanzen nehmen nur in ihrer Wachstumsphase mehr Kohlenstoff auf als sie verbrauchen (Günther, 2007). Sind sie ausgewachsen, wird eben soviel Kohlenstoff aufgenommen wie abgegeben. Zudem besteht bei Pflanzen eine größere Gefahr der erneuten Kohlenstoff-Freisetzung durch Ernte, biologischen Abbau oder Waldbrände. Anhand von Labor- und Feldversuchen wurde nachgewiesen, dass die Speicherzeit von Kohlenstoff im Boden bei Hunderten von Jahren liegt (Lehmann, 2007). Einige natürliche Kohlevorkommen sind sogar mehrere Tausend Jahre alt (Lehmann, 2007). Theoretisch kann Kohle auf drei verschiedene Arten freigesetzt werden, durch Bodenerosion, abiotische Reaktionen (ein sehr langsamer Prozess) und biotischen Abbau (Glaser et al, 2002). Aber aufgrund der stabilen, aromatischen Struktur des Kohlenstoffes in der Biokohle, ist diese besonders resistent gegen biologischen Abbau und kann als Langzeit-CO_2-Senke betrachtet werden (Glaser *et al.*, 2002).

15 Prozent aller CO_2-Emissionen werden durch die Landwirtschaft erzeugt und weitere 15 Prozent durch Abholzung und Landschaftsumbrüche (Grefe, 2009). So werden jährlich 10.000 Quadratkilometer Wald abgebrannt und dabei 1,3 Milliarden Tonnen CO_2 freigesetzt (ZDF, 2009). Würde man alle landwirtschaftlichen Abfälle zu Kohle verarbeiten und in den Boden einbringen, könnte man nicht nur deren bodenverbessernde Eigenschaften nutzen, sondern jährlich 9,5 Milliarden Tonnen CO_2 binden (Geo, 2009).

Dennoch sollte die Einbringung von Kohle in den Boden nicht als Ausgleichsmaßnahme oder Rechtfertigung von Abholzung und Kahlschlag fungieren, sondern vielmehr als Alternative. Durch die Verbesserung der Fruchtbarkeit des Bodens kann auf weniger Fläche effektivere Landwirtschaft betrieben werden, mit zusätzlicher CO_2-Einsparung. Dieser Effekt wird aber nur genutzt, wenn die Biomasse mit wenig Sauerstoff (siehe Kapitel 3.2) zu Kohle verarbeitet wird, anstatt auf herkömmliche Weise verbrannt. Kohle produzierende Ackerbautechniken können im Gegensatz zur üblichen Brandrodung bis zu 17 mal mehr Kohlenstoff binden (Glaser *et al.*, 2002).

Wird bei der Kohleproduktion mit moderner Technik gearbeitet, kann aus dem als Nebenprodukt entstehenden Gasen Biosprit oder Wasserstoff gewonnen werden. So wird zusätzlich fossiler Brennstoff und somit CO_2 eingespart. Doch gerade hier liegt eine große Gefahr für die Umwelt. So darf nicht versucht werden, den CO_2 Vorteil der Verwendung von Biokohle im Boden als Alibi für einen massiven An- und Abbau von Holz zur Energiegewinnung zu nutzen und somit eine keineswegs ökologisch sinnvolle Kohleindustrie zu rechtfertigen. Deshalb sollte das weitere Vorgehen genau durchdacht und von allen Seiten betrachtet werden. Weitere kritische Faktoren sind in Kapitel 3.3. (Ökologische und ökonomische Aspekte der Kohleproduktion) erläutert.

3.2 Kohleherstellung

Kohle wird durch Verkohlung oder Pyrolyse von Biomasse hergestellt. Bei diesem Prozess wird diese unter Sauerstoff-Ausschluss bei Temperaturen über 300 °C thermisch zersetzt. Je weniger Sauerstoff an diesem Prozess teilnimmt, desto mehr Kohle entsteht, da Sauerstoff zur vollständigen Verbrennung beiträgt, bei der Asche als einziger Rückstand übrig bleibt. Die Verkohlung hingegen ist eine unvollständige Verbrennung. Es entstehen in Abhängigkeit von Temperatur und Aufenthaltsdauer ca. 35 % Kohle, 30 % Flüssigkeit – die vorwiegend als Wasserdampf entweicht – und 35 % Gase wie Kohlenmonoxid (CO), Kohlendioxid (CO_2), Methan (CH_4) und Wasserstoff (H_2), (Cernik, 2008).

Die entstandene Kohle besteht aus Verbindungen der chemischen Elemente Kohlenstoff, Wasserstoff, Sauerstoff, Stickstoff und Schwefel sowie 3 bis 5 % Asche (FAO, 1987). Von dem ursprünglich in der Ausgangsbiomasse gespeicherten Kohlenstoff können durch Hightech-Verfahren ca. 54 % als Kohle, bei technisch einfacheren Verfahren wie zum Beispiel Erdgruben oder -haufen nur ca. 30 – 40 % gebunden werden (Lehmann & Rondon, 2006).

Insgesamt enthält Kohle ca. 65 bis 70 % gebundenen Kohlenstoff, dessen Anteil mit zunehmender Temperatur steigt (FAO, 1987). Bei Temperaturen um die 500 °C besteht Kohle bereits zu ca. 85 % aus gebundenem Kohlenstoff, bei 700 °C schon aus 92 [%] (FAO, 1987).

Zur Herstellung von Kohle werden zahlreiche unterschiedliche Verfahren verwendet. Generell ist das grundlegende Know-how nicht besonders schwierig. So gibt es eine ganze Menge einfacher Techniken, die es jedem Farmer der Welt ermöglichen, aus Biomassen-Resten günstig seine eigene Kohle zu produzieren. Aufbauend auf diesen Prinzipien gibt es immer effektivere und umweltfreundlichere Hightech-Verfahren zur industriellen Kohleherstellung. Diese beinhalten die Abwärmenutzung, sowie die Verwendung sonstiger Beiprodukte wie Pyrolyseflüssigkeiten und -gase, zum Beispiel als Initialenergie für die Kohleproduktion selbst. Eine relativ neue Technologie beschäftigt sich mit der Stickstoff-Anreicherung der Kohle, um deren Düngewirkung zu verstärken. Hierbei wird Wasserstoff vom Verbrennungsprozess und Stickstoff und Kohlendioxid aus der Luft verwendet um Ammoniumhydrogencarbonat (NH_4HCO_3) herzustellen, dass dann von den feinen Poren der Kohle adsorbiert werden kann (Lehmann & Rondon, 2006). Ergebnisse zu Nutzen und Effektivität dieser Hightech-Methode stehen noch aus.

Je nach Art der Ausgangsbiomasse und des Verfahrens können die Kohleerträge sehr unterschiedlich ausfallen. Typische Erträge liegen für einfache Erdgruben- oder Erdhaufenverfahren bei über 10 %, für Mauerwerks- Beton- oder Metallöfen bei 20 – 25 %, für Retortenöfen bei 30 % und für weiterentwickelte, modernere Verfahren bei 30 – 50 % (Cernik, 2008). Im Folgenden werden die üblichen, kostengünstigen Verfahren zur Herstellung von Kohle vorgestellt, die es ermöglichen sollen, Biokohle zu Hause im Garten oder in kleinen landwirtschaftlichen Betrieben selbst herzustellen. Mehr Informationen im Detail liefert die FAO (1987). Grundlegend ist hierbei auf folgendes zu achten:

- Der Prozess ist exotherm. D.h. nachdem die Pyrolyse einmal in Gang gebracht wurde, läuft der Prozess von selbst weiter und gibt dabei Hitze ab. Als Initialenergie wird meist ein Teil der Biomasse verbrannt.
- Die verwendete Biomasse sollte möglichst trocken sein, denn die Verdunstung von vorhandenem Wasser kostet zusätzlich Energie. Je trockener die Biomasse – um so größer die Erträge. Je weniger Holz zur Energieherstellung verbrannt werden muss, um so mehr wird in Kohle umgewandelt. Luftgetrocknetes Holz enthält immer noch

12 – 18 % Wasser (FAO, 1987).

- Während der Pyrolyse entsteht Kohlenmonoxid, dass eingeatmet toxisch wirkt (FAO, 1987). Deshalb sollte möglichst nur im Freien oder mit ausreichender Belüftung gearbeitet werden. Außerdem ist darauf zu achten, dass die Pyrolysegase vollständig verbrannt werden, da sonst Methangas entweicht, das ein zwanzig mal schlimmeres Treibhausgas ist als Kohlendioxid (Günther, 2008).
- Entsteht bei der Herstellung mehr Asche als Kohle, muss die Luftzufuhr minimiert werden, da das Holz verbrennt anstatt zu verkohlen.
- Ist nicht das gesamte Holz verkohlt, war die Anfangsenergie zu gering. Der Prozess verlief nicht heiß genug oder die Verweildauer war zu kurz.

Erdgruben & Erdhaufen

Diese Verfahren gehören zu den einfachsten und am weitesten verbreiteten. Um die Luftzufuhr abzuschneiden, wird hierbei eine Erdschicht/-decke als Dichtung verwendet. Außer Arbeitskräften, Werkzeug und natürlich dem Ausgangsmaterial werden keine weiteren Ressourcen benötigt. Allerdings ist diese Methode sehr ineffektiv und die Qualität der Kohle innerhalb des Ofens variiert stark (FAO, 1987). Der Aufwand für Abdichtung und Kontrolle steigt mit zunehmender Größe ebenso wie die Dauer des Prozesses, der zwischen ein, zwei Tagen und mehreren Wochen differiert. Vor allem der Abkühlungsprozess verlängert sich deutlich. Eine effektive Abdichtung sowie eine gute Gaszirkulation sind die wesentlichen größenlimitierenden Faktoren (FAO, 1987). Abbildung 3.2.1 zeigt die Skizze eines Erdhaufens.

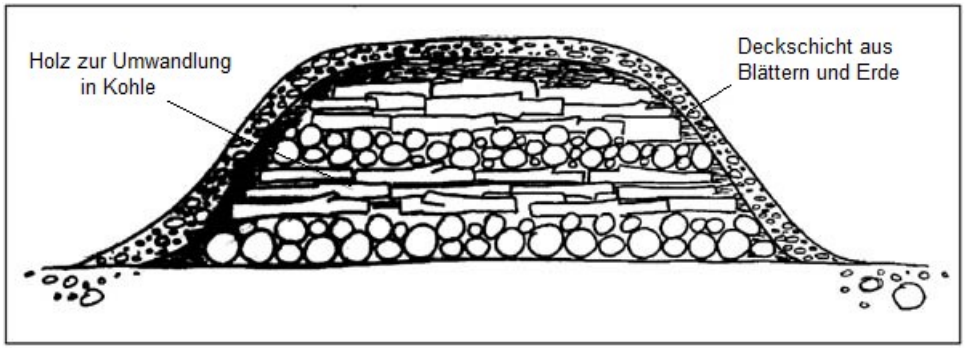

Abbildung 3.2.1: Erdhaufen zur Kohleherstellung [Quelle: nach http://www.howtopedia.org/wiki-en/images/9/9f/Biogas_p03.jpg]

Diese Verfahren könnten gut in der Landwirtschaft Verwendung finden. Mit der Zeit anfallende Biomassen-Reste werden an einem Ort aufgehäuft, um bei ausreichender Menge mit Erde bedeckt und zu Kohle umgewandelt zu werden. Zur kommerziellen Produktion sind sie relativ ungeeignet, da sie immer wieder neu aufgebaut werden müssen, relativ zeitintensiv sind und im großen Maßstab dennoch ein gewisses Maß an Fertigkeit und Know-how erfordern, sodass hier einfache Ziegelöfen rentabler zu betreiben sind.

Ziegelöfen

Werden Ziegelöfen richtig aufgebaut und angewendet, zählen sie zu den effektivsten Methoden zur Holzkohleproduktion (FAO, 1987). Ist das nötige Know-how vorhanden, liefern diese bei relativ geringen Investitionskosten qualitativ hochwertige Erträge. Der große Vorteil gegenüber den Erdöfen ist, dass Ziegelöfen nicht immer wieder neu aufgebaut werden müssen. Ziegelöfen sind auf sechs bis zehn Jahre Betrieb ausgelegt (FAO, 1987). Allerdings sind sie somit gleichzeitig in der Handhabung z.B. in Bezug auf Größe und Volumen weniger flexibel. Es gibt zahlreiche, unterschiedliche Bauformen und Ausführungen, bei denen die folgenden Anforderungen erfüllt sein sollten (FAO, 1987):

- Unempfindlichkeit gegenüber der thermischen Belastung des Aufheizens und Abkühlens.
- Auslegung auf das Gewicht der Biomasse sowie die mechanische Beanspruchung des Be- und Entladens.
- Eine ausreichende Dichtung, die gleichzeitig eine Regulierung der Luftzufuhr ermöglicht.
- Gute thermische Isolation während des Verkohlungsprozesses, ohne die darauf folgende Abkühlung unnötig zu verlängern.

Eine vereinfachte Variante ist, den Ziegelofen in einen Hang zu integrieren. So übernimmt dieser die Abgrenzung zu drei Seiten und Material wird eingespart.

Metallöfen

Metallöfen bieten im Gegensatz zu Erd- und Ziegelöfen einige Vorteile. Erstens sind sie transportabel und somit mobil einzusetzen. Zweitens lässt sich die Luftzufuhr, da es sich um einen abgedichteten Container handelt, einfacher regulieren. Zudem ist während des

Prozesses weniger Überwachung notwendig, auch ungeübtes Personal kann schnell angelernt werden (FAO, 1987). Durch die Effizienz des Metallofens und die gute Kontrollierbarkeit kann jegliche Art von Biomasse als Ausgangsmaterial genutzt werden. Das Ergebnis ist reine Kohle, die nicht von Erdresten getrennt und gereinigt werden muss. Außerdem kann der Deckel so konstruiert werden, dass der Prozess vor Regenwasser geschützt bleibt.

Nachteilig bleiben die Materialkosten, sofern der Ofen nicht ausschließlich aus recycelten Abfallmaterialien hergestellt wird. Außerdem die, im Gegensatz zu Ziegelöfen, kurze Lebensspanne von zwei bis drei Jahren (FAO, 1987). Zudem müssen zur eigenen Anfertigung des Ofens Kenntnisse der Metallverarbeitung sowie die erforderliche Ausrüstung vorhanden sein. Ein weiteres Problem stellen die Verbindungen einzelner Teile dar, die teilweise mit Sand und Erde zusätzlich abzudichten sind.

Abbildung 3.2.2: Kohleofen aus Ölfässern [Quelle: http://www.buddel.de/kft/holzkohle_tonne_a_500.jpg]

Es gibt zahlreiche unterschiedliche Ausführungen – von einfachen manuell gefertigten Varianten aus Standardölfässern (siehe Abbildung 3.2.2) bis zu riesigen industriellen Anlagen. Ein Metallofen aus Ölfässern eignet sich vor allem für die Verarbeitung kleiner Mengen landwirtschaftlicher Abfälle oder Gartenreste. Bei der Verarbeitung von massivem Holz wird meist keine vollständige Verkohlung erreicht (FAO, 1987). Das System ist gut zur kleinen dezentralen Kohleproduktion geeignet. Der Prozess dauert nur wenige Stunden – ca. 2-3 zur Verkohlung, plus ca. 3 Stunden zur Abkühlung. Je nach Ausführungsart erreicht das System eine Ausbeute von gut 23 %. Wichtig ist, die Tonne vorher von jeglichen Restflüssigkeiten zu

befreien, da sich sonst Flammen und giftige Gase entwickeln können.

Eine weitere kostengünstige Variante zum selber bauen z.B. zur Verkohlung von Gartenabfällen stellt Folke Günther (2008) vor. Hierbei werden zwei Metallzylinder (z.B. Öltonnen) unterschiedlicher Größe verschränkt ineinander gestellt. Der Innere – der auf dem Kopf steht und somit keine Luftzufuhr erhält – nimmt das zu verkohlende Material auf. Drum herum wird das Brennmaterial geschichtet und angezündet (siehe Abbildung 3.2.3). Die Belüftung erfolgt durch kleine Löcher im Außenzylinder. Die Pyrolyse findet nur im inneren Zylinder statt, wobei die Gase durch die Ritze zwischen beiden entweichen. Dieses Verfahren ist nicht besonders effektiv, da viel Holz verbrannt anstatt verkohlt wird, aber es ist eine sehr einfache und schnelle Variante zur Kohleherstellung im kleinen Rahmen.

Abbildung 3.2.3: Holzkohleproduktion mit zwei Metallzylindern [Quelle: http://www.holon.se/folke/carbon/simplechar/simplechar.shtml]

Eine andere Konstruktion beschäftigt sich mit der Ausnutzung von Solarenergie zur Initialisierung des Pyrolyseprozesses. Hierbei wird ein mit Biomasse gefülltes Metallrohr von außen mit einem Reflektor – der die Sonnenenergie bündelt – bestrahlt und so die Hitze erzeugt um den Verkohlungsprozess anzuregen.

Die hier beschriebenen Techniken geben nur einen kurzen Einblick in die zahlreichen Möglichkeiten zur Kohleproduktion, die sich meist in Art, Größe und Form sowie der Regulierung der Luftzufuhr unterscheiden. Je nach Ausgangslage und Anforderung an Qualität und Effizienz lässt sich im Einzelfall die beste Lösung finden.

3.3 Ökologische und ökonomische Aspekte der Kohleproduktion

Da die Herstellung von Kohle bisher vor allem der Energiegewinnung diente und zudem mit ökologischen und klimatischen Risiken verbunden ist, werden im folgenden Kapitel die ökologischen sowie ökonomischen Aspekte näher erläutert.

Grundsätzlich sollte immer versucht werden zumindest die entstehende Abwärme zu nutzen. So können auch Öfen, die zum Heizen oder Kochen verwendet werden der Kohleproduktion dienen, soweit es möglich ist die Luftzufuhr ausreichend zu regulieren. Dabei ist natürlich größte Vorsicht vor giftigen Gasen geboten.

Als Ausgangsmaterial ist je nach Produktionsweise jegliche Art von Biomasse geeignet. Es können somit Abfallprodukte aus Landwirtschaft und Garten verwendet werden, ohne das hierfür eigens Pflanzen angebaut oder Bäume gefällt werden müssen. Ob Holz, Sträucher, Stroh, Bambus, Olivenkerne, Maispflanzen, Reisspreu oder Kokosnuss-Schalen, alle pflanzlichen Reste sind verwertbar. Da die Kohle der Terra Preta fein gemahlen zugegeben wird, ist die Größe der Kohlestücke und somit des Ausgangsmaterials unerheblich. Laut Lehmann (2003) hat die Partikelgröße der dem Boden beigemengten Kohle nur geringe Auswirkungen auf Nährstoffaufnahme und Ernteerträge. Auch eine Stadt oder Gemeinde könnte aus den Abfällen der Straßen- und Parkanlagenreinigung Kohle herstellen. So kann ökologisch und ökonomisch sinnvoll Kohle produziert werden.

Ein An- und Abbau von Biomasse als Ausgangsmaterial zur Kohleproduktion im großtechnischen Stil ist dabei nicht erstrebenswert. Denn erstens ist Kohle keinesfalls eine besonders ökologische Energiequelle und zweitens besteht die Gefahr, dass diese mit der Produktion von Lebensmitteln in Konkurrenz tritt. Dies ist bereits in der Vergangenheit durch den rasanten Anstieg der Produktion von Biokraftstoff passiert. So wurde 2008 ein Drittel der Maisernte der Vereinigten Staaten zur Ethanolproduktion verwendet (Connor & Rast, 2009), was einen Anstieg der Lebensmittelpreise zur Folge hatte. Es wird geschätzt, dass die Maispreise weltweit durch die Produktion von Biosprit um ca. 70 % gestiegen sind (Connor & Rast, 2009).

Am Rande stellt sich die Frage, ob Farmer überhaupt davon überzeugt werden können, die produzierte Kohle als Dünger dem Boden beizumischen, anstatt sie zu verkaufen oder zum Eigenbedarf zu verbrennen. Schließlich besitzt Kohle einen Brennwert von ca. 30 kJ/g und ist somit ein wertvoller Energieträger (Factura *et al.,* 2010). Doch die Verbesserung der

Bodeneigenschaften mit der daraus resultierenden Steigerung der Ernteerträge und der Einsparung von künstlichem Dünger sowie die Reduktion von Trink- und Abwasserkosten könnten letztendlich überzeugen. Hierbei muss vor allem die Nachhaltigkeit der Terra Preta und somit der langfristige Nutzen zum Ausdruck gebracht werden.

In Zukunft könnte allerdings ein weiterer Konkurrent auftreten. So beschäftigen sich neueste Forschungsarbeiten mit Möglichkeiten zur Herstellung von sogenanntem „Biokraftstoff der zweiten Generation“ (Connor & Rast, 2009). Hierbei wird untersucht, ob Biosprit auch aus Zellulose hergestellt und somit ebenfalls aus jeglichen landwirtschaftlichen Abfallprodukten gewonnen werden kann (Marris, 2006). Doch laut Connor & Rast (2009) sind konkrete Ergebnisse vermutlich nicht innerhalb der nächsten fünf bis zehn Jahre zu erwarten. Außerdem könnten sich beide Ansätze ergänzen, indem aus den Abfallprodukten Kohle hergestellt wird, während gleichzeitig die flüchtigen organischen Moleküle der Biospritherstellung dienen (Marris, 2006).

4 Der Terra-Preta-Prozess

Das Ziel ist es, den Terra-Preta-Prozess möglichst einfach und kostengünstig – ohne anspruchsvolle Technik und Know-how – umzusetzten. Zudem wurde versucht, das Ganze geschlossen zu gestalten, sodass kaum ein Kontakt mit den Fäkalien selbst besteht. Erfahrungen bei der Umsetzung anderer, ökologischer Sanitärkonzepte zeigen, dass gerade in der Benutzerakzeptanz die größte Schwierigkeit liegt. Das Thema „Fäkalien“ ist bei den meisten Menschen tabu.

Bis jetzt liegen noch keine konkreten Forschungsergebnisse zur Wirkungsweise und Effektivität vor, da sich das ganze Konzept noch in der Entwicklung befindet. Die geplante Umsetzung beruht auf Erfahrungen aus einer knapp zwei Jahre bestehenden Pilotanlage von Haiko Pieplow (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berlin). Darauf aufbauend wird nun an der TUHH versucht, den Prozess wissenschaftlich zu erforschen und mit konkreten Zahlen zu belegen. Erste Ergebnisse stehen kurz vor der Veröffentlichung.

Der geplante Terra-Preta-Prozess ist in drei Teilschritte unterteilt. Die Sammlung der Fäkalien und Zusatzstoffe, gefolgt von einer Laktofermentation und anschließender Wurmkompostierung. Auf die einzelnen Verfahren wird im Folgenden näher eingegangen.

4.1 Sammlung

Der gesamte Prozess soll möglichst in nur einem Behältnis stattfinden, sodass das Ausgangsmaterial niemals umgefüllt werden muss. Es werden einfache Behälter verwendet, in die nur Fäzes, also nur feste menschliche Ausscheidungen – kein Urin – entleert werden. Auch Toilettenpapier wird zunächst getrennt entsorgt. Ob Toilettenpapier auch integriert werden kann oder sogar für die folgenden Prozesse nützlich ist, muss noch genauer untersucht werden. Erste Ergebnisse zeigen, das die Zugabe von Papier speziell für die Wurmkompostierung von Vorteil ist. Der Urin wird separat gesammelt und kann nach einer Speicherzeit von mindestens einem, am besten sechs Monaten, in der alle potentiellen Krankheitserreger durch den natürlichen Anstieg des pH-Wertes abgestorben sind, verdünnt als Dünger dienen (World Health Organization (WHO), 2006). Alle pathogenen Keime, Bakterien, Viren und Parasiten werden vom Körper vorwiegend mit den Fäzes abgeschieden, sodass der Urin separat gesammelt nahezu steril ist. Die größte Gefahr entsteht durch

Übertragungseffekte bei Kontakt von Urin und Fäzes. Weitere Informationen zur Urin-Trennung und -Wiederverwendung bietet die GTZ (Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit) in „Basic overview of urine diversion components“ (Von Münch & Olt, 2009).

Da mit den Fäzes Krankheitserreger ausgeschieden werden, brauchen diese eine spezielle Behandlung, bestehend aus einer Vor- und Nachbehandlung. Die Vorbehandlung findet schon während der Sammlung statt und verfolgt die Ziele den Geruch zu dezimieren, Fliegen abzuhalten und hygienische Risiken zu minimieren (Jönsson *et al.*, 2004). Dazu werden die Fäzes nach jedem Stuhlgang vollständig mit Kohle bedeckt, sodass keine freie Oberfläche übrig bleibt. An der TUHH wird hierzu mit einer Mischung von 75 % Kohle, 16 % Calciumcarbonat ($CaCO_3$) und 9 % Waldboden experimentiert, die – um der Staubentwicklung beim Einstreuen entgegenzuwirken – mit Wasser auf einen Feuchtigkeitsgehalt von 16 % gebracht wurde (Factura *et al.,* 2010).

Die entscheidende Kohle wird also gleich zu Anfang in den Terra-Preta-Prozess integriert. Da sich durch die Kohlezugabe der pH-Wert erhöht, werden von Beginn an die pathogenen Keime reduziert. Danach ist der Deckel zu schließen. Erstens – um vor dennoch entstandenen Gerüchen zu schützen – und zweitens – um die Sauerstoffzufuhr zu minimieren. Dies ermöglicht in den unteren Schichten bereits jetzt den Beginn des folgenden Laktofermentationsprozesses. Je schneller dieser abläuft, umso weniger Masse und Nährstoffe gehen während des Prozesses verloren (North Dakota State University (NDSU), 2004).

Bioabfälle werden separat gesammelt und erst nach dem Laktofermentationsprozess hinzugegeben.

4.2 Laktofermentation / Silage

Ist der Behälter voll, wird er mit einem luftdichten Deckel verschlossen und der Laktofermentationsprozess beginnt. Ziel der Fermentation ist es durch die Reduktion organischer Substanzen die gesammelten Fäzes auf die Wurmkompostierung vorzubereiten und gleichzeitig unangenehmen Gerüchen entgegenzuwirken. Zusätzlich wird ein Teil der Bakterien und Krankheitserreger – bei gleichzeitiger Konservierung der Nährstoffe – abgetötet.

Der Prozess der Laktofermentation entspricht dem der Silage, eine vielerorts von Bauern

benutzten Methode zur Konservierung von Grünfutter. Die erforderlichen Grundkenntnisse für dieses Verfahren sind also meist vor Ort vorhanden. Das Hauptziel der Silage ist es, möglichst viele Nährstoffe über lange Zeit zu konservieren. Ein für die Terra-Preta-Produktion perfekt geeigneter Ansatz.

Die Hauptreaktion ist eine Milchsäuregärung unter anaeroben Bedingungen. Deshalb bleibt das Silo den ganzen Prozess über geschlossen, Sauerstoff darf nicht eindringen. Während der Laktofermentation gibt es keine Geruchsbelästigung. Erstens ist der Behälter rundum luftdicht verschlossen und zweitens riecht Milchsäure im Gegensatz zu anderen Säuren und Fäulnisprozessen nicht unangenehm. Auch nach dem Prozess beim Öffnen tritt kein schlechter Geruch aus. Erste Erfahrungen an der TUHH zeigen schon jetzt, dass auch bereits während der Sammlung der Fäzes durch die Kombination aus Kohle und dem Beginn der Laktofermentation keine unangenehmen Gerüche entstehen (Factura *et al.,* 2010).

Der Silage-Prozess unterteilt sich normalerweise in drei Phasen:

Phase I

Zu Beginn der ersten Phase befindet sich noch immer Sauerstoff im Behälter. Aerobe Bakterien müssen diese zunächst „veratmen“. Dabei verbrauchen sie kostbaren Kohlenstoff, der sowohl für die Milchsäuregärung und Kompostierung benötigt wird als auch im Endprodukt wünschenswert ist. Aus diesem Grund sollte der Sauerstoffgehalt von Anfang an möglichst gering sein, damit die erste Phase schnell abgeschlossen ist. Darüber hinaus wird so der Bildung von Schimmelpilzen vorgebeugt. Der Vorgang dauert zwischen null bis zwei Tagen, im besten Fall nur ein paar Stunden (NDSU, 2004). Durch den Atmungsprozess entsteht Wasser, was die Ausgangsmasse deutlich feuchter macht. Der Prozess ist stark exotherm, die Temperatur steigt in Abhängigkeit von der Ausgangstemperatur um ca. 8 °C (NDSU, 2004).

Phase II

Ist der Sauerstoff aufgebraucht, beginnt Phase zwei. Die aeroben Bakterien sterben ab und die Laktofermentation beginnt. Hierbei entwickeln sich Bakterien, die den Kohlenstoff in Essigsäure umwandeln. Dieser Schritt ist wichtig, da so der pH-Wert herabgesetzt wird: eine entscheidende Voraussetzung für die eigentliche Milchsäuregärung. In der Regel dauert Phase zwei nicht länger als ein bis zwei Tage (NDSU, 2004). Essigsäurebakterien benötigen einen pH-Wert größer fünf. Wird dieser unterschritten, beginnt Phase drei (NDSU, 2004).

Phase III

Phase drei ist entscheidend für die Laktofermentation. Durch den gesunkenen pH-Wert entwickeln sich *Lactobazillen*, sogenannte Milchsäurebakterien. Auch diese arbeiten anaerob und wandeln dabei Zucker in Milchsäure um. Milchsäure ist die effizienteste und schnellste Fermentationssäure und daher besonders wünschenswert. Je schneller der Fermentationsprozess abgeschlossen ist, desto mehr Nährstoffe bleiben erhalten und desto nährstoffreicher wird die entstehende Terra Preta. Für einen erfolgreichen Silageprozess sollten mindestens 60 % der organischen Säuren Milchsäuren sein (NDSU, 2004). Phase drei nimmt am meisten Zeit in Anspruch, ungefähr 15 bis 20 Tage (NDSU, 2004). Währenddessen wird der pH-Wert soweit herabgesetzt, dass überhaupt kein Bakterienwachstum mehr möglich ist. Dies ist in der Regel bei einem ph-Wert zwischen 3,8 und 4,2 erreicht, der in Abhängigkeit von Ausgangsmaterial und Fermentationsbedingungen stark schwanken kann (NDSU, 2004). Ist dieser Endzustand erreicht, wird jegliche biologische Aktivität eingestellt – die Silage ist konserviert. Tritt kein Sauerstoff ein, finden keine Abbauprozesse mehr statt.

Nach ca. 30 Tagen ist die gesamte Fermentation abgeschlossen, der Behälter darf geöffnet werden und die Wurmkompostierung kann beginnen.

Eine Abweichung von der konventionellen Grünfutter-Silage, stellt beim Terra-Preta-Prozess die Kohlezugabe während der Fäkaliensammlung dar. Die hohe Pufferkapazität der Kohle hemmt das Absenken des pH-Wertes. Bei den Versuchen der TUHH wurden bis jetzt keine daraus resultierenden Probleme diagnostiziert.

Weiterhin muss auf eine ausreichende Feuchtigkeit des Ausgangsmaterials geachtet werden. Diese ist für den Fermentationsprozess essentiell, da die Bakterien vorwiegend gelösten Kohlenstoff verarbeiten. Bei der Silage liegt der Feuchtigkeitsgehalt je nach Ausgangsmaterial bei 40 bis 70 % (NDSU, 2004) und steigt während des Prozesses noch an.

Prozessverbesserung durch Effektive Mikroorganismen (EM)

Um den Laktofermentationsprozess anzukurbeln, wird an der TUHH mit dem Zusatz von sogenannten Effektiven Mikroorganismen (EM) experimentiert. Diese werden im Verhältnis 1 zu 10 der Kohle beigemischt und gelangen so nach jedem Stuhlgang mit in den Sammelbehälter.

EM wurden 1982 zur Verbesserung der landwirtschaftlichen Produktion als Alternative zur chemischen Düngung entwickelt. Aber schon bald fanden sich weitere Einsatzmöglichkeiten wie zur Umweltsanierung, zur Unterstützung der Abwasserbehandlung und der Kompostierung von organischen Abfällen, zur Geruchsreduzierung bei der Viehzucht und viele weitere Anwendungen, an denen noch geforscht wird (EM Research Organization, 2008). EM ist eine Flüssigkeit, in der viele unterschiedliche fermentative Mikroorganismen enthalten sind. Die Hauptbestandteile sind Milchsäurebakterien, Hefen und Photosynthese-Bakterien. Die Mikroorganismen wirken Fäulnis entgegen und fördern anaerobe Umwandlungsprozesse.

Da EMs künstlich hergestellt und nicht überall erhältlich sind, wird an der TUHH neben der Verwendung von EM an einer kostengünstigeren Alternative geforscht, der Zugabe von Sauerkrautsaft. Sauerkraut ist durch natürliche Milchsäuregärung konservierter Weißkohl und deshalb ebenfalls reich an Milchsäuren. Ob Sauerkrautsaft eine wirkungsvolle Alternative ist und ob die Zugabe von Milchsäurebakterien überhaupt notwendig ist, wird sich zeigen.

4.3 Wurmkompostierung

Bei der Kompostierung werden organische Substanzen durch Mikroorganismen und Kleinstlebewesen abgebaut und in Erde umgewandelt. Bei der Wurmkompostierung kommen additiv Würmer zum Einsatz, um die Qualität des Kompostes zu verbessern und den Prozess zu beschleunigen (Simons, 2008).

Die ersten Versuche mit der Wurmkompostierung zur Behandlung von Fäkalien machten Basja *et al.* 2002 und Gajurel 2003 (Shalabi, 2006). Bis dahin wurde das Prinzip nur zur Behandlung organischen Abfalls angewandt. Das besondere an der Wurmkompostierung sind die Regenwürmer, die organische Materialien schnell zersetzen und in nährstoffreiche Erde umwandeln. Vorhandene Nährstoffe werden so pflanzenverfügbar gemacht. Es entstehen Formen wie Nitrat, Ammonium, austauschbarer Phosphor sowie gelöstes Kalium, Calcium und Magnesium (Shalabi, 2006). Diese Nährstoffformen können Pflanzen viel besser aufnehmen. Zusätzlich verbessern die entstehenden Humuskomplexe die Speicherung von Wasser und Nährstoffen, die pH-Pufferkapazität und – durch die Bindung von Schwermetallen und organischen Schadstoffen – die Entgiftung des Bodens (Wagner & Illmer, 2004).

Im Gegensatz zum normalen Kompost sind die Temperaturen bei der Wurmkompostierung deutlich geringer. Da kaum exotherme Reaktionen stattfinden, steigt die Temperatur während des Prozesses nicht an. Eigentlich sind hohe Temperaturen zur Abtötung pathogener Keime bei der Behandlung von Fäkalien wünschenswert, aber in der Praxis überleben diese auch die Wurmkompostierung nicht. Dennoch wird eine zusätzliche Vor- oder Nachbehandlung empfohlen (Shalabi, 2006). In diesem Fall besteht diese aus dem Fermentationprozess, sodass letztendlich durch die Kombination der beiden Prozesse ein hygienisch unbedenkliches Endprodukt entsteht. Generell ist die Wurmkompostierung zur Behandlung von Fäzes besser geeignet und einfacher zu realisieren als die Kompostierung ohne Würmer (Shalabi, 2006).

Regenwürmer sind die wichtigste Bodenfauna der Erde und machen in den meisten Ökosystemen 80 % der wirbellosen Lebewesen im Erdboden aus (Shalabi, 2006). Sie lassen sich in drei Kategorien einteilen (Abbasi, 2008):

Epigäische Regenwürmer leben hauptsächlich in der obersten Humusschicht des Bodens. Sie sind zur Kompostierung am besten geeignet, da ihr natürlicher Lebensraum dem organisch reichhaltigen Kompost am meisten entspricht. *Anektische* Würmer leben in Bodenschichten bis zu ca. zwei Metern Tiefe und graben vertikale Gänge, sodass sie für eine gute Durchmischung der einzelnen Schichten sorgen. Die letzte Gruppe sind die *Endogäischen* Regenwürmer, die im oberen Bereich des Mineralbodens leben und horizontal verzweigte Gänge haben.

Es gibt fast 6500 verschiedene Regenwurmarten auf der Erde, aber nur wenige eigenen sich für den Kompostierungsprozess. Zur Zeit sind fünf verschiedene Arten bekannt, die zur Zersetzung organischer Abfallprodukten eingesetzt werden (Shalabi, 2006):

- *Eisenia fetida* (gemäßigtes Klima)
- *Denbrobena veneta* (gemäßigtes Klima)
- *Lumbricus rubellus* (gemäßigtes Klima)
- *Eudrilus eugenieae* (tropisches Klima, Afrika)
- *Perionyx excavatus* (tropisches Klima, Asien)

Mit Abstand am meisten wird der *Eisenia fetida* zur Wurmkompostierung verwendet. So auch bei den Laborversuchen an der TUHH.

Die benötigten Würmer können sowohl aus alten Mist- oder Komposthaufen gesammelt, als auch im Fachhandel bestellt werden. Etwas aufwendiger aber kostengünstig, ist es die Regenwürmer selbst im Garten zu sammeln. Ausgelegte Steine, Holzbretter oder ähnliches, unter denen sich die Würmer verstecken, vereinfachen die Suche.

Abbildung 4.3.1: Kompostwürmer [Quelle: http://static.howstuffworks.com/gif/vermicomposting-1.jpg]

Wie sieht nun der Abbauprozess im Körper des Regenwurmes aus? Der Wurm nimmt die organischen Abfälle auf, macht sie durch Drüsensekrete und Mikroben verdaubar und zersetzt sie schließlich durch sich ständig vermehrende Mikroorganismen im Darm, die dann mit dem Kot wieder ausgeschieden werden (Simons, 2008).

Neben der biochemischen Zersetzung des organischen Materials im Verdauungstrakt, trägt der Regenwurm auch durch physikalisch-mechanische Prozesse zur Verbesserung der Bodenqualität bei. Zum einen sorgt die Bewegung des Regenwurms im Kompost für eine ständige Durchmischung und Zerkleinerung der Abfälle. Zum anderen entstehen durch die ständige Auflockerung des Bodens aerobe Verhältnisse. Diese verhindern Fäulnisprozesse und unterstützen aerobe Mikroorganismen, die vorwiegend für die Zersetzung der organischen Stoffe verantwortlich sind.

Der Prozess ist geruchsfrei, denn einerseits verhindern die aeroben Verhältnisse geruchsintensive anaerobe Fäulnisprozesse und andererseits geben die Regenwürmer Flüssigkeiten ab, die antibakterielle Eigenschaften besitzen und pathogene Keime abtöten (Shalabi, 2006).

Prozessbedingungen

Regenwurmarten aus gemäßigten Klimazonen erzielen die besten Kompostierungsergebnisse bei Temperaturen zwischen 20 und 30 °C (Shalabi, 2006). Bei Temperaturen unter Null und über 30 °C sterben sie (Shalabi, 2006). Da viele mikrobiologische, anaerobe Zersetzungsprozesse exotherm, also wärmeproduzierend sind, werden deshalb Abfälle normalerweise nur in dünnen Schichten auf Komposthaufen aufgebracht. So werden aerobe Verhältnisse garantiert und eine zu starke Wärmebildung verhindert. Außerdem können wurmschädliche toxische Gase vorab entweichen. Wie bereits erwähnt, wurde beim Terra-Preta-Prozess aus diesem Grund die Fermentation vorgezogen, sodass die anaerobe Zersetzung bereits vorher stattfand. Herkömmliche Verfahren empfehlen hier eine Vorkompostierung. Welche Temperaturhöhe tropische Regenwurmarten aushalten, ist noch nicht explizit erforscht. Die meisten überleben aber keine Temperaturen unter 5 °C (Shalabi, 2006).

Ein kritischster Einflussfaktor auf die Wurmkompostierung ist die Feuchtigkeit des Ausgangsmaterials. Der optimale Wassergehalt liegt bei 70 – 80 %, über 85 oder unter 65 % sind die Würmer nicht lange überlebensfähig (Shalabi, 2006).

Ein ebenfalls wichtiger Faktor ist der pH-Wert. Dieser steigt während der Kompostierung an. Die entstehenden aeroben Verhältnisse sorgen für den Abbau flüchtiger Fettsäuren und neutralisieren so den pH-Wert (Shalabi, 2006). Außerdem wird in Kalkdrüsen der Speiseröhre des Regenwurmes Calciumcarbonat produziert und mit ausgeschieden, wodurch der pH-Wert des Bodens zusätzlich beeinflusst werden kann (Simons, 2008). Am besten funktioniert der Prozess bei einem pH-Wert zwischen 6,5 und 7,5.

Eine weitere entscheidende Größe, ist das Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis, das bei der Wurmkompostierung zwischen 20 und 30 liegen sollte (Shalabi, 2006). Bei einem deutlich niedrigeren Verhältnis ist zu wenig Kohlenstoff vorhanden, so dass Ammoniak (NH_3) freigesetzt wird, was den weiteren Abbauprozess hemmt (Wagner & Illmer, 2004). Bei zu viel Kohlenstoff müssen die Mikroorganismen diesen erst veratmen, was den Rottevorgang verzögert (Wagner & Illmer, 2004).

Die Effektivität der Wurmkompostierung hängt noch von vielen weiteren Einflussfaktoren ab: der Art der Ausgangsstoffe, der Anzahl der Regenwürmer, der verwendeten Anlage und der Prozessdauer. In unserem Fall gehen wir von einer Kompostierungszeit von mindestens 30

Tagen aus. Dann ist das erwünschte Endprodukt – nachhaltig nährstoffreiche Terra Preta – fertiggestellt.

Bis jetzt gibt es noch Probleme bei der Umsetzung der Wurmkompostierung, da die Fäzes nach der Fermentation keine optimalen Voraussetzungen bieten. Während des Prozesses ist viel Feuchtigkeit entstanden, das Ausgangsmaterial ist zu nass. Zudem ist sämtlicher Sauerstoff aufgebraucht, es entstanden anaerobe Verhältnisse. Auch der pH-Wert ist stark abgesunken. Vor allem aber ist das Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis zu niedrig, sodass es zur Bildung des für die Würmer toxischen Ammoniak kommt (Factura *et al.,* 2010). Die Versuche haben gezeigt: Werden die Würmer nach der Fermentation direkt in den Behälter gegeben sterben sie auf Grund des abrupt wechselnden Milieus. Um diese Anfangsprobleme zu umgehen, bieten sich zwei verschiedene Optionen an.

Die Erste weicht von der ursprünglichen Idee ab, alle Prozesse in einem Behälter zu realisieren. Die Fäkalien kommen nach der Fermentation auf einen Komposthaufen. So trocknen sie etwas aus und werden erneut belüftet. Erst nach einiger Zeit kommen die Würmer hinzu und die Kompostierung beginnt. Die Zugabe von Bioabfall verbessert zusätzlich die Milieubedingungen. Haiko Pieplow war im Pilotprojekt mit dieser Methode bereits sehr erfolgreich. Diese Variante hat den Vorteil, dass durch den separaten Komposthaufen, -behälter oder -kiste optimale Bedingungen für die Wurmkompostierung entstehen. Abflusslöcher für die Verrottungsflüssigkeit sowie Belüftung und Temperatur lassen sich so genau anpassen.

Die zweite Möglichkeit sieht vor, den Silagebehälter beizubehalten und auf die fermentierten Fäkalien eine Schicht zerkleinerter Bioabfälle aufzubringen. Die Würmer werden dann untergemengt und befinden sich so in einer sauerstoff- und nährstoffreichen Umgebung mit optimalen Voraussetzungen. Bietet der Bioabfall nicht mehr genug Lebensraum für die Würmer, dringen diese auf der Suche nach Nahrung in die tieferen Schichten ein und passen sich allmählich den dortigen Bedingungen an.

Zusätzlich sollte schon während der Sammlung der Fäzes geschreddertes Holz und eventuell Bacillus subtilis – im Volksmund Heubazillus genannt – hinzugegeben werden. Dies beugt der Feuchtigkeitsbildung vor und verbessert das Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis (Factura *et al.,* 2010). Hier besteht noch weiterführender Forschungsbedarf.

5 Massenbilanz

Die Planung und Auslegung sanitärer Konzepte fordert die detaillierte Kenntnis von Größe, Beschaffenheit und Veränderung der unterschiedlichen Stoffströme. Am besten verwendet man direkt vor Ort gemessene Daten. Da deren Beschaffung aber oft nicht möglich oder technisch zu aufwendig ist, sind auch allgemeine Kennzahlen hilfreich, die auf Erfahrungswerten bestehender Anlagen beruhen. Mit Hilfe solcher Zahlen lassen sich die Dimensionen der Anlage und die entstehenden Restmengen überschlägig berechnen. Darüber hinaus können Reinigungsgrad, Wiederverwendungspotential und Umweltverträglichkeit abgeschätzt werden.

Für ökologische Sanitärkonzepte, aufbauend auf der Trennung und Wiederverwendung einzelner Abwasserströme, stehen bis jetzt nur wenige Informationen zur Verfügung. Große, zentrale Kläranlagen lassen – durch die Vermischung und sofortige Verdünnung der Fäkalien mit Wasser – die Erfassung getrennter Stoffströme nicht zu. Deshalb besteht die vorhandene Datenbasis nur aus einzelnen Pilotprojekten, die wenig repräsentativ mit großen Schwankungsbereichen sind. Basierend auf einer ausführlichen Recherche wurde in der vorliegenden Arbeit versucht, sofern Alternativen zur Verfügung standen, die plausibelsten Werte herauszugreifen.

Bei der Konzeption der Terra-Preta-Herstellung sind die Volumenströme von Fäzes und Bioabfall entscheidend. Da das entstehende Grauwasser zur Bewässerung wiederverwendet werden kann, wird dieses zusätzlich in die Massenbilanz mit aufgenommen. Ebenso die für den Terra-Preta-Prozess essentielle Kohle. Es werden Daten zu China und Deutschland erfasst. Neben der Erfassung der anfallenden Massen, werden zusätzlich Daten über den Nährstoffgehalt und die Verschmutzung gesammelt, mit deren Hilfe die Fruchtbarkeit sowie die biologische Unbedenklichkeit der entstehenden Terra Preta abgeschätzt werden kann.

5.1 Ausgangsstoffe

Zunächst werden die anfallenden Mengen und Konzentrationen der Ausgangsstoffe vor dem Terra-Preta-Prozess aufgelistet. Dabei wird von einer sauber getrennten Sammlung der einzelnen Stoffströme ausgegangen. Etwaige Vermischung von Fäzes mit Urin, Menstruationsblut oder Erbrochenem durch falsche Nutzung der Trenntoiletten wird nicht berücksichtigt.

5.1.1 Fäzes

Unter Fäzes werden feste menschliche Ausscheidungen ohne Wasserverdünnung, auch als Kot oder Stuhl bezeichnet, verstanden. Diese bestehen aus im Verdauungstrakt mit Hilfe von Bakterien zersetzter Nahrung.

Zur Massenbilanzierung wurden vorwiegend zwei Quellen verwendet. Die chinesischen Daten stammen aus Jönsson *et al.* (2004). Hier wurden schwedische Werte mit den chinesischen Werten von Gao *et al.* (2002) verglichen. Für Deutschland werden die Werte aus Oldenburg *et al.* (2008) und Meinzinger & Oldenburg (2009) verwendet. Hierbei handelt es sich um eine Datensammlung von 64 deutschen Literaturquellen die, da sie für manche Fraktionen als nicht ausreichend angesehen wurden, durch weitere 47 europäische Quellen ergänzt wurden. Die so errechneten Medianwerte basieren somit auf einer breit gefächerten Datengrundlage, die allerdings nicht weiter nach Größe der Beprobung oder des Einzugsgebietes gewichtet wurde.

5.1.1.1 Masse

Nahrung ist unterschiedlich gut verdaubar. Dies hängt damit zusammen, wie viele Ballaststoffe, also unverdauliche Stoffe, darin enthalten sind. Fleisch hat zum Beispiel wenig Ballaststoffe, es werden wenig Fäzes ausgeschieden, während hingegen Vegetarier größere Mengen produzieren.

Menge und Volumen der Fäzes hat somit zahlreiche Einflussfaktoren, wie Essgewohnheiten, Wasserverbrauch und Alter der Person, sowie Klimazone und ländliche oder städtische Region (Geurts, 2005). In Europa und Nordamerika entstehen täglich zwischen 0,1 und 0,2 kg Feuchtmasse (FM) / Einwohner (E), während hingegen Entwicklungsländer eine Spannweite von 0,13 bis 0,52 kg FM/E aufweisen (Shalabi, 2006). Generell wiegen die täglichen Fäzes einer Person aus ländlichen Gebieten mehr als die von Personen aus der Stadt. Zusätzlich variiert der Wassergehalt. Mit zunehmender Masse steigt der Wasseranteil. So liegt bei durchschnittlich 0,1 – 0,15 kg FM der Wassergehalt bei ungefähr 75 %, bei 0,5 kg FM aber bei 90 % (Shalabi, 2006).

In Tabelle 5.1.1 sind die zusammengetragenen Massenangaben für Deutschland und China aufgelistet. Die Trockenmasse (TM) von Deutschland wurde mit 25 % (nach Shalabi, 2006) veranschlagt. Die chinesische war direkt angegeben und ergibt einen Wassergehalt von ca. 80 %.

Tabelle 5.1.1: Durchschnittliche Masse an Fäzes, Deutschland & China

	FM [kg /(E*a)]	FM [kg/(E*d)]	TM [kg/(E*a)]	TM [kg/(E*d)]	Quelle
Deutschland	51	0,14	13	0,04	Oldenburg *et al.*, 2008
China	115	0,32	22	0,06	Jönsson *et al.*, 2004

Beim Vergleich der Daten fällt auf, dass die chinesischen Werte mehr als doppelt so hoch sind wie die deutschen.

Da im Allgemeinen jeder Haushalt, bzw. jede Wohneinheit eine gemeinsame Toilette benutzt, ist zur Berechnung der Gesamtmenge die durchschnittliche Personenanzahl pro Wohneinheit (WE) im jeweiligen Land notwendig. Laut statistischem Bundesamt lebten 2006 in Deutschland im Durchschnitt 2,1 Personen je Wohneinheit. In China ist diese Zahl deutlich größer. 1982 lag sie noch bei 4,43 für ländliche Gebiete (Xiaowei & Silbermann, 2009). In den nächsten zwanzig Jahren bis 2002 ist sie allerdings, durch den von der Politik vorangetriebenen Wandel von Mehrgenerationen-Haushalten zu dreiköpfigen Kernfamilien, bereits auf 3,39 gesunken, in den Städten sogar auf 3,0 (Xiaowei & Silbermann, 2009). Deshalb werden für diese Berechnung als Mittelwert 3,2 Personen pro Wohneinheit für China angenommen.

Die tägliche Gesamtmasse an Fäzes pro Wohneinheit ergibt sich also zu:

- Deutschland: $0{,}14 \cdot 2{,}1 = 0{,}294$ [kg FM/(WE*d)]
- China: $0{,}32 \cdot 3{,}2 = 1{,}024$ [kg FM/(WE*d)]

Durch die unterschiedliche Menge Fäzes pro Person und die unterschiedliche Personenanzahl je Wohneinheit weichen die Gesamtmengen für China und Deutschland stark voneinander ab. So sind die chinesischen Werte letztendlich mehr als dreimal so groß wie die deutschen. Dies ist bei der Auslegung und Dimensionierung der Anlage von entscheidender Bedeutung, da zum Beispiel die Sammelbehälter häufiger gewechselt werden müssen und somit mehr Speicherplatz notwendig wird.

5.1.1.2 Nährstoffgehalt

Die Bestimmung des Nährstoffgehaltes ist wichtig, um die Fruchtbarkeit und Qualität der entstehenden Terra Preta einzuschätzen und somit Rückschlüsse auf die Effizienz des Verfahrens zu ziehen.

Nährstoffe werden grundsätzlich in Makro- und Mikronährstoffe unterteilt. Zu den Makronährstoffen zählen die sechs Elemente: Stickstoff (N), Phosphor (P), Kalium (K), Schwefel (S), Kalzium (Ca) und Magnesium (Mg). Pflanzen nehmen – meist über die Wurzeln in Form von Ionen – bis zu hundertmal mehr Makronährstoffe als Mikronährstoffe auf (Jönsson *et al.*, 2004). Das wichtigste Element ist hier der Stickstoff. Davon wird mehr als von allen andern Nährstoffen zusammen benötigt (Jönsson *et al.*, 2004). Mikronährstoffe – auch als Spurenelemente bezeichnet – bedeuten nicht, dass diese Nährstoffe für die Pflanzen weniger wichtig wären, sondern nur, dass davon geringere Mengen gebraucht werden. Hierzu zählen folgende Elemente: Bor (B), Kupfer (Cu), Eisen (Fe), Mangan (Mn), Chlor (Cl), Molybdän (MO) und Zink (Zn), (Jönsson *et al.*, 2004). Da die Datenerfassung und Dokumentation der Mikronährstoffe in Fäzes sehr mangelhaft ist, beschränken wir uns in dieser Arbeit allein auf die drei Hauptmakronährstoffe N, P und K. Generell enthalten menschliche Fäkalien alle Mikronährstoffe, die für das Pflanzenwachstum notwendig sind (Jönsson *et al.*, 2004).

Daten zum Anteil organischer Substanzen konnten leider nur zu Deutschland recherchiert werden. Der organische Anteil wird durch den CSB (Chemischer Sauerstoff-Bedarf) und den BSB_5 (Biologischer Sauerstoff-Bedarf in fünf Tagen) ausgedrückt. Organische Stoffe sind wichtig für die Pflanzen, da sie die Bodenstruktur verbessern, die Wasserspeicher- und Pufferkapazität erhöhen und gleichzeitig den Mikroorganismen als Energieträger dienen (Jönsson *et al.*, 2004).

Die mit der Nahrung aufgenommenen Nährstoffe verlassen den Körper entweder mit dem Urin oder den Fäzes, je nachdem wie verdaulich sie sind. Solange sich der Mensch noch in der Wachstumsphase befindet, werden auch einige Nährstoffe vom Körper selbst verbraucht: ca. 2 % des konsumierten Stickstoffes, 6 % des Phosphors und 0,6 % vom Kalium (Jönsson *et al.*, 2004). Urin ist vorwiegend reich an Stickstoff, während hingegen die Fäzes einen hohen Anteil an organischen Stoffen sowie Phosphor enthalten. Außerdem sind die meisten Nährstoffe im Urin sofort pflanzenverfügbar, da sie alle wasserlöslich sind. In den Fäzes befinden sich auch ungelöste Nährstoffe, die erst durch den biologischen Abbau pflanzenverfügbar gemacht werden müssen (Jönsson *et al.,* 2004; siehe auch Kapitel 4.3 Wurmkompostierung). Welcher Prozentsatz der aufgenommenen Nährstoffe mit dem Urin und welcher mit den Fäzes ausgeschieden wird, ist unterschiedlich. Die Tabelle 5.1.2 gibt hierfür durchschnittliche Werte für Deutschland und China an.

Tabelle 5.1.2: Anteile des ausgeschiedenen N,P und K in Urin und Fäzes, Deutschland & China

	N		P		K		Quelle
	[%] im Urin	[%] in Fäzes	[%] im Urin	[%] in Fäzes	[%] im Urin	[%] in Fäzes	
Deutschland	84,2	15,8	66,7	33,3	80	20	Oldenburg *et al.*, 2008
China	87,5	12,5	66,7	33,3	72,2	27,8	Jönsson *et al.,* 2004

Der Nährstoffgehalt der Fäzes kann regional sehr unterschiedlich ausfallen, da er von der Ernährung, dem Wasserverbrauch sowie den sozioökonomischen und kulturellen Faktoren beeinflusst wird (Meinzinger & Oldenburg, 2009). Leider gibt es nur sehr wenig Informationen dazu, da kaum flächendeckende Messungen existieren. Deshalb entwickelten die schwedischen Forscher Jönsson & Vinnerås (2004) eine Methode, mit deren Hilfe die zwei wichtigsten Nährstoffgehalte (Phosphor und Stickstoff) in Fäzes ohne direkte Messungen abgeschätzt werden können. Diese werden dabei von der Nahrungsaufnahme oder konkret vom Proteingehalt der aufgenommenen Nahrung abgeleitet. Hierzu liefert die FAO statistische Informationen für unterschiedliche Länder. Die Gleichungen lauten (Jönsson *et al.,* 2004):

N = 0,13 * Proteine der gesamten Nahrung [g]

P = 0,011* (Proteine der gesamten Nahrung [g] + Proteine der vegetarischen Nahrung [g])

Tabelle 5.1.3 fasst die Nährstofffrachten in Fäzes für Deutschland und China zusammen. Die chinesischen Daten wurden mit Hilfe der oben erwähnten Gleichungen berechnet und zur Verifizierung mit realen Werten verglichen (Jönsson *et al.,* 2004)

Tabelle 5.1.3: Nährstofffrachten in Fäzes, Deutschland & China

	N	P	K	BSB_5	CSB
Deutschland (Oldenburg *et al.*, 2008)					
[g/(E*d)]	1,5	0,5	0,7	19,5	52,4
[kg/(E*a)]	0,55	0,18	0,26	7,12	19,13
China (Jönsson *et al.*, 2004)					
[g/(E*d)]	1,37	0,55	1,37	-	-
[kg/(E*a)]	0,5	0,2	0,5	-	-

Um am Ende den Nährstoffgehalt der Terra Preta abschätzen zu können, sind vor allem die Nährstoffkonzentrationen von Interesse. Dazu wurden die Nährstofffrachten (siehe Tabelle 5.1.3) durch die jeweilige Feucht- bzw. Trockenmasse (siehe Tabelle 5.1.1) geteilt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 5.1.4 und 5.1.5 aufgeführt.

Tabelle 5.1.4: Nährstoffkonzentration in Fäzes [g/kg Feuchtmasse], Deutschland & China

	N	P	K	BSB_5	CSB
Deutschland	10,71	3,57	5	139,29	374,29
China	4,35	1,74	4,35	-	-

Tabelle 5.1.5: Nährstoffkonzentration in Fäzes [g/kg Trockenmasse], Deutschland & China

	N	P	K	BSB_5	CSB
Deutschland	42,86	14,29	20	557,14	1497,14
China	22,73	9,09	22,73	-	-

Das für die Wurmkompostierung interessante Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff liegt bei Fäzes durchschnittlich nur bei 8 und ist somit deutlich zu niedrig (Shalabi, 2006), was eine Kohle-, Papier- oder Holzzugabe ausgleichen könnte.

5.1.1.3 Gefährliche Substanzen

Bei Fäzes handelt es sich um menschliche Ausscheidungen, d.h. der Körper entledigt sich auf diese Weise von überschüssigen, unerwünschten und auch schädlichen Stoffen. Deshalb wird in diesem Kapitel kurz auf das Gefahrenpotential in Fäzes durch Krankheitserreger, Schwermetalle und pharmazeutische Rückstände eingegangen.

Krankheitserreger

Die größte Gefahr bei der Wiederverwertung von Fäzes besteht in der Verbreitung von Krankheitserregern. Diese lassen sich allgemein in vier Gruppen einteilen: Viren, Bakterien, Protozoen und Würmer (Shalabi, 2006). Ein Gramm Fäzes kann bis zu 10.000.000 Viren und 1.000.000 Bakterien enthalten (UNESCO, 2001 aus Otterpohl 2009). Deshalb müssen Fäzes vor der landwirtschaftlichen Nutzung unbedingt behandelt werden, um alle potentiellen Krankheitserreger abzutöten. Folgende Faktoren können dazu beitragen (Geurts, 2005):

- Hohe Temperaturen (über 40 – 50 °C)
- Alkalische oder saure Bedingungen

- Vorhandensein von Ammonium (NH_3)
- Geringer Feuchtigkeitsgehalt
- Solare Bestrahlung (UV-Licht)
- Vorhandensein von weiteren Mikroorganismen (größere Konkurrenz)
- Geringe Nährstoffverfügbarkeit

Beim Terra-Preta-Prozess wird das Absterben aller Krankheitserreger, wie bereits erwähnt, durch die Absenkung des pH-Wertes beim Fermentationsprozess und die anschließende Wurmkompostierung erreicht (siehe Kapitel 4.2 Herstellung). Die Effizienz wird durch die bisherigen Versuche der TUHH bestätigt, siehe Factura *et al.* (2010).

Weitere Informationen zu dem Thema bietet die WHO (2006) in *„Safe use of wastewater, excreta and grey water/Vol.4/Excreta and Greywater use in agriculture“*.

Schwermetalle

Mit der Nahrung aufgenommene Schwermetalle und Pestizidrückstände werden zum größten Teil mit den Fäzes wieder ausgeschieden, da diese nicht wie der Urin in den Nieren gefiltert werden. Dennoch sind die Konzentrationen generell geringer als bei chemischem Dünger (Jönsson *et al.,* 2004).

Tabelle 5.1.6 gibt die Schwermetallfrachten und umgerechneten Konzentrationen für Deutschland an. Chinesische Daten konnten nicht ermittelt werden. Zum Vergleich wurden schwedische Werte mit aufgenommen. Die Unterschiede fallen außer bei den Mikronährstoffen Kupfer und Zink sehr gering aus.

Tabelle 5.1.6: Schwermetallkonzentrationen und -frachten in Fäzes, Deutschland und Schweden

	Pb	Cd	Cu	Cr	Ni	Zn	Quelle
Deutschland [mg/kg Feuchtmasse]	0,14	0,07	7,86	0,14	0,5	76,4	(Oldenburg & Meinzinger, 2009)
Schweden: [mg/kg Feuchtmasse]	0,12	0,06	6,67	0,12	0,45	65	(Jönsson *et al.,* 2004)

Hormone

Hormone spielen im Zusammenhang mit Fäzes bei einer sauberen Trennung der Stoffströme keine Rolle, da diese mit dem Urin ausgeschieden werden (Jönsson *et al.,* 2004).

Pharmazeutische Rückstände

Auch pharmazeutische Rückstände werden großteils mit dem Urin abgeführt. In den Fäzes sind nur rund 30 % enthalten, ein Wert der je nach Substanz auch größer ausfallen kann und außerdem nur auf Hochrechnungen basiert (Vinneras *et al.,* 2008). Allerdings stellen pharmazeutische Rückstände in Fäzes ein relativ geringes Risiko da. Die meisten können durch eine aktive Mikroflora und lange Aufenthaltszeiten im Boden gut genug abgebaut werden (Jönsson *et al.,* 2004). Dennoch sind die langfristigen Umweltauswirkungen weitgehend unbekannt. Die größte Gefahr besteht in der Bildung und Verbreitung von resistenten Bakterien durch Antibiotikarückstände.

5.1.2 Bioabfall

Die Bioabfallverordnung (1998) definiert Bioabfall als „Abfälle tierischer oder pflanzlicher Herkunft zur Verwertung, die durch Mikroorganismen, bodenbürtige Lebewesen oder Enzyme abgebaut werden können.“ Im normalen Haushalt fällt Bioabfall vor allem durch Essensreste und Gartenabfälle an. Menge und Zusammensetzung variieren stark, da sie extrem verbraucherabhängig sind. Ein großer Einflussfaktor ist dabei die Siedlungsstruktur. So gehen österreichische Studien von ca. 150 – 200 kg/(E*a) Bioabfall in Landkreisen, Klein- und Mittelstädten aus, in Großstädten von 100 – 150 kg/(E*a) und in Mehrfamilienhausgebieten nur von 50 kg/(E*a) (Wagner & Illmer, 2004). Auch die Qualität unterscheidet sich je nach Siedlungsstruktur. Die Statistiken zeigen, dass der Bioabfall in Kleingartensiedlungen zu 48,8 % aus Mähgut und nur zu 3,3 % aus Küchenabfällen besteht, während in Wohnhausanlagen nur 9,4 % Mähgut und 60 % Küchenabfälle anfallen (Wagner & Illmer, 2004).

In Deutschland können die vom Statistischen Bundesamt aufgeführten Angaben zu gesammelten Abfällen aus der Biotonne als Orientierungswert dienen. Im Jahr 2005 wurden im Durchschnitt pro Bundesbürger 46 kg Bioabfall erfasst und zusätzliche 48 kg biologisch abbaubare Garten- und Parkabfälle (Statistisches Bundesamt, 2007). Aber dieser Wert bezieht sich nur auf die Biotonne und spiegelt so die getrennt gesammelte Menge wieder, nicht die tatsächlich anfallende Menge. Mit dem normalen Hausmüll entsorgter Bioabfall ist hier nicht

erfasst. Bei sauberer Trennung durch alle Bundesbürger dürfte die Zahl also weit darüber liegen. Da das Terra Preta Verfahren eine Sensibilisierung der Benutzer zur Rohstofftrennung voraussetzt, werden deshalb die erfassten Garten- und Parkabfälle in die Berechnungen mit aufgenommen. Die Environmental Protection Encouragement Agency (EPEA, 2008) gibt als Trockenmassenanteil 44 % an.

Laut einer Studie von Raninger *et al.* (2006) wird in China ca. 300 kg/(E*a) Hausmüll produziert, wovon ca. 60 bis 80 % biologisch abbaubar sind. Das entspricht ca. 210 kg/(E*a) Bioabfall. Aber nicht die gesamte Menge kann getrennt, gesammelt und verwertet werden. In unterschiedlichen Pilotprojekten 2005 wurden durchschnittlich 76 kg/(E*a) Bioabfall gesammelt (Raninger *et al.,* 2006). Dieser realistischere Wert wird mit in die Bilanz aufgenommen.

Tabelle 5.1.7: Durchschnittliche Masse an Bioabfall, Deutschland & China

	FM [kg/(E*a)]	FM [kg/(E*d)]	TM [kg/(E*a)]	Quelle
Deutschland	94	0,26	41,36	(Statistisches Bundesamt, 2007)
China	76	0,21	-	(Raninger *et al.,* 2006)

Die tägliche Gesamtmasse an Bioabfall pro Wohneinheit ergibt sich also zu:

- Deutschland: $0{,}26 \cdot 2{,}1 = 0{,}546$ [kg FM/(WE*d)]
- China: $0{,}21 \cdot 3{,}2 = 0{,}672$ [kg FM/(WE*d)]

Tabelle 5.1.8 stellt die deutschen Nährstoffkonzentrationen und -frachten im Bioabfall zusammen. Chinesische Daten konnten nicht ermittelt werden. Die Werte fallen deutlich geringer aus als in den Fäzes. Das Kohlenstoff/Stickstoff- Verhältnis liegt durchschnittlich bei 25,4 (EPEA, 2008), für die Wurmkompostierung optimal.

Tabelle 5.1.8: Nährstoffkonzentrationen und -frachten im Bioabfall, Deutschland (EPEA, 2008)

	N	P	K
[% TM]	1,27	0,21	0,61
[kg/(E*a)]	0,53	0,09	0,25
[g/(E*d)]	1,44	0,24	0,69
[g/kg]	5,59	0,92	2,68

Jönsson *et al.* (2004) liefert schwedische Daten zu den Schwermetallkonzentrationen im Bioabfall. Da diese Werte bei den Fäzes den deutschen Werten sehr ähnlich waren, sind sie in Tabelle 5.1.9 zur groben Einschätzung mit aufgeführt. Es fällt auf, das im Gegensatz zu den Fäzes die Bleiwerte deutlich höher sind, wohingegen der Zink-Wert weit unter den Konzentrationen der Fäzes liegt.

Tabelle 5.1.9: Schwermetallkonzentrationen im Bioabfall, Schweden (Jönsson et al., 2004)

	Pb	Cd	Cu	Cr	Ni	Zn
[mg/kg Feuchtmasse]	3,43	0,03	6,84	1,71	1,03	8,72

5.1.3 Kohle

Typische Terra-Preta-Böden der Amazonas-Region enthalten normalerweise zwischen 15 und 60 t/ha Kohle in Tiefen von 0 – 0,3 m (Glaser *et al.,* 2002). Bei zahlreichen Experimenten wurde jedoch schon durch wesentlich geringere Mengen die Ernten deutlich gesteigert. So kann laut Glaser *et al.* (2002) bereits 1 – 3 t/ha genug sein. Lehmann & Rondon (2006) halten Kohlegehalte von 0,4 – 8 t/ha für ausreichend und weitere Versuche zeigen die gleiche Produktivität bei Böden mit 13,3 t/ha wie mit 67,6 t/ha (Lehmann, 2003). Wahrscheinlich hängt die optimale Kohlemenge jeweils von der Boden- und Pflanzenart ab und ist somit schwierig zu verallgemeinern. Deshalb wird eine weitere Bedingung als maßgebend herangezogen: Während der Terra-Preta-Herstellung wird die Kohle, wie bereits erwähnt, gleich zu Anfang den Fäzes beigemengt. Hierbei ist es wichtig, dass diese durch die Kohle ausreichend bedeckt werden (siehe Kapitel 4.1). Grob geschätzt sind hierfür ca. 20 % der Fäzesfeuchtmasse notwendig. Dies entspricht einem täglichen Bedarf pro Wohneinheit von ca. 60 g in Deutschland und 205 g in China.

Damit es beim Einstreuen der Kohle in die Toilette nicht zu Staubbildung kommt, wird wie bei den Versuchen der TUHH ein Wassergehalt von 16 % vorgeschlagen.

5.1.4 Grauwasser

Als Grauwasser wird das gesamte häusliche Abwasser aus Küche und Badezimmer, jedoch ohne Toilettenspülwasser bezeichnet. Da bei der Terra-Preta-Herstellung Trockentoiletten verwendet werden, entsteht neben dem Grauwasser kein zusätzlicher Abwasserstrom.

5.1.4.1 Volumen

Die Grauwassermengen schwanken stark von Region zu Region, da hier viele Faktoren eine Rolle spielen. Dazu zählen Verbrauchergewohnheiten, Wasserverfügbarkeit und -preise sowie klimatische Rahmenbedingungen. Allgemein wird pro Person zwischen 68 und 274 l/d verbraucht; in wasserarmen Gebieten nur zwischen 20 und 30 (Geurts, 2005). Das schwedische EcoSanRes Projekt in China wurde mit einem Grauwasservolumen von 80 l/(E*d) dimensioniert (2008). Ein Wert, der hier als beispielhaft für China aufgeführt ist. Für Deutschland wurde als Quelle die gleiche Studie, wie bei der Beurteilung der Fäzes verwendet, die einen durchschnittlichen Verbrauch von 108 l/(E*d) angibt (Oldenburg *et al.*, 2008). Andere Quellen schätzen diesen auf deutlich weniger als 100 l/(E*d) (siehe Geurts, 2005). Konkreten Dimensionierungen von Projekten sollte unbedingt ein regionale Recherche vorausgehen.

Tabelle 5.1.10: Durchschnittliches Grauwasservolumen, Deutschland & China

	[m³/(E*a)]	[l/(E*d)]	Quelle
Deutschland	39	108	Oldenburg *et al.*, 2008
China	29	80	EcoSanRes, 2008

Das tägliche Gesamtvolumen pro Wohneinheit ergibt sich also zu:

- Deutschland: $108 \cdot 2{,}1 = 226{,}8$ [l/(WE*d)]
- China: $80 \cdot 3{,}2 = 256$ [l/(WE*d)]

5.1.4.2 Nährstoffgehalt

Auch der Nährstoffgehalt von Grauwasser kann stark variieren. So ist dieser deutlich von den Verbrauchern abhängig, was sich insbesondere in der Art der verwendeten Wasch- und Reinigungsmittel sowie in den vorhandenen Haushaltsgeräten wie Wasch- und Spülmaschine widerspiegelt.

Grauwasser ist bei einer sauberen Trennung frei von Fäkalien und hat so einen wesentlich geringeren Nährstoffgehalt als gemischte Abwässer. Allerdings sind häufig hohe

Phosphorkonzentrationen charakteristisch, die auf die Verwendung von speziell in Geschirrspül- und Waschmitteln enthaltenen Phosphorverbindungen zurückzuführen sind (Oldenburg *et al.,* 2008). Über eine besondere Sensibilisierung der Nutzer ließen sich diese Konzentrationen jedoch reduzieren.

Vorwiegend besteht Grauwasser aus leicht abbaubaren, organischen Substanzen wie Tensiden und anderen Rückstoffen aus Wasch- und Spülmitteln sowie Fettresten vom Kochen (EcoSanRes, 2008). So ist Grauwasser je nach Quelle unterschiedlich stark belastet. Die CSB-Werte von Grauwasser liegen bei bis zu 1.780 mg/l – inklusive Küchen- und Waschmaschinenabwasser – und nur bei 283 mg/l ohne (Oldenburg *et al.,* 2008).

Durchschnittswerte für die Zusammensetzung chinesischer Grauwässer konnten nicht gefunden werden.

Tabelle 5.1.11: Nährstoffkonzentrationen und -frachten im Grauwasser, Deutschland (Oldenburg et al., 2008)

	N	P	K	BSB_5	CSB
[g/(E*d)]	1	0,5	1	18,2	47,5
[mg/l]	15,4	5,4	8,8	218	535

5.1.4.3 Gefährliche Substanzen

Obwohl Grauwasser getrennt von Fäkalien gesammelt wird, kann es dennoch durch pathogene Keime z.B. vom Duschen und Waschen verunreinigt sein und ist somit keinesfalls unbedenklich (Oldenburg *et al.,* 2008). Außerdem bietet Grauwasser gute Milieubedingungen für Bakterienwachstum und kann ohne Sauerstoffzufuhr schnell anaerob umschlagen und damit zu unangenehmen Gerüchen führen (EcoSanRes, 2008). Deshalb muss Grauwasser vor der Wiederverwendung unbedingt gereinigt werden.

Belastungen durch Schwermetalle und organische Schadstoffe können zahlreiche Ursachen haben, wie zum Beispiel Haushalts-Chemikalien oder Korrosions-Rückstände in Leitungen und Kochgeschirr. Normalerweise sind diese relativ niedrig (EcoSanRes, 2008). Tabelle 5.1.12 führt durchschnittliche Schwermetall-Konzentrationen und -Frachten im Grauwasser für Deutschland auf. Diese sind etwas höher als die durchschnittliche Belastung in Fäzes (Vergleiche Tabelle 5.1.6).

Tabelle 5.1.12: Schwermetallkonzentrationen und -frachten im Grauwasser, Deutschland (Meinzinger & Oldenburg, 2009)

	Pb	Cd	Cu	Cr	Ni	Zn
[mg/(E*d)]	3,00	0,08	6,50	2,01	1,60	32,30
Umgerechnet auf den deutschen Verbrauch [mg/l]	0,03	0,00	0,06	0,02	0,02	0,3

5.2 Veränderungen im Laufe des Prozesses

Während des Terra-Preta-Prozesses verändert sich die Masse durchgehend. Kohle und Fäzes werden zunächst im Behälter gesammelt und anschließend dem Laktofermentationsprozess zugeführt, während dem sich das Volumen reduziert. Daraufhin wird der Bioabfall hinzugegeben bevor abschließend die Wurmkompostierung mit erneuter Volumenreduktion erfolgt.

Auch der Nährstoffgehalt verändert sich während des Prozesses. Diese Änderungen lassen sich wegen der zahlreichen Einflussfaktoren nur schwer abschätzen. Durch die Abbauprozesse und die damit verbundene Volumenreduktion vergrößern sich zunächst die Nährstoffkonzentrationen. Zusätzlich können sich Nährstoffe im Sickerwasser lösen sowie in Form von Gasen mit der Luft entweichen. Sofern der Prozess nach unten abgedichtet ist, wird kein Sickerwasser abgeführt, sodass dann nur die gasförmigen Verluste entscheidend sind. Hiervon sind Stickstoff (N) und Schwefel (S) betroffen. Wie groß der Nährstoffverlust ausfällt, hängt von dem Behandlungsverfahren und somit Faktoren wie Abbauprozess und Belüftung ab.

Auf die einzelnen Prozesse wird im Folgenden näher eingegangen.

5.2.1 Sammlung

Fäzes fallen täglich an und werden gemeinsam mit der Kohle aufgefangen. Es wird von einer Toilette pro Wohneinheit ausgegangen. Somit ergibt sich pro Tag folgende Massenansammlung:

Deutschland:	Feuchtmasse Fäzes:	0,29 [kg/(WE*d)]
	Benötigte Kohlemenge:	$0{,}29 \cdot 0{,}2 = 0{,}06$ [kg/(WE*d)]
	Gesamtmasse:	$0{,}29 + 0{,}06 = 0{,}35$ [kg/(WE*d)]

China:	Feuchtmasse Fäzes:	1,01 [kg/(WE*d)]
	Benötigte Kohlemenge:	$1{,}01 \cdot 0{,}2 = 0{,}202$ [kg/(WE*d)]
	Gesamtmasse:	$1{,}01 + 0{,}202 = 1{,}21$ [kg/(WE*d)]

Nun kann hieraus je nach Behältergröße berechnet werden, nach wieviel Tagen dieser gefüllt und zu wechseln ist. Es handelt sich hier um eine grobe Schätzung, denn erstens baut diese auf anderen Schätzungen und Verallgemeinerungen auf und zweitens sind alle Mengen in kg aufgeführt, sodass bei der Volumenberechnung in l die Dichte außer Acht gelassen wurde. Diese variiert stark in Abhängigkeit von den Ernährungsgewohnheiten und hätte die Berechnungen somit auch nicht präziser gemacht. Da diese im Allgemeinen niedriger ist als die von Wasser, ist generell von einer kürzeren Sammelzeit als berechnet auszugehen.

5.2.2 Laktofermentation

Es konnten keine Forschungsarbeiten über die Anwendung der Laktofermentation zur Behandlung von Fäzes gefunden werden, weshalb die zusammengetragenen Prozessdaten zur Veränderung von Masse und Nährstoffgehalt aus der landwirtschaftlichen Silage zur Konservierung von Grünfutter stammen. Wie bereits erwähnt findet hier ein ähnlicher Prozess statt (siehe Kapitel 4.2 Laktofermentation / Silage).

Der Fermentationsprozess dauert 30 Tage. Da der Behälter geschlossen ist, entweichen mögliche Stoffe erst in Form von Gasen, wenn der Deckel geöffnet wird. Dabei handelt es sich um Kohlendioxid und Stickoxide. In luftdicht verschlossenen Silos entsteht hauptsächlich Kohlendioxid, Stickoxide vorwiegend in konventionellen Silos (Pennsylvania State University, 2004).

Massenreduktion

Die Bildung von Kohlendioxid ist für die Massenverluste verantwortlich, da mit diesen ein Teil des Kohlenstoffes entweicht. Wie groß dieser Verlust ist, hängt von zahlreichen Faktoren ab. So stellte Ruppel *et al.* (1995) fest, dass sich die Massenverluste proportional zur Dichte des Ausgangsmaterials verhalten (zitiert in D'Amours & Savoie, 2005). Je größer die Dichte umso weniger Verluste. Dies hängt vor allem damit zusammen, wie viel Sauerstoff zu Anfang vorhanden ist und wie viel Oberfläche diesem ausgesetzt wird. Die Massenverluste fallen somit sehr unterschiedlich aus. Johnson und Harrison (2001) gehen bei einem luftdichten Silo in Abhängigkeit von Substrat und Höhe der Schichtung von 89 – 93,6 % Massenerhalt aus,

Bolsen und Marson (2007) von 85 % und Ruppel *et al.* berichtet von 3 – 28 % Massenverlust (Pyatt & Berger, 2003). Da der Behälter bei der Terra-Preta-Herstellung durchgehend luftdicht verschlossen bleibt, wird von einem Massenverlust von nur 10 % ausgegangen. Während des Laktofermentationsprozesses nimmt der Wassergehalt zu (siehe Kapitel 4.2). Die Feuchtigkeitszunahme wird auf 10 % geschätzt.

Nährstoffreduktion

Zusätzlich ist ein Nährstoffverlust eines Teiles des Stickstoffes zu erwarten. Maw *et al.* (2000) fasst folgenden Ursachen dafür zusammen: Entweder wird durch die Milchsäurebakterien Nitrat zu Nitrit und anschließend zu flüchtigem Ammoniak (NH_3) reduziert oder Nitrat reagiert mit organischen Säuren zu Distickstoffmonoxid (N_2O), was dann in Wasser und Stickoxid zersetzt wird. Da Nitrat jedoch vorwiegend in der ersten Fermentationsphase abgebaut wird, ist auch die Zersetzung durch aerobe Bakterien nicht auszuschließen. Laut Coblentz (2005) ist die Ammoniakbildung abhängig vom Wassergehalt des Ausgangssubstrates. Er verzeichnet 20 % des totalen Stickstoffes als Ammoniak bei einem Wassergehalt von 80 % und 10 % bei einem Wassergehalt von 70 %. Weitere Untersuchungen zeigen eine gesamte Nitratreduktion von ca. 40 % (Vough *et al.,* 2006). Durch das niedrige Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis der Fäzes, wurde während der bisherigen Versuche der TUHH eine erhöhte NH_3-Bildung vorausgesetzt (Factura *et al.,* 2010). Aber auf Grund der zahlreichen Einflussfaktoren, ist es schwierig über die Verluste ohne direkte Messergebnisse eine konkrete Aussage zu treffen. So werden grob geschätzt Stickstoffverluste von 30 % angenommen. Zusätzlich ändern sich durch den Massenverlust auch alle anderen Nährstoffkonzentrationen.

5.2.3 Wurmkompostierung

Nach dem Fermentationsprozess kommen Bioabfall und Würmer hinzu. Der für den Prozess vorgesehene Behälter muss hierfür ausreichend Platz bieten. Ansonsten muss für den überschüssigen Bioabfall eine Entsorguns- oder besser Verwertungsalternative gefunden werden. Diese könnte zum Beispiel aus einem zusätzlichen Behälter zur Terra-Preta-Produktion einzig aus Bioabfall bestehen. Sollte der Wurmkompostierungsprozess nicht im Behälter fortgeführt werden, sondern auf einem Komposthaufen, kann die gesamte Bioabfallmenge zugeführt werden.

Massenreduktion

Im besten Fall dauert die Wurmkompostierung weitere 30 Tage. Während dieser Zeit ist der Behälter unverschlossen, damit ausreichend Sauerstoff eintreten kann. Die Masse verringert sich also sowohl durch Abbauprozesse als auch durch die Verdunstung von einem Großteil des Wassers. Diese Massenabnahme wird als Rotteverlust bezeichnet und auf ca. 40 – 50 % geschätzt (Wagner & Illmer, 2004), wovon 15 % dem Wasserverlust zugeschrieben werden. Ein Großteil des Kohlenstoffs geht erneut durch CO_2 Bildung verloren. Die Kohlenstoffverluste liegen ungefähr zwischen 20 – 45 % (Garg *et al.,* 2006). Im Vergleich zur normalen Kompostierung wird vor allem in der Schlussphase deutlich mehr Kohlenstoff abgebaut, was auf eine Beschleunigung des organischen Abbauprozesses durch die Würmer schließen lässt (Chaudhuri *et al.,* 2000).

Nährstoffreduktion

Durch diese Massenreduktion werden die Nährstoffe erneut konzentriert. Zusätzlich treten Verluste auf. Solange die Kompostierung im nach unten verschlossenen Behälter stattfindet, erfolgt kein Auswaschen der Nährstoffe. Verluste sind in diesem Fall nur durch Gasbildung möglich. Diese fallen in Abhängigkeit zahlreicher Faktoren wie pH-Wert, Temperatur, Wassergehalt, Wurmanzahl, Dauer des Prozesses und C/N Verhältnis sehr unterschiedlich aus. Vor allem Stickstoff kann durch die Bildung von flüchtigem Ammoniak (NH_3) und durch die Denitrifikation zu reinem gasförmigen Stickstoff (N_2) als Gas entweichen (Shalabi, 2006). Dem entgegen berichten Tripathi und Bhardwaj (2004) von einer zusätzlichen Stickstoffanreicherung durch Ausscheidungen der Würmer in Form von Schleim und sonstigen nitrogenhaltigen Substanzen (Garg *et al.,* 2006).

Die genauen Nährstoff-Frachten können nur durch die gezielte Beprobung in Labor- und Pilotprojekten bestimmt werden. Zur Vervollständigung wird hier für den Kompostierungsprozess im Behälter der weitere Stickstoffverlust mit 10 % angenommen. Findet die Wurmkompostierung jedoch auf einem Komposthaufen statt, bei dem das Sickerwasser austreten kann, sind auch Phosphor und Kalium betroffen. Simons (2008) hat in Versuchen zur Wurmkompostierung Verluste von 31 % Stickstoff, 24 % Phosphor und 26 % Kalium verzeichnet. Da diese Versuche aber nahezu doppelt solange wie der Terra-Preta-Prozess dauern, wird hier grob geschätzt von 25 % Stickstoff-, 15 % Phosphor- und 15 % Kaliumverlust ausgegangen.

5.3 Zusammenfassung

In der folgenden Abbildung (5.3.1) sind noch einmal die wichtigsten Daten auf einen Blick zusammengefasst.

Ausgangsdaten:

Bewohner pro WE:	Deutschland	2,1
	China	3,2

	FM Fäzes	Kohle	FM Bioabfall
Deutschland			
Masse [kg/(WE*d)]	0,29	0,06	0,54
Wassergehalt [%]	75	0,16	0,56
N [g/kg FM]	10,71	-	5,59
P [g/kg FM]	3,57	-	0,92
K [g/kg FM]	5	-	2,68
China			
Masse [kg/(WE*d)]	1,01	0,2	0,67
Wassergehalt [%]	80	0,16	0,56
N [g/kg FM]	4,35	-	5,59
P [g/kg FM]	1,74	-	0,92
K [g/kg FM]	4,35	-	2,68

Prozessdaten:

	Laktofermentation	Wurmkompostierung	
		im Behälter	Komposthaufen
Prozessdauer [d]	30	30	30
Volumen [%]	-10	-45	-45
Wassergehalt [%]	+10	-15	-15
N [%]	-30	-10	-25
P [%]	-	-	-15
K [%]	-	-	-15

Abbildung 5.3.1: Zusammenfassung Massenbilanz

Festzuhalten bleibt, die gesamte Bilanzierung basiert allein auf Annahmen und Schätzungen, die zur groben Konzipierung gedacht sind. Für die konkrete Planung eines Projektes sollten die Ergebnisse der an der TUHH durchgeführten Versuchsreihen ausgewertet und zusätzliche lokale Informationen eingeholt werden.

Im Anhang sind die ermittelten Daten der Massenbilanz und die Ergebnisse der in Kapitel 6 berechneten Beispiele detailliert aufgelistet.

6 Umsetzung

Nachdem der Prozess und eine grobe Massenbilanz bekannt sind, beschäftigt sich dieses Kapitel mit der konkreten Umsetzung. Hierbei wird zunächst allgemein auf alle Möglichkeiten und Varianten den Prozess in die Praxis umzusetzten eingegangen. Dabei werden Vor- und Nachteile erörtert, sowie Machbarkeit und Effizienz abgeschätzt. Im Anschluss werden drei Konzepte konkret durchgeplant und dimensioniert.

6.1 Generelle Möglichkeiten

Im Allgemeinen gibt es die Option Sanitärsysteme zentral oder dezentral zu planen. Da der Terra-Preta-Prozess für kleine Dimensionen ausgelegt ist, bietet sich hier eine dezentrale Lösung an. Diese spart Transportkosten und macht die eigene Verwendung der Terra Preta möglich. So können gerade Menschen die von der Landwirtschaft leben durch die ökonomischen und ökologischen Vorteile überzeugt werden. Zudem werden die Nutzer besser für das Konzept sensibilisiert und deren Eigenverantwortung wird gestärkt. Indem die gesamte Organisation und Durchführung so lokal wie möglich gestaltet wird, steigert sich die Akzeptanz der Nutzer, was oft für den Erfolg von ökologischen Sanitärsystemen entscheidend ist (Vliet & Stein, 2003).

Auf der anderen Seite sind gerade in Deutschland die meisten Menschen an den Komfort von Spültoiletten mit zentralen Kläranlagen gewöhnt. Hier ist meist ein ausreichendes Budget vorhanden, sodass aufwendigere Lösungen zur Anwendung kommen können, die einen reibungslosen Betrieb ohne die Einbeziehung der Nutzer erlauben. Eine zusätzliche Sensibilisierung der Nutzer bleibt aber unabdingbar.

Der folgende Abschnitt geht auf diese Problematik näher ein und erörtert verschiedene Umsetzungsoptionen der einzelnen Betriebsschritte, die in Abbildung 6.1.1 schematisch dargestellt sind.

Abbildung 6.1.1: Schema der allgemeinen Umsetzungsmöglichkeiten

6.1.1 Sammlung

Fäzes und Kohle sammeln sich nach jedem Stuhlgang in der Toilette an. Zur genauen Auslegung gibt es je nach Budget verschiedene Varianten.

Die einfachste und mit Abstand kostengünstigste ist ein einfacher Sammeleimer aus säurebeständigem und frostsicherem PE-Kunststoff mit abnehmbarer Sitzbrille, die nach der Sammlung durch einen luftdichten Deckel ersetzt werden kann. Diese besitzt den großen Vorteil, dass keinerlei zusätzliche Installationen notwendig sind und somit keine weiteren Kosten entstehen. Außerdem ist die Produktion in den meisten Ländern lokal möglich, bzw. kann mit einfachen Mitteln realisiert werden. Die Kosten hängen im wesentlichen von Komfort und Ausführung des Toilettensitzes und von den Materialeigenschaften des Eimers ab. Abbildung 6.1.2 zeigt, wie eine mögliche Variante aussehen könnte.

Abbildung 6.1.2: Eimertoilette [Quelle: http://www.bergerbiotechnik.de/images/toastandard.jpg]

Der größte Nachteil liegt in der getrennten Urinsammlung, die in separaten, personellen Urinalen erfolgt und somit umso mehr die Bereitschaft der Nutzer fordert, alte Gewohnheiten aufzugeben. Besonders für Frauen sind die getrennten Urinale problematisch.

Wesentlich praktischer und komfortabler sind die sogenannte Trenntoiletten. Diese besitzen im vorderen Bereich eine Abscheidevorrichtung für den Urin, der durch schmale Rohre in einen Sammeltank geleitet wird. Gleichzeitig fallen die festen Ausscheidungen in einen separaten Behälter dahinter. Dieser kann direkt in die Toilette integriert sein oder sich – über

ein Fallrohr verbunden – in einem unteren Stockwerk befinden. Wichtig zur Umsetzung des Terra-Preta-Prozesses ist allerdings, dass dieser einzeln austauschbar ist und zur Minimierung des Sauerstoffeintrags einen Schließmechanismus besitzt.

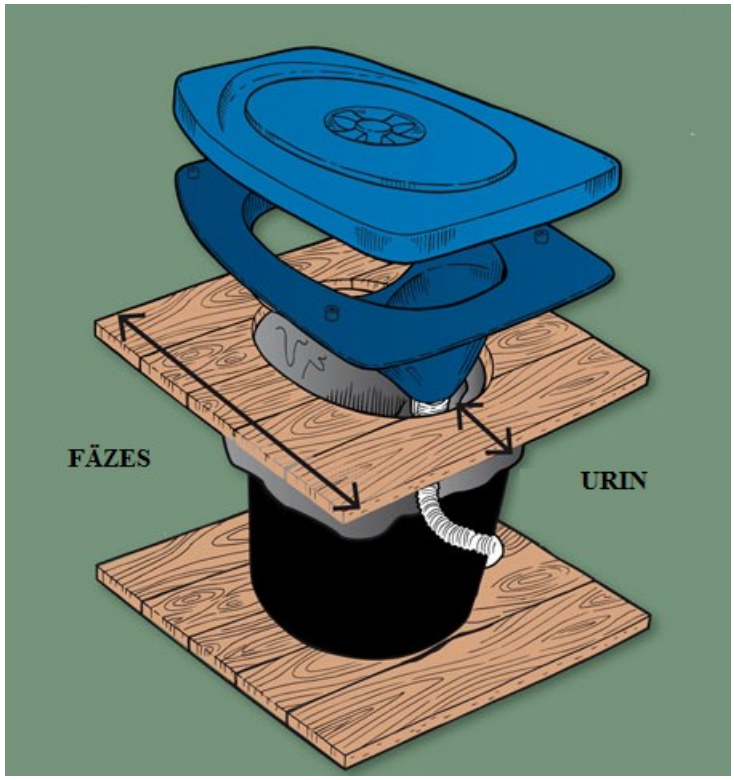

Abbildung 6.1.3: Schema Trenntoilette [Quelle: nach http://www.loetfreund.de/bilder/Separett/Separett62.jpg]

Die teuerste Komfortvariante wäre eine Vakuumtrenntoilette, da hier die Fäzes wie gewohnt über Leitungen abtransportiert werden. Entscheidende Nachteile sind die hohen Installations- und Betriebskosten, sowie der zusätzliche Energieverbrauch. Außerdem müsste noch ein weiterer Prozessschritt zur Trocknung der Fäzes zwischengeschaltet werden, da Vakuumtoiletten – wenn auch weniger als herkömmliche Spültoiletten – die Fäzes mit Wasser vermischen.

Der Bioabfall muss getrennt gesammelt werden, da dieser erst nach der Fermentation den Fäzes beigegeben wird. Grauwasser wird ebenfalls getrennt gesammelt und zur Aufbereitung weitergeleitet.

6.1.2 Speicherung

Während der Laktofermentation und der Wurmkompostierung müssen die Behälter gelagert werden. Da der Prozess mit nur zwei Monaten im Gegensatz zu anderen ökologischen

Sanitärkonzepten sehr wenig Zeit in Anspruch nimmt, wird hierfür nicht viel Platz benötigt. Während dem Fermentationsprozess ist der Behälter geschlossen, es kommt zu keinerlei Geruchsbelästigung, sodass auch eine Lagerung im Toilettenraum selbst in Frage kommt. Danach kann der Behälter noch beliebig lang gelagert werden, da sich die Fäzes – solange kein Sauerstoff eindringt – durch den Laktofermentationsprozess in einem konservierten Zustand befinden. So können z.B. frostige Wintermonate überbrückt werden. Anschließend ist zu beachten, dass noch vor der Wurmkompostierung der Bioabfall hinzugefügt wird. Während der Wurmkompostierung ist der Behälter geöffnet, sodass Gerüche entstehen können. Deshalb sollte dieser Prozess möglichst im Freien oder einem belüfteten Raum realisiert werden. Wobei zu beachten ist, dass der Prozess keinen Frost verträgt.

Als Lagerplatz kommen je nach der Situation vor Ort zahlreiche Möglichkeiten in Frage. Bei Einfamilienhäusern und kleinen landwirtschaftlichen Betrieben bietet sich meist der Garten an. Hier ist der direkte Einsatz möglich und die Wurmkompostierung kann auf einem eigenen Komposthaufen realisiert werden, sodass sämtlicher Bioabfall mit kompostiert wird und die Fäzes ausreichend mit Sauerstoff versorgt sind. In Wohnblocks mit mehreren Wohneinheiten kann die Speicherung einerseits kollektive in Sammelräumen – zum Beispiel im Keller – und andererseits individuell in einem Toilettenraum oder auf dem Balkon erfolgen. Selbst eine Flachdachnutzung bietet sich an.

Alternativ kann eine externe Lagerung in Erwägung gezogen werden, die entweder von der Gemeinde oder von unabhängigen Serviceanbietern organisiert und verwaltetet wird. Hierbei könnte zum Beispiel das in Deutschland verwendete System von Wertstoffhöfen und Glascontainern angewandt werden. Dabei ist anzumerken, dass Terra Preta kein Abfallprodukt, sondern ein wertvolles Gut ist und somit ein finanzieller Ausgleich dafür angemessen ist.

6.1.3 Verwendung

Nach Abschluss des Verarbeitungsprozesses steht als Endprodukt nährstoffreiche Terra Preta zur Verfügung. Generell sollte zunächst nach einer möglichen Eigennutzung durch den Produzenten selbst gesucht werden. Besitzt dieser Ackerland oder Garten, kann hier die Terra Preta je nach Größe des Grundstückes langfristig eingesetzt werden.

Aber auch für Wohnblöcke in der Stadt gibt es Möglichkeiten zur persönlichen Nutzung. Das

Eimersystem bietet den Vorteil einer direkten Pflanzung in die Sammelbehälter. So lassen sich Balkone und Dächer zum Garten umfunktionieren und es profitieren auch urbane Gebiete vom Terra-Preta-Prozess. Langfristig reicht diese Nutzungsform allerdings nicht aus, weshalb zusätzlich Verkaufsmöglichkeiten zu prüfen sind.

Ist eine Eigennutzung nicht umsetzbar oder unerwünscht, kann die Terra Preta von der Gemeinde organisiert an die Landwirtschaft weitergeleitet oder in öffentlichen Parks und Gärten eingesetzt werden. Auch der Verkauf an externe Unternehmen ist eine Option.

Wichtig ist die Vorurteile gegenüber der Nutzung von Erde aus sanitären Anlagen abzubauen und durch Aufklärung und Offenheit mögliche Bedenken aus dem Weg zu räumen.

6.1.4 Transport

Kurze Wege kann der Nutzer selbst zurücklegen. Deshalb darf der Behälter nicht zu groß dimensioniert und mit Henkel oder Tragegriffen ausgerüstet sein, sodass er von jedem Nutzer problemlos getragen werden kann. Ist eine externe Speicherung oder Verwendung vorgesehen, müssen solche Behälter über längere Strecken transportiert werden. Befindet sich die Sammelstelle nicht in unmittelbarer Umgebung, ist der Abtransport motorisiert mit PickUp oder Lkw durch die Gemeinde oder externe Unternehmer zu realisieren. Festzuhalten bleibt, je weiter der Terra-Preta-Prozess fortgeschritten ist, umso mehr reduziert sich Volumen und Gewicht. Und umso geringer fallen die Transportkosten aus.

6.2 Beispielplanungen

Im Folgenden werden drei Konzepte für unterschiedliche Gebäudetypen und -größen erstellt und jeweils beispielhaft für eine bestimmte Region dimensioniert.

Zwei davon werden für Südchina – tropisches Klima – konzipiert. So liegt hier das Temperaturmaximum bei über 25 °C und auch im Winter ist nur äußerst selten mit Frost und Schneefall zu rechnen (Peters, 2010). Dadurch ist es möglich den Prozess ganzjährig effizient im Freien zu gestalten. Im Sommer ist der Boden großen Niederschlagsmengen von 1500 bis 2000 mm ausgesetzt (Peters, 2010), was zu erheblichen Nährstoffauswaschungen führen kann und somit die Herstellung von Terra Preta besonders sinnvoll macht.

Ein Beispiel wird für Deutschland berechnet. Mit Durchschnittstemperaturen um die 10 °C und einem durchschnittlichen Jahresniederschlag von 970 mm herrscht hier ein gemäßigtes

Klima (Deutscher Wetter Dienst (DWD), 2007). Im Winter kommt es häufig zu Temperaturen unter 0 °C, sodass bei einer Konzipierung des Prozesses im Freien mit Frost zu rechnen ist.

Allgemein gilt, dass die Implementierung eines Sanitärsystems in Neubauten sich wesentlich einfacher gestaltet als in bereits bestehende Strukturen. Um Kosten zu sparen, sollte bei letzteren möglichst die alte Infrastruktur erhalten bleiben. So ließen sich zum Beispiel alte Abwasserrohre weiterhin für Grauwasser verwenden. Da diese Konzepte aber individuell an den Bestand angepasst werden müssen, beschäftigt sich diese Arbeit ausschließlich mit Beispielen für Neubauten.

Hierbei werden folgende Beispiele erörtert:

- Einfamilienhaus mit Garten, China (1 WE)
- Dreistöckiger Wohnblock, Deutschland (6 WE)
- Hochhaus mit Balkonen und Flachdachnutzung, China (50 WE)

6.2.1 Beispiel 1: Einfamilienhaus mit Garten, China (1 WE)

Im ersten Beispiel handelt es sich um ein Einfamilienhaus in China. Der Prozess wird so einfach wie möglich gestaltet. Die Sammlung von Fäzes und Kohle erfolgt im 30 l Eimer mit Sitzbrille (siehe S.55). Urin wird individuell in getrennte Behälter entleert. Der Laktofermentationsprozess findet direkt im Sammeleimer statt. Anschließend wird dieser auf einen Komposthaufen im Garten entleert. Zusammen mit dem Bioabfall beginnt die Wurmkompostierung. Dies hat den Vorteil, dass unabhängig von der Größe des Eimers der insgesamt anfallende Bioabfall Verwendung findet. Durch die tropischen Temperaturen kann der Prozess ganzjährig im Freien stattfinden. Nach der Wurmkompostierung kommt die entstandene Terra Preta direkt im Garten zum Einsatz. Auch das Grauwasser wird im Garten durch einen bewachsenen Bodenfilter gereinigt und zur Bewässerung wiederverwendet.

Der Sammeleimer wird komplett mit Fäzes und Kohle gefüllt, denn die getrennte Wurmkompostierung erfordert keinen Platz für den Bioabfall. Dennoch wird ein Puffer von 2 l mit eingerechnet. Ungefähr alle 23 Tage ist der Eimer mit 28 l gefüllt und auszutauschen. Die Sitzbrille kommt auf einen neuen Eimer, der alte wird verschlossen und 30 Tage beiseite gestellt.

Während des Laktofermentationsprozesses kann der Eimer entweder im Toilettenraum oder

aber im Garten verbleiben. Mit nur ca. 30 cm Durchmesser ist hier nicht viel Platz erforderlich. Allerdings befinden sich zeitweilig zwei Eimer im Fermentationprozess, da alle 23 Tage ein neuer Eimer voll ist, der Prozess aber mindestens 30 Tage dauert. Zur Übersichtlichkeit sollten die Behälter deshalb mit Datum versehen werden. Insgesamt sind drei Eimer erforderlich. Während der Fermentation verringert sich das Volumen im Eimer um 10 % auf ca. 25 l.

Da alle 23 Tage ein Eimer fertig fermentiert ist, wird diese Menge zusammen mit dem in dieser Zeit angefallenen Bioabfall kompostiert. Dies entspricht insgesamt ca. 40 l. Während der Wurmkompostierungszeit von mindestens weiteren 30 Tagen, reduziert sich das Volumen um weitere 45 % zu ca. 22 l Terra Preta. Abbildung 6.2.1 stellt zur Verdeutlichung den Ablauf und die Massenbilanz grafisch dar.

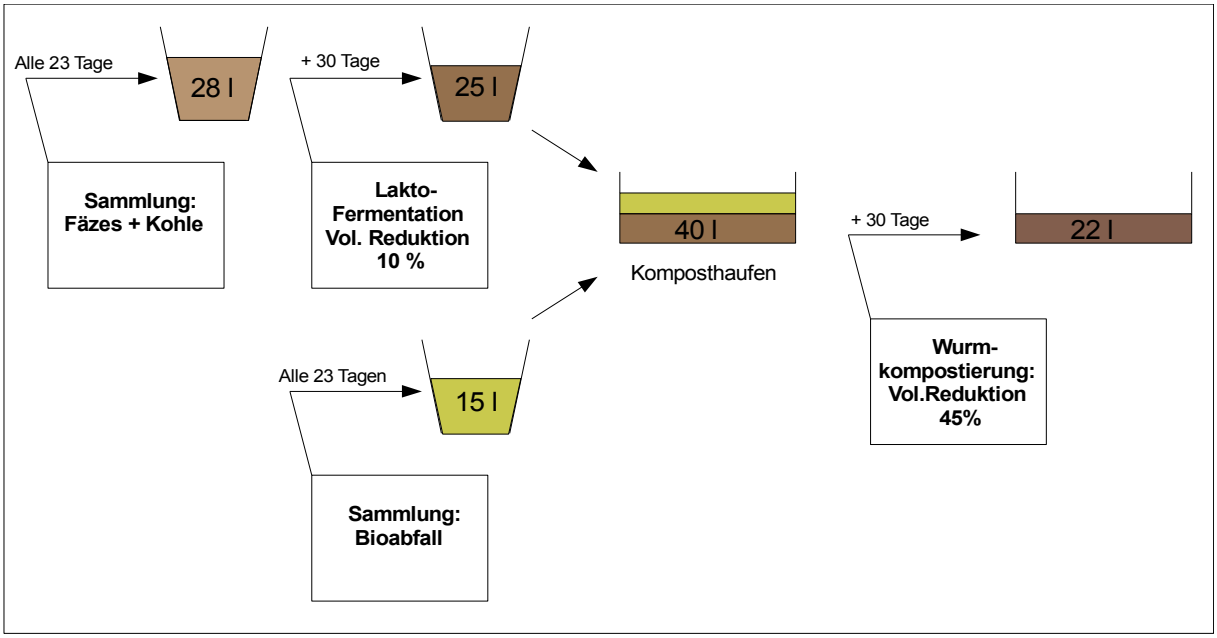

Abbildung 6.2.1: Ablaufschema und Massenbilanz Einfamilienhaus mit Garten, China

Somit entstehen im laufenden System alle 23 Tage 22 l Terra Preta. Auf das ganze Jahr gerechnet ergibt das ca. 352 l Terra Preta. Für die Pflanzen sind vor allem die ersten 30 cm Bodenschicht entscheidend. Bei einer entsprechenden Terra-Preta-Schichtung erhält man pro Jahr ca. 1,2 m² neuen, nährstoffreichen Boden.

Ernte-Erträge

Um die daraus resultierenden Ernte-Erträge und somit den Gewinn aus der Terra-Preta-Produktion bewerten zu können, wird zunächst der Nährstoffgehalt untersucht. Unter Berücksichtigung von Volumenabnahme und Verlusten während des Prozesses lassen sich für

die fertige Terra Preta die Nährstoffkonzentrationen bezogen auf die Feuchtmasse berechnen. Anschließend wird zur Vereinfachung angenommen, dass alle Nährstoffe pflanzenverfügbar sind und zudem die Dichte vernachlässigt werden kann. So lassen sich die Nährstoffkonzentrationen in der Terra Preta in Bezug auf die pflanzenwirksame Bodenschicht von 0,3 m in kg/ha umrechnen. Die Tabelle 6.2.1 stellt die Nährstoffkonzentrationen dar:

Tabelle 6.2.1: Nährstoffkonzentrationen der fertigen Terra Preta, Beispiel 1

	N	P	K
[g/kg Feuchtmasse]	6	2	5
[kg/ha] bezogen auf ca. 0,3 [cm] Bodentiefe	17.874	6.258	16.303

Zur Einschätzung der Ernte-Erträge dient Mais als Beispielpflanze, der je nach Sorte unterschiedliche Anwendungsmöglichkeiten bietet. In den ersten Jahren sollte zunächst nur Futtermais für die Viehzucht oder Mais zur Biogasgewinnung gepflanzt werden. Erst danach sollte Terra Preta auch für Nutzpflanzen – zur Ernährung des Menschen selbst – verwendet werden. So ist ein zusätzlicher Schutz vor der Übertragung und Verbreitung von Krankheiten gewährleistet.

Je mehr Nährstoffe der Pflanze zur Verfügung stehen, desto größer wird der Ertrag. Allerdings gibt es hier eine maximale Obergrenze, da zusätzliche Einflussfaktoren relevant werden und nicht unbegrenzt dicht gepflanzt werden kann. Beim Mais werden ca. zwischen 30 und 80 Tausend Pflanzen pro Hektar gesetzt. In verschiedenen Regionen Deutschlands liegt das Ertragsniveau von Mais zwischen 10 t TM/ha und 20 t TM/ha (Pickert, 2004). Chinesische Daten konnten nicht ermittelt werden, weshalb für diese Abschätzung die deutschen Werte übernommen wurden.

Die Tabelle 6.2.2 gibt den Nährstoffbedarf der ganzen Maispflanze in Abhängigkeit von den Erträgen an.

Tabelle 6.2.2: Nährstoffbedarf von Mais in Abhängigkeit des Ernte-Ertrages [Quelle: Pickert, 2004]

Maisertrag	N	P	K
[t TM/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]
10	130	23	131
15	195	35	197
20	260	46	262

Damit kann nun, unter der Voraussetzung, dass sich die Nährstoffe nicht auswaschen, abgeschätzt werden, für wie viele Erntezyklen das Nährstoffangebot der Terra Preta ausreicht. So lässt sich die Gesamtproduktion bestimmen. Es wird der größtmögliche Maisertrag von 20 t TM/ha angestrebt. Tabelle 6.2.3 fasst die Ergebnisse zusammen.

Tabelle 6.2.3: Abschätzung der Ernteerträge in Abhängigkeit vom Nährstoffangebot, Beispiel 1

	N	P	K
Mögliche Erntezyklen	68	136	62
Gesamtproduktion [t TM/ha]	1375	2721	1245

Da Kalium die kleinsten Erträge liefert, ist dieser als limitierender Faktor maßgebend. Insgesamt bietet die Terra Preta also Nährstoffe für 1245 t TM/ha Mais.

Für das Einfamilienhaus im Beispiel bedeutet dies mit 1,2 m² neuer Terra Preta pro Jahr ein Nährstoffangebot für insgesamt 150 kg TM Mais oder besser gesagt 62 Jahre lang 2,4 kg TM Mais pro Jahr ohne den Einsatz weiteren Düngers. Hierbei handelt es sich nur um einen theoretischen Wert, da zahlreiche weitere Faktoren, wie Wasserdargebot, Sonnenscheindauer, Resistenz gegen Schädlinge und Krankheiten, Konzentration der Mikronährstoffe und viele mehr eine Rolle spielen.

Kohle

Pro Jahr werden 74 kg Kohle benötigt, dies entspricht bei einem angenommenen Heizwert von 30 kJ/g einem Energie-Input von 613 kWh (nach Factura *et al.,* 2010). Zum Vergleich: Der gesamte Strombedarf in China pro Person beträgt 12 264 kWh/a (Paeger, 2006). Auf Grund des an das Gebäude anschließenden Gartens bietet sich an, wie in Kapitel 3.2 beschrieben die Kohle aus Pflanzenrückständen und sonstigen Holzabfällen selbst herzustellen, sodass keine zusätzlichen Kosten entstehen.

Die fertiggestellte Terra Preta besitzt einen Kohlegehalt von ca. 20 %, was ca. 209 g/kg FM oder ca. 627 t/ha entspricht. Um die Eigenschaften der Kohle zu nutzen, ist dies ausreichend.

Schwermetall-Konzentrationen

Die geschätzten Schwermetall-Konzentrationen der fertigen Terra Preta sind in Tabelle 6.2.4 aufgelistet.

Tabelle 6.2.4: Schwermetall-Konzentrationen der fertigen Terra Preta, Beipiel 1 [mg/kg Trockenmasse]

Pb	Cd	Cu	Cr	Ni	Zn
5,9	0,2	30,4	3,1	2,9	201,7

Für den Wirkungspfad Boden – Mensch sind in der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung als strengste Auflage folgende Prüfwerte für gefährliche Schwermetalle angegeben (Tabelle 6.2.5).

Tabelle 6.2.5: Prüfwerte für Schwermetalle nach Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung Wirkungspfad Boden – Mensch [Quelle: http://bundesrecht.juris.de/bbodschv/anhang_2_27.html]

Pb	Cd	Cr	Ni
200	2	200	70

Alle Konzentrationen liegen weit unter der zulässigen Höchstgrenze und können somit vernachlässigt werden.

Grauwasseraufbereitung

In einem Einfamilienhaus in China fallen täglich ca. 256 l Grauwasser an, das zur Gartenbewässerung genutzt werden kann. Zur Aufbereitung bietet sich bei ausreichendem Platz im Garten ein belebter Bodenfilter an. Dieser ist einfach im Betrieb und sehr kostengünstig. Hierbei wird das Wasser durch folgende Prozesse gereinigt:

- Abbau durch Mikroorganismen
- Mechanische Filtration durch den Bodenkörper und das Wurzelwerk
- Nährstoffentzug durch die Pflanzenwurzeln
- Adsorption und Ionenaustausch an tonigen Bodenteilchen
- Chemische Bindung an reaktiven Bodeninhaltsstoffen

Da Grauwasser nur sehr gering mit organischen Stoffen und Stickstoff belastet ist, kann die Anlage wesentlich kleiner bemessen werden als normale Pflanzenkläranlagen. Außerdem ist keine Vorklärung notwendig. Laut Ecosanres (2008) werden durch einen vertikal beschickten Bodenfilter etwa 90 – 99 % der Festpartikel und organischen Substanzen, 30 – 95 % des Phosphors und ca. 30 % Stickstoff entfernt. Krankheitserreger werden zu 95 – 99,9 % abgebaut (Ecosanres, 2008). Dennoch sollten möglichst keine essbaren Pflanzenteile in

direkten Kontakt mit dem Wasser kommen.

Nachdem das Grauwasser den Filter durchlaufen hat, wird es in einem Teich bis zur Bewässerung zwischengespeichert. Die richtige Bewässerung hängt stark von der Pflanzenart und der Verdunstungsrate ab und wird durchschnittlich auf ca. 2 – 15 l/m² geschätzt (Ecosanres, 2008). Gerade im tropischen Klima schwankt der Bedarf durch den Wechsel von Regen- und Trockenzeiten besonders stark. Steht nicht genügend Bewässerungsfläche für die gesamte Grauwassermenge zur Verfügung, kann diese für Trockenzeiten zwischengespeichert, in einen Vorfluter abgeleitet oder zur Grundwasseranreicherung versickert werden.

6.2.2 Beispiel 2: Dreistöckiger Wohnblock, Deutschland (6 WE)

Das zweite Beispiel ist für Deutschland ausgelegt. Hier wird eine komfortablere Lösung mit geringer Prozessbeteiligung der Bewohner angestrebt. Da dieses Konzept nur wenig Platz erfordert, ist es auch für den dicht besiedelten, urbanen Raum geeignet. Es ist ein dreistöckiger Wohnblock mit zwei Wohneinheiten je Stockwerk geplant.

In Abbildung 6.2.2 ist das Toilettensystem schematisch dargestellt.

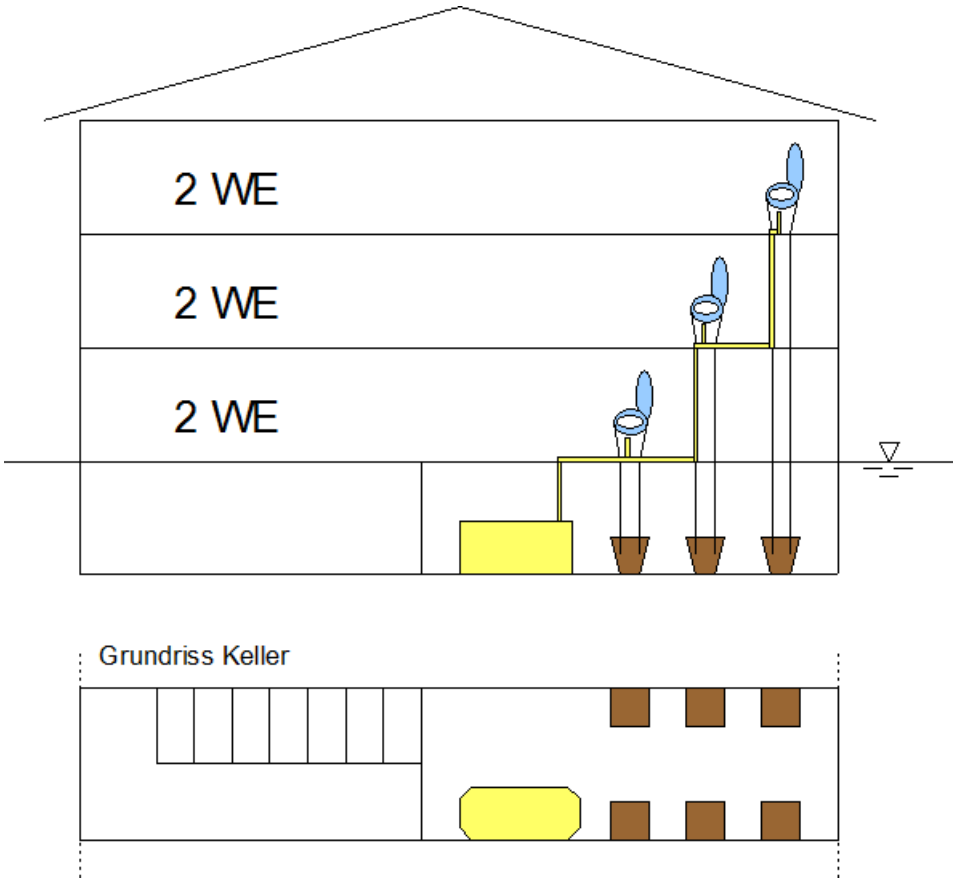

Abbildung 6.2.2: Schematische Darstellung des Sanitärsystems eines dreistöckigen Wohnhauses

Die Trennung von Urin und Fäzes erfolgt durch eine Trenntoilette. Der Urin wird im vorderen Bereich abgetrennt und über Leitungen zu einem gemeinsamen Sammelbehälter für alle Wohneinheiten geleitet. Um eine Kristallisation in den Leitungen zu vermeiden, wird der Urin nach jedem Gebrauch mit einer geringen Wassermenge weggespült. Die Fäzes fallen über ein ca. 300 mm dickes, senkrechtes Fallrohr in einen 60 l fassenden Behälter im Keller. Das Rohr darf keinerlei Knicke oder Krümmungen aufweisen, da ansonsten Verstopfungsgefahr besteht. Deshalb braucht jede Toilette einen separaten Sammelbehälter.

Der Bioabfall aller Bewohner wird in einer separaten 60 l -Tonne gesammelt. Damit es nicht zu unangenehmen Gerüchen kommt, muss dieser ca. alle 14 Tage entsorgt werden. Grauwasser wird ebenfalls über Leitungen einer zentralen Wasseraufbereitung zugeführt. Im Gegensatz zur sonst üblichen Mischkanalisation können diese Rohre wesentlich dünner dimensioniert werden, da sich kaum Feststoffe im Grauwasser befinden und die Verstopfungsgefahr damit geringer ist. Das gereinigte Wasser kann z.B. zur Bewässerung von öffentlichen Parks und Grünanlagen wiederverwendet werden.

Der Sammelbehälter im Keller wird mit ca. 50 l Fäzes und Kohle gefüllt. Er reicht für ca. 143 Tage. Diese Zahl unterscheidet sich deutlich von der Zeit im ersten Beispiel. Das liegt daran, dass in Deutschland pro Person im Schnitt nur halb soviel Fäzes anfallen wie in China und die durchschnittliche Benutzerzahl einer Toilette ebenfalls kleiner ist (siehe Kapitel 5.1.1.1). Im Jahr wird pro Wohneinheit ca. 22 kg Kohle benötigt, was einem Energieinput von ca. 180 kWh entspricht (nach Factura *et al.,* 2010).

Ist der Behälter voll, wird er vom Benutzer selbst oder vom Hausmeister ausgetauscht und verschlossen. Der so luftdichte Behälter wird während des Laktofermentationsprozesses im gleichen Raum belassen. Die fermentierten Fäzes können dort beliebig lang gespeichert werden, denn solange kein Sauerstoff eindringt, bleiben diese konserviert.

Anschließend erfolgt der Abtransport zu einem Kompostierungsplatz. Dieser kann entweder von der Gemeinde oder durch eine Kooperation mit nahe gelegenen Landwirten organisiert werden. Die Einbeziehung der Gemeinde ist nur dann sinnvoll, wenn es sich nicht um ein Einzelprojekt handelt, sondern um ein ganzes Viertel. Hier lohnt es sich, wenn Organisation und Koordination von der Gemeinde übernommen werden. Transport und Prozesskosten entfallen auf die Endnutzer, da diese von der Terra Preta profitieren. Ungefähr jedes halbe Jahr müssen sechs 60 l Behälter – einer pro Wohneinheit – abtransportiert werden. Zum

Ausgleich werden diese durch neue, gereinigte Behälter ersetzt. Alle sechs Behälter nehmen zusammen weniger als 2 m² Ladefläche in Anspruch, sodass bei nur einem Wohnblock kleine Transportfahrzeuge ausreichen. Da die Behälter bis zum Kompostierungsplatz verschlossen bleiben, tritt während Transport und Umlagerung keine Geruchsbelästigung auf.

Zusätzlich muss alle 14 Tage die Biomülltonne – gefüllt mit ca. 45 l Bioabfall – entsorgt werden. In vielen Gemeinden in Deutschland ist dies bereits heute Realität, sodass hier die übliche Infrastruktur greift. So könnte der Bioabfall ganzjährig zum bisherigen Verarbeitungsplatz mit abtransportiert werden. Im Gegenzug wird jedes halbe Jahr, wenn die Fäzes zum Kompostierungsplatz kommen, eine dem Halbjahresaufkommen des Wohnhauses entsprechende Fuhre von ca. 600 l dorthin abgezweigt. So entstehen keine unökologischen Sondertransporte mit nur einer Tonne. Der Kompostierungsprozess der Fäzes lässt sich mit der entsprechenden Bioabfallmenge wie geplant realisieren.

Zum Kompostierungsplatz kommen pro Jahr ca. 690 l fermentierte Fäzes mit Kohle und 1183 l Bioabfall, sofern keine weiteren Haushalte mit angeschlossen werden. Nach einer Volumenreduktion von 45 % entsteht somit ca. 1 m³ Terra Preta pro Jahr für die Landwirtschaft in der Umgebung. Das entspricht ca. 170 l/WE.

In der Abbildung 6.2.3 ist der gesamte Prozess und die Massenbilanz grafisch dargestellt.

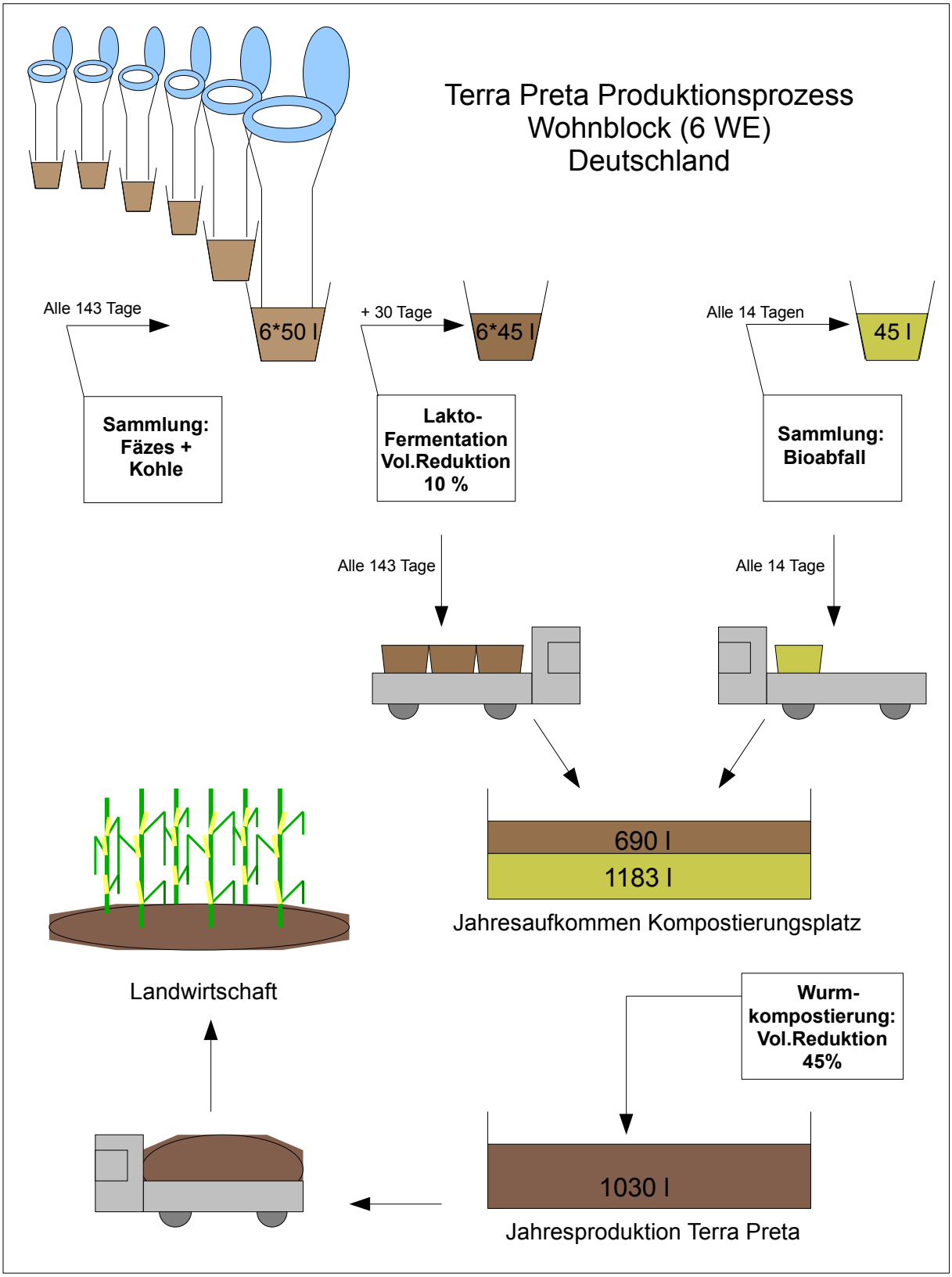

Abbildung 6.2.3: Ablaufschema und Massenbilanz Wohnblock (6WE), Deutschland

Auslegung von Toilette und Behälter:

Gerade bei der Planung des Toilettensystems lässt sich durch eine entsprechende Konstruktionen und zusätzliche Installationen der Komfort für die Benutzer steigern. Hierbei gilt: Je geringer die Umstellung der gewohnten Abläufe, desto einfacher und komfortabler der Gebrauch und desto größer die Akzeptanz des neuen Systems.

In Abbildung 6.2.4 ist das System Toilette/Sammelbehälter skizziert.

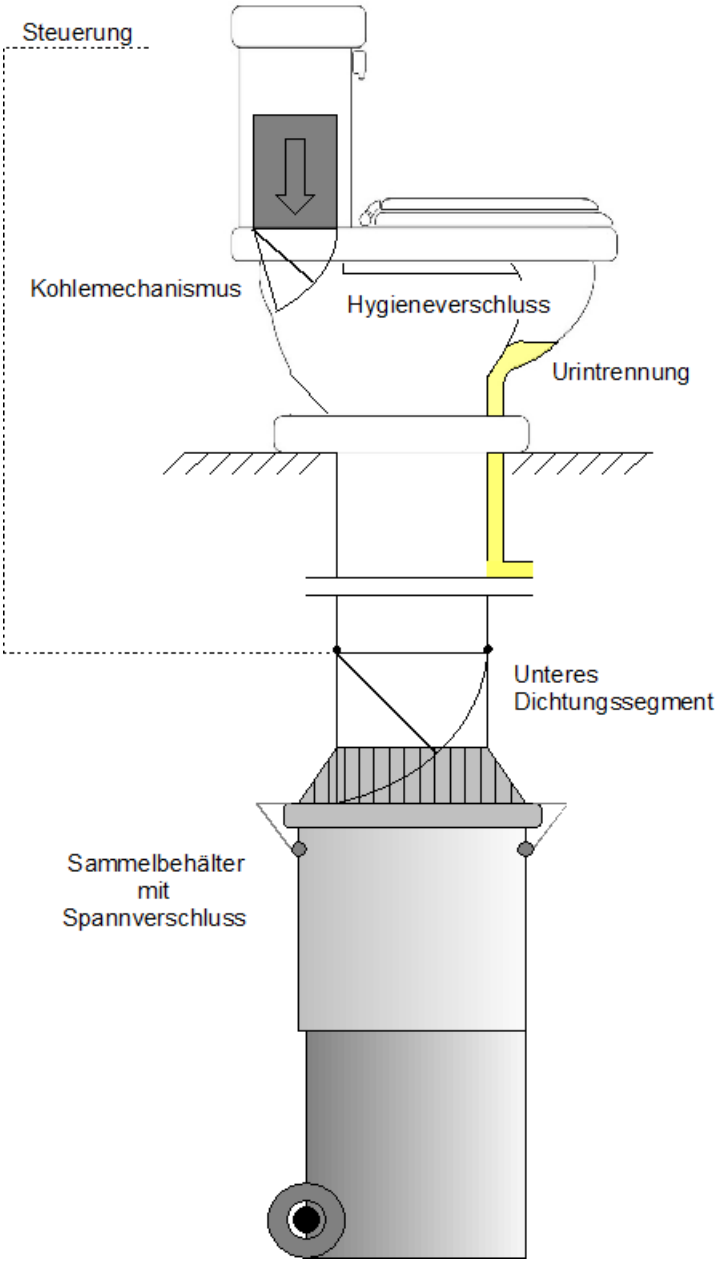

Abbildung 6.2.4: Auslegung von Toilette und Sammelbehälter

Zunächst ist ein Verschluss der Toilettenöffnung oberhalb des Fallrohres notwendig, um Geruchsbelästigungen durch Rückstände im Fallrohr zu vermeiden. Zur Ausführung dieser

Hygieneklappe existieren bereits einige Möglichkeiten: einfache, von Hand zu betätigende Klappen, per Fußpedal oder Hebel zu bedienende Schieber, bis hin zu speziellen Mechanismen, bei denen sich die Schutzklappe beim Hinsetzten automatisch öffnet.

Das besondere beim Terra-Preta-Prozess ist, dass nach dem Stuhlgang nicht mit Wasser sondern mit Kohle „gespült“ wird. Die einfachste Variante hierzu sieht vor, dass jeder Benutzer die Kohle per Hand in die Toilette streut. Hierfür steht ein mit Kohle gefüllter Eimer und eine Schaufel bereit. Alternativ könnte ein integrierter Kohlemechanismus eingebaut werden. Per Knopfdruck oder über ein Fußpedal gesteuert kann so eine genau vordefinierte Kohlemenge – ca. 20 % der durchschnittlichen Feuchtmasse, was in Deutschland ungefähr 30 g entspricht – eingestreut werden. Um die üblichen Gewohnheiten der Benutzer beibehalten zu können, lässt sich das System wie eine herkömmliche Wasserspülung ausführen.

Die Toilette ist über das Fallrohr mit dem Behälter im Keller verbunden. Dieser besteht aus einer 60 l fassenden Mülltonne mit Rollen zum einfacheren Transport. Viereckig ausgeführt besitzt dieser ca. eine Seitenlänge von 40 cm. Pro Wohneinheit befinden sich maximal zwei Behälter im Einsatz – einer im Fermentationsprozess und einer unter dem Fallrohr. Inklusive dem Platz zum Austausch der Behälter ist ca. 1 m² Kellerfläche pro Wohneinheit notwendig.

Besonders zu beachten ist, dass der Laktofermentationsprozess im Gegensatz zu anderen Behandlungsmethoden anaerob verläuft. Das heißt: Je weniger Sauerstoff im Behälter, desto schneller und effektiver der Prozess. Der Behälter muss also nicht wie sonst üblich mit einer Lüftung, sondern mit einer Dichtung ausgestattet werden. Wichtig ist dabei, dass dieser während des Prozesses mit einem luftdichten Deckel verschlossen bleibt, der keinerlei Sauerstoff eindringen lässt – zum Beispiel durch einen Spannverschluss mit Gummidichtung. Aber auch während der Sammlung sollte die Luftzufuhr minimiert werden, sodass die Laktofermentation in den unteren Schichten bereits beginnen kann. Dies beschleunigt einerseits den Prozess und sorgt andererseits durch die Bildung der Milchsäurebakterien für angenehmere Gerüche. Hierzu bietet sich folgende Konstruktion an: Das Rohrende ist an einen Deckel montiert, an den wiederum mit einem Spannverschluss der Behälter befestigt wird. Der Verschluss ist einfach zu bedienen, damit das Austauschen der Behälter jedem Bewohner möglich ist. Um die Luftzufuhr von oben während der Sammlung zu verringern, dient am Ende des Rohres ein Schiebe- oder Klappsegment, das vom Toilettenraum aus gesteuert wird. Vor jedem Stuhlgang ist dieses zu öffnen und nachher zu schließen, sodass nur

kurzzeitig Sauerstoff eindringt. Auch hier könnte ein Mechanismus helfen, der die Klappe beim Hinsetzten automatisch betätigt. Als zusätzliches Extra ist ein Warnmechanismus denkbar, der im Toilettenraum ein Warnsignal auslöst, sollte eine Klappe beim Setzten nicht geöffnet sein oder wenn der Behälter im Keller voll ist und auszutauschen ist.

6.2.3 Beispiel 3: Hochhaus, China (50 WE)

Das dritte Beispiel beschäftigt sich mit Möglichkeiten des direkten Einsatzes von Terra Preta zur urbanen Landwirtschaft. Gerade in Asien schwellen die Städte durch das Bevölkerungswachstum und die zunehmende Landflucht zu riesigen Ballungsräumen an. Um dem damit wachsenden Nahrungsmittelbedarf bei gleichzeitigem Rückgang der Anbauflächen entgegenzuwirken, betreiben hier ca. 50 % der städtischen Haushalte selbst Landwirtschaft (FAO, 1996). In Schanghai (China) wird so ca. 85 % des pflanzlichen Lebensmittelbedarfs gedeckt (FAO, 1996). So lässt sich hier das geplante Terra-Preta-Konzept besonders sinnvoll umsetzten.

Im Beispiel wird ein zehngeschossiges Hochhaus mit fünf Wohneinheiten pro Stockwerk geplant. Jeder Wohneinheit wird zudem ein Freiluftplatz von ca. 2 m² zugeordnet. Dieser besteht entweder aus einem Balkon, einem kleinen Vorgarten für die Bewohner im Parterre oder einer eigens zugewiesenen Dachfläche für die Bewohner höher gelegener Stockwerke. Gerade die Dachnutzung bietet sich in dicht besiedelten städtischen Gebieten an, da dieser Platz ansonsten ungenutzt bleibt. Zudem wird das Gebäude durch die zusätzliche Isolation und Beschattung gekühlt. Zusätzlich wird Regenwasser zurückgehalten, im Sommer ca. 70 – 100 % und im Winter immerhin halb soviel (Lewellyn Schlegel, 2007).

Die Sammlung erfolgt in einer Trenntoilette mit integriertem Eimer, der danach entnommen und weiter verwendet werden kann. Urin und Grauwasser wird wie in Beispiel 2 getrennt abgeleitet und einer gemeinsamen Speicher- bzw. Aufbereitung zugeführt. Die Sammeleimer für Fäzes und Kohle dürfen dabei nicht zu groß dimensioniert sein und sollten nach der Sammlung ein Gewicht von ca. 20 kg nicht überschreiten, sodass sie von Einzelpersonen leicht auszutauschen sind. Es wird ein viereckiger Behälter der Maße 30 × 30 × 40 cm und einem Volumen von 36 l vorgeschlagen. Nun stellt sich die Frage, wie lange der Sammelbehälter befüllt werden kann, bis er ausgetauscht werden muss. Denn erstens entstehen bei der Fermentation Gase, die genug Raum benötigen, damit sich der Behälterdeckel nicht durch den entstehenden Druck löst. Zweitens muss im Behälter nach

dem Fermentationsprozess genug Platz für die Zugabe von Bioabfall zur Wurmkompostierung sein. Als Orientierungswert wird ein Verhältnis Bioabfall zu Fäzes von ungefähr 1:1 angestrebt. Weshalb der Behälter in diesem Fall nach der Fermentation zur Hälfte mit Fäzes gefüllt sein sollte. Da sich das Volumen während der Fermentation reduziert, wird der Behälter mit ca. 20 l gefüllt. Dies dauert ca. 17 Tage.

Für den Laktofermentationsprozess wird der Eimer luftdicht verschlossen im Toilettenraum oder einem anderen geeigneten Ort gelagert. Hier befinden sich höchstens zwei Eimer gleichzeitig, wodurch maximal 0,18 m² Platz benötigt wird. Während des Prozesses reduziert sich das Volumen auf ca. 18 l, sodass anschließend der alle 17 Tage anfallende Bioabfall von ca. 11 l zusammen mit den Kompostwürmern in den gleichen Eimer kommt. Da während des Kompostierungsprozesses unangenehme Gerüche entstehen, sollte der Eimer während den folgenden 30 Tagen im Freien gelagert werden, was bei den tropischen Temperaturen kein Problem darstellt. Letztendlich entstehen ca. alle 17 Tage 16 l Terra Preta. Insgesamt gewinnt jede Wohneinheit pro Jahr wie in Beispiel 1 ca. 352 l Terra Preta. Die gesamte Jahresproduktion des Hochhauses liegt bei ungefähr 18 m³.

Das Eimersystem bietet nun den Vorteil der direkten Einpflanzung. Hierzu werden immer zwei Eimer zusammengeschüttet, sodass alle 34 Tage ein voller Eimer für die Bepflanzung zur Verfügung steht und ein Eimer wieder für die Sammlung frei wird. Im Jahr werden somit ungefähr 11 Behälter pro Wohneinheit benötigt.

In der Abbildung 6.2.5 ist der Prozess mit den zugehörigen Massen grafisch dargestellt.

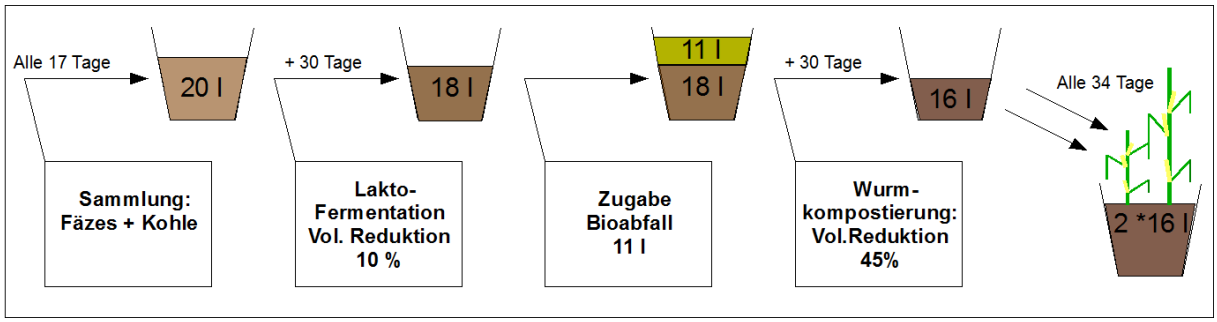

Abbildung 6.2.5: Ablaufschema je WE im Hochhaus, China

Containerpflanzung

Nowak (2004) beschreibt in seinem Artikel zur urbanen Landwirtschaft auf Hausdächern die Bepflanzung in Containern wegen ihrer großen Flexibilität, als eine der effektivsten Lösungen für den städtischen Raum. Der Anbau in Containern, Eimern oder sonstigen Behältern ist

außerdem zur Dachbepflanzung besonders geeignet, da sie keinen speziellen Dachaufbau erfordern. Außerdem ist die Bepflanzung individuell anpassbar. So kann diese auch für Reparatur- und Wartungsarbeiten entfernt werden. Dennoch ist die zusätzliche Traglast in der Statik des Hauses zu berücksichtigen und das Dach auf Begehbarkeit auszulegen. Durch die Verteilung der Behälter einzig auf Stützstellen der Konstruktion wie Wände und Säulen, lässt sich auch eine Teilnutzung von bestehenden Gebäuden ermöglichen, sofern die Statik vorher überprüft wurde. Ein besonderes Augenmerk gilt der Bewässerung. Vertragen die Pflanzen keine Staunässe, sind die Behälter mit Abflüssen zu versehen. Hierbei ist darauf zu achten, dass sich das Wasser nicht sammelt oder unkontrolliert abläuft und somit Dach oder Fassade beschädigt.

Da der Anbauplatz pro Wohneinheit beschränkt ist, muss nach einer gewissen Zeit nach alternativen Nutzungsmöglichkeiten für die entstehende Terra Preta gesucht werden. Pro Quadratmeter passen ungefähr 9 Eimer. Die im Beispiel gewählten 2 m² Fläche reichen somit für 18 Eimern. Dies entspricht ungefähr der Terra Preta Produktion von 600 Tagen, also knapp zwei Jahren. Danach gibt es zwei Möglichkeiten: Entweder die Bewohner pachten oder kaufen selbst neue Anbauflächen oder die Terra Preta wird extern an die Landwirtschaft verkauft. Auch eine Einbeziehung der Stadtverwaltung ist denkbar.

Nährstoffpotential pro Eimer

Die Nährstoffkonzentration der Terra Preta unterscheidet sich von der in Beispiel 1 dargestellten. Da der Eimer nach unten abgedichtet ist, können keine Nährstoffe mit dem Sickerwasser entweichen. Die Nährstoffverluste beschränken sich somit einzig auf den Stickstoff. Rechnet man diese unter Vernachlässigung der Dichte auf den 32 l Eimer um, lässt sich unter Verwendung der gleichen Literaturwerte wie in Beispiel 1 der potentielle Maisertrag pro Eimer berechnen, siehe Tabelle 6.2.6.

Tabelle 6.2.6:Nährstoffkonzentrationen und Ernteerträge, Beispiel 2

	N	P	K
Nährstoffkonzentration der Terra Preta [g/kg FM]	7	2	6
Nährstoffe pro 32 Liter Eimer [g]	228	78	204
Maisertrag abhängig vom Nährstoffangebot [kg TM/g]	0,08	0,43	0,08
Maximaler Ertrag pro 32 Liter Eimer [kg TM]	18	34	16

Hierbei ist erneut Kalium der limitierende Faktor. Theoretisch enthält damit jeder Eimer Nährstoffe für ca. 16 kg Trockenmasse Mais. Kohlebedarf und Energie-Input bleiben wie im Beispiel 1.

7 Zusammenfassung und Ausblick

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit der Umsetzung eines neuen ökologischen Sanitärkonzeptes. Dabei werden die Fäzes mit Bioabfall und -kohle durch natürliche Prozesse in Terra Preta umgewandelt. Terra Preta, ursprünglich im Amazonas-Gebiet entdeckt, ist ein äußerst fruchtbarer Boden, der sich speziell durch niedrige Nährstoffauswaschungen bei gleichzeitig großer Nährstoffverfügbarkeit für die Pflanzen auszeichnet. Diese Eigenschaft lässt sich vor allem auf die Beimengung von Biokohle zurückführen. Ein weiterer Vorteil: Die Einbringung von Kohle in den Boden verbessert gleichzeitig die CO_2-Bilanz der Atmosphäre.

Die Forschungsarbeiten zum Prozess selbst befinden sich noch in den Anfängen, liefern aber bis heute bereits vielversprechende Ergebnisse. Er besteht aus drei Teilschritten – der Sammlung, der Lakrofermentation und der Wurmkompostierung. Die Besonderheit liegt in der Laktofermentation. Als anaerober Prozess entfällt hier die sonst übliche Belüftung und Trocknung der Fäzes, sodass Speicherplatz und zusätzliche Installationen reduziert werden. Außerdem entspricht der Prozess dem in der Landwirtschaft zur Konservierung von Grünfutter verwendeten Silageprozess, sodass das erforderliche Know-how vielerorts bereits vorhanden ist.

Als Basis für die Dimensionierung des Prozesses wurde zunächst eine Massenbilanz aufgestellt. Hierfür wurden erst die Ausgangsstoffe erfasst, um anschließend auf die Änderungen während des Prozesses näher einzugehen. Dabei wurden Daten zu Deutschland und China recherchiert. Ausgehend von 2,1 Personen pro Wohneinheit für Deutschland und 3,2 für China ergab sich letztendlich ein Gewinn von 170 l/(WE*a) Terra Preta in Deutschland und mit 352 l/(WE*a) mehr als doppelt soviel in China. Diese Werte basieren vorwiegend auf Annahmen und dienen der Orientierung.

Im zweiten Teil wurde die konkrete Ausführung ins Auge gefasst. Je nach Ausgangssituation, Budget und Anspruch wurde dabei auf unterschiedliche Anforderungen und Zielsetzungen näher eingegangen. So kann die Sammlung in einem einfachen Eimer mit abnehmbarer Sitzbrille und einer beliebigen, separaten Urinsammlung, in einer modifizierten Trenntoilette mit austauschbarem Fäzes-Sammeleimer oder in einer komfortablen, speziell ausgestalteten Trenntoilette, die die Fäzes über ein Fallrohr in einen Sammelcontainer außerhalb der Wohnung befördert, stattfinden. Trenntoiletten sind dabei der simplen Eimernutzung vorzuziehen, da so die Toilettengewohnheiten nicht durch die separate Urinabscheidung

komplett umgestellt werden müssen. Die Kohle wird nach jedem Stuhlgang hinzugefügt, entweder per Hand oder in der Komfortlösung über einen automatischen Einstreumechanismus.

Während der Laktofermentation ist der Behälter geschlossen und die Fäzes erreichen einen konservierten Zustand, sodass sie an jedem verfügbaren Platz so lange wie nötig zwischengespeichert werden können. Beim anschließenden Öffnen entsteht keine Geruchsbelästigung, da die Milchsäurebakterien der Laktofermentation nicht als unangenehm riechend empfunden werden. Die anschließende Wurmkompostierung kann entweder vor Ort – im Behälter oder auf einem separaten Komposthaufen, falls ein Garten vorhanden ist – oder extern von der Gemeinde oder den umliegenden Landwirten realisiert werden. Zu beachten ist hier die Zugabe von Bioabfall und Würmern sowie die Frostunverträglichkeit dieses Prozess-Schrittes.

Letztendlich kann die fertiggestellte Terra Preta überall zum Einsatz kommen, wo fruchtbare Erde benötigt wird. Eine Verwendung durch den Produzenten selbst ist dabei anderen Möglichkeiten vorzuziehen. Als direkter Nutznießer wird dieser aus eigenem Antrieb den ordnungsgemäßen Betrieb der Toiletten sicher stellen. Etwaigem Missbrauch wird so vorgebeugt. Das einfache, platzsparende Eimersystem – das ohne Ventilation auskommt und den direkten Anbau in demselben Behälter anbietet – macht Landwirtschaft auch im dicht besiedelten urbanen Umfeld möglich, wo ökologische Sanitärsysteme bisher wegen zu großem Platzbedarf und fehlender Verwendungsmöglichkeiten des Endproduktes nicht greifen konnten.

Beim weiteren Vorgehen sollte als nächster Schritt eine detaillierte Nutzen-Kosten-Analyse folgen, um die Rentabilität des Projektes nachzuweisen. Hier sind die Installations- und Betriebskosten den Vorteilen der entstehenden Terra Preta gegenüberzustellen. Da die Installationskosten in Abhängigkeit von der Art der Ausführung variieren, sind hierfür unterschiedliche Szenarien zu erstellen, von der kostengünstig einfachen Eimernutzung bis hin zur Designer-Trenntoilette. Während des Betriebes fallen Kosten für Kohle und eventuell weitere Zusatzstoffe wie Calciumkarbonat, geschreddertes Holz, effektive Mikroorganismen oder Sauerkrautsaft an. In China wird pro Wohneinheit ca. 74 kg/a an Kohle benötigt, was einem Energie-Input von 613 kWh entspricht. Um diese Kosten zu reduzieren, sind in der Arbeit Verfahren zur individuellen Kohleherstellung aus Abfallprodukten von Landwirtschaft

und Gartenbau beschrieben. Mögliche Varianten sind Ergruben & Erdhaufen sowie einfache Ziegel- und Metallöfen. Die entstehenden Betriebskosten werden durch die Düngemitteleinsparung bei der Verwendung von Terra Preta sowie den entfallenden Trink-und Abwasserkosten wieder aufgewogen. So liefert die Terra Preta aus einem Jahr nach chinesischen Daten grob geschätzt jeder Wohneinheit ein Nährstoffangebot für 150 kg TM Mais.

Des weiteren sollten zunächst die Forschungsergebnisse der TUHH abgewartet werden. Liefern diese weiterhin überzeugende Daten, ist eine baldige Umsetzung des Konzeptes in konkreten Projekten anzustreben. Hierzu müssen – um das Sanitärsystem ausreichend zu dimensionieren – zu den theoretischen Daten dieser Arbeit – in Verbindung mit den konkreten Zahlen der an der TUHH durchgeführten Versuchsreihen – unbedingt noch lokale Daten hinzugezogen werden.

Wie bei allen ökologischen, dezentralen Sanitärsystemen ist für den Erfolg des Konzeptes die Einbeziehung der Nutzer, sowie eine Aufklärung über Chancen und Gefahren des Tabuthemas Toilette unabdingbar. Gelingt es, die Menschen von den ökologischen und ökonomischen Vorteilen naturnaher Kreislaufsysteme gegenüber der konventionellen Sanitärversorgung zu überzeugen, könnte dieses einfache aber innovative Konzept der brasilianischen Indios bald eine große Zukunft haben.

8 Referenzen

8.1 Literatur

Abbasi, T., 2008. T*owards modeling and design of vermicomposting systems: Mechanisms of composting/vermicomposting and their implications.* Indian journal of Biotechnology. Vol. 8, S.177-182

Birk, J.J. et al., o.J. *Origin of nutrients in Amazonian Dark Earths as assessed by molecular markers*

Bolsen, K.K. & Marson, T.T., 2007. *Silage Management Considerations.* Kansas State University

Chaudhuri, P.S. et al., 2000. *Chemical changes during vermicomposting (Perionyx excavatus) of kitchen wastes.* Tropical Ecology 41(1): S.107-110, Herausgeber: International Society for Tropical Ecology

Claussen, M., 2003. *Klimaänderungen: Mögliche Ursachen in Vergangenheit und Zukunft.* UWSF – Umweltchem Ökotox 15 (1), Beitragsserie Klimaänderung und Klimaschutz

Coblentz, W.K., 2005. *Baled Silage for Livestock.* University of Arkansas, United States Department of Agriculture & County Governments Cooperating

Connor, R. & Rast, W., 2009. *Chapter 3: Technological innovation.* UNESCO, World Water Development Report 3 (WWDR 3), S.41-48

Copenhagen Accord, 2009. *Advance unedited version Decision -/CP.15.* Veröffentlicht unter: http://unfccc.int/search/search?q=copenhagen+Accord&site=default_collection&client=unfccc_frontend&output=xml_no_dtd&proxystylesheet=unfccc_frontend

Cornet, A. & Escadafal, R., 2009. *Is biochar „green"?.* Comité Scientifique Français de la Désertification (CSFD); Montpellier, Frankreich

Czernik, S., 2008. *Fundamentals of charcoal produktion.* National Renewable Energy Laboratory (NREL), IBI Conference on Biochar, Sustainability and Security in a Changing Climate; Newcastle, Großbritannien

D'Amours, L. & Savoie, P., 2005. *Density profile of corn silage in bunker silos*. Canadian biosystems engineering, Vol. 47

Deutscher Wetterdienst (DWD), 2007. *Jahresbericht*. Herausgeber: Selbstverlag des Deutschen Wetterdienstes; Offenbach am Main, Deutschland

Ecosanres, 2008. *Introduction to Greywater Management.* Basierend auf Ridderstolpe, P. 2004. Introduction to Greywater Management. EcoSanRes Publication Series, Report 2004-4, Stockholm Environment Institute

Ecosanres, 2008. *Sweden-China Erdos Eco-Town Projet, Dongsheng, Inner Mongolia.* EcoSanRes Factsheet 11, Stockholm Environment Institute

EPEA Internationale Umweltforschung GmbH, 2008. *Ökologisches Leistungsprofil von Verfahren zur Behandlung von biogenen Reststoffen.* Entwickelt in Kooperation mit dem Verband der Humus und Erdenwirtschaft e. V. (VHE)

Factura, H. et al., 2010. *Terra Preta Sanitation: re-discovered from an ancient Amazonian civilisation – integrating sanitation, bio-waste management and agriculture.* Ausstehend zur Veröffentlichung durch: Water Science & Technology

FAO, 1987. *Simple technologies for charcoal making.* Forestry Paper 41. Veröffentlicht unter: http://www.fao.org/docrep/X5328e/x5328e00.HTM

Ferreira Cunha, T.J. et al., 2009. *Soil organic matter and fertility of anthropogenic dark earths (Terra Preta de indio) in the brazilian amazon basin.* R. Bras. Ci. Solo, 33: S.85-93

Garg, V.K. et al., 2006. *Livestock excreta management through vermicomposting using an epigeic earthworm Eisenia foetida.* Environmentalist (2006) 26: S.269-276, Herausgeber: Springer Science & Business Media, LLC

Geo, 2009. *Amazoniens schwarze Sensation.* Ausgabe 03/2009

Geurts, M., 2005. *Fact sheet characteristics excreta – Introduction to the main characteristics of human excreta and grey water.* Herausgeber: WASTE

Glaser, B. et al., 2000. *The 'Terra Preta' phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humid tropics.* Naturwissenschaften (2001) 88: S.37-41, Herausgeber: Springer Verlag

Glaser, B. et al., 2002. *Potential of Pyrolyzed Organic Matter in Soil Amelioration.* In: Juren J. (ed.) Sustainable Utilization of Global Soil and Water Resources, 12th ISCO Conference, S. 421-427; Beijing, China

Glaser, B., Lehmann, J. & Zech, W., 2002. *Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal – a review.* Biology and Fertility of Soils 35(4): S.219-230

Grefe, Ch., 2009. *Die Haut der Erde*. Herausgeber: Die Zeit, Veröffentlicht unter: http://www.zeit.de/2009/20/U-Boden

Günther, F., 2007. *Carbon sequestration for everybody: decrease atmospheric carbon dioxide, earn money and improve the soil.* Energy and Environment; Lund, Sweden

IPCC, 2007. *Klimaänderung 2007: Zusammenfassungen für politische Entscheidungsträger.* Deutsche Übersetzung des 4. Sachstandsberichtes von ProClim (Schweiz), dem österreichischen Umweltbundesamt und der deutschen IPCC-Koordinationsstelle

Johnson, L.M. & Harrison, J.H., 2001. *Scientific aspects of silage making*

Jönsson, H. et al., 2004. *Guideline on the use of urine and faeces in crop produktion.* EcoSanRes Programme, Stockholm Environment Institute

Lange, J., 2000. *Ökologische Sanitärkonzepte – Vom Wassersparen zur Abwasservermeidung.* Herausgeber: Arbeitskreis Wasser im Bundesverband Bürgerinitiativen Umweltschutz e.V. (BBU)

Lehmann, J., 2003. *Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments.* Plant and Soil 249 (2): S.343-357

Lehmann, J. et al., 2004. *Sequential P Fractionation of Relict Anthropogenic Dark Earths of Amazonia*

Lehmann, J. & Rondon, M., 2006. *Bio-Char Soil Management on Highly Weathered soils in the humid tropics.* Veröffentlicht in 'Biological Approaches to Sustainable Soil Systems', S. 517, Herausgeber: Taylor & Francis Group

Lehmann, J., 2007. *A handful of carbon.* Veröffentlicht in NATURE, Vol. 447 (10): S.143-144, Herausgeber: Nature Publishing Group

Marris, E., 2006. *Black is the new green.* Veröffentlicht in NATURE, Vol. 442 (10): S.624-626, Herausgeber: Nature Publishing Group

Maw, S.J. et al., 2000. *A note on the emission of nitrogen oxides from silage.* Environmental Monitoring and Assessment 74: S.209-215, Herausgeber: Kluwer Academic Publishers; Niederlande

Meinzinger, F. & Oldenburg, M., 2009. *Characteristics of source-separated houesehold wastewater flows – a statistical assessment.* TUHH, Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz

Meinzinger, F. & Otterpohl, R., 2009. *Stoffstrom- und Energieanalysen zur Bewertung der Ressourceneffizienz alternativer Abwasserkonzepte.* TUHH, Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz

Nowak, M., 2004. *Urban agriculture on the rooftop*. Cornell University Senior Honors Thesis

Oldenburg, M. et al., 2008. *Begrifflichkeiten und Kennzahlen zur Zusammensetzung von Teilströmen neuartiger Sanitärsysteme*

Otterpohl, R., 2009. *Terra Preta (biochar): full reuse in sanitaton and bio-waste-management*. TUHH, Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz. Unveröffentlicht

Pennsylvania state university, 2004. *Silos.* Task Sheet 3.9, National Safe Tractor and Machinery Operation Program, The Pennsylvania State University, Agricultural and Biological Engineering Department

Pickert, J., 2004. *Leitfaden erfolgreicher Maisanbau*. Herausgeber: Bayer CropScience Deutschland GmbH; Langenfeld, Deutschland

Pimental, D. & Sparks, D.L., 2000. *Soil as an Endangered Ecosystem*. Biosience, Vol. 50, No. 11. Veröffentlicht unter: http://caliber.ucpress.net/doi/full/10.1641/0006-3568%282000%29050%5B0947:SAAEE%5D2.0.CO%3B2?cookieSet=1

Pyatt, N.A. & Berger, L.L., 2003. *Protecting and supplementing corn cilage in bunker silos with salt-starch covering*

Raninger, B. et al., 2006. *Bioorganic Municipal Waste Management to Deploy a Sustainable.* The Chinese Journal of Process Engineering, Vol.6, Nr.2

Saran, S., 2009. *Biochar, climate change and soil: A review to guide future research.* Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation (CSIRO), Land and Water Science Report 05/09

Shalabi, M., 2006. *Vermicomposting of Faecal Matter as a Component of Source Control Sanitation*. TUHH, Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz

Simons, J., 2008. *Eignung nährstoffreicher Substrate aus zentraler & dezentraler Abwasserbehandlung als Düngemittel.* Institut für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz, Fachbereich Pflanzenernährung, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität

Souza Falcao, N.P., Comerford, N. & Lehmann, J., 2003. *Determining nutrient bioavailability of amazonian dark earth soils – Methodological challenges*. Veröffentlicht in J. Lehmann et al. (eds.), Amazonian Dark Earths: Origin, Properties, Management, S.255-270

Statistischem Bundesamt, 2006. *Wohnsituation.* Veröffentlicht unter: http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Content/Statistiken/BauenWohnen/Wohnsituation/Tabellen/Content75/BewohnteWohneinheiten,templateId=renderPrint.psml

Statistisches Bundesamt, 2007. *Siedlungsabfallaufkommen.* Veröffentlicht unter: http://www.bmu.de/files/abfallwirtschaft/statistiken_zu_abfallwirtschaft/application/pdf/siedlungsabfallaufkommen.pdf

Steiner, Ch. et al., 2004. *Microbial Response to Charcoal Amendments of Highly Weathered Soils and Amazonian Dark Earths in Central Amazonia – Preliminary Results*

Steiner, Ch., 2007. *Soil charcoal amendments maintain soil fertility and establish a carbon sink.* Veröffentlicht in 'Soil Ecology Research Developments', Nova Science Publishers, Inc.

United Nations, 1998. *Kyoto Protocol to the united nations framework convention on climate change.* Veröffentlicht unter: http://unfccc.int/kyoto_protocol/items/2830.php

Van Vliet, B. & Stein, N., 2003. *The develpoment and implementation of ecosan in the Netherlands: social opportunities and risks.* Herausgeber: Gesellschaft für technische Zusammenarbeit (GTZ), 2. internationales Symposium zu ecosan; Lübeck, Deutschland

Vinnerås, B., Clemens, J. & Winker, M., 2008. *Non- metallic contaminants in domestic waste, wastewater and manures: Constraints to agriculture use.* International Fertiliser Society (IFS) Conference in Cambridge, Großbritannien

Vough, L.R. et al., 2006. *Nitrate Poisoning of Livestock – Causes and Prevention*. Extension Extra 4015, College of Agriculture & Biological Siences, South Dakota State University

Von Münch, E. & Olt, Ch., 2009. *Basic overview of urine diversion components.* Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH, ecosan program

Wagner, A. & Illmer, P., 2004. *Kompostierung – neue Betrachtung einer alten Technik.* Ber. nat.-med. Verein Innsbruck Band 91, S.293-321; Innsbruck, Österreich

WHO, 2006. *Safe use of wastewater, excreta and grey water – Excreta and greywater use in agriculture*, Vol.4

Xiaowei, H. & Silbermann, A., 2009. *Vom Mehrgenerationenhaushalt zur Kernfamilie.* Übersetzung: Andrea Schwedler. Tsinghua Universität, Rehwald Büro für Landschaftsplanung, Veröffentlicht unter: http://www.de-cn.net/dis/dem/de5171671.htm

Zhang, J. & Chen, J., 2004. *Demand on and difficulties for implementation of ecosan concepts in China.* Herausgeber: Gesellschaft für technische Zusammenarbeit (GTZ), 2. internationales Symposium zu ecosan; Lübeck, Deutschland

8.2 Internetquellen

Bundesministerium der Justiz, 1998. *Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden.* Veröffentlicht unter: http://bundesrecht.juris.de/bioabfv/__2.html. Letzter Zugriff: Februar 2010

Bundesministerium der Justiz, 1999. *Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung*. Veröffentlicht unter: http://bundesrecht.juris.de/bbodschv/anhang_2_27.html. Letzter Zugriff: Februar 2010

EM Research Organization, 2008. *What is EM (Effective Microorganism)?*. Veröffentlicht unter: http://www.emrojapan.com/aboutem.php. Letzter Zugriff: Februar 2010

FAO, 1996. *Feeding the cities, the role of urban agriculture.* Natural Resources Management and Environment department. Veröffentlicht unter: http://www.fao.org/DOCREP/x0262e/x0262e22.htm. Letzter Zugriff: Februar 2010

FAO, 2000. *Information System on Water and Agriculture – Brazil*. Veröffentlicht unter: http://www.fao.org/nr/water/aquastat/countries/brazil/index.stm. Letzter Zugriff: Februar 2010

Günther, F., 2008. *The simplest of the simple – a two-barrel charcoal retort.* Veröffentlicht unter: http://www.holon.se/folke/carbon/simplechar/simplechar.shtml. Letzter Zugriff: Februar 2010

Lewellyn Schlegel, K., 2007. *Up on the Roof with Urban Agriculture*. Veröffentlicht unter: http://www.newwest.net/index.php/city/article/up_on_the_roof_with_urban_agriculture/C8/L8/b. Letzter Zugriff: Februar 2010

North Dakota State University (NDSU), 2004. *Silage Fermentation and Preservation*. Veröffentlicht unter: http://www.ag.ndsu.edu/pubs/ansci/dairy/as1254w.htm. Letzter Zugriff: Februar 2010

Paeger, J., 2006. *Ökosystem Erde / Hintergrundinformation / Eine kleine Geschichte des menschlichen Energieverbrauchs.* Veröffentlicht unter: http://www.oekosystem-erde.de/html/energiegeschichte.html. Letzter Zugriff: Februar 2010

Peters, A., 2010. *Das Klima Chinas.* Veröffentlicht unter: http://www.weltbilder.de/derautor/seinearbeit/chinasklima/index.html. Letzter Zugriff: Februar 2010

ZDF, 2009. *Das Geheimnis der Terra Preta – Holzkohle sorgt für fruchtbare Böden.* Veröffentlicht unter: http://abenteuerforschung.zdf.de/ZDFde/inhalt/19/0,1872,7554931,00.html. Letzter Zugriff: Februar 2010

9 Anhang

9.1 Ausgangsdaten

FÄZES:

Durchschnittliche Masse an Fäzes pro Einwohner:

	Feuchtmasse [kg/(E*a)]	Feuchtmasse [kg/(E*d)]	Trockenmasse [kg/(E*a)]	Trockenmasse [kg/(E*d)]
Deutschland	51	0,14	13	0,04
China	115	0,32	22	0,06

Gesamte Feuchtmasse an Fäzes pro Wohneinheit :

	Feuchtmasse [kg/(WE*d)]
Deutschland	0,29
China	1,01

Nährstofffrachten in Fäzes:

	N	P	K	BSB_5	CSB
Deutschland					
[g/E*d]	1,5	0,5	0,7	19,5	52,4
[kg/E*a]	0,55	0,18	0,26	7,12	19,13
China					
[g/E*d]	1,37	0,55	1,37	-	-
[kg/E*a]	0,5	0,2	0,5	-	-

Nährstoffkonzentration in Fäzes [g/kg Feuchtgewicht]:

	N	P	K	BSB_5	CSB
Deutschland	10,71	3,57	5	139,29	374,29
China	4,35	1,74	4,35	-	-

Nährstoffkonzentration in Fäzes [g/kg Trockengewicht]:

	N	P	K	BSB_5	CSB
Deutschland	42,86	14,29	20	557,14	1497,14
China	22,73	9,09	22,73	-	-

Schwermetallkonzentrationen und -frachten in Fäzes:

Deutschland:	Pb	Cd	Cu	Cr	Ni	Zn
[mg/(E*d)]	0,02	0,01	1,1	0,02	0,07	10,7
Umgerechnet in Konzentrationen [mg/kg Feuchtgewicht]	0,14	0,07	7,86	0,14	0,5	76,43

BIOABFALL:

Durchschnittliche Masse an Bioabfall pro Einwohner:

	Feuchtmasse [kg/(E*a)]	Feuchtmasse [kg/(E*d)]	Trockenmasse [kg/(E*a)]
Deutschland	94	0,26	41,36
China	76	0,21	-

Gesamte Feuchtmasse an Bioabfall pro Wohneinheit:

	Feuchtmasse [kg/(WE*d)]
Deutschland	0,54
China	0,67

Nährstoffkonzentrationen und -frachten im Bioabfall:

Deutschland:	N	P	K
[% TM]	1,27	0,21	0,61
[kg/E*a]	0,53	0,09	0,25
[g/E*d]	1,44	0,24	0,69
[g/kg Feuchtgewicht]	5,59	0,92	2,68

Schwermetallkonzentrationen im Bioabfall:

Deutschland:	Pb	Cd	Cu	Cr	Ni	Zn
[mg/kg Feuchtgewicht]	3,43	0,03	6,84	1,71	1,03	8,72

GRAUWASSER:

Durchschnittliches Grauwasservolumen pro Einwohner:

	[m³/(E*a)]	[l/(E*d)]
Deutschland	39	108
China	29	80

Gesamtes Grauwasservolumen pro Wohneinheit:

	Volumen [l/(WE*d)]
Deutschland	226,8
China	256

Nährstoffkonzentrationen und -frachten im Grauwasser:

Deutschland:	N	P	K	BSB_5	CSB
[g/E*d]	1	0,5	1	18,2	47,5
[mg/l]	15,4	5,4	8,8	218	535

Schwermetallkonzentrationen und -frachten im Grauwasser:

Deutschland:	Pb	Cd	Cu	Cr	Ni	Zn
[mg/(E*d)]	3,00	0,08	6,50	2,01	1,60	32,30
Umgerechnet in Konzentrationen [mg/l]	0,03	0,00	0,06	0,02	0,01	0,30

9.2 Berechnung Beispiel 1

Land: China
Haustyp: Einfamilienhaus
WE: 1

Ausgangsmengen:

Feuchtmasse Fäzes [kg/(WE*d)]	Kohle [kg/(WE*d)]	Feuchtmasse Bioabfall [kg/(WE*d)]	Grauwasser [l/(WE*d)]
1,01	0,2	0,67	256

Bilanzierung Terra Preta Prozess:

	Sammlung Fäzes + Kohle	Fermentation (+30 Tage)	Sammlung Bioabfall	Zugabe Bioabfall	Wurmkompostierung (+30 Tage)
Masse [l]:	28	25	15	41	22
Zeit [d]:	23	53	53	-	83

Behälteranzahl: 3

Gesamtproduktion an Terra Preta pro Jahr [l]: 352

Anbaufläche pro Jahr bei 0,3 [m] Schichtung [m²]: 1,2

Wassergehalt:

Fäzes	0,8
Kohle	0,16
Bioabfall	0,56

Kohle + Fäzes	0,67
Nach Fermentation (+ 10 [%])	0,75
Zugabe Bioabfall	0,68
Nach Wurmkompostierung (-15 [%])	0,57

Nährstoffkonzentration [g/kg FM]:

	N	P	K
Fäzes	4,35	1,74	4,35
Bioabfall	5,59	0,92	2,68
Fäzes + Kohle	3,62	1,45	3,62
nach Fermentation wg. Volumenabnahme	4,03	1,61	4,03
nach Fermentation wg. Verlusten	3,62	1,61	4,03
Zugabe Bioabfall	4,37	1,35	3,52
nach Wurmkompostierung wg. Volumenabnahme	7,94	2,45	6,39
nach Wurmkompostierung wg. Verlusten	**5,96**	**2,09**	**5,43**

Kohle:

Kohlebedarf pro Jahr [kg/(WE*a)]	74
Entsprechender Energieinput [kWh]	613

Schwermetallkonzentration [mg/kg Feuchtmasse]:

	Pb	Cd	Cu	Cr	Ni	Zn
Fäzes	0,14	0,07	7,86	0,14	0,5	76,43
Bioabfall	3,43	0,03	6,84	1,71	1,03	8,72
Fäzes + Kohle	0,12	0,06	6,55	0,12	0,42	63,69
nach Fermentation	0,13	0,07	7,28	0,13	0,46	70,77
Zugabe Bioabfall	1,38	0,05	7,11	0,73	0,68	47,21
nach Wurmkompostierung	2,52	0,1	12,93	1,33	1,23	85,84
[mg/kg Trockenmasse]	**5,91**	**0,22**	**30,38**	**3,12**	**2,9**	**201,71**

9.3 Berechnung Beispiel 2

Land: Deutschland
Haustyp: Wohnblock
WE: 6

Ausgangsmengen:

Feuchtmasse Fäzes [kg/(WE*d)]	Kohle [kg/(WE*d)]	Feuchtmasse Bioabfall [kg/(WE*d)]	Grauwasser [l/(WE*d)]
0,29	0,06	0,54	226,8

Bilanzierung Terra Preta Prozess:

Vor Ort:	Sammlung Fäzes + Kohle	Nach Fermentation (+30 Tage)
Masse [l]:	50	45
Zeit [d]:	143	173

	Transport	**Behälterbedarf:**
Faezes + Kohle:	Alle 143 Tage 6 Behälter mit 45 [l]	2 pro WE
Bioabfall:	Alle 14 Tage 1 Behälter mit 45 [l]	1 pro Haus

	Fäzes + Kohle	Bioabfall	Kompostmasse	Terra Preta
Gesamtproduktion pro Jahr [l]:	689	1183	1872	1029

Terra Preta pro Jahr pro WE [l]: 172

Kohle:

Kohlebedarf [kg/(WE*a)] 22
Entsprechender Energieinput [kWh] 179

9.4 Berechnung Beispiel 3

Land: China
Haustyp: Hochhaus
WE: 50

Ausgangsmengen:

Feuchtmasse Fäzes [kg/(WE*d)]	Kohle [kg/(WE*d)]	Feuchtmasse Bioabfall [kg/(WE*d)]	Grauwasser [l/(WE*d)]
1,01	0,2	0,67	256

Bilanzierung Terra Preta Prozess:

	Sammlung Fäzes + Kohle	Fermentation (+30 Tage)	Sammlung Bioabfall	Zugabe Bioabfall	Wurmkompostierung (+30 Tage)
Masse im Behälter [l]:	20	18	11	29	16
Zeit [d]:	17	47	17	-	77

Behälter pro Jahr pro WE: 11

Produktionszeit für 18 Eimer [d]: 595

Terra Preta pro Jahr pro WE [l]: 352

Gesamtproduktion pro Haus [m³/a]: 18

Nährstoffkonzentration [g/kg FM]:

	N	P	K
Fäzes	4,35	1,74	4,35
Bioabfall	5,59	0,92	2,68
Fäzes + Kohle	3,62	1,45	3,62
nach Fermentation wg. Volumenabnahme	4,03	1,61	4,03
nach Fermentation wg. Verlusten	3,62	1,61	4,03
Zugabe Bioabfall	4,37	1,35	3,52
nach Wurmkompostierung wg. Volumenabnahme	7,94	2,45	6,39
nach Wurmkompostierung wg. Verlusten	**7,15**	**2,45**	**6,39**

Kohle:

Kohlebedarf [kg/(WE*a)] 74
Entsprechender Energieinput [kWh] 613