

## **M a s t e r a r b e i t**

---

# **Emissionshandel für kreislaufwirtschaftsorientierte Sanitärkonzepte in Entwicklungsländern**

---

Dipl.-Ing. Christian Olt  
Frankfurt/M., 05. September 2008

Erstprüfer: Prof. Dr.-Ing. Jörg Londong  
Zweitprüfer: Dipl.-Ing. Thomas Hillenbrand; Fraunhofer-Institut (ISI)  
Betreuer: Dr.-Ing. Jana von Horn; Fraunhofer-Institut (ISI)

**Aufgabenstellung für die Masterarbeit  
im Weiterbildenden Studium - Wasser und Umwelt -**

**Thema:** Emissionshandel für kreislaufwirtschaftsorientierte  
Sanitärkonzepte in Entwicklungsländern.

**eingereicht von:** Dipl.-Ing. Christian Olt  
geb. am 09.08.1972 in Frankfurt/M.

**Reg.-Nr.:** WU – MA 99/08

**Erstprüfer:** Prof. Dr.-Ing. Jörg Londong

**Zweitprüfer:** Dipl.-Ing. Thomas Hillenbrand; Fraunhofer-Institut (ISI)

**Betreuer:** Dr.-Ing. Jana von Horn; Fraunhofer-Institut (ISI)

**Ausgabedatum:** 1. April 2008

**Abgabedatum:** 30. September 2008

**Bestätigung durch den Prüfungsausschuss:**

Univ.-Prof. Dr.-Ing. habil. C. Könke  
Leiter des Prüfungsausschusses

# Erläuterungen zur Aufgabenstellung

## 1. Problem und Zielstellung

Nährstoffe, insbesondere Stickstoff und Phosphor, sind essentiell für das pflanzliche Wachstum. Während dieses Wachstum in der Landwirtschaft erwünscht ist, führt die Anwesenheit dieser Nährstoffe in Gewässern zu unerwünschtem Algenwachstum. Ziel sollte es demnach sein, Nährstoffe von Gewässern fernzuhalten und in der Landwirtschaft zu nutzen. Durch eine solche nachhaltige Kreislaufwirtschaft können natürliche Ressourcen an Phosphat geschont werden sowie Nährstoffe für die Pflanzendüngung zur Verfügung gestellt werden. Gleichzeitig kann die Gewässerqualität verbessert werden, so dass dieser Ansatz der Kreislaufwirtschaft zur Erreichung zweier Millennium Development Goals in Entwicklungsländern beitragen kann. Entsprechende kreislaufwirtschaftsorientierte Sanitärkonzepte können außerdem die Anwendung anaerober Verfahren zur Abwasserbehandlung beinhalten, so dass als zusätzliches Produkt zur Energiegewinnung einzusetzendes Biogas gewonnen werden kann. Steht eine Entscheidung über die Umsetzung von Maßnahmen in Entwicklungsländern an, so spielen in erster Linie die Kosten eine Rolle. Projekte mit Kreislaufführung sind nicht immer kostengünstiger als konventionelle Technologien zur Abwasserreinigung.

Die Idee und damit Zielstellung dieser Arbeit ist es, den monetären Vorteil des Kreislaufführungsansatzes gegenüber konventionellen Technologien zu identifizieren, der sich aus dem Emissionshandel ergeben könnte. Insbesondere ist zu untersuchen, ob die bestehenden Instrumente des Emissionshandels grundsätzlich für kreislaufwirtschaftsorientierte Sanitärkonzepte in Entwicklungsländern Vorteile bieten.

Mit dieser Arbeit soll die methodische Vorgehensweise im Rahmen des internationalen Emissionshandels analysiert werden, wobei die bisherigen Erfahrungen im Abwasser- oder in angrenzenden Bereichen entsprechend aufzuarbeiten sind. Die Ergebnisse sind anschließend auf ausgewählte Beispiele kreislaufwirtschaftsorientierter Sanitärkonzepte anzuwenden.

## 2. Schwerpunkte der Bearbeitung

- a) Überblick zu den Grundlagen und Hintergründen des Emissionshandels einschließlich der prinzipiellen Funktionsweisen der international festgelegten Instrumente des Emissionshandels (EH, JI, CDM)
- b) Analyse der methodischen Anforderungen des für Entwicklungsländer relevanten Systems CDM und Anwendung dieser auf den Bereich Abwasserbehandlung (bisherige Erfahrungen und Projekte in diesem Bereich sind entsprechend aufzuarbeiten)
- c) Anwendung der entwickelten methodischen Grundlagen auf ausgewählte Beispiele kreislauforientierter Sanitärkonzepte mit folgenden Arbeitsschritten:
  - Festlegung der Randbedingungen (vorzugsweise in Anlehnung an ein konkretes Projekt)
  - Bestimmung des Baseline-Szenarios
  - Auswahl, Beschreibung und grobe Kostenabschätzung kreislauforientierter Sanitärkonzepte, insbesondere durch Einbeziehen der Anaerobtechnologie aufgrund der Biogasproduktion
  - Ermittlung des Treibhausgas-Minderungspotenzials und der sich daraus ergebenden Erlöse im Rahmen des Emissionshandels sowie Vergleich mit den Gesamtkosten

- d) Erarbeitung eines Leitfadens für Projektentwickler zur Methodik der kostengünstigen Bearbeitung von Aufgaben des Emissionshandels bei kreislaufwirtschaftsorientierten Sanitärkonzepten

### **3. Hinweise**

Der Stand der Arbeit wird in regelmäßigen Abständen, aber mindestens einmal monatlich, z.B. per E-Mail zwischen Bearbeiter, Prüfern und der Betreuerin ausgetauscht und das weitere Vorgehen beraten. Bei größeren Bearbeitungsschwierigkeiten nimmt der Bearbeiter umgehend Kontakt mit dem Betreuer auf. Sofern die Absicht besteht, die Bearbeitungsschwerpunkte der Masterarbeit zu ändern oder zu präzisieren, bedarf dies der Zustimmung beider Prüfer.

Die beigefügten Hinweise für die Erstellung von Masterarbeiten sind zu beachten. Die Ergebnisse der Masterarbeit sind in Thesen zusammenzufassen. Die Abgabe der Arbeit erfolgt in folgender Form: 3 schriftliche Exemplare, 1 elektronischer Datenträger (Arbeit komplett, ggf. mit Anlagen), 2 Exemplare der Thesen, 2 Erfassungsbelege, 1 Poster (ca. 80 x 80 cm).

# Inhalt

<b>Abbildungen</b> .....	<b>4</b>
<b>Tabellen</b> .....	<b>4</b>
<b>Abkürzungen</b> .....	<b>5</b>
<b>1 Einleitung</b> .....	<b>7</b>
1.1 Zielsetzung und Struktur der Arbeit.....	7
1.2 Was sind kreislaufwirtschaftsorientierte Sanitärkonzepte?.....	8
1.3 Zusammenhang Sanitärversorgung und Klimaschutz?.....	9
1.4 Position dieser Arbeit.....	10
<b>2 Grundlagen des Emissionshandels</b> .....	<b>13</b>
2.1 Klimawandel.....	13
2.2 Treibhauseffekt.....	13
2.3 Anthropogene Treibhausgase.....	15
2.4 Klimawirksamkeit anthropogener Treibhausgase.....	16
2.5 Internationale Vereinbarungen und Institutionen.....	17
2.6 Klimaschutzmaßnahmen.....	22
2.7 Kosten der Klimaschutzmaßnahmen.....	22
2.8 Politiken und Maßnahmen.....	23
2.9 Instrumente des Emissionshandels.....	24
2.9.1 Emissionsrechtehandel.....	24
2.9.2 Joint Implementation.....	26
2.9.3 Clean Development Mechanism.....	26
<b>3 Überblick über den CDM</b> .....	<b>28</b>
3.1 Ökonomisches Prinzip.....	28
3.2 Teilnahmebedingungen der Länder.....	29
3.3 Anforderungen an das Projekt.....	29
3.3.1 Obligatorische Anforderungen.....	29
3.3.2 Freiwillig einzuhaltende Anforderungen.....	31
3.4 Zulässige Projektkategorien.....	32
3.5 Klein- und Großprojekte.....	33
3.6 Organe und Institutionen.....	34
3.7 Zusatzerlöse und Zusatzkosten.....	34
3.8 Bündelung von Projektaktivitäten.....	37
<b>4 Methodik des CDM-Antrags</b> .....	<b>39</b>
4.1 Project Design Document.....	39
4.2 Baseline- und Monitoring-Methode.....	39
4.2.1 Anerkannte Methode.....	39
4.2.2 Neue Methode.....	43
4.3 Festlegung der Projektgrenzen.....	44
4.3.1 ... im Fall einer anerkannten Methode.....	45
4.3.2 ... im Fall einer neuen Methode.....	45

4.4	Emissionsquellen .....	45
4.4.1	... im Fall einer anerkannten Methode.....	46
4.4.2	... im Fall einer neuen Methode.....	46
4.5	Identifikation des Baseline-Szenarios und Nachweis der Zusätzlichkeit der Projektaktivität .....	48
4.5.1	... im Fall einer anerkannten Methode.....	48
4.5.2	... im Fall einer neuen Methode.....	49
4.6	Baseline-Emissionen (BE), Projektemissionen (PE) und Leakage (LE).....	55
4.7	Emissionsreduktion (ER).....	55
4.8	Monitoring.....	55
4.9	Kreditierungszeitraum .....	56
<b>5</b>	<b>CDM-Leitfaden für Projektentwickler .....</b>	<b>57</b>
<b>6</b>	<b>Anwendungsbeispiel des CDM für Neuartige Sanitärsysteme .....</b>	<b>60</b>
6.1	Vorwort.....	60
6.2	Beschreibung des Projekts .....	60
6.2.1	Hintergrund .....	61
6.2.2	Projektgröße .....	61
6.2.3	Wassermanagement.....	63
6.2.4	CDM-Projektgröße .....	71
6.2.5	Emissionsreduktionspotenzial.....	73
6.3	Fassung von Methan aus der Faulung der Abwässer .....	77
6.3.1	Baseline-Emissionen .....	77
6.3.2	Projekt-Emissionen .....	81
6.3.3	Leakage .....	86
6.4	Fassung von Methan aus der Faulung der organischen Abfälle .....	87
6.4.1	Baseline-Emissionen .....	87
6.4.2	Projekt-Emissionen .....	89
6.4.3	Leakage .....	89
6.5	Nutzung des Methans aus der Anaerobbehandlung der Abwässer .....	90
6.5.1	Baseline-Emissionen .....	90
6.5.2	Projekt-Emissionen .....	91
6.5.3	Leakage .....	91
6.6	Nutzung des Methans aus der Anaerobbehandlung organischer Abfälle.....	92
6.6.1	Baseline-Emissionen .....	92
6.6.2	Projekt-Emissionen .....	93
6.6.3	Leakage .....	93
6.7	Nutzung von Nährstoffen .....	94
6.7.1	Baseline-Emissionen .....	96
6.7.2	Projekt-Emissionen .....	106
6.7.3	Leakage .....	107
6.8	Ermittlung der Emissionsreduktion (ER) .....	108
6.9	Abschätzung einer Gewinnschwelle .....	109
<b>7</b>	<b>Zusammenfassung und Ausblick.....</b>	<b>113</b>
	<b>Literatur .....</b>	<b>115</b>

## Abbildungen

Abbildung 1	Internalisierung externer Effekte.....	23
Abbildung 2	Jährliches Emissionsbudget für Deutschland für 2008-2012 .....	26
Abbildung 3	Potenziell erreichbare Gutschriften.....	28
Abbildung 4	Preisentwicklung der CER-Zertifikate mit Laufzeit Dezember 2008 bzw. 2009 .....	35
Abbildung 5	Übersicht der Emissionsarten.....	46
Abbildung 6	Verfahrensschritte zur Identifikation des Baseline-Szenarios .....	54
Abbildung 7	Dalits in Jaipur (Indien) .....	61
Abbildung 8	Ansicht des DSK.....	62
Abbildung 9	Geografische Lage des Projekts.....	62
Abbildung 10	Grundriss des DSK vor Umsetzung des Projekts.....	63
Abbildung 11	Überstaute Sickergrube mit aufsteigenden Gasblasen .....	64
Abbildung 12	Ansicht des Sanitärkomplexes im Bau .....	67
Abbildung 13	Grundriss des Sanitärkomplexes mit zentraler Biogasanlage.....	67
Abbildung 14	Ansicht eines Frauenurinals .....	68
Abbildung 15	Urin-Separations-Trocknungs-Toilette (vor dem Einbau) .....	68
Abbildung 16	Grauwassergarten .....	69
Abbildung 17	Neuer Geschirrspülstand .....	70
Abbildung 18	Solarkollektor und Wasserpumpe.....	70
Abbildung 19	Blumenbeete vor dem Ausbildungszentrum.....	70
Abbildung 20	Gasentwicklung in Abhängigkeit der Faulzeit und Temperatur im Faulturm.....	72
Abbildung 21	Kumulierte Emissionen aus der Faulung organischer Abfälle nach y Jahren .....	89

## Tabellen

Tabelle 1	Mögliche Kriterien der Förderung einer nachhaltigen Entwicklung .....	30
Tabelle 2	Geschätzte Transaktionskosten .....	36
Tabelle 3	Täglicher Wasserbedarf auf dem Campus .....	64
Tabelle 4	IPCC-Standardwerte für den Methan-Korrekturfaktor (MCF).....	80
Tabelle 5	Kumulierte Emissionen aus der Faulung organischer Abfälle nach y Jahren .....	88
Tabelle 6	Nährstoffangebot in menschlichen Fäkalien in Schweden und Nährstoffbedarf.....	95
Tabelle 7	Spezifischer Energieverbrauch zur Düngemittelproduktion [GJ/t Produkt] .....	98
Tabelle 8	Mögliche Emissionsreduktionen bezogen auf das konkrete Projekt .....	108
Tabelle 9	Geschätzte Transaktionskosten für ein Kleinprojekt innerhalb von 7 Jahren .....	110
Tabelle 10	Erforderlicher Einwohnerwert für die vorliegende Baseline und Projektaktivität .....	111

## Abkürzungen

AAU	Assigned Amount Units (zwischenstaatlich gehandelte Emissionszertifikate)
ACM	Approved Consolidated Methodology (anerkannte konsolidierte Methode)
AM	Approved Methodology (anerkannte Methode)
AMS	Approved Small-Scale Methodology (anerkannte Methode für ein Kleinprojekt)
BAT	Best available technology (Stand der Technik)
BAU	Business-as-usual
BHKW	Blockheizkraftwerk
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BMZ	Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung
BSB <sub>5</sub>	Biochemischer Sauerstoffbedarf
C	Carbon (Kohlenstoff)
CDM	Clean Development Mechanism (Mechanismus für umweltverträgliche Entwicklung)
CEIT	Countries with Economies in Transition (Schwellenländer)
CER	Certified Emission Reductions (Zertifizierte Emissionsreduktionen aus CDM)
CH <sub>4</sub>	Methan
CO <sub>2</sub>	Kohlendioxid
CO <sub>2</sub> e	CO <sub>2</sub> -Äquivalent (bewertet nach dem GWP)
COD	Chemical Oxygen Demand (Chemischer Sauerstoffbedarf, CSB)
COP	Conference of the Parties to the UNFCCC (Vertragsstaatenkonferenz der UNFCCC, UN-Klimakonferenz, Weltklimagipfel)
CPA	CDM Programme Activity (Projektaktivität innerhalb einer PoA)
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
CSTR	Continuously Stirred Tank Reactor (vollständig durchmischter Reaktor)
DNA	Designated National Authority (zuständige nationale Behörde)
DOE	Designated Operational Entity (zuständige Durchführungseinheit)
EB	CDM Executive Board (CDM-Exekutivrat)
EEA	European Environment Agency (Europäische Umweltbehörde)
EH	Emissionshandel
EHRL	EU-Emissionshandelsrichtlinie
ERU	Emission Reduction Units (Emissionsreduktionseinheiten aus JI)
et al.	et alii (und andere)
EU	Europäische Union
EUA	EU-Allowance (EU-Emissionszertifikat)
EU ETS	EU Emissions Trading System (EU-Emissionshandelssystem)
FAO	Food and Agriculture Organization (Welternährungsorganisation)
FC	Fuel cell (Brennstoffzelle)
FCKW	Fluorchlorkohlenwasserstoffe
FKW = PFC	perfluorierte Kohlenwasserstoffe
GHG	Greenhouse Gas (Treibhausgas)
GTZ	Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit
GuD	Gas- und Dampfturbinen-Kraftwerk
GWP	Global Warming Potential (Treibhauspotential)
HFCKW	teilhalogenierte Fluorchlorkohlenwasserstoffe
HFKW = HFC	teilhalogenierte Fluorkohlenwasserstoffe
IEA	International Energy Agency (Internationale Energieagentur)
IETA	International Emissions Trading Association (Internationale Vereinigung zum Emissionshandel)
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change (Zwischenstaatlicher Ausschuss für Klimaänderungen, UN-Weltklimarat)
JI	Joint Implementation (Gemeinsame Umsetzung)
K	Kalium
KfW	Kreditanstalt für Wiederaufbau
KP	Kyoto Protokoll
KWK	Kraft-Wärme-Kopplung (z.B. Blockheizkraftwerk BHKW)
LD	Linking Directive (EU-Verbindungsrichtlinie)
LoA	Letter of Approval (Zustimmungsschreiben)
LoE	Letter of Endorsement (Befürwortungsschreiben)
MDG	UN-Millennium Development Goals (UN-Jahrtausendentwicklungsziele)



MPI-M	Max-Planck-Institut für Meteorologie
N	Nitrogen (Stickstoff)
NAP	National Allocation Plan (Nationaler Allokationsplan)
NaWaRo	Nachwachsende Rohstoffe
NH <sub>3</sub>	Ammoniak
NH <sub>4</sub>	Ammonium
NM	New Methodology (Neue Methode)
N <sub>2</sub> O	Distickstoffoxid, Lachgas
NO <sub>x</sub>	Stickoxide
OECD	Organization for Economic Cooperation and Development (Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung)
oTS	organischer Trockensubstanzgehalt
PAM	Policies and Measures (Politiken und Maßnahmen)
PDD	Project Design Document
PIN	Project Idea Note
PoA	Programme of Activities
ProMechG	Projekt-Mechanismen-Gesetz
SF <sub>6</sub>	Schwefelhexafluorid
TAK	Transaktionskosten
TEHG	Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz
THG	Treibhausgas
TS	Trockensubstanzgehalt
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket (Verfahren zur anaeroben Abwasserreinigung)
UN	United Nations (Vereinte Nationen)
UNCED	United Nations Conference on Environment and Development (UN-Konferenz über Umwelt und Entwicklung)
UNEP	United Nations Environment Programme (UN-Umweltprogramm)
UNESCO	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organisation
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change (UN-Klimarahmenkonvention)
WCED	World Commission on Environment and Development (Weltkommission über Umwelt und Entwicklung)
WWF	World Wide Fund For Nature
WHO	World Health Organization (Weltgesundheitsorganisation)
WMO	World Meteorological Organization (Weltorganisation für Meteorologie)
ZuG 2012	Zuteilungsgesetz in der Zuteilungsperiode 2008 bis 2012

## Präfixe und Einheiten

d	Dezi (= 10 <sup>-1</sup> )
k	Kilo (= 10 <sup>3</sup> )
M	Mega (= 10 <sup>6</sup> )
G	Giga (= 10 <sup>9</sup> )
T	Tera (= 10 <sup>12</sup> )
a	Jahr
°C	Grad Celsius
d	Tag
g	Gramm
h	Stunde
ha	Hektar
J	Joule
L	Liter
m	Monat
t	Tonne
w	Woche
Wh	Wattstunde

# 1 Einleitung

## 1.1 Zielsetzung und Struktur der Arbeit

Das Ziel dieser Arbeit ist es zu untersuchen, ob die bestehenden Instrumente des internationalen Emissionshandels grundsätzlich für kreislaufwirtschaftsorientierte Sanitärkonzepte in Entwicklungsländern Vorteile bieten, und den monetären Vorteil des Kreislaufführungsansatzes gegenüber konventionellen Sanitärtechnologien zu quantifizieren, der sich aus dem Emissionshandel ergeben könnte. Dazu soll auch die methodische Vorgehensweise zur Erlangung von Gutschriften aus dem Emissionshandel dargestellt werden.

Die Arbeit gliedert sich in einen theoretischen (Kapitel 1 bis 5) und einen praktischen Teil (Kapitel 6).

Im ersten Kapitel wird zunächst erläutert, was kreislaufwirtschaftsorientierte Sanitärkonzepte sind, welcher Zusammenhang zum Klimaschutz besteht und wo diese Arbeit in der Planung von Sanitärsystemen einzuordnen ist.

In Kapitel 2 werden die naturwissenschaftlichen, politischen und wirtschaftlichen Grundlagen vermittelt, deren Kenntnis notwendig ist zum Verständnis des Emissionshandels mit seinen marktwirtschaftlichen Instrumenten.

Mit Kapitel 3 erfolgt zunächst ein Überblick über den CDM als den Mechanismus, der für Emissionsminderungen entwickelt wurde, die in Entwicklungsländern erzielt werden. Hierin werden das dem CDM zugrunde liegende ökonomische Prinzip erläutert, die Kriterien an die teilnehmenden Länder und an das Projekt genannt, die am CDM beteiligten Institutionen vorgestellt, sowie die mit CDM verbundenen Zusatzerlöse und Zusatzkosten zusammengestellt.

Im darauf folgenden Kapitel 4 wird erläutert, wie die Unterlagen zur Beantragung eines CDM-Projektes aufgebaut sind, welche inhaltlichen Anforderungen an diese Antragsunterlagen bestehen und welche Aspekte bei deren Erstellung zu beachten sind. Insbesondere wird die methodische Vorgehensweise erläutert, wie das Referenz-Szenario identifiziert und die Zusätzlichkeit des Projekts nachgewiesen wird.

Kapitel 5 enthält einen Leitfaden für Projektentwickler, in dem alle durchzuführenden Arbeitsschritte zur Erlangung von Gutschriften aus dem Emissionshandel aufgeführt und erläutert werden.

Anschließend werden in Kapitel 6 mögliche und sinnvolle Maßnahmen zur Minderung von Treibhausgasemissionen für kreislaufwirtschaftsorientierte Sanitärkonzepte in der Siedlungswasserwirtschaft aufgezeigt und qualitativ beschrieben. Anhand eines existierenden Projekts, das noch nicht als CDM-Projekt beantragt wurde, werden die identifizierten Emissionsminderungspotenziale quantifiziert und festgestellt, welchen zusätzlichen finanziellen Beitrag der Emissionshandel bei der Umsetzung solcher Maßnahmen in Entwicklungsländern leisten kann. Es wird eine Gewinnschwelle angegeben, ab der sich eine Beantragung als CDM-Projekt lohnen kann.

## 1.2 Was sind kreislaufwirtschaftsorientierte Sanitärkonzepte?

Mangelhafte hygienische Zustände und daraus resultierende Volkskrankheiten wie Ruhr, Cholera und Durchfallerkrankungen "haben historisch betrachtet dazu geführt, dass Fäkalien über Kanalisationssysteme aus den städtischen Ballungsgebieten herausgespült werden", gewachsen aus der Überzeugung, dass nur eine schnelle Ableitung des Abwassers einen ausreichenden Gesundheitsschutz bietet [Trösch, 2004]. In Verbindung mit der Erfindung der Wasserspültoilette ergab sich recht schnell der in den Industrieländern heute existierende Stand der Technik. Diese konventionellen Sanitärssysteme beruhen auf dem Prinzip einer Schwemmkanalisation mit Ableitung des vermischten Abwassers, zentraler Reinigung und Einleitung des gereinigten Abwassers in einen Vorfluter, wobei die Reinigung meist auf reine Entfernung und Beseitigung organischer Stoffe und Nährstoffe ausgerichtet ist. Der glückliche Umstand, in einer regenreichen Region zu liegen, hat in Deutschland und anderen Ländern nie die Frage nach ökonomischen und ökologischen Alternativen zur Verwendung von wertvollem Trinkwasser als Transportmittel von Fäkalien aufkommen lassen.

Das Prinzip der Schwemmkanalisation bedarf damit großer Mengen an Wasser, Energie, Kapital und Zeit für den Bau und Betrieb der Anlagen. Vielen materiell armen Ländern stehen diese Ressourcen nicht oder nur begrenzt zur Verfügung, weswegen dieses System für sie nicht (dauerhaft) geeignet sein kann. Aber auch in Industrieländern ergibt sich aufgrund hoher Investitions-, Betriebs- und Instandhaltungskosten ein Bedarf an Alternativen zu dieser "end-of-pipe"-Technologie, damit kommunale Gebühren nicht unverhältnismäßig steigen. Neben dem Trinkwassermisbrauch und hohen Kosten bestehen folgende weitere Defizite:

- Weltweit werden etwa 80<sup>1</sup>-90%<sup>2</sup> des Abwassers ungereinigt oder unzulänglich gereinigt in Wasserkörper eingeleitet, die so mit organischen Stoffen, Nährstoffen (Stickstoff, Phosphor, Kalium) und durch Krankheitserreger verschmutzt werden. Dies stellt ein nicht akzeptables Gesundheitsrisiko dar, das u.a. die Ausbreitung von Krankheiten und Eutrophierung der Oberflächengewässer begünstigt.
- Die Vermischung von häuslichem und industriellem Abwasser kann – auch bei den funktionierenden Kläranlagen – zu einer Anreicherung von Mikroschadstoffen (z.B. Schmermetalle, Hormone, Arzneimittelrückstände) im Kläranlagenablauf bzw. im abgetrennten Klärschlamm führen, die deren landwirtschaftliche Nutzung zumindest stark einschränkt, wenn nicht gar verhindert.
- Trotz geringer Konzentrationen im Ablauf der Kläranlagen werden nennenswerte Nährstofffrachten in die Gewässer emittiert und langfristig dem von uns nutzbaren Nährstoffkreislauf entzogen. Dies ist vor allem bei dem Nährstoff Phosphor problematisch, dessen natürliche Vorkommen nach Schätzungen der Düngemittelindustrie in den nächsten 70-120 Jahren erschöpft sein werden [BUW, 2007], womit die Endlichkeit der Phosphorvorräte schon heute absehbar ist.
- Sowohl für die Nährstoffelimination als auch zur Herstellung von Mineraldünger ist ein hoher baulicher und energetischer Aufwand notwendig.
- In vielen materiell armen Ländern können sich die Landwirte keinen (zunehmend) teuren Mineraldünger leisten, weswegen dort die Bodenfruchtbarkeit verloren geht bei gleichzeitigem Verlust

---

<sup>1</sup> [Grieb, 2008]

wertvoller, in Fäkalien enthaltener Nährstoffe und Spurenelemente durch deren Einleitung in Wasserkörper.

Auch konventionelle dezentrale Systeme (Latrinen oder Sickergruben) stellen im Allgemeinen ein Gesundheitsrisiko dar, da durch die Vermischung von Urin und Fäzes Krankheitskeime in das Grundwasser eingetragen werden können.

Es besteht also Bedarf nach einer organisierten, Ressourcen schonenden und umweltverträglichen Abwasserbehandlung. Hierzu bieten sich seit ein paar Jahren verstärkt kreislaufwirtschaftsorientierte Sanitärkonzepte an, die das Ziel verfolgen, die im Abwasser enthaltenen Nährstoffe, Energiepotenziale sowie auch das Wasser selbst wieder zu verwenden. Dies macht eine stärkere Verknüpfung von Wasserversorgung und Abwasserbehandlung notwendig. Solche Konzepte werden oftmals gekennzeichnet durch Begriffe wie "Integriertes Wasserressourcenmanagement" (IWRM), "Neuartige Sanitärsysteme" (NASS), "ecological sanitation" (Ecosan) oder "kreislaufwirtschaftsorientierte Sanitärkonzepte", die im Folgenden synonym verwendet werden.

Wesentliches Merkmal dieser Neuartigen Sanitärkonzepte ist – analog zum Prinzip "Vermeiden vor Verwerten vor Beseitigen" im deutschen Abfallsektor [KrW-/AbfG, 1994] – das Bestreben nach einer Kreislaufwirtschaft, bei der die einzelnen Stoffströme (Urin, Fäzes, Grauwasser, Regenwasser) getrennt erfasst, separat behandelt und über die landwirtschaftliche Verwertung im Kreislauf geführt werden. Auch energetisch lassen sich die Teilströme wiederverwenden. Hieraus ergeben sich u.a. folgende Vorteile gegenüber konventionellen Systemen ([Werner et al., 2003] und [DWA, 2007]):

- Schonung natürlicher Ressourcen durch:
  - Rückgewinnung und Wiederverwendung von organischen Stoffen, Nährstoffen, Wasser und Energie, die in Fäkalien und Abwasser enthalten sind, und damit
  - Reduzierung des Verbrauchs von Mineraldünger, Trinkwasser und Energie.
- Verbesserte Gesundheitsvorsorge und Hygiene durch Minimierung des Eintrags von Krankheitserregern, Hormonen und Arzneimittelrückständen aus menschlichen Fäkalien in die Umwelt und Möglichkeit einer gezielten Behandlung dieser.
- Erhalt der Bodenfruchtbarkeit und damit der Ernährungssicherheit auch für arme Bevölkerungen.

### 1.3 Zusammenhang Sanitärversorgung und Klimaschutz?

Es existieren verschiedene Behandlungsmethoden für organisch belastete Abwässer. In vielen Entwicklungsländern besteht das derzeitige Abwassermanagement aus Latrinen, Sickergruben oder ungeklärter Einleitung in die Vorflut bzw. Absetzteiche. Bei all diesen Arten sind anaerobe<sup>3</sup> Prozesse in unterschiedlichem Ausmaß beteiligt.

---

<sup>2</sup> [Werner et al., 2003]

<sup>3</sup> anaerob = unter Ausschluss von Sauerstoff

Unter anaeroben Bedingungen entsteht bei der biochemischen Zersetzung der in Abwasser, Haushaltsabfällen und Tierdung vorhandenen organischen Stoffe u.a. das klimaschädliche Treibhausgas Methan ( $\text{CH}_4$ ). Im Hinblick auf den Klimaschutz gilt es, entweder dessen Entstehung in unkontrollierten anaeroben Abbauprozessen zu vermeiden (durch eine aerobe biologische Behandlung, z.B. Kompostierung, Belebtschlamm-Verfahren) oder aber dieses zu nutzen (durch eine kontrollierte anaerobe biologische Behandlung, z.B. Biogasanlage, UASB-Reaktor mit Biogasfassung). Das hierbei aufgefangene Methan lässt sich entweder direkt als Brennstoff oder indirekt beispielsweise über ein Blockheizkraftwerk oder eine Brennstoffzelle zur Wärme- und Stromerzeugung verwenden.

In beiden Fällen (Vermeidung und Nutzung) entsteht dann im Wesentlichen nur noch das Treibhausgas Kohlendioxid ( $\text{CO}_2$ ), das hier jedoch als klimaneutral anzusehen ist (Kapitel 2.4). Der Vorteil der Nutzung gegenüber der Vermeidung besteht darin, dass durch die Verdrängung (Substitution) fossiler Energieträger eine zusätzliche Einsparung an Treibhausgas-Emissionen erzielt wird.

Darüber hinaus lassen sich durch kreislaufwirtschaftsorientierte Sanitärkonzepte Nährstoffe rückgewinnen, die künstlich hergestellte Dünger ersetzen können. Sowohl für die Elimination von Nährstoffen aus dem Abwasser als auch zur Herstellung von Mineraldünger ist ein hoher baulicher und energetischer Aufwand notwendig, mit dem Treibhausgas-Emissionen verbunden sind, die mit kreislaufwirtschaftsorientierten Sanitärkonzepten reduziert werden können.

Durch die Wahl eines geeigneten Abwasserbehandlungsverfahrens und dem Schließen von Wasser- und Nährstoffkreisläufen lassen sich also klimaschädliche Treibhausgas-Emissionen einsparen, die im Rahmen des Emissionshandels einen zusätzlichen finanziellen Nutzen bringen können.

## 1.4 Position dieser Arbeit

Kreislaufwirtschaftsorientierte Sanitärkonzepte sind noch relativ neu. Um deren Weiterentwicklung voranzutreiben, sind einerseits innovative Ansätze notwendig. Andererseits ist man gut beraten, diese nutzerorientiert zu entwickeln und den regionalspezifischen Bedürfnissen der Nutzer ausreichend Rechnung zu tragen, da nur dann die Aussicht besteht, dass sie sozial akzeptiert werden und dauerhaft funktionieren. Die zentrale Fragestellung lautet: "Worin besteht für die Benutzer der größte Nutzen?" Beispielsweise kann die Verwendbarkeit von Flüssigdünger oder eher Trockendünger, das Interesse an einem Bodenverbesserer oder der grundsätzliche Bedarf an Biogas über den Erfolg unterschiedlicher Behandlungskonzepte entscheiden. Selbstverständlich sind auch die Reduktion des Trinkwasserbedarfs und der ungeklärten Einleitung von Abwasser in die Umwelt Motivationen für den Einsatz neuartiger Sanitärkonzepte. Bei fehlendem Interesse/Bedarf an einem Endprodukt (Nährstoffe oder erneuerbare Energie) muss dann aber um so mehr das Verständnis für den zusätzlichen Nutzen durch ein begleitendes Training der Nutzer geweckt und vermittelt werden.

Insgesamt bestehen verschiedenste Anforderungen an die Auswahl eines geeigneten Sanitärkonzeptes. Nach der Definition der Sustainable Sanitation Alliance (SuSanA) muss ein nachhaltiges Sanitärsystem "ökonomisch erschwinglich, sozial und kulturell akzeptabel, technisch wie institutionell geeig-

net sein, und es sollte die Umwelt und die natürlichen Ressourcen schützen." Nach der Zielsetzung der SuSanA [SuSanA, 2008] und in Anlehnung an [WHO, 1996], Vol. 2, Chap. 11.4 sind insbesondere folgende fünf Kriterien zu berücksichtigen:

1) Gesundheit und Hygiene:

Es sollen das Kontaktrisiko von Krankheitserregern und gefährlichen Stoffen über den gesamten Verlauf des Sanitärsystems (d.h. von der Toilette über das Transport- und Behandlungssystem bis hin zur Wiederverwendung) sowie nachgelagerte Effekte abgeschätzt und entsprechende Gesundheitsschutzmaßnahmen eingeplant werden.

2) Umwelt und natürliche Ressourcen:

Es sollen der Energie-, Wasser- und Stoffverbrauch für Bau, Betrieb und Unterhaltung des Sanitärsystems sowie die daraus resultierenden Emissionen minimiert und ein möglichst hoher Wiederverwertungsgrad angestrebt werden.

3) Technologie und Betrieb:

Nachhaltige Anlagen müssen dauerhaft funktionieren, eine ausreichende Anlagensicherheit aufweisen (gegenüber Erdbeben, Überschwemmung, Stromausfall, Terrorismus), anpassungsfähig an sich ändernde Rahmenbedingungen sein (Klima, Demografie) und mit lokalen Ressourcen einfach zu errichten, zu betreiben und zu unterhalten sein. Die in Deutschland entwickelten Verfahren und Prozesse sind i.d.R. nicht direkt auf Entwicklungsländer übertragbar, sondern müssen handgemacht an die lokalen Erfordernisse und Randbedingungen angepasst werden. Zur Gewährleistung der Dauerhaftigkeit müssen die Einrichtungen eine adäquate Wartung und Instandhaltung erhalten, was eine Schulung hierzu erfordert.

4) Finanzierung und Wirtschaftlichkeit:

Die zahlreich vorhandenen innovativen Konzepte sind untereinander z.B. durch einen Kostenvergleich oder eine Kosten-Nutzen-Untersuchung gegeneinander abzuwägen, um das mittelfristig wirtschaftlichste Konzept zu identifizieren. Hierzu sind die internen Kosten für Bau, Betrieb, Einweisung des Personals, Unterhaltung und erforderliche Reparaturen den internen Nutzen aus den wiederverwendeten Produkten (Dünger, Energie, wiedergewonnenes Wasser) gegenüberzustellen. Idealerweise sind ebenso die externen Kosten (Umweltverschmutzung und Gesundheitsrisiken) und externen Nutzen (erhöhte landwirtschaftliche Produktivität, Schaffung von Arbeitsplätzen) mit zu berücksichtigen. Hierfür ist dann ein Finanzierungsmodell (Gebührensysteem, evtl. staatliche Subventionen) zu wählen, das alle Projektphasen und -leistungen abdeckt.

Das Vorhaben und das Finanzierungsmodell müssen an die finanziellen Möglichkeiten der Bevölkerung angepasst werden, damit die Belastung der privaten Haushalte in Relation zu ihrem verfügbaren Einkommen tragbar bleibt.

5) Soziokulturelle Akzeptanz und Institutionen:

Religiöse Überzeugungen und kulturelle Praktiken lassen sich, wenn überhaupt, nur sehr schwierig und auf lange Sicht ändern. Es ist daher wichtig, die Öffentlichkeit von Beginn an in den Planungsprozess mit einzubeziehen, zu sensibilisieren und für eine stetige, klar verständliche und glaubwürdige Kommunikation mit den einzelnen Akteuren zu sorgen, um Vertrauen als Voraussetzung für die Akzeptanz zu ernten. Die gegenwärtige und zukünftige Nachfrage nach den wie-

dergewonnenen Produkten sollte in jedem Fall ermittelt werden, bevor diese produziert werden. Neue Konzepte müssen für die Benutzer einen Nutzen haben, für den sie bereit und in der Lage sind, einen Preis zu bezahlen [Kvarnström et al., 2006].

Projektplaner müssen die rechtlichen Abläufe und Anforderungen für eine landwirtschaftliche Verwertung der erzeugten Produkte kennen und sollten die nationalen und lokalen Behörden in den Planungsprozess mit einbeziehen.

All diese Kriterien stehen in Wechselwirkungen zueinander und beeinflussen sich teilweise gegenseitig. Daher kann "die Nichtbeachtung oder Nichterfüllung nur einer dieser Kriterien ... zum Versagen eines Projektes führen. Die Erfüllung aller Kriterien kann dazu beitragen, dass das Projekt nachhaltig wird." [WHO, 1996]

Der Schwerpunkt dieser Arbeit betrifft die beiden Kriterien Umwelt und Finanzierung.

## 2 Grundlagen des Emissionshandels

### 2.1 Klimawandel

Klima kann definiert werden als das in einer Region herrschende Durchschnittswetter einschließlich seiner tages- und jahreszeitlichen Schwankungen [Wiki, 2008a], das über einen Zeitraum von oft mehreren Jahrzehnten statistisch ermittelt wurde. Nach der Weltorganisation für Meteorologie (WMO) beträgt dieser Zeitraum üblicherweise 30 Jahre, es können jedoch je nach Zweck auch andere Zeiträume zugrunde gelegt werden. Der Weltklimarat (IPCC) definiert Klima etwas allgemeiner als "die statistische Beschreibung des Durchschnitts und der Schwankungsbreite relevanter Werte über einem Zeitraum, der sich von Monaten bis hin zu Tausenden oder Millionen von Jahren erstreckt. (...) Diese Werte umfassen meist Größen wie Temperatur, Niederschlag und Wind" ([IPCC, 2007b], Glossar). Die WMO betont, dass das Klima entscheidend zu Wohlbefinden, Gesundheit und Wohlstand beiträgt [WMO, n.d.].

Klimawandel kann folglich festgestellt werden durch eine "Änderung der Durchschnittswerte oder der Schwankungsbreite der Parameter des Klimas, die über einen längeren Zeitraum – typischerweise Dekaden oder länger – andauern" ([IPCC, 2007b], Glossar). In Art. 1 UNFCCC [UNFCCC, 1992] wird Klimawandel "direkt oder indirekt menschlicher Aktivität zugeordnet (...), der zusätzlich zur natürlichen Klimaschwankung innerhalb vergleichbarer Zeiträume auftritt." Die UNFCCC unterscheidet also zwischen Klimawandel infolge menschlicher Aktivität und Klimaschwankung als Folge natürlicher Ursachen.

Eine Folge jeder menschlichen Aktivität ist die Emission von atmosphärischen Treibhausgasen (THG). Sie beeinflussen die Menge der von der Erde zurückgehaltenen Sonnenenergie und fördern so die globale Erwärmung. Zu welchem Ausmaß sie zur globalen Erwärmung beitragen, hängt von ihrer Art und Menge, ihrer Höhenlage in der Atmosphäre und ihrer Lage in geografischer Breite ab. Obwohl die Einflußgrößen auf das Klima in sehr komplexen Wechselwirkungen zueinander stehen, gibt es einen direkten Zusammenhang zwischen der Menge (und Verteilung) emittierter THG und der globalen Erwärmung.

### 2.2 Treibhauseffekt

Die Grundzüge des Treibhauseffekts wurden bereits 1896 von dem Schwedischen Professor der Physik, Svante Arrhenius, erkannt. Seine Erkenntnis war, dass eine Verdopplung der CO<sub>2</sub>-Konzentration in der Atmosphäre aus der Verbrennung von Kohle die Temperatur der Erde um mehrere Grade ansteigen lassen würde [Weart, 2008].

Der Treibhauseffekt ist "der Prozess, bei dem die durch die Atmosphäre abgegebene solare Infrarotstrahlung die Erdoberfläche erwärmt" [Wiki, 2008b]. Der physikalische Mechanismus kann wie folgt beschrieben werden: Die Sonneneinstrahlung, die hauptsächlich aus sichtbarer Strahlung und Infrarotstrahlung (Wärmestrahlung) besteht, tritt durch die Erdatmosphäre und erreicht die Erdoberfläche. Diese reflektiert global betrachtet etwa 30% der eintreffenden Sonneneinstrahlung vorwiegend als



Infrarotstrahlung. "Treibhausgase bilden für diese langwellige Infrarotstrahlung eine Barriere, die diese Strahlung sowohl zu geringen Teilen absorbieren als auch auf die Erdoberfläche reflektieren" [Hildebrandt, 2007], was die Erdoberfläche erwärmt.

Dieser Effekt besteht aus einer natürlichen und einer anthropogenen Komponente. Ohne den durch die Wolken und Kohlendioxid hervorgerufenen natürlichen Treibhauseffekt würde die gesamte Infrarotstrahlung zurück in den Weltraum abgegeben, was zu einer durchschnittlichen Lufttemperatur von  $-18^{\circ}\text{C}$  anstelle von  $+15^{\circ}\text{C}$  führen würde. Die an diesem natürlichen Treibhauseffekt beteiligten Gase sind Wasserdampf (mit einem Anteil von ca.  $2/3$ ), Kohlendioxid (15%), Ozon (10%), Methan und Lachgas (je 3%) [MPI-M, n.d.].

Zusätzlich zu dieser natürlichen Komponente kommt der anthropogene Treibhauseffekt, der die Ursache für den zuvor beschriebenen Klimawandel ist. In der Erdatmosphäre befinden sich etwa 750 Gt Kohlenstoff [Borsch et al., 1998], von dem ein Teil in ständigem Austausch mit Ozeanen und der Biosphäre steht. Durch die Verbrennung fossiler Energieträger (wie Kohle, Erdöl oder Erdgas) werden jährlich ca. 6 bis 7 Gt Kohlenstoff an die Atmosphäre abgegeben. Diese Menge reicht aus, um den  $\text{CO}_2$ -Gehalt kontinuierlich steigen zu lassen und so das natürliche Kohlenstoff-Gleichgewicht zu stören. Ähnliche Ergebnisse lassen sich auch bei den Treibhausgasen Methan und Distickstoffoxid beobachten ([IPCC, 2007b], Summary for Policymakers, S. 2). Heute ist der Einfluss menschlicher Aktivitäten auf das Klima wissenschaftlich bewiesen und international anerkannt. Der IPCC stellt in seinem vierten Sachstandsbericht von 2007 fest, dass "die Erwärmung des Klimasystems eindeutig ist (...) und mit hoher Wahrscheinlichkeit auf den beobachteten Anstieg anthropogener Treibhausgas-Konzentrationen zurückzuführen ist. (...) Die globalen Kohlendioxid-, Methan- und Distickstoffoxidkonzentrationen in der Atmosphäre haben als Folge menschlicher Aktivitäten seit 1750 merklich zugenommen und übersteigen heute vorindustrielle Werte bei Weitem. Es besteht eine sehr hohe Wahrscheinlichkeit darin, dass der Nettoeffekt menschlicher Aktivitäten seit 1750 eine Erwärmung ist" ([IPCC, 2007b], Summary for Policymakers, S. 2, 3, 5 und 10).

Für die Zukunft stellt der IPCC fest, dass eine "große Übereinstimmung und viele Anzeichen dafür existieren, dass (...) die globalen THG-Emissionen in den nächsten Jahrzehnten weiter ansteigen werden". Dies sei u.a. zurückzuführen auf die Trägheit des Klimasystems und auf Rückkopplungseffekten wie die bei steigender Temperatur verminderte  $\text{CO}_2$ -Aufnahme durch die Ozeane und Biosphäre. Als Folge der steigenden THG-Emissionen wird mit hoher Wahrscheinlichkeit ein Anstieg der globalen Durchschnittstemperatur um  $1,1$  bis  $6,4^{\circ}\text{C}$  bis zum Ende des 21. Jahrhunderts ([IPCC, 2007b], Summary for Policymakers, Tab. SPM.3), eine Zunahme der Häufigkeit und des Ausmaßes extremer Wetterereignisse, ein Anstieg des Meeresspiegels, sowie eine Abschwächung der Meeresströmungen prognostiziert, wobei letztere wiederum die weltweite Temperaturverteilung beeinflussen wird. Als sekundäre Effekte werden u.a. vorhergesagt eine Ausbreitung tropischer Klimazonen und von Wüsten, eine sich verändernde Zusammensetzung der Vegetation, eine verringerte landwirtschaftliche Produktion und eine verstärkte Ausbreitung von Malaria und anderer Infektionskrankheiten.

## 2.3 Anthropogene Treibhausgase

Ursache für den anthropogenen Treibhauseffekt sind die menschenverursachten Treibhausgase, von denen nachfolgend kurz diejenigen beschrieben werden, die im Hinblick auf diese Arbeit eine Rolle spielen:

- Kohlendioxid ( $\text{CO}_2$ ) wird von allen Tieren, aeroben Mikroorganismen und Pflanzen während der Atmung produziert und entsteht als Nebenprodukt bei der Verbrennung oder Zersetzung von organischem Material (z.B. fossilen Brennstoffen, Kohle und Holz, Methan, organischen Abfällen und Fäkalien). Pflanzen nehmen es durch Photosynthese auf und verwenden es als Rohmaterial für ihr Wachstum, wodurch sich der Kohlenstoffkreislauf teilweise wieder schließt. Es ist farb- und geruchlos. Bei Raumtemperatur ist es schwerer als Luft [Wiki, 2008c].
- Methan ( $\text{CH}_4$ ) entsteht unter anaeroben Bedingungen in der Landwirtschaft (Viehhaltung, Reisanbau), sowie durch Fermentation von organischem Material wie Tierdung, Fäkalien oder organischen Abfällen (z.B. Mülldeponien) [Wiki, 2008d]. Es lässt sich entweder direkt zur Wärmeerzeugung verwenden oder dient als Ausgangsstoff zur Wärme- und Stromerzeugung (z.B. in Anlagen der Kraft-Wärme-Kopplung: BHKW, GuD, Brennstoffzelle). Es ist farb- und geruchlos, nicht toxisch, aber stark entflammbar. Bei Raumtemperatur ist es leichter als Luft.
- Distickstoffoxid ( $\text{N}_2\text{O}$ ), auch bekannt als Lachgas, wird durch Bakterien abgegeben, die in Böden und Wasserkörpern natürlich vorkommen. Die Hauptquelle des von Menschen verursachten Distickstoffoxids ist die Landwirtschaft durch die Verwendung von Stickstoffdünger, Vergärung von Tierdung und die Viehhaltung (hauptsächlich Rinder, Hühner und Schweine) [Wiki, 2008d]. Es ist farblos, nicht entzündbar und hat einen angenehmen, leicht süßlichen Geruch. Bei Raumtemperatur ist es schwerer als Luft.

Darüber hinaus gibt es weitere ausschließlich menschenverursachte Treibhausgase, wie Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW), teilhalogenierte Fluorchlorkohlenwasserstoffe (HFCKW) und andere brom- und chlorhaltige Verbindungen, die der Ozonschicht schaden und im Montreal Protokoll behandelt wurden. Das Kyoto Protokoll behandelt nur Treibhausgase, die zu einer Änderung der Strahlungsbilanz ("radiative forcing") führen. Neben  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  und  $\text{N}_2\text{O}$  sind dies perfluorierte Kohlenwasserstoffe (FKW), teilhalogenierte Fluorkohlenwasserstoffe (HFKW) und Schwefelhexafluorid ( $\text{SF}_6$ ) ([IPCC, 2007b], Glossar und [KP, 1997], Annex A). Da sie jedoch im Rahmen der Siedlungswasserwirtschaft nicht relevant sind, werden sie hier nicht weiter untersucht.

Die verschiedenen Treibhausgase haben nicht dieselbe quantitative Wirkung auf den Strahlungshaushalt. Ihr unterschiedlicher Einfluss wird durch das "Global Warming Potential" (GWP) ausgedrückt, das den "zusammengefassten Effekt aus der unterschiedlichen Verweildauer dieser Gase in der Atmosphäre und ihrer relativen Wirksamkeit hinsichtlich der Absorption ausgehender Infrarotstrahlung darstellt" ([IPCC, 2007b], Glossar), verglichen mit dem zusammengefassten Effekt einer Kohlendioxidemission derselben Masse. Dieses GWP ist also abhängig von dem zugrunde gelegten Zeitraum: Manche Gase haben eine hohe Wirksamkeit während eines kurzen Zeitraums, wogegen andere eine niedrigere Wirksamkeit über einen langen Zeitraum besitzen. Da das Kyoto Protokoll einen Zeitraum von 100 Jahren berücksichtigt, werden die zugehörigen GWP auf diesen Zeitraum bezogen.

Obwohl das IPCC in [IPCC, 2007b], Chap. 2, Tab. 2.14 geringfügig andere Werte vorsieht (CH<sub>4</sub>: 25, N<sub>2</sub>O: 298), sehen die anerkannten Baseline-Methoden der UNFCCC zwecks Konsistenz mit früheren Versionen noch folgende Werte vor:

- $GWP_{CO_2} = 1$  (dient als Referenzgröße)
- $GWP_{CH_4} = 21$
- $GWP_{N_2O} = 310$

Die Emissionen der verschiedenen Treibhausgase werden mit ihrem jeweiligen GWP gewichtet und anschließend kumuliert, um so die Gesamtemission in CO<sub>2</sub>-Äquivalenten (CO<sub>2</sub>e) zu erhalten.

## 2.4 Klimawirksamkeit anthropogener Treibhausgase

Die Klimawirksamkeit der Gase CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O ist unstrittig, da sie sich bei Fehlen anthropogener Aktivität kaum bilden würden. Beim CO<sub>2</sub> muss jedoch näher differenziert werden, denn nicht jede Kohlendioxidemission ist automatisch klimaschädlich. In den Emissionsberechnungen ist nur der klimawirksame Anteil der Emissionen relevant und zu berücksichtigen, klimaneutrale Emissionen dürfen nicht berücksichtigt werden.

Ein wesentlicher Faktor zur Beurteilung der Klimawirksamkeit ist der Bezugszeitraum, dessen Festlegung eng mit derjenigen des Klimabegriffs verknüpft ist. Eine Klimaänderung kann nur festgestellt werden in Bezug auf ein Klima, das unter sonstigen Bedingungen gleich geblieben wäre. Laut WMO ist hierfür ein Zeitraum von 30 Jahren anzusetzen (Kapitel 2.1). Eine Menge CO<sub>2</sub>, die außerhalb dieses Zeitfensters der Atmosphäre entzogen wurde (z.B. vor Jahrzehnten bis Jahrmilliarden durch Pflanzen aufgenommen und in Kohle, Erdöl oder Erdgas umgewandelt wurde) und nun der Atmosphäre wieder zugeführt wird, stellt für den Bezugszeitraum eine Nettobelastung dar und ist somit klimaschädlich. Dies erklärt, warum die Verbrennung fossiler Brennstoffe (z.B. Kohle, Erdöl oder Erdgas) klimaschädlich ist.

Doch wie verhält es sich mit nicht-fossilen Brennstoffen (Biomasse, wie z.B. Holz)? Diese sind weder pauschal klimaschädlich noch pauschal klimaneutral. Zur Frage, welche Biomasse als erneuerbar gilt, hat der CDM-Exekutivrat eine Definition erstellt [UNFCCC, 2006a], die nachfolgend sinngemäß wiedergegeben wird. Biomasse gilt als nicht-erneuerbar, wenn z.B.:

- die Verbraucher zur Beschaffung von Brennholz zunehmend mehr Zeit benötigen oder größere Strecken zurücklegen müssen,
- der Preis für Brennholz zunehmend teurer wird und somit eine Verknappung anzeigt oder
- die Verbraucher sich eine andere Sorte Biomasse beschaffen, was eine Verknappung hölzerner Biomasse vermuten lässt.

Dagegen gilt folgende Biomasse gilt als erneuerbar:

- Holz, sofern die Waldfläche erhalten bleibt und der Waldbestand über die Zeit nicht systematisch abnimmt (d.h. die Holzentnahme nicht größer als die nachwachsende Holzproduktion ist),
- hölzerne Biomasse aus Acker-/Weideland, sofern das Acker-/Weideland erhalten bleibt und der Kohlenstoffbestand auf diesen Flächen über die Zeit nicht systematisch abnimmt,

- nicht-hölzerne Biomasse aus Acker-/Weideland (z.B. Tierdung oder menschliche Fäkalien), sofern das Acker-/Weideland erhalten bleibt und der Kohlenstoffbestand auf diesen Flächen über die Zeit nicht systematisch abnimmt,
- Überreste von Biomasse, sofern deren Verbrauch nicht zu einer Abnahme des Kohlenstoffbestands auf den Herkunftsflächen führt (z.B. Totholz, Bioabfall, Erdreich) und
- nicht-fossiler Anteil des häuslichen oder industriellen Abfalls.

Sofern also aus der Verbrennung von Biomasse tendenziell weniger CO<sub>2</sub> emittiert wird als durch nachwachsende Biomasse der Atmosphäre wieder entzogen wird, "steigt der CO<sub>2</sub>-Anteil in der Atmosphäre nicht, sondern bleibt selbst bei leichten Schwankungen um einen Gleichgewichtszustand im Wesentlichen stabil" [Wiki, 2008f], weswegen die Verbrennung erneuerbarer Biomasse als klimaneutral gilt.

Insgesamt kann folgende Einteilung festgehalten werden:

#### Klimawirksame Emissionen:

- CH<sub>4</sub>- und N<sub>2</sub>O-Emissionen.
- CO<sub>2</sub>-Emissionen aus fossilen oder nicht-erneuerbaren Energieträgern.

#### Klimaneutrale Emissionen:

- CO<sub>2</sub>-Emissionen aus den Abbauprozessen der Abwasserreinigung, d.h. den chemischen Reaktionen Kohlenstoffabbau, Nitrifikation und Denitrifikation, da sie in ähnlicher Weise auch auf natürlichem Wege (z.B. durch Verrotten) zurück in die Atmosphäre gelangen würden.
- CO<sub>2</sub>-Emissionen aus erneuerbaren Energieträgern.

## **2.5 Internationale Vereinbarungen und Institutionen**

Was wurde klimapolitisch bisher erreicht? Hierzu erfolgt nachfolgend ein geschichtlicher Rückblick über die Eckpunkte der bisherigen internationalen Wasser- und Klimaschutzpolitik [Freudenthaler, 2006]:

- 1972 Studie "Limits of Growth", herausgegeben vom Massachusetts Institute of Technology, das hierzu durch den Club of Rome beauftragt wurde. Kernaussage:  
Bei anhaltendem Bevölkerungswachstum, Ressourcenverbrauch und Umweltverschmutzung dürften die absoluten Grenzen des Wachstums auf der Erde innerhalb der nächsten 100 Jahre erreicht sein. Danach würde es zu einem Einbruch mit starker Abnahme der Bevölkerungszahl und der wirtschaftlichen Kapazität kommen [Meadows et al., 1993].
- 1972 United Nations Conference of the Environment, Stockholm:  
Verabschiedung eines Aktionsplans mit Maßnahmen zum Umweltschutz, und Gründung des UN-Umweltprogramms (UNEP).
- 1979 Weltklimakonferenz, Genf:  
Herstellung eines Zusammenhangs zwischen der Verbrennung fossiler Energieträger und einem wahrscheinlichen, starken Anstieg der zukünftigen Kohlendioxidemissionen.
- 1985 Wiener Konvention über den Schutz der Ozonschicht.

- 1987 Montreal Protokoll zum Schutz der Ozonschicht:  
Festlegung eines "Phase-Out" der wichtigsten Stoffe, die die Ozonschicht zerstören.
- 1987 Bericht "Our Common Future" (Brundtland Report), herausgegeben vom WCED:  
Werbung für das Konzept einer nachhaltigen Entwicklung, die später die Grundlage für den Beschluss zur Abhaltung der UNCED war.
- 1988 Weltklimakonferenz, Toronto:  
Fazit: Ernste Gefahr für die Erdatmosphäre, sofortiges Handeln erforderlich.
- 1988 Gründung des Weltklimarates (IPCC) durch die WMO und UNEP.
- 1990 Weltklimakonferenz, Genf:  
Erster Sachstandsbericht des IPCC, der die Grundlage war für die Verhandlungen zur UN-Klimarahmenkonvention von 1992.
- 1992 UN-Konferenz über Umwelt und Entwicklung (UNCED), Rio de Janeiro:  
Beschluss der UN-Klimarahmenkonvention (UNFCCC) – völkerrechtlich verbindlich.  
Beschluss der Artenschutzkonvention – völkerrechtlich verbindlich.  
Beschluss der Agenda 21 mit Absichtserklärungen zu nachhaltiger Entwicklung – nur politisch verbindlich. Es wird der Zusammenhang von wirtschaftlicher Effizienz, sozialer Gerechtigkeit und nachhaltiger Sicherung der natürlichen Lebensgrundlagen betont.
- 1997 UN-Klimakonferenz (COP3), Kyoto:  
Beschluss des "Kyoto Protokolls" (KP) – völkerrechtlich verbindlich, läuft aus im Jahr 2012.
- 2000 UN-Generalversammlung, New York:  
Beschluss der "Millenium Development Goals" (MDG) – nur politisch verbindlich. Im Wassersektor soll der Anteil der Menschen, die keinen Zugang zu einer Basis-Sanitärversorgung haben, bis 2015 halbiert werden (d.h. Schaffung einer Versorgung für ~1,2 Mia. Menschen).
- 2001 UN-Klimakonferenz (COP7), Marrakesch:  
Beseitigung von Unklarheiten im KP und Festsetzung von Haftung und Sanktionen für Länder, die die Kyoto-Ziele nicht erreichen.
- 2001 Die Bundesregierung beschließt das Aktionsprogramm 2015. Damit unterstützt sie die Entwicklungsländer bei der Bekämpfung der Wüstenbildung, Erhaltung und nachhaltigen Nutzung biologischer Vielfalt, Förderung biologischer Sicherheit, Gewährleistung der Wasserversorgung sowie beim internationalen Klima- und Waldschutz.
- 2003 Beschluss der EU-Emissionshandelsrichtlinie:  
2005 - 2007 Erste Handelsperiode (Pilotphase)  
2008 - 2012 Zweite Handelsperiode
- 2004 Beschluss der Linking Directive zur Einbeziehung von JI und CDM in das EU ETS.
- 2005 Kyoto-Protokoll tritt am 16.02.2005 in Kraft.
- 2007 UN-Klimakonferenz (COP13), Bali:  
Beschluss der "Bali Roadmap" (Entscheidung über die Verhandlung eines Nachfolgeabkommen zum Kyoto-Protokoll) [Wiki, 2008g].
- 2008 Internationales Jahr der Sanitärversorgung (International Year of Sanitation), beschlossen von der UN-Generalversammlung am 4.12.2006 mit dem Ziel, den Zugang von Armen zu sanitären Einrichtungen besonders zu fördern.

- 2008 Klimapakete der EU-Kommission, Brüssel:  
Vorschlag, THG-Emissionen EU-weit bis 2020 um 20 Prozent gegenüber 2005 zu senken.<sup>4</sup>
- 2008 UN-Klimakonferenz (COP14), Posen:  
-ausstehend-
- 2009 UN-Klimakonferenz (COP15), Kopenhagen:  
-ausstehend-

Wichtige Institutionen und Vereinbarungen der internationalen Klimaschutzpolitik werden nachfolgend kurz dargestellt:

#### UN-Umweltprogramm (UNEP)

Das UNEP wurde 1972 gegründet und ist ein Unterorgan der UN-Generalversammlung [BMZ, n.d.]. Seine Aufgabe ist es, bestehende Umweltprogramme zu koordinieren, neue Umweltprogramme auszuarbeiten, die internationale Zusammenarbeit zu fördern und Regierungen auf nationaler Ebene im Umweltbereich zu unterstützen. Es wird finanziert durch einen Umweltfonds, in den Mitgliedsstaaten auf freiwilliger Basis Beiträge leisten.

#### Weltklimarat (IPCC)

Der Weltklimarat ist eine wissenschaftliche, zwischenstaatliche Institution, die 1988 gegründet wurde mit dem Ziel, Entscheidungsträgern eine objektive Informationsquelle zum Klimawandel zur Verfügung zu stellen. Seine Aufgabe ist die Bewertung der aktuellen, weltweit veröffentlichten, wissenschaftlichen, technischen und sozioökonomischen Literatur, die relevant sind für das Verständnis des menschenverursachten Klimawandels, seinen Auswirkungen und den Möglichkeiten zu seiner Anpassung und Minderung [IPCC, 2008]. Er besteht aus drei Arbeitsgruppen:

- Arbeitsgruppe I (wissenschaftliche Grundlagen des Klimawandels)
- Arbeitsgruppe II (Auswirkungen des Klimawandels und Möglichkeiten zur Anpassung)
- Arbeitsgruppe III (Möglichkeiten zur Minderung des Klimawandels)

Der IPCC veröffentlicht in regelmäßigen Abständen sog. Sachstandsberichte (Assessment Reports), die den wissenschaftlichen Kenntnisstand über die globale Erwärmung zusammenfassen [Wiki, 2008h]. Diese bestehen aus Teilen mit den Ergebnissen jeder Arbeitsgruppe, jeweils einschließlich einer Zusammenfassung für politische Entscheidungsträger (Summary for Policymakers), sowie einem Synthesebericht (Synthesis Report), der eine Synthese aus allen bisherigen Sachstandsberichten bietet [IPCC, 2007a] bis [IPCC, 2007d]. Bis heute hat der IPCC vier Sachstandsberichte herausgegeben, jeweils einen in den Jahren 1990, 1995, 2001 und 2007. Diese werden aufgrund der internationalen Beteiligung weitgehend respektiert und dienen in der Vergangenheit als Grundlage für politische Entscheidungen, wie beispielsweise bei der Erstellung der Klimarahmenkonvention und des Kyoto Protokolls [Oberthür et al., 1999].

---

<sup>4</sup> [REG, 2008]

### UN-Klimarahmenkonvention (UNFCCC)

Die im Jahr 1992 verabschiedete Klimarahmenkonvention hat zum Ziel, eine "Stabilisierung der Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre auf einem Niveau zu erreichen, auf dem eine gefährliche anthropogene Störung des Klimasystems verhindert wird". Solch ein Niveau solle innerhalb eines ausreichenden Zeitrahmens erreicht werden, der es zum einen ermöglicht, dass Ökosysteme sich auf natürliche Weise an den Klimawandel anpassen können und der zum anderen gewährleistet, dass die Nahrungsmittelproduktion und wirtschaftliche Entwicklung nicht gefährdet werden (Art. 2 UNFCCC).

Zu den Pflichten, die seine Vertragsparteien erfüllen "sollen", gehören die Aufstellung nationaler Verzeichnisse, in denen Quellen und Senken von Treibhausgasen erfasst werden, sowie die Rückführung der anthropogenen THG Konzentrationen auf das Niveau von 1990 (Art. 4 UNFCCC). Diese Formulierung hat sich als nicht ausreichend rechtsverbindlich erwiesen, sie stellt jedoch den Ausgangspunkt dar für das nachfolgende Kyoto Protokoll.

Ein weiteres wichtiges Ergebnis ist die Schaffung von Institutionen mit der COP als führendem Gremium, die die internationalen Klimaschutzmaßnahmen koordinieren sollen (Art. 7 bis 10, UNFCCC).

### Kyoto Protokoll (KP)

Im Rahmen des 1997 beschlossenen Kyoto Protokolls wurden quantifizierte Reduktionsziele (Quantitative Emission Limitation and Reduction Objectives, QELROs) rechtsverbindlich vereinbart für Länder, die in Anlage B des KP gelistet sind (d.h. hauptsächlich OECD-Länder und europäische CEIT des ehemaligen Ostblocks einschließlich Russland [DiNicola et al., 1998]), nachstehend als "Industrieländer" bezeichnet. Diese Länder haben sich verpflichtet, einzeln oder gemeinsam ihre Emissionen "innerhalb des Verpflichtungszeitraums 2008 bis 2012 um wenigstens 5% unter das Niveau von 1990 zu reduzieren" (Art. 3 KP). Auf folgende Reduktionsverpflichtungen bezogen auf das Niveau von 1990 hat man sich geeinigt: 6-8% für die meisten OECD-Länder, 0-8% für CEIT. Entwicklungsländer konnten im Rahmen des KP nicht verpflichtet werden [Ashford, 1999].

Die Europäische Union hat sich darauf verständigt, ihre THG-Emissionen um 8% unter das Niveau von 1990 zu senken. Dieses Reduktionsziel wird zu unterschiedlichen Anteilen von den Mitgliedsstaaten getragen. Im Rahmen des sog. EU-Lastenausgleich ("EU Burden Sharing Agreement") wird Deutschland seine THG-Emissionen um 21% unter das Niveau von 1990 senken [Carbon Trust, 2008].

Die einem Land zugestandene jährliche Gesamtemission (Assigned Amount, AA) beträgt im Zeitraum 2008-2012 demnach:

$$AA = (1 - x\%) \cdot \text{Emissionen}_{1990} \text{ [t CO}_2\text{e /a]}$$

Unter Berücksichtigung seiner Emissionen im Basisjahr 1990 von 1.230 Mt CO<sub>2</sub>e ([NAP, 2006], Kap. 4.1) bedeutet dies für Deutschland ein zugestandenes jährliches Emissionsbudget von:

$$AA = (1 - 21\%) \cdot 1.230 = 972 \text{ Mt CO}_2\text{e /a}$$

Bemerkenswert ist die Situation von Russland und der Ukraine. Diese Staaten verpflichteten sich im KP zu einem Reduktionsziel von 0%, obwohl deren Emissionen auf Grund des Zusammenbruchs des Industriesektors nach der politischen Wende seit 1990 um etwa 30 Prozent zurückgingen. "Die meisten Prognosen zeigen, dass Russland und die Ukraine auch 2008-2012 noch weit unter ihren Emissionen des Jahres 1990 sein werden" [UL, 2008]. Diese Emissionsreduktion, der jedoch keine aktiven Klimaschutzmaßnahmen zu Grunde liegt, wird als "heiße Luft" bezeichnet. Es ist zu befürchten, dass diese "heiße Luft" zu einem großen Überangebot an Zertifikaten führen wird, die höchst wahrscheinlich auf dem Emissionsmarkt gehandelt werden können und deren Folge ein Anstieg der Emissionen sein wird. Mittlerweile wurden rechtliche Konstruktionen geschaffen mit dem Ziel, diesen Handel mit "heißer Luft" zu begrenzen (Kapitel 2.9.1).

Die im Kyoto Protokoll vereinbarten Emissionsreduktionen stellen einen ersten wichtigen Schritt dar "zur Stabilisierung der Treibhausgaskonzentrationen auf einem sicheren Niveau" [Freudenthaler, 2006]. Sie "reichen (...) jedoch nicht aus, um den globalen Temperaturanstieg auf ein verträgliches Maß zu begrenzen" ([BUW, 2007], S. 9-49). Das verträgliche Maß wurde mit 2°C bis zum Ende des Jahrhunderts gegenüber dem vorindustriellen Niveau identifiziert ([ICCT, 2005] und [IPCC, 2007c], Summary for Policymakers, S. 11). Hierfür müsste laut IPCC der Treibhausgasausstoß weltweit bis 2050 um 50% gegenüber 1990 reduziert werden (vgl. "Bali Roadmap" nachfolgend).

Als weiteres großes Problem droht die derzeitige Nicht-Berücksichtigung des Flugverkehrs "die Hälfte der im KP beschlossenen Emissionsreduktionen zu kompensieren" [Freudenthaler, 2006]. Die EU-Mitgliedstaaten und das Europaparlament haben sich nun daher darauf geeinigt, den Luftverkehr von 2012 an in den Emissionshandel der EU einzubeziehen. Das soll sowohl für innereuropäische als auch für Flüge nach Übersee gelten [FAZ, 2008].

### Bali Roadmap

Im Vorlauf der eigentlichen UN-Klimakonferenz hatten 150 internationale Unternehmen eine Stellungnahme zum Gipfel verfasst. Darin forderten die Unternehmen eine "umfangreiche, gesetzliche Regelung, um das Problem des Klimawandels in Angriff zu nehmen" [CPI, 2007]. In dieser Stellungnahme wiesen die Unterzeichner darauf hin, dass "laut Aussagen des IPCC eine Reduktion um mindestens 50% bis zum Jahr 2050 erforderlich wird" ([IPCC, 2007d], Summary for Policymakers, Tabelle SPM.5) und bemerken, dass "die größten Anstrengungen durch die Industrieländer unternommen werden müssen".

Während der Konferenz einigten sich die teilnehmenden Staaten auf die "Bali Roadmap" als ein Zwei-Jahres-Prozess mit der Festlegung einer verbindlichen Vereinbarung im Jahr 2009 in Kopenhagen [Wiki, 2008i], die das derzeit bestehende Kyoto Protokoll ablösen soll, das im Jahr 2012 auslaufen wird. In der Bali Roadmap wurden jedoch keine quantitativen Festlegungen getroffen. Die Vertragsstaaten entschieden sich ferner für die Umsetzung von Maßnahmen, um ärmere Länder vor den Folgen des Klimawandels zu schützen, sowie für die Förderung des Transfers sauberer Technologien von Industrieländern in Entwicklungsländer.



## 2.6 Klimaschutzmaßnahmen

Die Auswirkungen des Klimawandels sind - bereits heute - deutlich zu erkennen für diejenigen, die hinschauen. Wie aus den IPCC Berichten zu entnehmen ist, kann der Klimawandel nicht mehr ganz verhindert werden. Jedoch liegt das Ausmaß des Klimawandels in unseren Händen. Es müssen daher verstärkte Anstrengungen zum Klimaschutz unternommen werden, die sich in Minderungs- und Anpassungsstrategien einteilen lassen [Borsch et al., 1998].

Minderungsstrategien haben zum Ziel, die Einwirkungen auf das Klima zu mindern. Sie umfassen sowohl Absorptionsmaßnahmen, d.h. Kohlenstoffentnahmen (z.B. durch "Senken"-Projekte wie Auf-/Wiederaufforstung, vgl. Art. 3.3 und 3.4 KP) als auch Reduktionsmaßnahmen (z.B. durch "Quellen"-Projekte wie erneuerbare Energien, Energieeffizienz, Methan-Vermeidung bzw. -Nutzung). Als wirtschaftlicher Anreiz hierfür wurden die Flexiblen Mechanismen (vgl. Art. 6, 12 und 17 KP sowie Kapitel 2.9) geschaffen.

Anpassungsstrategien zielen darauf ab, die Fähigkeit zu erhöhen, den Klimawandel zu ertragen. Sie umfassen beispielsweise Maßnahmen zur Feldbewässerung, Abwasserwiederverwendung und zum Küstenschutz. Sie sind notwendig, da das Klimasystem nur träge auf Änderungen der Treibhausgas-Konzentrationen reagiert und der Klimawandel nicht mehr ganz verhindert werden kann. Nicht alle Gesellschaften sind jedoch in gleichem Maße zur Anpassung an den Klimawandel fähig. Aufgrund von geringeren technologischen bzw. wirtschaftlichen Ressourcen treffen die Auswirkungen des Klimawandels arme Länder und ihre Bevölkerung besonders hart und gefährden ihre Entwicklung. Dementsprechend müssen besonders dort die Kapazitäten zur Anpassung weiterentwickelt werden.

Oft sind die Maßnahmen nicht ausschließlich einer der beiden Strategien zuzuordnen. So kann beispielsweise eine Maßnahme zur Wiederverwendung von Abwasser und der darin enthaltenen Nährstoffen sowohl eine Minderung klimawirksamer Treibhausgas-Emissionen wie auch eine Anpassung an zunehmend trockenere Klimate bedeuten.

## 2.7 Kosten der Klimaschutzmaßnahmen

Die Umwelt ist grundsätzlich ein knappes Gut. Aufgrund der Tatsache, dass niemand davon ausgeschlossen werden kann, wird sie jedoch oft übernutzt. Es werden beliebige Mengen THG zu einem Preis von Null freigesetzt [Borsch et al., 1998]. Der Volkswirtschaft entstehen aus dem damit einhergehenden Klimawandel jedoch Schäden und damit verbunden Kosten (sog. "externe Effekte"), für die niemand aufkommt. Es existieren zudem auch keine Anreize, die zu einer Reduktion der THG-Emissionen beitragen. Die Verfasser des Bali Communiqué sind jedoch "als Führer internationaler Wirtschaftsunternehmen der Überzeugung, dass die Nutzen einer umfangreichen, frühen Intervention gegen den Klimawandel die Kosten einer Unterlassung überwiegen" [CPI, 2007]. Auch hier gilt also "Vorsorge ist günstiger als Nachsorge".

Um eine solche Übernutzung der Atmosphäre zu verhindern, "bietet sich das Konzept zur Internalisierung externer Effekte an" [Freudenthaler, 2006]. Das Ziel dabei ist, dass ein Verursacher externer Kosten nicht nur seine privaten Kosten berücksichtigt, sondern auch jenen Kosten Rechnung trägt, die der Gesellschaft durch die Emission von THG entstehen. Ohne Berücksichtigung der externen Kosten entstehen Emissionen von  $x^*$ , weil vom Emittenten nur seine eigenen Grenzvermeidungskosten betrachtet werden (Abbildung 1). Werden die Emissionen so weit verringert, bis die zusätzliche Reduktion teurer wird als der Grenzscha-den, der bei dieser Emissionsmenge entsteht, wird ein optimales Reduktionsniveau erreicht. Dies ist bei den Emissionen  $x^{**}$  der Fall [Endres, 2000].

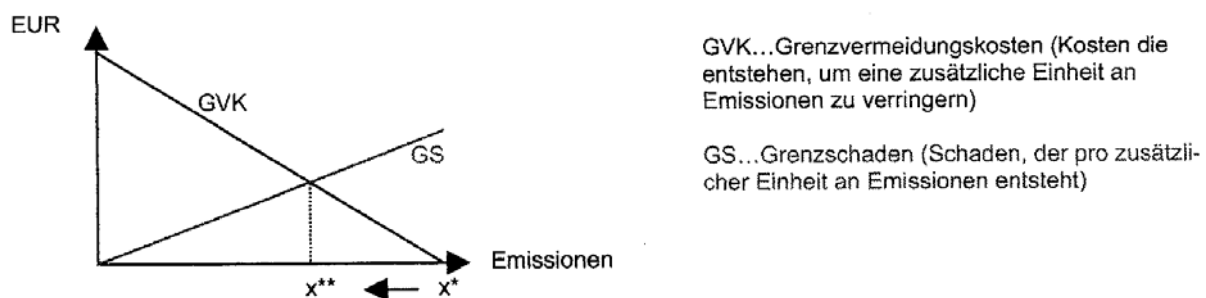


Abbildung 1 Internalisierung externer Effekte<sup>5</sup>

Mit anderen Worten entstehen durch die Maßnahmen zur Reduktion der THG-Emissionen Kosten, die der jeweilige Verursacher tragen soll. Diese "internalisierten Kosten" müssen zum einen hoch genug angesetzt werden, um nicht mehr tolerierbare Klimaänderungen zu verhindern, zum anderen müssen sie für die Betroffenen noch tragbar sein. Es muss also ein Optimum gefunden werden, das beiden Kriterien gerecht wird.

Eine Möglichkeit besteht darin, ein Emissionsniveau zu erreichen, bei dem volkswirtschaftlich die geringsten Kosten entstehen. Voraussetzung hierfür ist die "verursachungsgerechte Zuordnung der durch die THG-Emissionen entstehenden Kosten" [Borsch et al., 1998]. Mit dem Kyoto Protokoll wurden flexible Marktmechanismen (Kapitel 2.9) eingeführt, die genau das erreichen sollen.

## 2.8 Politiken und Maßnahmen

Das Kyoto Protokoll wirbt für die Umsetzung von "Politiken und Maßnahmen" (PAM), unter denen man in Ergänzung zu den marktwirtschaftlichen Instrumenten (Kapitel 2.9) das der Politik zur Verfügung stehende Instrumentarium versteht (Art. 2 KP). Dies reicht von Informations- und Bewusstseinsförderungskampagnen (die jedoch meist nur bei einer überschaubaren Menge von Betroffenen funktionieren), über steuerliche Anreize bis hin zu klassischen Auflagen, Abgaben und Ordnungsstrafen [Oberthür et al., 1999]. Da diese jedoch nur politisch relevant sind, werden sie hier nicht weiter vertieft.

<sup>5</sup> [Freudenthaler, 2006]

## 2.9 Instrumente des Emissionshandels

Der Emissionshandel hat zum Ziel, die Emissionsreduktionsziele zu den geringsten volkswirtschaftlichen Kosten zu erreichen. Hierzu ermöglicht das Kyoto Protokoll die Anwendung von marktwirtschaftlich orientierten Flexiblen Mechanismen. "Flexibel" bedeutet in diesem Zusammenhang, dass die entsprechenden Klimaschutzmaßnahmen nicht zwangsläufig beim Verursacher der THG-Emissionen selbst an seiner Anlage durchgeführt werden müssen, sondern er alternativ in Projekte investieren kann, die dann von Partnern im In- bzw. Ausland realisiert werden. Die drei Flexiblen Mechanismen sind:

- (1) Emissionsrechtehandel (Emission Allowances Trading, ET)
- (2) Gemeinsame Umsetzung (Joint Implementation, JI)
- (3) Mechanismus für umweltverträgliche Entwicklung (Clean Development Mechanism, CDM)

In dieser Arbeit wird unter Emissionshandel sowohl der Handel mit Emissionsrechten (AAU und EUA, vgl. Kapitel 2.9.1) als auch mit Gutschriften (ERU und CER, vgl. Kapitel 2.9.2 und 2.9.3) verstanden, und der Begriff "Zertifikat" umfasst alle handelbaren Einheiten. Der Emissionsrechtehandel kennzeichnet den ausschließlichen Handel mit EUA. Es gilt:

$$1 \text{ AAU} = 1 \text{ EUA} = 1 \text{ ERU} = 1 \text{ CER} \triangleq 1,0 \text{ t CO}_2\text{e.}$$

Neben den Zertifikaten dieser drei Flexiblen Mechanismen existieren weitere Arten von Zertifikaten, wie beispielsweise die Removal Units (RMUs) aus Senkenprojekten oder die Verified Emission Reductions (VER) aus freiwilligen Emissionsminderungsprojekten [Völker-Lehmkuhl, 2006]. Da sie jedoch nicht zur Erfüllung der Reduktionsverpflichtungen des KP eingesetzt werden können, bleiben sie im Rahmen dieser Arbeit außer Betracht.

Nachfolgend werden die Flexiblen Mechanismen näher beschrieben.

### 2.9.1 Emissionsrechtehandel

Der Emissionsrechtehandel (Emission Allowances Trading, ET) ist in Art. 17 KP beschrieben. Er erlaubt es Industrieländern (Annex-B-Ländern des KP), zugestandene aber nicht selbst genutzte Emissionsrechte an andere Industrieländer zu verkaufen [UM, 2005].

Die Regelungen des KP beziehen sich auf den Emissionsrechtehandel auf staatlicher Ebene zwischen Industrieländern. Die Zertifikate des KP heißen "zugeteilte Emissionsrechte" (Assigned Amount Units, AAU). Diese AAU können nur von Staaten gehandelt werden, die in Annex B des KP aufgeführt sind [DEHSt, 2008]. Grundlage für den Handel ist die einem Land zugestandene Gesamtemission, deren Ermittlung in Kapitel 2.5 angegeben wurde. "Die Gesamtmenge der im Umlauf befindlichen AAU bleibt stets gleich" [Freudenthaler, 2006], was die Erreichung des im KP vereinbarten Reduktionsziels gewährleistet.

Die Umsetzung des KP auf Unternehmensebene innerhalb eines Industrielandes wird im jeweiligen nationalen Emissionshandelssystem geregelt. Durch die EU-Emissionshandelsrichtlinie [EHRL, 2003], die in Deutschland durch das Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz [TEHG, 2007] umgesetzt wurde, wurde ein europäisches Emissionshandelssystem (EU Emission Trading Scheme, EU ETS) geschaffen. Die Zertifikate des EU ETS heißen "Emissionsberechtigungen" (EU-Allowances, EUA). Diese EUA können also nur von Teilnehmern am EU ETS gehandelt werden. "Dies sind juristische oder natürliche Personen, die ein Betreiber- oder Personenkonto in einem der Register eines EU-Mitgliedstaates haben" [DEHSt, 2008]. Jedes Land verteilt jeder betroffenen Anlage EUA nach festen Regeln, die im jeweiligen Nationalen Allokationsplan (NAP 2008-2012) [NAP, 2006] beschrieben sind, wobei in Deutschland 100% der EUA kostenlos zugeteilt werden (§ 16 ZuG 2012) [ZuG, 2007]. Wenn die THG-Emissionen einer Anlage jene übersteigen, zu denen sie berechtigt ist, kann das jeweilige Unternehmen auf dem Markt EUA kaufen, andernfalls kann es die nicht benötigten EUA verkaufen. Die EUA werden für jede Handelsperiode neu ausgegeben und haben eine auf diese Handelsperiode bezogene Gültigkeit [DEHSt, 2008]. Auch Unternehmen können sich (analog zum EU-Lastenausgleich des KP) nach Art. 28 EHRL zwecks gemeinsamer Erfüllung zu einer "Bubble" zusammenschließen [EHRL, 2003].

Der zwischenstaatliche Handel mit AAU ist rechtlich zu trennen vom Unternehmens-Handel mit EUA. Dennoch besteht ab 2008 folgender technischer Zusammenhang: "Ab 2008 erhalten Anlagenbetreiber mit jeder EUA ein Zertifikat, das gleichzeitig auch ein AAU ist. Es vereint also zwei Rechtsnaturen. (...) Die gewählte Konstruktion autorisiert Teilnehmer am europäischen Emissionshandelssystem, EUA (die gleichzeitig AAU sind) innerhalb der EU-Mitgliedstaaten zu übertragen. (...) Damit soll die Nutzung von AAU aus Staaten, die überschüssige AAU besitzen (insbesondere Russland und Ukraine), denen keine aktiven Klimaschutzmaßnahmen zu Grunde liegen (so genannte "heiße Luft"), durch Teilnehmer am europäischen Emissionshandel ausgeschlossen werden" [DEHSt, 2008]. Über die Wirksamkeit dieser Regelung ist jedoch noch nichts bekannt.

Das dem Emissionsrechtehandel zugrundeliegende ökonomische Prinzip wird "Cap and Trade" [Lucht et al., 2005] genannt, das zuerst eine Obergrenze ("Cap", hier: Gesamtmenge der AAU aller Länder bzw. EUA aller Anlagen) festsetzt und den darauffolgenden Handel ("Trade") dieser Zertifikate ermöglicht.

Das jährliche Emissionsbudget für Deutschland in der Handelsperiode 2008-2012 ist in Abbildung 2 dargestellt. Das Emissionsbudget ist aufgeteilt nach Treibhausgasen, Emissionssektoren und emissionshandelspflichtigen Anlagen. Neue Emissionsdaten der Jahre 2003/04 erforderten eine Verschärfung des Nationalen Allokationsplans, die sich in der Änderung vom 24.11.2006 [NAP, 2006] sowie in der Verabschiedung des Zuteilungsgesetzes [ZuG, 2007] niederschlug. Danach fallen auf die Sektoren Energie und Industrie nun 465 Mt CO<sub>2</sub>e/a, von denen nur noch 434 Mt CO<sub>2</sub>e/a als EUA handelbar sind.

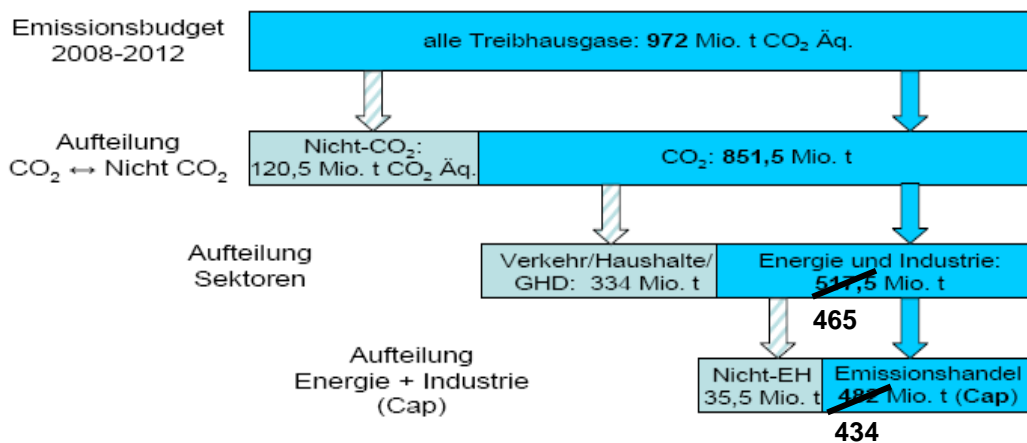


Abbildung 2 Jährliches Emissionsbudget für Deutschland für 2008-2012<sup>6</sup>

Danach wird u.a. ersichtlich, dass derzeit

- nur Anlagen aus den Sektoren Energie und Industrie am Emissionsrechtehandel teilnehmen und
- insgesamt nur knapp die Hälfte ( $434 / 972 = 45\%$ ) des Emissionsbudgets handelbar ist.

Da Entwicklungsländer bisher nicht am Kyoto Protokoll teilnehmen, wird der Emissionsrechtehandel im Hinblick auf das Thema dieser Arbeit nicht weiter behandelt.

## 2.9.2 Joint Implementation

Die Gemeinsame Umsetzung (Joint Implementation, JI) ist in Art. 6 KP beschrieben. Die JI ermöglicht es Unternehmen aus einem Industrieland (Annex-I-Land der UNFCCC), in Emissionsreduktionsprojekte in einem anderen Industrieland (vorwiegend CEIT, vgl. Kapitel 2.5) zu investieren [Wiki, 2008k]. Nach erfolgreicher Umsetzung des JI-Projekts und Feststellung der erzielten Emissionsreduktionen werden sog. "Emissionsreduktionseinheiten" (Emission Reduction Units, ERUs) ausgegeben, die anschließend in das Investorland übertragen und dort auf dem Konto des Investors gutgeschrieben werden können. Es erfolgt keine Umwandlung in EUAs, sie können jedoch zur Erfüllung der eigenen Reduktionsverpflichtungen angerechnet oder am Emissionsrechtmarkt verkauft werden [Seidel, 2005]. Da JI nur zwischen Industrieländern stattfindet, wird sie im Hinblick auf das Thema dieser Arbeit nicht weiter vertieft.

## 2.9.3 Clean Development Mechanism

Der Mechanismus für umweltverträgliche Entwicklung (Clean Development Mechanism, CDM) ist in Art. 12 KP beschrieben. Der CDM ermöglicht es Unternehmen aus einem Industrieland (Annex-I-Land der UNFCCC, nachfolgend "Investorland"), in Emissionsreduktionsprojekte in einem Entwicklungsland (Non-Annex-I-Land der UNFCCC, nachfolgend "Gastgeberland") zu investieren [Wiki, 2008l]. Nach erfolgreicher Umsetzung des CDM-Projekts und Überprüfung der erzielten Emissionsreduktionen werden sog. "Zertifizierte Emissionsreduktionen" (Certified Emission Reductions, CERs) ausgegeben,

<sup>6</sup> [NAP, 2006], Kap. 4.2.3 (modifiziert)

die anschließend in das Investorland übertragen und dort auf dem Konto des Investors gutgeschrieben werden können. Analog zu JI werden diese nicht in EUAs umgewandelt, sie können jedoch zur Erfüllung der eigenen Reduktionsverpflichtungen angerechnet oder am Emissionsrechtmarkt verkauft werden.

Die beiden Mechanismen JI und CDM werden auch "projektbasierte flexible Mechanismen" genannt, die durch die Linking Directive [LD, 2004] mit der EU-Emissionshandelsrichtlinie verknüpft wurden. Die Regelungen der Linking Directive wurden in Deutschland durch das Projekt-Mechanismen-Gesetz [ProMechG, 1997] umgesetzt. Es schafft die rechtliche Grundlage für die Durchführung von JI und CDM und die Anerkennung von Gutschriften im Rahmen des EU-Emissionsrechtshandels.

Durch die projektbasierten flexiblen Mechanismen können Treibhausgase zu deutlich geringeren globalen Kosten reduziert werden. Dies geschieht durch die Verlagerung derartiger Projekte in Länder, in denen die Kosten deutlich unter denjenigen in den Investorländern liegen. Da CDM der Mechanismus ist, mit dem in Entwicklungsländern erzielte Emissionsreduktionen in Industrieländern finanziell genutzt werden können, wird er in Kapitel 3 näher vertieft.

## 3 Überblick über den CDM

### 3.1 Ökonomisches Prinzip

Die Vergabe von Gutschriften erfolgt für eine reale Reduktion von klimawirksamen Treibhausgas-Emissionen. Diese Reduktion ergibt sich aus der Differenz der Emissionen eines zu identifizierenden Referenzszenarios (Baseline-Emissionen) und denjenigen der Projektaktivität (Projekt-Emissionen), bereinigt um die berechnete Leakage (Abbildung 3), einer Verlagerung von Emissionen, die in Kapitel 4.4 näher erläutert wird.

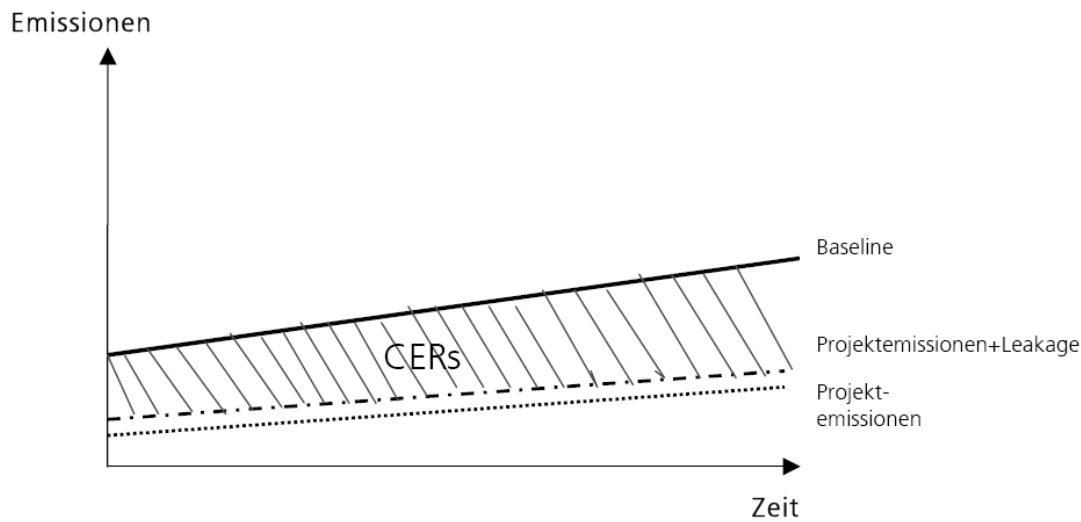


Abbildung 3 Potenziell erreichbare Gutschriften<sup>7</sup>

Im Gegensatz zum Emissionsrechtehandel (Kapitel 2.9.1) beruht CDM auf dem ökonomischen Prinzip des "Baseline and Credit" [UM, 2005]: Nur wenn die Projekt-Emissionen die Baseline-Emissionen unterschreiten, kann die Vergabe von Gutschriften (Credits) für die Differenz aus Baseline und Projektaktivität erfolgen. Das Projekt bestimmt also die Emissionsminderung, die zusätzlich sein muss, d.h. ohne den finanziellen Anreiz durch CDM nicht erreicht worden wäre (Kapitel 3.3).

Da im Falle des CDM das Gastgeberland als Non-Annex-I-Land kein Emissionsziel einzuhalten hat, muss "besonders sorgfältig abgeschätzt werden, wie viel das Gastgeberland ohne die Investition emittiert hätte (Baseline)" [UM, 2005]. Die Wahl des Baseline-Szenarios und der Nachweis der Zusätzlichkeit werden durch den Exekutivrat (EB) als Kontrollorgan streng geprüft (Kapitel 4.5).

Die Rahmenbedingungen und Verfahren des CDM unterliegen einem ständigen Wandel, wodurch sich häufig Änderungen ergeben. Die in dieser Arbeit genannten Informationen geben den Stand vom Frühjahr/Sommer 2008 wieder.

<sup>7</sup> [UM, 2005], Kap. II-4.2

## 3.2 Teilnahmebedingungen der Länder

Zur Teilnahme am CDM gelten für das Investorland folgende Bedingungen [UM, 2005]:

- Ratifikation des Kyoto-Protokolls
- Bestimmung des Assigned Amount
- Etablierung eines nationalen Systems zur Abschätzung der Treibhausgasemissionen bzw. -speicherung durch Senken
- Etablierung eines computerisierten nationalen Treibhausgasregisters
- Rechtzeitiges jährliches Einreichen seines Treibhausgasinventars
- Einreichung zusätzlicher Informationen über den Assigned Amount

Für das Gastgeberland gelten folgende Bedingungen:

- muss Non-Annex-I-Land der UNFCCC sein
- Ratifikation des Kyoto-Protokolls
- Einrichtung einer nationalen Genehmigungsbehörde (DNA)

## 3.3 Anforderungen an das Projekt

### 3.3.1 Obligatorische Anforderungen

Ein CDM-Projekt muss folgende Kriterien erfüllen:

#### Zusätzlichkeit (Additionality)

Die Projektstätigkeit muss zusätzliche Emissionsminderungen erwarten lassen, d.h. in den Antragsunterlagen muss nachgewiesen werden, dass die Emissionsreduktion ohne den finanziellen Anreiz durch CDM nicht stattgefunden hätte. Die Erfüllung des Kriteriums der Zusätzlichkeit ist deswegen so wichtig, weil die Anrechnung von "business-as-usual"-Projekten als CDM-Projekte "dazu führen würde, dass global betrachtet mehr emittiert wird als ohne das CDM-Projekt und somit der Treibhauseffekt eher noch verschärft wird" [UM, 2005]. Dies ist der Grund für die strenge Prüfung der Wahl des Baseline-Szenarios und der Zusätzlichkeit des vorgeschlagenen Projekts durch den EB.

Den Nachweis muss der Projektentwickler im Rahmen der Antragstellung führen (Kapitel 4.5).

#### Nachhaltigkeit (Sustainability)

Nach Art. 12 KP sollen CDM-Projekte auch die nachhaltige Entwicklung des Gastgeberlandes fördern, um die natürlichen Ressourcen auch für zukünftige Generationen zu erhalten. "Ob dies der Fall ist, prüfen die Gastländer selbst. Jedes Gastland entwickelt hierfür eigene Kriterien und Verfahren; die Überprüfung findet im Rahmen des allgemeinen CDM-Genehmigungsverfahrens des Gastlandes statt" [BMU, 2006]. Nachhaltige Entwicklung im Rahmen des CDM betrifft mindestens die Bereiche Ökonomie, Ökologie und Soziales, für die die Entwicklungsländer entsprechend den eigenen Bedürfnissen Kriterienkataloge und Indikatoren zur Messung der Zielerreichung entwerfen und den potenziellen Investoren zugänglich machen sollen [UM, 2005]. Einige Länder verfügen bereits über derartige Kriterienkataloge. Mögliche Kriterien enthält Tabelle 1.



Tabelle 1 Mögliche Kriterien der Förderung einer nachhaltigen Entwicklung<sup>8</sup>

Bereich	Mögliche Kriterien
Ökonomie	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Schaffung von Arbeitsplätzen und Einkommen</li> <li>▪ Anwendung von lokal beherrschbaren Technologien</li> </ul>
Ökologie	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Minimierung der Gesundheitsrisiken</li> <li>▪ Reduktion des Einsatzes fossiler Brennstoffe</li> <li>▪ qualitativer wie quantitativer Gewässerschutz (Grund- und Oberflächenwasser)</li> <li>▪ Reduktion von Bodenverschmutzung, Landverbrauch, Abfallgenerierung, Erosion</li> <li>▪ Erhalt der Biodiversität</li> </ul>
Soziales	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Zugang zu Wasser-/Sanitärversorgung, Energie, Transport, Telekommunikation</li> <li>▪ Öffentlichkeitsbeteiligung</li> <li>▪ Aufbau von lokalem Fachwissen vor Ort</li> <li>▪ Reduktion der Abhängigkeit von Energie- und Düngemittelimporten</li> </ul>

Insbesondere die ökologischen Kriterien sollten in Abhängigkeit der Situation im Land angepasst werden. "Die Projektteilnehmer müssen hierfür eine Analyse der Umweltauswirkungen durchführen und, falls diese ihnen oder dem Gastgeberland bedenklich erscheinen, eine Umweltverträglichkeitsprüfung gemäß den Vorgaben des Gastgeberlandes durchführen lassen" [UM, 2005] (s.u.). Häufig deckt sich die hier geforderte Analyse der Umweltauswirkungen mit der eventuell geforderten Umweltverträglichkeitsprüfung. Genauere Angaben zum Nachweis der Nachhaltigkeit können [Sutter, 2003] entnommen werden.

Der Nachweis der Nachhaltigkeit wird von der zuständigen nationalen Behörde (Designated National Authority, DNA) des Gastgeberlandes geprüft, die dann ggf. bescheinigt, dass das CDM-Projekt alle Nachhaltigkeitskriterien erfüllt.

#### Umweltverträglichkeit (Environmental Compatibility)

Das Projekt darf keine schwerwiegenden nachteiligen Umweltauswirkungen verursachen. Bei der Vermutung erheblicher nachteiliger Umweltauswirkungen kann Deutschland nach § 8 Abs. 4 Pro-MechG [ProMechG, 1997] den Projektträger zur Durchführung einer Umweltverträglichkeitsprüfung (Environmental Impact Analysis, EIA) gemäß den Vorgaben des Gastgeberlandes verpflichten.

#### Prinzip der Ergänzung (Supplementarity)

Jede einzelne emissionshandelspflichtige Anlage (Kapitel 2.9.1) kann Gutschriften aus JI- oder CDM-Projekten nur bis zu einer bestimmten "Höchstgrenze der anlagenbezogenen Zuteilungsmenge" einreichen ([BUW, 2006b], S. 9-62). Hierdurch soll vermieden werden, dass die Reduktionsziele ausschließlich durch JI-/CDM-Projekte erreicht wurden (Art. 6.1d KP). Diese Formulierung hat zu einer großen Bandbreite an Interpretationen geführt. Die Niederlande beispielsweise beabsichtigen, die Hälfte ihrer Reduktionsverpflichtungen durch Gutschriften aus JI und CDM zu erfüllen [Wiki, 2008].

<sup>8</sup> [UM, 2005], Tab. II-1 und [Hildebrandt, 2007]

Für Deutschland wurde diese anrechenbare Höchstgrenze festgelegt auf 22% (§ 18 ZuG 2012). Unter Berücksichtigung der anlagenbezogenen Zuteilungsmenge von 434 Mt CO<sub>2</sub>e/a (Kapitel 2.9.1) bedeutet dies, dass die in Deutschland vom Emissionshandel erfassten Anlagen etwa 95 Mt CO<sub>2</sub>e/a als Zertifikate aus JI- oder CDM-Projekten zur Deckung ihrer Abgabeverpflichtungen verwenden können. Kontrolliert wird diese Menge durch das jeweilige Land und schließlich durch die EU-Kommission [Fenhann, 2008].

Die festgelegte Prozentgrenze bezieht sich auf die jeweilige Zuteilungsmenge für die gesamte Handelsperiode. Damit bleibt es einem Anlagenbetreiber freigestellt, seine Abgabepflicht nach TEHG innerhalb der Handelsperiode unbeschränkt mit CERs und ERUs zu erfüllen, sofern über die Handelsperiode hinweg die absolute Grenze von 22 Prozent nicht überschritten wird. Darüber hinaus sind diese Gutschriften (CERs und ERUs) ebenso marktgängig wie EUAs und können in die nächste Handelsperiode überführt werden. Sofern ein Anlagenbetreiber insgesamt über mehr als 22 Prozent solcher Gutschriften verfügt, kann er den Überschuss entweder an andere Betreiber veräußern und im Gegenzug EUAs erwerben oder in die Folgeperiode 2013-2017 übertragen lassen ("Banking"). Banking ist sowohl aus ökologischer als auch aus ökonomischer Sicht grundsätzlich positiv zu beurteilen. Es ermöglicht frühzeitige Emissionsminderungen und damit verbundene Innovationseffekte. Zudem wird den Betreibern eine größere zeitliche Flexibilität eingeräumt und es wird die Volatilität des Preises von Zertifikaten am Ende eines Handelszeitraums vermindert [NAP, 2006].

### 3.3.2 Freiwillig einzuhaltende Anforderungen

Darüber hinaus ist die Erfüllung der hohen Anforderungen des "Gold Standard" freigestellt. Dieser internationale Standard ist ein freiwilliges Label, das die Glaubwürdigkeit des Projekts garantieren soll. Die gegenüber normalen Projektaktivitäten erhöhten Anforderungen sind folgende:

1. Es muss sich entweder um ein "regenerative Energie"- oder "Energieeffizienz"-Projekt handeln. Obwohl beispielsweise auch die Einrichtung von Trockentoiletten indirekt als Beitrag zur Steigerung der Energieeffizienz angesehen werden könnte, wenn der gewonnene Urindünger den Mineraldünger substituiert (dessen Herstellung energieintensiv ist) und dadurch Energie eingespart wird, zählt solch ein Projekt nicht als Energieeffizienz-Projekt. Da dieses jedoch zur nachhaltigen Entwicklung beiträgt, bleibt es dem Projektentwickler freigestellt, bei Interesse solch ein Projekt beim Gold Standard zu beantragen [Michaelowa, 2008b].
2. Höhere Zusätzlichkeitskriterien als die des Kyoto-Protokolls.
3. Höhere Nachhaltigkeitskriterien (z.B. höhere Anforderungen an die Öffentlichkeitsbeteiligung und Umweltverträglichkeitsprüfungen).
4. Jegliche Verwendung von Entwicklungshilfegeldern ist ausgeschlossen. Die Projekte müssen daher bestimmte Kriterien erfüllen, beispielsweise dass es keine ähnlichen Projekte (gleiche Technologien, Brennstoffe, Größen, Prozesse etc.) in den letzten 5 Jahren in dieser Region gab, die ohne den Finanzierungsbeitrag von CDM-Gutschriften erfolgt sind.

Die größeren Nutzen gegenüber normalen Projektaktivitäten sind folgende:

- höhere Preise der 'Gold Standard'-Zertifikate oder längere Projektlaufzeiten.
- geringeres Projektrisiko, das zu niedrigeren Versicherungsbeiträgen und einfacheren Finanzierungszusagen führen kann.
- fördert das Image des Erzeugers als auch des Käufers der Zertifikate (aufgrund Nachhaltigkeit, Transparenz, Vertrauenswürdigkeit)
- geringeres Zuteilungsrisiko da der Nachweis der Zusätzlichkeit von Beginn an berücksichtigt wird
- vereinfacht und beschleunigt die Zustimmung der Genehmigungsbehörde (DNA)

Aktuelle Informationen zum Gold Standard sind erhältlich unter der Internetseite [www.cdmgoldstandard.org](http://www.cdmgoldstandard.org). Im Rahmen dieser Arbeit werden Gold Standard Projekte jedoch nicht näher behandelt.

### 3.4 Zulässige Projektkategorien

Zulässig ist jedes Projekt, in dessen Rahmen die Emissionen eines der sechs Treibhausgase in einem der folgenden Sektoren gemindert werden ([KP, 1997], Annex A):

1. Energiewirtschaft (erneuerbare/nicht erneuerbare Energien)
2. Energieverteilung
3. Energiebedarf
4. Verarbeitendes Gewerbe
5. Chemische Industrie
6. Baugewerbe
7. Verkehrswesen /Transport
8. Bergbau /Mineralstoffproduktion
9. Metallerzeugung
10. Flüchtige Emissionen aus Brennstoffen
11. Flüchtige Emissionen aus der Erzeugung und dem Verbrauch von Halogenkohlenwasserstoffen und Schwefelhexafluorid
12. Verwendung von Lösungsmitteln
13. Abfallwirtschaft (hierzu zählt auch das Abwassermanagement)
14. Aufforstung und Wiederaufforstung
15. Landwirtschaft

Explizit ausgeschlossen sind:

- Nuklearprojekte
- Senkenprojekte (Auf-/Wiederaufforstung<sup>9</sup>, Forst-, Acker-, Weidewirtschaft, Begrünung), da das hierdurch netto gebundene CO<sub>2</sub> nur vorübergehend aufgenommen wird, aber durch Waldbrände oder auch Temperaturschwankungen, die die Aufnahme von Kohlenstoff vermindern können, sehr schnell wieder freigesetzt wird.

---

<sup>9</sup> Auf-/Wiederaufforstung nur in Deutschland ausgeschlossen ([UM, 2005], Kap. II-2.2)

### 3.5 Klein- und Großprojekte

Es wird zwischen Kleinprojekten (small scale projects) und Großprojekten (full scale projects) unterschieden.

Folgende Projekttypen gelten als Kleinprojekte, wenn sie den jeweiligen Grenzwert nicht überschreiten [UNFCCC, 2008a]:

- I. Regenerative-Energie-Projekte (Brennstoffwechsel) mit einer maximalen Kapazität auf Basis der Herstellerangaben bis zu  $15 \text{ MW}_e$  ( $\triangleq 45 \text{ MW}_{th}$ ). Beispiel:
  - Aus dem durch eine Anaerobbehandlung gewonnenen Biogas wird in einem BHKW oder GuD Elektrizität und Wärme erzeugt.
- II. Energieeffizienz-Projekte, die den Energieverbrauch auf der Angebots- oder Nachfrageseite um jährlich bis zu  $60 \text{ GWh}_e$  ( $\triangleq 180 \text{ GWh}_{th}$ ) verringern. Beispiel:
  - In einer Kläranlage wird ein Wärmetauscher eingebaut, um die Abwärme aus der Verdichtung der Luft für die Belüftung der Belebungsbecken oder aber aus dem zufließenden Abwasser zurück zu gewinnen.
- III. Andere Projekte, die zu Emissionsminderungen von jährlich bis zu  $60 \text{ kt CO}_2e$  führen. Beispiele:
  - Fassung oder Vermeidung unkontrollierter  $\text{CH}_4$ -Emissionen.
  - Reduktion von  $\text{CO}_2$ -Emissionen durch Einsparung fossiler Energie.

Für Kleinprojekte wurden folgende Vereinfachungen für die Anerkennung als CDM-Projekt beschlossen [UNFCCC, 2008I]:

- geringere Anforderungen an das Project Design Document (PDD)
- vereinfachte Baseline-Methode (vereinfachte Ermittlung der Baseline, vereinfachter Nachweis der Zusätzlichkeit und meist Vernachlässigung von Leakage)
- Option zur Bündelung mehrerer kleiner Projekte, wobei hier das gesamte Bündel die oben genannten Grenzwerte nicht überschreiten darf
- vereinfachte Monitoring-Methode
- vereinfachte Durchführung einer Umweltverträglichkeitsprüfung
- Möglichkeit, dieselbe Designated Operational Entity für Validierung *und* Verifizierung zu beauftragen
- geringere Registrierungsgebühren

Werden o.g. Grenzwerte für Kleinprojekte überschritten, gilt das Projekt als Großprojekt. Hier gelten höhere Anforderungen u.a. an das Project Design Document und die Ermittlung der Baseline, und es sind andere Methoden anzuwenden.

### 3.6 Organe und Institutionen

Der Exekutivrat (Executive Board, EB) stellt das internationale Kontrollorgan des CDM dar, der sich aus 10 durch die COP gewählte Repräsentanten der Vertragsstaaten zusammensetzt, wobei Annex-I-Länder und Non-Annex-I-Länder paritätisch vertreten sind. Zu den Aufgaben des EB gehören u.a. die Genehmigung neuer Baseline- und Monitoring-Methoden, die Registrierung von CDM-Projekten, die Ausgabe von CERs und die Überprüfung und Akkreditierung neuer DOE (s.u.).

"Zur Ausführung seiner Funktionen beruft der EB so genannte Panels und Arbeitsgruppen mit dem notwendigen Fachwissen" [UM, 2005]. Bisher wurden hauptsächlich folgende Panels und Arbeitsgruppen eingerichtet:

- "Methodologies Panel" (Meth Panel): bereitet die Entscheidungen des EB bzgl. der eingereichten neuen Baseline- und Monitoring-Methoden vor.
- "Accreditation Panel": überprüft und akkreditiert neue DOE (s.u.).
- Arbeitsgruppe zu Kleinprojekten (Small Scale Working Group): beschäftigt sich mit neuen Baseline- und Monitoring-Methoden für Kleinprojekte.

Die zuständigen nationalen Behörden (Designated National Authorities, DNA) sind die in den Gastgeber- oder Investorländern gegründeten Behörden, die dort die Abwicklung der CDM-Aktivitäten unterstützen. Sie sind zuständig beispielsweise für die Erteilung der Teilnahmegenehmigungen am CDM oder für die Ausstellung der Zustimmungsschreiben (Letter of Approval) für CDM-Projekte. Die DNA für Deutschland ist die im Umweltbundesamt angesiedelte Deutsche Emissionshandelsstelle (DEHSt).

Die zuständigen Durchführungseinheiten (Designated Operational Entities, DOE) sind unabhängige Einrichtungen, die entweder für die Validierung von Projekten oder die Verifizierung und Zertifizierung von Emissionsreduktionen zuständig sind. Hierbei kann es sich um privatwirtschaftliche oder staatliche Einrichtungen handeln, die durch den EB überprüft und ggf. akkreditiert werden. Die DOE werden für bestimmte Sektoren akkreditiert und sind somit auf bestimmte Projekttypen spezialisiert. Die für den Abwassersektor (Sektor Nr. 13) akkreditierten DOE finden sich auf der Homepage des UNFCCC [UNFCCC, 2008c]. Die DOE dürfen – von Kleinprojekten abgesehen – für ein CDM-Projekt nur in einem der beiden Aufgabenfelder Validierung bzw. Verifizierung tätig werden, um Interessenskonflikte zu verhindern. "Die Projektteilnehmer wählen für Validierung bzw. Verifizierung jeweils selbst eine DOE aus, deren Leistungen kostenpflichtig im Rahmen eines Vertragsverhältnisses mit den Projektteilnehmern erbracht werden" [UM, 2005].

### 3.7 Zusatzerlöse und Zusatzkosten

Zertifikate aus CDM-Projekten wurden im Jahre 2006 zwischen € 5 und € 20 pro CER gehandelt [Wiki, 2008]. Zwischen Juni 2007 und August 2008 schwankte dieser Preis zwischen € 14 und € 23 (Abbildung 4). Aktuelle Preissignale sind beispielsweise folgenden Quellen zu entnehmen:

- Marktbericht von First Climate (erscheint wöchentlich), <http://www.firstclimate.com/>
- Carbon Positive Trading Ltd, <http://www.carbonpositive.net/default.aspx>

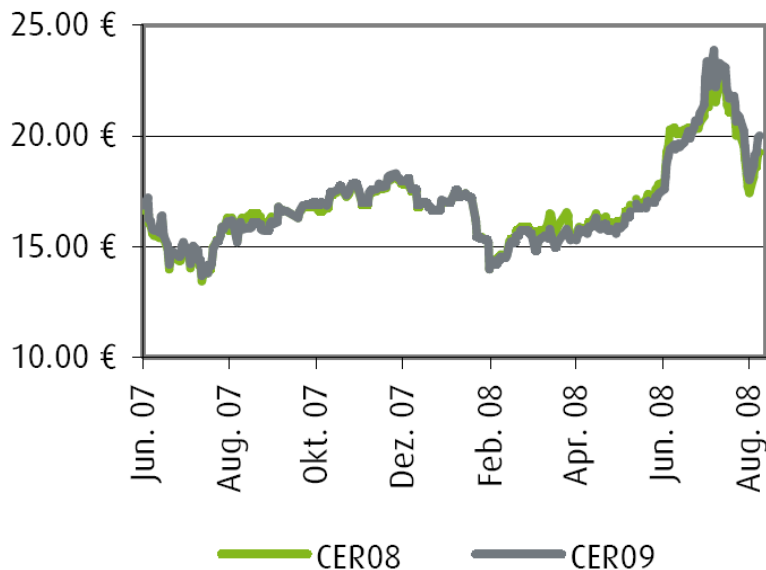


Abbildung 4 Preisentwicklung der CER-Zertifikate mit Laufzeit Dezember 2008 bzw. 2009<sup>10</sup>

Neben der Kreditwürdigkeit und Erfahrung der Projektträger sowie der Realisierbarkeit des Projekts hängt der Preis vorwiegend von folgenden Faktoren ab:

1. Art des Käufers (Unternehmen oder Fonds).

Ein CDM-Projektentwickler kann seine Gutschriften prinzipiell verkaufen an:

- a) ein Unternehmen, das diese zur Erfüllung ihrer Reduktionsverpflichtungen nutzen will (z.B. RWE, First Climate, EcoSecurities, Carbon Asset Management, EDF Trading, IBRD)<sup>11</sup>
- b) einen der Fonds, die in CDM-Projekte investieren (z.B. First Climate, Natsource, CantorCO2e, The Worldbank Carbon Finance Unit, KfW Klimaschutzfonds, GTZ-IS Carbon Procurement Unit)

Der Preis bei einem direkten Verkauf an ein Unternehmen wird höher liegen als bei Verkauf an einen Fonds, weil hier die Verwaltungsgebühren des Fonds entfallen.

2. Verteilung des Haftungsrisikos zwischen Verkäufer und Käufer.

Es bestehen folgende Kosten bzw. Risiken [UM, 2005]:

- a) Such- und Kontrollkosten: Für die Realisierung des Projekts muss zunächst ein passender Projektpartner gefunden werden, der zudem in allen Entscheidungs- und Planungsprozessen zu beteiligen ist. Je nach bestehender Informationsinfrastruktur fallen mehr oder weniger hohe Kosten an. Bei dieser Suche können bestimmte Vermittlungsinstitutionen helfen.
- b) Administrationskosten: Im Vergleich zu einem JI-Projekt erfordert ein CDM-Projekt einen höheren administrativen Aufwand, ist dadurch kostenintensiver und nur langsamer abzuwickeln.
- c) Registrierungsrisiko: Es besteht das Risiko, dass der Antrag abgelehnt wird, wenn das Projekt den CDM-Kriterien nicht entsprechen sollte.
- d) Länderrisiko: Bei vergleichsweise geringer politischer Stabilität oder Korruption kann die Zustimmung des Gastgeberlandes zum Projekt oder zum Transfer der Gutschriften ausbleiben.

<sup>10</sup> [First Climate, 2008]

<sup>11</sup> [URC, 2008]

e) Projektrisiko: Bei technischen Problemen oder Wettereinflüssen (besonders bei Projekten mit regenerativen Energiequellen) besteht das Risiko, dass die Emissionsreduktionen des Projekts geringer ausfallen als erwartet.

f) Ferner können Wechselkursrisiken oder juristische Unsicherheiten bestehen.

Gegen diese Risiken kann man sich grundsätzlich absichern, die Kosten dafür hat aber meist der Käufer zu tragen. Falls der Verkäufer bereit und in der Lage ist, diese Risiken zu übernehmen, holt er sich die Kosten hierfür über einen höheren Preis für die Gutschriften vom Käufer zurück.

Die CDM-spezifischen Zusatzkosten, die zusätzlich zu den Kosten eines "business-as-usual"-Projekts entstehen, werden Transaktionskosten genannt. Die einzelnen Kostenkomponenten und deren jeweilige Höhe sind in Tabelle 2 zusammengestellt, unterschieden nach Groß- und Kleinprojekten, die auf Angaben in [URC, 2007], Tab. 4 und [Sippel, 2007], Tab. 11 und 12 basieren. Alle in [URC, 2007] genannten Angaben in US-Dollar wurden im Verhältnis 1,5 US\$ = 1 € umgerechnet. Obwohl die Transaktionskosten abhängig vom Projekttyp sind und teilweise über einen großen Bereich streuen können, sind sie überwiegend fix, d.h. unabhängig von der Anzahl der generierten Gutschriften.

Tabelle 2 Geschätzte Transaktionskosten

Kostenkomponente	zu zahlen an	Großprojekt	Kleinprojekt
Erstellung der PIN <sup>12</sup>	intern	3.500...20.000 €	1.500...5.000 €
Erstellung des PDD	Berater	10.000...65.000 €	5.000...20.000 €
Neue Methode (falls erforderlich)	Berater	15.000...70.000 €	15.000...35.000 €
Zustimmung Gastland	Gastland-DNA	3.000...40.000 € <sup>13</sup>	
Validierung <sup>14</sup>	DOE	5.000...20.000 €	4.000...7.000 €
Registrierung <sup>15</sup>	EB	7.000...235.000 € <sup>16</sup>	0...49.000 € <sup>17</sup>
Monitoring <sup>18</sup>	intern	10.000...25.000 €	
Verifizierung	DOE	3.000...15.000 €/a	3.000...7.000 €/a
Zertifizierung (Ausgabe der CER)	EB	2% der CER als Anpassungsgebühr <sup>19</sup>	
Rechtskosten <sup>20</sup>	Berater	5.000...10.000 €	
Transferkosten <sup>21</sup>	Makler	zu verhandeln	

<sup>12</sup> einschließlich Suchkosten (nach Projektpartner und Projekt) und Verhandlungskosten (Vertragsverhandlung und Reisen)

<sup>13</sup> je nachdem, ob die Gastland-DNA bereits funktioniert oder erst eingerichtet werden muss

<sup>14</sup> untere Grenze in Ländern mit starkem Wettbewerb unter Validierern

<sup>15</sup> Keine Gebühr für Projekte unter 15.000 CER/a. Bei Überschreitung von 15.000 CER/a: 0,10 US\$/CER ab den ersten 15.000 CER/a; 0,20 US\$/CER für zusätzliche CER (max. 350.000 US\$).

<sup>16</sup> Minimum berechnet aus  $(15.000 \text{ CER/a} \cdot 0,10 \text{ US$/CER} + 45.000 \text{ CER/a} \cdot 0,20 \text{ US$/CER}) / 1,5 = 7.000 \text{ €}$

<sup>17</sup> Maximum berechnet aus  $(15.000 \text{ CER/a} \cdot 0,10 \text{ US$/CER} + 45.000 \text{ CER/a} \cdot 0,20 \text{ US$/CER}) \cdot 7 \text{ Jahre} / 1,5 = 49.000 \text{ €}$

<sup>18</sup> für die Erstellung des einmaligen Monitoringplans und des jährlichen Monitoringberichts

<sup>19</sup> ausgenommen sind Least Developed Countries

<sup>20</sup> für die Erarbeitung eines Vertrags zur Verteilung der CER unter den Projektteilnehmern

<sup>21</sup> für die Vermarktung der CER

### 3.8 Bündelung von Projektaktivitäten

Besonders bei Kleinprojekten sind die Transaktionskosten im Verhältnis zur Projektgröße, d.h. zu der Menge generierter Gutschriften, überproportional hoch, wodurch diese einen geringeren Preis erzielen. Eine Möglichkeit, die Gutschriften-bezogenen Kosten zu reduzieren, besteht in der Bündelung von Projektaktivitäten. Hierzu stehen das "Bundling" und das "Programme of Activities" (PoA) zur Verfügung, zu deren Beantragung zusätzliche hier nicht dargestellte Formulare benötigt werden.

#### **Bundle**

Ein "Bundle" ist die Zusammenfassung einzelner Aktivitäten zu einem einzigen CDM-Projekt. Jede einzelne Aktivität im Bündel stellt eine eigene Projektaktivität dar, die durch eigene CDM-Projektteilnehmer repräsentiert wird [DEHSt, 2007]. Nachfolgend erfolgt eine Zusammenstellung wesentlicher Merkmale [UNFCCC, 2007a]:

#### Vorteile:

- Bundling ist interessant bei einer kleineren Anzahl von Projektaktivitäten, da dessen Durchführung einfacher ist als ein PoA.
- Es können verschiedene "Baseline & Monitoring"-Methoden verwendet und kombiniert werden.

#### Nachteile:

- Die Standorte der Projektaktivitäten müssen vorab festgelegt sein und alle als "Bundle" zur selben Zeit eingereicht werden. Nach der Registrierung können Projektaktivitäten weder aus dem "Bundle" herausgenommen noch diesem zugefügt werden.
- Die Projektaktivitäten müssen alle dasselbe Anfangsdatum und denselben Kreditierungszeitraum haben.
- Es können nur Kleinprojekte gebündelt werden. Das gesamte Bündel soll die Obergrenze für Kleinprojekte nicht überschreiten.

Diese Variante hat sich in der Vergangenheit aus o.g. Gründen oft als zu starr und damit unpraktikabel erwiesen.

#### **Programme of Activities (PoA)**

Aus diesem Grund wurde die Möglichkeit des "Programme of Activities" (PoA) geschaffen. Ein PoA gilt als eine freiwillige Koordinierung und Umsetzung einzelner Projektaktivitäten (CPA). Die Koordination übernimmt eine privatwirtschaftliche oder staatliche Einheit, die die notwendigen Unterlagen erstellt und anschließend die Gutschriften verteilt. Nachfolgend werden die wesentlichsten Eigenschaften zusammengefasst [UNFCCC, 2007b]:

#### Vorteile:

- PoA ist interessant bei einer größeren (geplanten) Anzahl von Projektaktivitäten (CPA), da die Anzahl von CPA unbegrenzt ist. Eine CPA kann dem PoA innerhalb dessen Laufzeit zu jeder Zeit hinzugefügt werden. Die genauen Standorte müssen also nicht im Voraus bekannt sein.



- Die Summe aller CPA innerhalb eines PoA kann als eine einzelne Projektaktivität registriert werden, die nur durch einen CDM-Projektteilnehmer repräsentiert wird.
- Ein PoA kann sich sogar grenzüberschreitend über mehrere Länder erstrecken unter der Voraussetzung, dass die teilnehmenden Gastgeberländer erklären, dass das PoA, und damit alle CPA, zur Erzielung einer nachhaltigen Entwicklung beiträgt.
- Es können sowohl Klein- als auch Großprojekte zusammengefasst werden. Falls die einzelnen CPA die Grenze für Kleinprojekte nicht übersteigen, dürfen die Methoden für Kleinprojekte angewendet werden, sobald diese einmal überprüft und, bei Bedarf, zur Berücksichtigung von Leakage überarbeitet wurden.
- Die Laufzeit eines PoA beträgt maximal 28 Jahre und ist bei der Antragstellung anzugeben. Der Kreditierungszeitraum der einzelnen CPA beträgt wahlweise entweder 7 Jahre mit der Möglichkeit einer 2-maligen Verlängerung oder maximal 10 Jahre; er endet jedoch, sobald das PoA endet.

#### Nachteile:

- Für alle CPA einer PoA darf nur ein und dieselbe Baseline- und Monitoring-Methode verwendet, d.h. nur eine Art von Technologie angewendet werden.
- Ein PoA setzt den politischen Willen, d.h. ein Zustimmungsschreiben (Letter of Approval) des Investorlandes und jedes beteiligten Gastgeberlandes zur Umsetzung des PoA voraus.
- Verifizierung kann anhand einer Probe erfolgen, das Monitoring muss jedoch für alle CPA durchgeführt werden [Sutter, 2007]

Nähere Angaben hierzu können [UNFCCC, 2007c] entnommen werden. Bisher wurde zwar noch kein PoA registriert, und es sind derzeit lediglich zwei PoA in der Validierung. Es wird jedoch angenommen, dass aufgrund seiner Vorteile das PoA das Bundle ersetzen wird, da es lediglich eine initiale typische CPA erfordert, der sukzessive weitere CPA hinzugefügt werden können. Insbesondere folgende Aspekte sind noch zu lösen:

- Im Falle einer unzulässigen Aufnahme einer neuen CPA haftet die DOE. Wie kann dieses Risiko verteilt bzw. versichert werden?
- Vereinfachung der PoA-Antragstellung
- Erweiterung auf die Anwendbarkeit mehrerer "Baseline & Monitoring"-Methoden

## 4 Methodik des CDM-Antrags

Wie in Kapitel 3 beschrieben wurde, ergibt sich die Emissionsreduktion im Wesentlichen aus der Differenz zwischen Baseline- und Projektemissionen. Eine zentrale Aufgabe innerhalb des Antrags auf Zertifizierung eines Projekts als CDM-Projekt besteht demnach in der realistischen Ermittlung dieser Emissionen. Hierzu werden in diesem Kapitel 4 die inhaltlichen Anforderungen an die Antragsunterlagen beschrieben.

### 4.1 Project Design Document

Das Project Design Document (PDD)<sup>22</sup> stellt das Dokument dar, mit dem der Antrag als CDM-Projekt gestellt wird, und das die Projektteilnehmer über ihre ausgewählte DOE zur Validierung einreichen. Es besteht im Wesentlichen aus folgenden Abschnitten:

- A. Allgemeine Beschreibung der Projektaktivität
- B. Anwendung einer Baseline- und Monitoring-Methode**
- C. Dauer der Projektaktivität / Kreditierungszeitraum
- D. Umweltauswirkungen
- E. Kommentare der Projektbeteiligten

Der zentrale Teil des PDD ist der Abschnitt B (Anwendung einer Baseline- und Monitoring-Methode), der nachfolgend näher erläutert wird. Die Reihenfolge der Kapitel 4.2 bis 4.8 orientiert sich an der Gliederung des Abschnitts B eines PDD bzw. an der Gliederung einer Baseline- und Monitoring-Methode.

### 4.2 Baseline- und Monitoring-Methode

Sowohl die Ermittlung der Baseline als auch die Durchführung des späteren Monitoring müssen sich an einer vom EB anerkannten Methode orientieren. Hierzu bestehen grundsätzlich folgende beiden Möglichkeiten:

- Verwendung einer bereits anerkannten Methode (Approved Methodology, AM), oder
- Entwicklung und Einreichung einer neuen Methode (New Methodology, NM) zur Anerkennung

Eine bereits anerkannte Methode enthält stets Regelungen sowohl zur Baseline als auch zum Monitoring. Dagegen kann eine neue Methode entweder für die Ermittlung der Baseline oder für das Monitoring eingereicht werden. Nachfolgende Ausführungen beziehen sich ausschließlich auf Baseline-Methoden.

#### 4.2.1 Anerkannte Methode

Die Wahl einer anerkannten Methode ist abhängig von der Art, Größe und Typ des geplanten Projektes. Im Rahmen dieser Arbeit werden nach der Art nur "Quellen"-Projekte behandelt, zumal Deutsch-

---

<sup>22</sup> Formulare in [UNFCCC, 2008d]

land gemäß ProMechG ohnehin keine Genehmigung für "Senken"-Projekte erteilt (Kapitel 3.4). Die Projekte lassen sich nach der Größe unterscheiden in Kleinprojekte und Großprojekte (Kapitel 3.5).

#### 4.2.1.1 ... für Kleinprojekte

Im Abwasserbereich lassen sich die meisten Gutschriften wahrscheinlich erzielen mit Projekten, die auf Fassung oder Vermeidung unkontrollierter Methan-Emissionen abzielen, da hier, bedingt durch das  $GWP_{CH_4}$  (Kapitel 2.3), der größere 'Hebel' vorhanden ist. Demgegenüber haben Projekte, die  $CO_2$ -Emissionen reduzieren, bedingt durch das  $GWP_{CO_2}$ , nur einen geringeren Hebel und benötigen ein dementsprechend größeres Einsparvolumen, um genauso attraktiv wie eine Methan-Reduktion zu sein. Daher werden CDM-Projekte im Abwasserbereich vorwiegend Typ III (Kapitel 3.5) betreffen.

Für Kleinprojekte existiert keine anerkannte Methode, mit der sich sowohl die Fassung von Methan aus menschlichen Fäkalien, Tierdung und Bioabfällen, sowie dessen Nutzung zur Wärme- oder Stromerzeugung innerhalb ein und derselben Methode berücksichtigen lässt. Hierzu müssen verschiedene Methoden miteinander kombiniert werden, was jedoch bei Projekten mit Biogas gängige Praxis ist. So ist zum Beispiel für jede Methan-Quelle (menschliche Fäkalien, Tierdung, Bioabfälle) eine eigene Methode (des Typs III) zu verwenden, die ggf. mit weiteren Methoden zur Wärme-/Stromerzeugung (des Typs I) kombiniert wird, sofern alle Reduktionseffekte auch tatsächlich im Rahmen des CDM angerechnet werden sollen. Hierbei müssen zum einen jeweils alle Grenzwerte nach Kapitel 3.5 für die Anerkennung als Kleinprojekt erfüllt werden. Zum anderen muss für jede verwendete Methode das jeweilige Baseline-Szenario mit den zugehörigen Baseline-Emissionen ermittelt werden. Alternativ hierzu kann man sich auf die Methode konzentrieren, die den größten finanziellen Nutzen erwarten lässt.

Für Kleinprojekte im Abwasserbereich existieren derzeit folgende anerkannte Methoden [UNFCCC, 2008a]:

a) zur Methan-Vermeidung:

- AMS-III.E. (Version 15.1): Methan-Vermeidung u.a. durch Verbrennung von Biomasse.  
Anwendbar für Technologien, die die Entstehung von Methan aus der anaeroben Zersetzung von Biomasse in einer Mülldeponie vermeiden durch eine kontrollierte Verbrennung, Vergasung und Nutzung des Gases oder mechanisch-thermische Behandlung zur Produktion von stabilisierter Biomasse.
- AMS-III.F. (Version 05): Methan-Vermeidung durch Kompostierung von Biomasse.  
Anwendbar für Technologien, die die Entstehung von Methan aus der anaeroben Zersetzung von Biomasse vermeiden durch eine Kompostierung. Ebenso anwendbar für die Co-Kompostierung von Abwasser und Bioabfällen. Dies schließt den Neubau, die Erweiterung und die Steigerung der Auslastung von Kompostierungsanlagen ein.
- AMS-III.I. (Version 06): Methan-Vermeidung durch aerobe Abwasserbehandlung.  
Anwendbar für Technologien, die Methan aus in Abwasser enthaltenem organischem Material vermeiden durch die Substitution durch aerobe Abwasserbehandlungssysteme (Belüftung).

b) zur Methan-Fassung:

- AMS-III.D. (Version 14): Methan-Fassung in landwirtschaftlichen Betrieben.  
Anwendbar für Technologien, die Methan aus der Anaerobbehandlung von Tierdung auffangen und verbrennen oder zur Wärme- oder Stromerzeugung nutzen (dann iVm. AMS-I.C. oder AMS-I.E.). Die durch die Behandlung gewonnenen Stoffströme (z.B. Ablauf) dürfen nicht in Wasserkörper eingeleitet werden (sonst Verwendung von AMS-III.H.).
- AMS-III.H. (Version 09): Methan-Fassung in Abwasserbehandlungsanlagen.  
Anwendbar für Technologien, die Methan aus der Anaerobbehandlung von in Abwasser enthaltenem organischem Material auffangen und abfackeln oder zur Wärme- oder Stromerzeugung (dann iVm. AMS-I.C. oder AMS-I.E.) oder zur Wasserstoffproduktion (dann iVm. AMS-III.O.) zum Betrieb einer Brennstoffzelle verwenden.
- AMS-III.R. (Version 01): Methan-Fassung in Viehdungbehandlungsanlagen – Haushaltsebene.  
Anwendbar für Technologien, die Methan aus Viehdung oder Abfall auffangen und zur Wärme- oder Stromerzeugung (iVm. AMS-I.C.) verwenden. Begrenzt auf eine Emissionsminderung von jährlich bis zu 5 t CO<sub>2</sub>e pro System.

c) zur Wärme- oder Stromerzeugung mit Biogas:

- AMS-I.C. (Version 13): Thermische Energie für den Verbraucher mit/ohne Strom.  
Anwendbar für Technologien, die individuelle Haushalte mit Wärmeenergie versorgen und hierzu fossile Energieträger durch erneuerbare Energie ersetzen (z.B. mit erneuerbarer Biomasse betriebene Kochgeräte). Dies schließt Systeme mit Kraft-Wärme-Kopplung, die sowohl Wärme als auch Strom produzieren (z.B. BHKW, GuD, Brennstoffzelle), mit ein.
- AMS-I.D. (Version 13): Stromerzeugung aus erneuerbarer Energie und Einspeisung in ein Netz.  
Anwendbar für Technologien, die Strom aus erneuerbarer Energie in ein Netz einspeisen und so Strom ersetzen, der durch mindestens eine mit fossilen Energieträgern betriebene Stromerzeugungsanlage erzeugt wird bzw. worden wäre. Systeme mit Kraft-Wärme-Kopplung, die sowohl Wärme als auch Strom produzieren, sind jedoch ausgeschlossen.
- AMS-I.E. (Version 01): Brennstoffwechsel von nicht-erneuerbarer zu erneuerbarer Energie.  
Anwendbar für Technologien, die individuelle Haushalte mit Wärmeenergie versorgen und hierzu nicht-erneuerbare Biomasse durch Energie aus erneuerbarer Biomasse ersetzen, wie z.B. Biogaskocher. Es ist nachzuweisen, dass die nicht-erneuerbare Biomasse seit 31.12.1989 verwendet wird.

d) zur Wasserstoffproduktion aus Biogas:

- AMS-III.O. (Version 01): Wasserstoffproduktion unter Verwendung von Methan aus Biogas.  
Anwendbar für Technologien, die in einer Biogasreinigungsanlage Methan aus Biogas abtrennen, welches das sonst verwendete Flüssiggas ersetzt, und die aus dem Methan Wasserstoff produzieren. Nicht anwendbar für Technologien, die die Wasserstoffproduktion aus einer Elektrolyse ersetzen oder die Biogas verwenden, das bereits zur Wärme- oder Stromerzeugung verwendet wird.

Daneben existieren weitere Methoden, deren Titel zunächst interessant klingen, die jedoch aufgrund deren Beschreibung hier nicht anwendbar sind, wie z.B.:

- AMS-I.A. (Version 12): Stromerzeugung durch den Verbraucher.  
Anwendbar für Technologien, die individuelle Haushalte oder Gruppen hiervon, welche über keinen Netzanschluss verfügen, mit Strom versorgen und hierzu fossile Energieträger durch erneuerbare Energieträger ersetzen. Systeme, die sowohl Wärme als auch Strom produzieren (z.B. BHKW), werden jedoch ausdrücklich ausgeschlossen.
- AMS-III.B. (Version 12): Wechsel fossiler Energieträger.  
Anwendbar für Technologien, die in bestehenden Anlagen fossile Energieträger wechseln. Jedoch nicht anwendbar für Projektaktivitäten, die einen Wechsel von fossilen Energieträgern im Baseline-Szenario zu erneuerbaren Energieträgern im Projekt-Szenario vorsehen.

#### 4.2.1.2 ... für Großprojekte

Für Großprojekte im Abwasserbereich existieren derzeit folgende anerkannten Methoden [UNFCCC, 2008e]:

- AM0025 (Version 10): Methan-Vermeidung/-Fassung durch eine alternative Abfallbehandlung.  
Anwendbar für Technologien, die frischen Abfall behandeln durch eine Kompostierung, Vergärung und Nutzung des Gases, Anaerobbehandlung und anschließende Abfackelung oder Nutzung des Biogases oder mechanisch-thermische Behandlung zur Produktion von stabilisierter Biomasse (ähnlich zur Methode AMS-III.E.).
- AM0039 (Version 02): Methan-Vermeidung durch Co-Kompostierung von Abwasser/Abfall.  
Anwendbar für Technologien, die Methan-Emissionen durch Co-Kompostierung von organischen Abwässern und Bioabfällen vermeiden (ähnlich zur Methode AMS-III.F.).
- ACM0010 (Version 03): Reduktion von THG-Emissionen aus der Viehdungbehandlung.  
Anwendbar für Technologien, die allgemein eine bestehende anaerobe Viehdungbehandlung auf Viehbetrieben durch eine Tierabfallbehandlung, die zur Reduktion von THG-Emissionen führt (z.B. Fassung und Abfackelung), ersetzen. Es gilt u.a. die Anforderung, dass die Tiere eingegrenzt gehalten werden und deren Dung nicht in Wasserkörper (Flüsse, Seen) eingeleitet wird.
- ACM0014 (Version 02): Reduktion von THG-Emissionen aus industrieller Abwasserbehandlung.  
Anwendbar für Technologien, die THG-Emissionen aus der Behandlung industrieller Abwässer reduzieren. Mögliche Projektaktivitäten sind: Anaerobbehandlung des Abwassers und anschließende Abfackelung oder Nutzung des Biogases zur Wärme-/Stromerzeugung, Anaerobbehandlung des Schlammes und anschließende Abfackelung oder Nutzung des Biogases zur Wärme-/Stromerzeugung, Aerobbehandlung des Schlammes (z.B. Entwässerung und Verwendung im Landschaftsbau).

Für die nachfolgende Stromerzeugung oder Einspeisung von Methan in ein Gasverteilernetz stehen derzeit folgende anerkannten Methoden zur Verfügung:

- ACM0006 (Version 06): Stromerzeugung aus Biomasserückständen.  
Anwendbar für Technologien, die Anlagen zur Stromerzeugung mit Biomasserückständen (z.B. aus landwirtschaftlichen Abfällen) befeuern. Dies schließt Systeme mit Kraft-Wärme-Kopplung,

die sowohl Wärme als auch Strom produzieren (z.B. BHKW, GuD, Brennstoffzelle), mit ein. Mögliche Maßnahme sind Neubauten, Kapazitätserweiterungen, Energieeffizienzsteigerungen sowie Brennstoffwechsel bestehender Anlagen.

- AM0053 (Version 01): Einspeisung von Methan in ein Gasverteilernetz.  
Anwendbar für Technologien, die Biogas, das bisher entweder freigesetzt oder verbrannt wurde, zur Qualität von Erdgas aufbereiten und in ein Erdgasverteilernetz einspeisen.

Mit der Wahl einer anerkannten Methode entscheidet man sich implizit für einen der drei grundlegenden Ansätze, die in den jeweiligen Baseline-Methoden eingearbeitet wurden und die in Kapitel 4.2.2.2 näher erläutert werden.

#### 4.2.2 Neue Methode

Falls unter den anerkannten Methoden keine Methode auf das Projekt anwendbar ist, müssen die Projektteilnehmer eine neue Baseline-Methode entwickeln und zur Anerkennung beim EB einreichen. Die Projektteilnehmer reichen dann zusammen mit dem PDD zusätzlich das Formular "Neue vorgeschlagene Baseline-Methode" für Kleinprojekte (CDM-SSC-NM)<sup>23</sup> bzw. für Großprojekte (CDM-NM)<sup>24</sup> über ihre ausgewählte DOE zur Validierung ein.

Eine Hilfestellung bei der Entwicklung neuer Methoden können beispielsweise folgende Beratungsunternehmen geben:

- EcoSecurities Group plc, <http://www.ecosecurities.com/>
- Perspectives GmbH, <http://www.perspectives.cc/>
- AgCert International plc, <http://www.agcert.com/>
- South Pole Carbon Asset Management AG, <http://www.southpolecarbon.com/>

Die für die Genehmigung durch den EB relevanten Kriterien sind vielseitig. Eine Untersuchung der Empfehlungen des Meth Panel und der Entscheidungen des EB durch das Fraunhofer ISI hat ergeben, dass vor allem folgende Gründe zur Ablehnung von neuen Baseline-Methoden führen können ([UM, 2005], Kap. II-4.3):

- keine ausreichende Definition der Projektgrenzen und Leakage
- keine ausreichende Klärung der Zusätzlichkeit des Projekts
- fehlender Nachweis, warum das Projekt selbst nicht die Baseline ist
- fehlende Transparenz oder Konservativität bei einer Methode

---

<sup>23</sup> [UNFCCC, 2008f]

<sup>24</sup> [UNFCCC, 2008g]

Daraus lässt sich ableiten, dass auf diese Punkte der Baseline- und Monitoring-Methode besondere Sorgfalt gelegt werden sollte.

Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, dass zwischen der Einreichung einer neuen Baseline- oder Monitoring-Methode und der Entscheidung des EB über deren Annahme, Ablehnung oder Überarbeitung mit einem Zeitraum von 4 Monaten zu rechnen ist ([UM, 2005], S. 368-370 u. 387).

#### **4.2.2.1 ...für Kleinprojekte**

Die Projektteilnehmer sollen hierzu einen Antrag beim EB stellen, in dem sie über die Technologie/Projektaktivität informieren und vorschlagen, wie eine vereinfachte Baseline- und Monitoring-Methode in dieser Kategorie angewendet werden würde (§ 16 in [UNFCCC, 2005a]). Der EB kann ggf. Gutachten zur Berücksichtigung von neuen Kategorien bzw. einer Neuregelung oder Ergänzung von bestehenden Methoden heranziehen. Der EB ist angehalten, möglichst bei seinem darauffolgenden Treffen die vorgeschlagene Methode zu prüfen und die Anlage B in [UNFCCC, 2005b] entsprechend zu ergänzen.

#### **4.2.2.2 ... für Großprojekte**

Theoretisch gesehen besteht hierbei der erste Schritt in der Wahl eines der drei folgenden grundlegenden Ansätze zur Ermittlung des Baseline-Szenarios (§ 48 in [UNFCCC, 2001]):

- a) Aktuelle oder historische Emissionen, soweit anwendbar.
- b) Emissionen einer Technologie, die unter Berücksichtigung von Investitionsbarrieren eine ökonomisch attraktive Alternative darstellt.
- c) Durchschnittliche Emissionen ähnlicher Projektaktivitäten, die in den vorhergehenden fünf Jahren unter ähnlichen sozialen, ökonomischen, umweltbezogenen und technischen Bedingungen durchgeführt wurden und deren Leistung zu den besten 20% ihrer Anlagenkategorie gehört.

Die Wahl des Ansatzes ist zu begründen, und es ist darzulegen, warum der gewählte Ansatz am besten geeignet ist. Die Ansätze "a" und "b" unterliegen den meisten Baseline-Methoden ([Michaelowa et al., 2007], Kap. 4.1.1). Für kreislaufwirtschaftsorientierte Sanitärkonzepte wird es voraussichtlich keinen Ansatz "c" geben, da kaum festzustellen ist, welche Technologien in diesem Bereich die besten 20% darstellen [Michaelowa, 2008b]. Basierend auf einem dieser drei grundlegenden Ansätze können dann mögliche Baseline-Szenarien bestimmt werden.

Aus praktischer Sicht jedoch sind mögliche Baseline-Szenarien zu ermitteln und daraus das maßgebende Baseline-Szenario zu identifizieren (Kapitel 4.5), dem dann ein o.g. Ansatz entspricht [Michaelowa, 2008b].

### **4.3 Festlegung der Projektgrenzen**

Für die Emissionsberechnung (Baseline- und Projektemissionen) entscheidend ist die Festlegung der Projektgrenzen. Sie beinhalten "alle Quellen anthropogener Treibhausgasemissionen, die durch die Projektteilnehmer steuerbar sind, signifikant sind und dem Projekt eindeutig zugeordnet werden kön-

nen" ([UM, 2005], Kap. II-4.1). Durch die Projektgrenzen wird definiert, welche Emissionsquellen in die Berechnungen einbezogen werden und welche nicht. Der EB hat bisher keine Definition der signifikanten Emissionen festgelegt. Viele Methoden verwenden hierfür jedoch einen Wert von 1% der Gesamtemissionen ([Michaelowa et al., 2007], Kap. 4.1.3).

#### **4.3.1 ... im Fall einer anerkannten Methode**

Für den Fall der Anwendung einer anerkannten Methode ist die Projektgrenze in der jeweiligen Methode festgelegt.

#### **4.3.2 ... im Fall einer neuen Methode**

Für den Fall der Anwendung einer neuen Methode gelten die nachfolgenden Hinweise.

"Werden die Systemgrenzen zu eng gezogen, fällt ein Teil der Projektemissionen außerhalb der Grenzen wieder an. Werden sie zu weit gezogen, werden eventuell Emissionen miteinbezogen, die nicht auf das Projekt zurückzuführen sind." Falls im Vergleich mehrerer Baseline-Szenarien "gewichtige Unterschiede in der Emissionshöhe abzusehen sind, müssen eventuell weite Bereiche des Projektinputs (wie Rohstoffe, Bauteile oder Energie) und des Projektoutputs (wie Produkte oder Abfälle) in die Projektgrenze mit einbezogen werden" ([UM, 2005], Kap. II-4.1).

Die Eingrenzung kann geographisch, technisch oder investitionsbezogen erfolgen, was anhand folgender Beispiele verdeutlicht werden soll:

- Geographische Eingrenzung: Eine ländliche Siedlung wird nicht an eine zentrale Kläranlage angeschlossen, sondern wird dezentral mit Trocknungstoiletten ausgestattet. Die Projektgrenze umfasst dann die gesamte Ausdehnung der Siedlung.
- Technische Eingrenzung: In einer Abwasserreinigungsanlage wird ein Wärmetauscher eingebaut, so dass der Gesamtenergiebedarf der Anlage sinkt. Die Projektgrenze beschränkt sich auf die von der Maßnahme betroffenen Anlagenteile.
- Investitionsbezogene Eingrenzung: Ein Unternehmen zur Herstellung von Mineraldünger besitzt mehrere Produktionsanlagen ähnlichen Typs. Mit Hilfe eines geänderten Herstellungsprozesses lässt sich der Energieverbrauch deutlich verringern. Werden diese Prozessmodifikation in allen Produktionsstätten durchgeführt, liegen diese sämtlich innerhalb der Projektgrenzen.

### **4.4 Emissionsquellen**

In diesem Abschnitt wird erläutert, welche Emissionsquellen in die Berechnungen einzubeziehen sind und welche nicht.

Emissionen können sowohl direkt als auch indirekt durch das Projekt verursacht sein. Darüber hinaus kann Leakage sowohl von direkten als auch indirekten Emissionen auftreten, muss jedoch nicht zwangsläufig anfallen (Abbildung 5). Leakage ist eine "Veränderung der Emissionshöhe außerhalb der Projektgrenzen, die jedoch auf die Projektmaßnahmen zurückgeführt und gemessen werden kann"



[UM, 2005]. In der Praxis bedeutet dies meist eine Verlagerung der Emissionen über die Projektgrenzen hinaus. Sie ist mit zu berücksichtigen. "Leakage kann sich sowohl in positiver als auch in negativer Form auswirken", d.h. zusätzliche Emissionen oder zusätzliche Einsparungen bedeuten [UM, 2005]. In der Praxis kommt jedoch hauptsächlich positive Leakage (also zusätzliche Emissionen außerhalb der Projektgrenzen) vor.

Ähnlich wie bei den Projektgrenzen hat der EB keine genaue Erläuterung zur Ermittlung von Leakage herausgegeben. Nach der Identifikation möglicher Leakage-Quellen ist zu erläutern, welche Quellen berechnet werden und welche vernachlässigt werden können. Einige Methoden verlangen eine komplette Lebenszyklusanalyse, wogegen es bei anderen Methoden ausreicht, jeweils eine ab- und aufwärts gelegene Verfahrensebene zu berücksichtigen [Michaelowa et al., 2007].

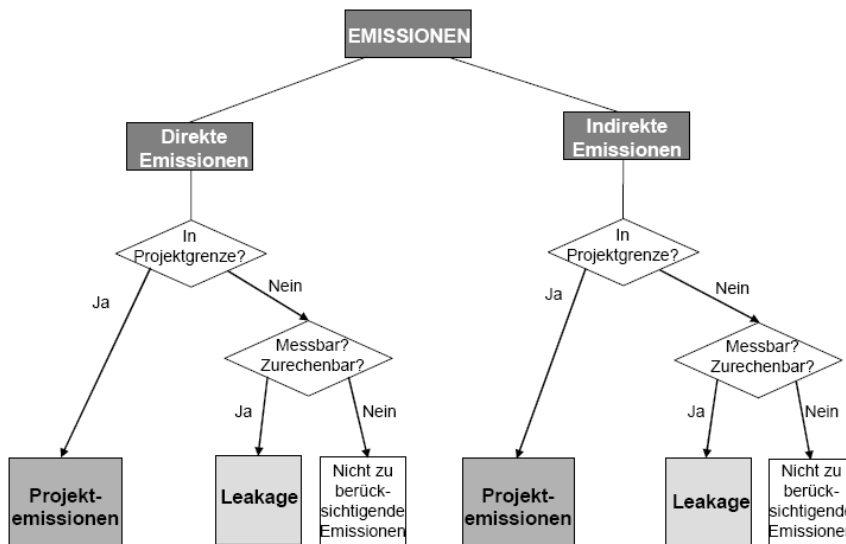


Abbildung 5 Übersicht der Emissionsarten<sup>25</sup>

#### 4.4.1 ... im Fall einer anerkannten Methode

Für den Fall der Anwendung einer anerkannten Methode sind die zu berücksichtigenden Emissionsquellen sowohl für die Baseline als auch die Projektaktivität in der jeweiligen Methode geregelt.

#### 4.4.2 ... im Fall einer neuen Methode

Für den Fall der Anwendung einer neuen Methode soll nachfolgende Zusammenstellung dazu dienen, keine Emissionsquellen zu übersehen. Im Bereich der Sanitärversorgung und Abwasserbehandlung können nachfolgende Emissionen (CO<sub>2</sub>, sofern klimawirksam, CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O, vgl. Kapitel 2.4) für die Baseline bzw. Projektaktivität relevant sein.

<sup>25</sup> [UM, 2005]

### Direkte Emissionen

Projektemissionen:

- Input (für Bau, sowie Abriss und Beseitigung nach Ablauf der Lebensdauer):
  - Förderung, Ver-/Bearbeitung und Transport von Baustoffen und Bauteilen
  - Förderung und Transport von Brennstoffen
  - Erzeugung und Verteilung von Energie und Wärme
- Throughput (für Betrieb, Wartung, Instandsetzung):
  - Energieverbrauch der Anlagenteile (Belüfter, Pumpen, Beheizung/Klimatisierung der Gebäude und Behälter, Beleuchtung)
  - Verluste der Abwasser- und Schlammbehandlungsprozesse (z.B. Methan- und Stickstoffverluste)
  - An/Abfahrt des Personals
  - Fuhrpark
- Output:
  - Transport des Abwassers und Schlamms zum Endabnehmer (Endabnehmer bzw. Vorflut)

Leakage von direkten Emissionen (dem Projekt vorgelagerte "Upstream"-Emissionen):

- Emissionen aus der Umstellung von (dezentralen) on-site zu (zentralen) off-site Systemen, bspw. aus dem Transport von Brenn- oder Rohstoffen (Trink-/Abwasser) über lange Transportwege.

### Indirekte Emissionen

Dies sind Emissionen, die nicht beim Akteur selbst anfallen, aber von ihm verursacht werden, wie beispielsweise Emissionen durch das Beziehen von Strom oder Wärme.

Projektemissionen:

- Emissionsminderungen, die sich aus einer Minderung des Energiebedarfs (bspw. durch eine Reduktion des Bedarfs an Trinkwasser oder Mineraldünger) ergeben, was durch sog. "Demand-Side-Management"-Projekte angestrebt wird. Dies setzt jedoch voraus, dass die freigewordenen Ressourcen nicht anderweitig nachgefragt werden.

Leakage von indirekten Emissionen ("Rebound"-Emissionen):

- Emissionserhöhungen, die sich aus einer steigenden Nachfrage nach Energie oder Nährstoffen (bspw. Biogas oder Wirtschaftsdünger) aufgrund höherer Verfügbarkeit ergeben.

Keine Leakage liegt vor, wenn die Emissionen, die außerhalb der Projektgrenze anfallen, nicht dem Projekt zugerechnet oder nicht gemessen werden können. Sie sind deshalb nicht zu berücksichtigen [UM, 2005]:

- Bei der Verbrennung von fossilen Brennstoffen kommt es, wenn auch in sehr geringem Umfang, zu direkten CH<sub>4</sub>- und N<sub>2</sub>O-Emissionen. Ihre Quantifizierung wäre jedoch sehr aufwendig.
- Aufgrund der Durchführung eines CDM-Projekts kommt es zu einem Abbau von Hemmnissen bei der Markteinführung solcher umweltfreundlicher Technologien in der Region, was wiederum zu

weiteren Emissionsminderungsprojekten führt. Die Zurechnung dieser Emissionsminderung zum ursprünglichen CDM-Projekt wird jedoch in der Regel nicht möglich sein.

- Durch die Stromerzeugung aus Biogas erhöht sich das Stromangebot, wodurch es zu einer Verringerung des Strompreises und dadurch zu einer erhöhten Stromnachfrage kommt. Die durch solche Preiseffekte bewirkten indirekten Emissionen können allerdings einem einzelnen CDM-Projekt nicht zugerechnet werden.

## **4.5 Identifikation des Baseline-Szenarios und Nachweis der Zusätzlichkeit der Projektaktivität**

Das Baseline-Szenario oder auch "business-as-usual" (BAU) soll die Situation darstellen, die sich ohne den finanziellen Anreiz der CDM-Gutschriften voraussichtlich ergeben würde.

Im Gegensatz hierzu wird ein Projekt u.a. nur dann als CDM-Projekt registriert, wenn nachgewiesen werden kann, dass die Projektaktivität kein "business-as-usual" (BAU) darstellt, sondern zusätzlich ist. Die Notwendigkeit für dieses Kriterium ergibt sich aus Kapitel 3.3.1. Eine Projektaktivität gilt dann als zusätzlich, wenn sie ohne den finanziellen Anreiz des CDM nicht ausgeführt worden wäre. Falls innerhalb der Projektlaufzeit die vorgeschlagene Projektaktivität ohnehin erfolgt wäre, ist zu bestimmen, wann dieser Fall eingetreten wäre. Ab diesem Zeitpunkt wäre das Projekt nicht mehr zusätzlich.

Zur Identifikation des Baseline-Szenarios und zum Nachweis der Zusätzlichkeit hat der EB sog. "Tools" vorgeschlagen. Es bleibt jedoch freigestellt, andere Identifikations- und Nachweisverfahren zu wählen, sofern diese besser geeignet erscheinen [BMU, 2006]. Innerhalb dieser Tools gibt es einzelne Arbeitsschritte, an denen Entscheidungen entweder über das Baseline-Szenario oder über die Zusätzlichkeit der Projektaktivität fallen. Daher sind die beiden Komponenten "Identifikation des Baseline-Szenarios" und "Nachweis der Zusätzlichkeit der Projektaktivität" eng miteinander verbunden und somit zusammengehörig zu untersuchen.

### **4.5.1 ... im Fall einer anerkannten Methode**

#### **4.5.1.1 ... für Kleinprojekte**

Bei den anerkannten Baseline-Methoden für Kleinprojekte ist das anzusetzende Baseline-Szenario in der Regel vorgegeben. Als Nachweis der Zusätzlichkeit der Projektaktivität ist ein vereinfachter Nachweis ausreichend [UNFCCC, 2005b]. Die Nachweisführung entspricht den Angaben in Kapitel 4.5.2.1.

#### **4.5.1.2 ... für Großprojekte**

Bei den anerkannten Baseline-Methoden für Großprojekte sind Angaben zur Identifikation des Baseline-Szenarios meist in der jeweiligen Methode enthalten. Bei manchen Methoden wurde der Nachweis der Zusätzlichkeit bereits vollständig in die Prozedur zur Identifizierung des Baseline-Szenarios integriert (vgl. Methode ACM0010), bei anderen ist der Nachweis der Zusätzlichkeit noch explizit zu führen (vgl. Methode ACM0014), siehe hierzu Kapitel 4.5.2.2.

## 4.5.2 ... im Fall einer neuen Methode

### 4.5.2.1 ... für Kleinprojekte

Bei neuen Baseline-Methoden für Kleinprojekte kann das geeignete Baseline-Szenario in Anlehnung an die Angaben in Kapitel 4.5.2.2 ermittelt werden. Als Nachweis der Zusätzlichkeit der Projektaktivität sollen die Projektteilnehmer eine Erläuterung abgeben um zu zeigen, dass mindestens eine der folgenden Barrieren (Alternativen) die Projektaktivität verhindert:

- Investmentbarriere: Es existiert eine finanziell attraktivere Alternative, die zu höheren Emissionen geführt hätte.
- Technologische Barriere: Es existiert eine technologisch weniger fortgeschrittene Alternative, die mit geringeren Risiken verbunden ist (aufgrund der ungewissen Leistung oder des geringen Marktanteils der vorgeschlagenen neuen Technologie) und zu höheren Emissionen geführt hätte.
- Barriere aufgrund vorherrschender Praxis: Es existiert eine Alternative, die aufgrund vorherrschender Praxis bzw. bestehender gesetzlicher oder politischer Vorgaben umgesetzt worden wäre und zu höheren Emissionen geführt hätte.
- Andere Barrieren: Aufgrund eines besonderen Grundes wie bspw. institutioneller Hürden oder eines Mangels an Informationen, Führungs-/Organisationskapazitäten, Finanzierungsquellen oder begrenzter Aufnahmefähigkeit einer neuen Technologie würde die Projektaktivität nicht umgesetzt mit höheren Emissionen als Folge.

Hierzu hat der EB unverbindliche "best practice"-Beispiele herausgegeben [UNFCCC, 2007d]. Bei Nachweis mindestens einer dieser Barrieren gilt das Kleinprojekt als zusätzlich.

### 4.5.2.2 ... für Großprojekte

Bei neuen Baseline-Methoden für Großprojekte kann der Nachweis der Zusätzlichkeit unter Verwendung des Additionality Tools [UNFCCC, 2007e] erfolgen. Daneben existiert noch das Combined Tool [UNFCCC, 2006b]. Dieses darf jedoch nur verwendet werden, wenn die Projektteilnehmer alle Baseline-Szenarien selbst kontrollieren, d.h. auch umsetzen könnten. Das gilt im Wesentlichen nur bei Reparatur oder Ertüchtigung einer bestehenden Anlage. In seltenen Fällen gilt es bei einer Neuanlage, wenn die Projektteilnehmer alle Alternativen auch selbst durchführen könnten. "Dies führt dazu, dass das Combined Tool in der Praxis kaum angewandt wird" [Michaelowa, 2008a].

Nachfolgend werden die grundsätzlichen Verfahrensschritte des Additionality Tools näher erläutert. Hierzu folgender Hinweis: Im Additionality Tool erscheint die Investmentanalyse als Schritt 2, die Barrierenanalyse als Schritt 3. Jedoch wird zum einen beispielsweise in der anerkannten Methode ACM0014, die auf das Additionality Tool verweist, die Barrierenanalyse der Investmentanalyse vorgezogen. Zum anderen deckt sich letztgenannte Reihenfolge mit derjenigen des Combined Tools. Diese Reihenfolge steht auch in Übereinstimmung mit dem "Draft optional baseline selection tool" [UNFCCC, 2006c]. Aus diesen Gründen werden in dieser Arbeit die Schritte 2 und 3 des Additionality Tools getauscht. Eine Übersicht der Verfahrensschritte zeigt Abbildung 6.

### Schritt 1 – Identifikation alternativer Szenarien

Zunächst ist zu untersuchen, ob innerhalb der Projektlaufzeit eine Maßnahme mit emissionsmindernder Wirkung mit begründeter Wahrscheinlichkeit (beabsichtigt oder unbeabsichtigt) auch ohne den finanziellen Anreiz der potenziellen Gutschriften durchgeführt worden wäre:

- a) Falls nein, wird die Anlage vor Durchführung der Projektaktivität, d.h. die Fortsetzung der gegenwärtigen Praxis als geeignetes Baseline-Szenario angesehen.
- b) Falls ja, sind alle potenziellen Alternativen, die zur Erzeugung von Emissionsminderungen prinzipiell bestehen, zu ermitteln.

Die Aufstellung der potenziellen Alternativen entspricht dem Schritt 1 des vom EB vorgeschlagenen Additionality Tools [UNFCCC, 2007e]. Die Alternativen müssen umfassen:

1. die vorgeschlagene Projektaktivität jedoch ohne die Registrierung als CDM-Projekt,
2. realistische und glaubhafte alternative Szenarien, die einen Output (z.B. Sanitärversorgung, Düngemittel, Biogas) liefern, der durch eine vergleichbare Qualität, Eigenschaften und Anwendungsbereiche zu dem der vorgeschlagenen Projektaktivität charakterisiert ist, sowie
3. die Fortsetzung der gegenwärtigen Praxis.

Die Auswahl des geeigneten Baseline-Szenarios ist nicht mehr Bestandteil des Additionality Tools. Hinweise hierfür wurden [UM, 2005] und dem o.g. "Draft optional baseline selection tool" entnommen. Als Alternative kommt jede Technologie in Betracht, die im Gastgeberland ([UM, 2005], S. 348 u. 396-397):

- gesetzlich zur Einhaltung der Umweltvorschriften vorgeschrieben ist, oder
- von der politischen Lage und Tendenz favorisiert wird (vorherrschende Praxis), oder
- dem Stand der Technik entspricht, oder
- durch die allgemeine Wirtschaftslage und -tendenz erlaubt wird und ökonomisch attraktiv ist.

Die so gefundenen Alternativen müssen gesetzeskonform sein. Bei Verletzung bestehender Gesetze muss nachgewiesen werden, dass diese im Gastgeberland systematisch keine Anwendung finden und eine Missachtung die Regel ist. Andernfalls müssen diese Alternativen von der weiteren Betrachtung ausgeschlossen werden. Damit die vorgeschlagene Projektaktivität Aussicht auf Zusätzlichkeit hat, darf sie nicht die einzige gesetzeskonforme Alternative sein.

Sofern nur eine Alternative übrig bleibt und diese nicht der vorgeschlagenen Projektaktivität entspricht, ist diese Alternative das geeignete Baseline-Szenario. Sofern mehrere Alternativen bestehen, wird das Baseline-Szenario in Schritt 2 (Barrierenanalyse) identifiziert.

### Schritt 2 – Barrierenanalyse aller Alternativen

In der Barrierenanalyse soll nachgewiesen werden, dass Barrieren existieren, die

- a) einerseits die Umsetzung der Projektaktivität verhindern, und
- b) andererseits die Umsetzung mindestens eines der Baseline-Szenarien nicht behindern.

zu 2a)

Es sind realistische und glaubwürdige Barrieren zu ermitteln, die die Projektaktivität verhindern. Hierbei kann es sich handeln um:

- Investmentbarrieren (z.B. mangelnde Verfügbarkeit von Krediten, ähnliche Projekte konnten nur mithilfe von Subventionen realisiert werden),
- Technologische Barrieren (z.B. Mangel an ausgebildetem Personal zum Betrieb und Unterhaltung, Mangel an nötiger Infrastruktur zur Durchführung und Unterhaltung, erhöhtes Versagensrisiko der Technologie, vorgeschlagene Technologie regional nicht verfügbar),
- Barriere aufgrund vorherrschender Praxis (z.B. Projekt ist das erste seiner Art)
- Andere Barrieren (z.B. institutionelle Hürden, Mangel an Informationen, Führungs-/ Organisationskapazitäten, Finanzierungsquellen oder begrenzter Aufnahmefähigkeit einer neuen Technologie).

Der finanzielle Anreiz des CDM soll zur Überwindung politischer, technologischer oder ökonomischer Hürden beitragen. Falls die CDM-Gutschriften die Überwindung der identifizierten Barrieren nicht erleichtern, dann gilt die vorgeschlagene Projektaktivität als nicht zusätzlich.

zu 2b)

Es ist nachzuweisen, dass die in Schritt 2a identifizierten Barrieren die Durchführung von mindestens einer unter Schritt 1 identifizierten Alternative (außer dem CDM-Projekt) nicht verhindern würde. Jede Alternative, die durch die in Schritt 2a identifizierten Barrieren verhindert würde, ist von der weiteren Betrachtung auszuschließen. Es soll jedoch mindestens eine brauchbare Alternative gefunden werden.

Sofern nach diesem Schritt nur eine Alternative verbleibt und diese nicht der vorgeschlagenen Projektaktivität entspricht, gilt diese als Baseline-Szenario. Sofern mehrere Alternativen bestehen bleiben, kann zu Schritt 3 (Investitionsanalyse) übergegangen werden oder jene Alternative mit den niedrigsten Emissionen als geeignetes Baseline-Szenario gewählt und direkt zu Schritt 4 (Analyse der üblichen Praxis) gesprungen werden [UNFCCC, 2006c].

### Schritt 3 – Investitionsanalyse der verbleibenden Alternativen

In der Investitionsanalyse soll

- nachgewiesen werden, dass das CDM-Projekt ohne die Erlöse aus dem Verkauf der generierten Gutschriften finanziell weniger attraktiv ist als mindestens ein identifiziertes Baseline-Szenario bzw. sich mit Blick auf die marktübliche Verzinsung des Kapitals nicht rentiert, sowie
- ermittelt werden, welche nach Schritt 2 verbleibende Alternative die finanziell attraktivste ist.

Hierzu sind folgende Unterschritte durchzuführen:

3a) Festlegung einer geeigneten Analysemethode

Aus folgenden drei Optionen ist eine Analysemethode zu wählen:

- I. einfache Kostenanalyse (nur anwendbar, falls alle Alternativen außer den CER-Erlösen des CDM-Projekts keine ökonomischen Vorteile generieren),

- II. Investitionsrechnung, oder
- III. Benchmark-Analyse.

### 3b) Anwendung der Analysemethode

Die oben gewählte Analysemethode ist wie folgt anzuwenden:

- I. bei Wahl der einfachen Kostenanalyse: Dokumentation der Kosten und Nachweis, dass außer den CER-Erlösen keine ökonomischen Vorteile generiert werden. Die Alternative mit den geringsten Kosten gilt als geeignetes Baseline-Szenario.
- II. bei Wahl der Investitionsrechnung: Auswahl eines geeigneten finanziellen Indikators, z.B. Interner Zinsfuß (Internal Rate of Return, IRR), Kapitalwert (Net Present Value, NPV), Kosten-Nutzen-Verhältnis oder Dynamische Gestehungskosten ( $\text{€/m}^3$ ).
- III. bei Wahl der Benchmark-Analyse: Auswahl eines geeigneten finanziellen Indikators, z.B. Interner Zinsfuß (Internal Rate of Return, IRR), Kapitalwert (Net Present Value, NPV), Kosten-Nutzen-Verhältnis oder Dynamische Gestehungskosten ( $\text{€/m}^3$ ), sowie Angabe des entsprechenden Benchmarks (z.B. marktübliche Zinsen, unternehmenseigener Benchmark).

### 3c) Berechnung und Vergleich der finanziellen Indikatoren (nur bei Wahl von Option II oder III):

Berechnung der finanziellen Indikatoren unter Einbeziehung aller Kosten (z.B. Investitions-, Betriebs- und Unterhaltungskosten) und Einnahmen (inkl. Subventionen, steuerliche Anreize, Entwicklungshilfe, jedoch exklusive der CER-Erlöse).

Vergleich der finanziellen Indikatoren für das CDM-Projekt und:

- II. bei Wahl der Investitionsrechnung: für alle anderen Alternativen. Der Indikator für das CDM-Projekt darf nur der zweithöchste sein.
- III. bei Wahl der Benchmark-Analyse: für den Benchmark. Der Indikator für das CDM-Projekt muss ungünstiger als der Benchmark ausfallen.

Die Alternative mit dem höchsten Indikator kann als Baseline-Szenario vorausgewählt werden, die in Schritt 3d (Sensitivitätsanalyse) überprüft werden soll.

### 3d) Sensitivitätsanalyse (nur bei Wahl von Option II oder III):

Mittels einer Sensitivitätsanalyse soll gezeigt werden, dass auch unter realistischen, maßvollen Änderungen der wesentlichen Annahmen (z.B. Kapitalkosten, Energiekosten, Lebensdauer, Diskontierungsfaktor) die Schlussfolgerung aufrecht erhalten werden kann, dass

- das CDM-Projekt nicht die finanziell attraktivste Alternative bzw. höchstwahrscheinlich unrentabel ist, und
- das vorausgewählte Baseline-Szenario wahrscheinlich die finanziell attraktivste Alternative bleibt.

Wenn sich das CDM-Projekt nicht als die finanziell attraktivste Alternative erweist bzw. höchstwahrscheinlich unrentabel ist, ist zu Schritt 4 überzugehen. Andernfalls wird das CDM-Projekt als nicht zusätzlich angesehen.

Wenn die Sensitivitätsanalyse das Ergebnis des Unterschritts 3c bestätigt, gilt die finanziell attraktivste Alternative als Baseline-Szenario. Falls die Sensitivitätsanalyse nicht ganz schlüssig ist, ist unter den finanziell attraktivsten Alternativen jene mit den geringsten Emissionen als Baseline-Szenario auszuwählen.

#### Schritt 4 – Analyse der üblichen Praxis

Mit der "Common Practice Analysis" soll überprüft werden, ob und zu welchem Ausmaß ähnliche Projektaktivitäten im relevanten Sektor und der Region bereits durchgeführt werden. Sie dient in Ergänzung zur Barrierenanalyse bzw. Investitionsanalyse als Glaubwürdigkeitsprüfung. Hierzu sind folgende Unterschritte durchzuführen:

##### 4a) Analyse der dem Projekt ähnlichen Aktivitäten

Ähnliche Aktivitäten hinsichtlich der verwendeten Technik, Projektgröße und Standort, allerdings keine anderen CDM-Projekte, sind zu analysieren und zu dokumentieren.

##### 4b) Bewertung ähnlicher Aktivitäten

Falls zahlreiche vergleichbare Projekte existieren, ist nachzuweisen, dass sich diese Projekte von dem vorgeschlagenen CDM-Projekt wesentlich unterscheiden, d.h. dass sich die Rahmenbedingungen grundsätzlich und verifizierbar geändert haben (z.B. durch neue Barrieren, abgelaufene fördernde Verträge oder Richtlinien).

Wenn beide Prüfschritte 4a und 4b erfüllt sind, gilt das CDM-Projekt als zusätzlich.



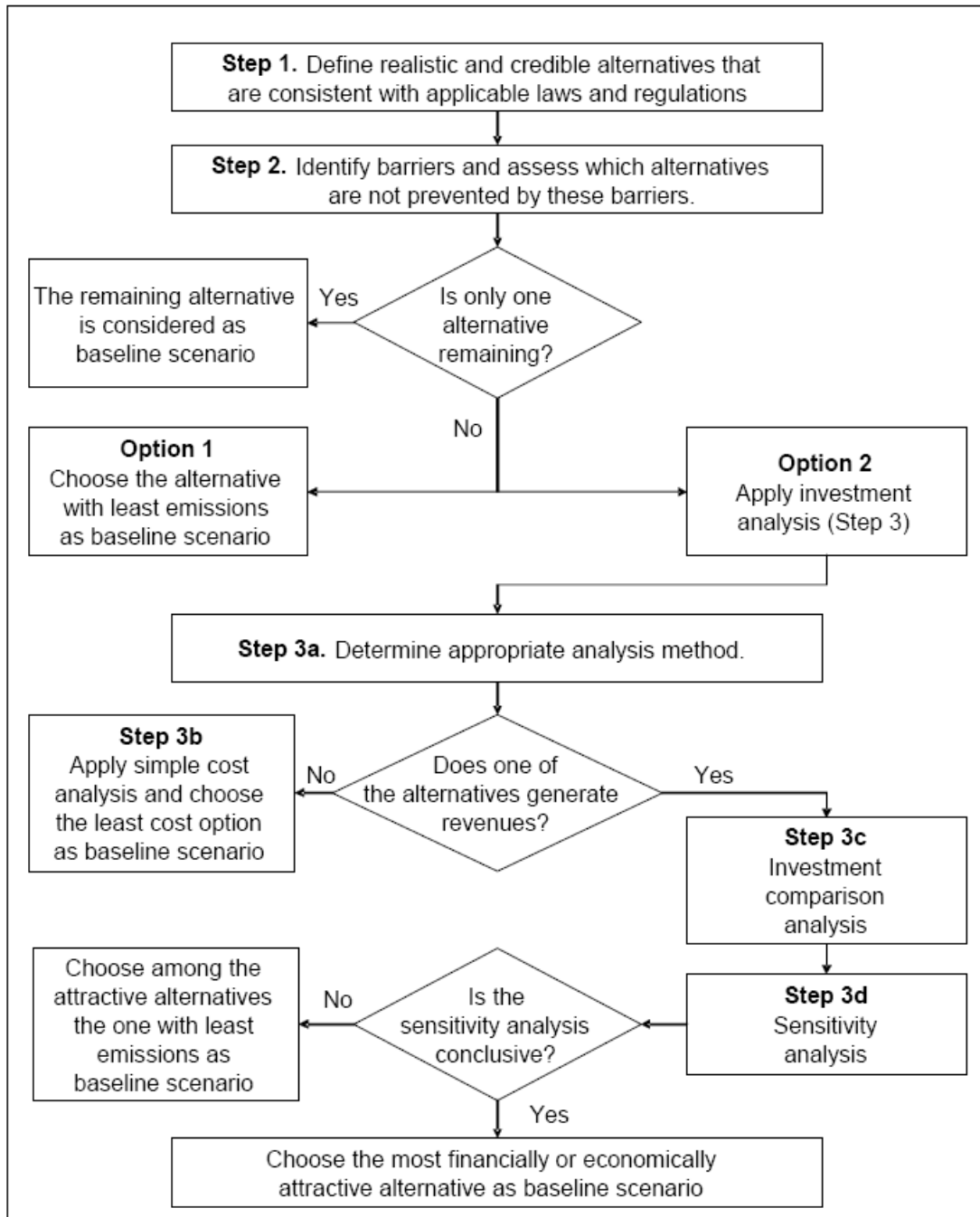


Abbildung 6 Verfahrensschritte zur Identifikation des Baseline-Szenarios<sup>26</sup>

<sup>26</sup> [UNFCCC, 2006c]

## 4.6 Baseline-Emissionen (BE), Projektemissionen (PE) und Leakage (LE)

Die Baseline-Emissionen stellen den geschätzten Verlauf der Treibhausgasemissionen in dem identifizierten Baseline-Szenario dar. Sie umfassen alle Emissionen der im Kyoto-Protokoll aufgelisteten Treibhausgase (Kapitel 2.3) aus den im Kyoto-Protokoll aufgelisteten Sektoren (Kapitel 3.4), die innerhalb der Projektgrenzen anfallen (Kapitel 4.3). Da es sich bei den Szenarien um hypothetische Fälle handelt, bleibt die Baseline immer eine Schätzung.

Die Projekt-Emissionen werden im Antrag vorab rechnerisch abgeschätzt, um eine Größenordnung der erwarteten Emissionsreduktion zu erhalten. Sie sind nach der Durchführung des Projekts zu messen und zu dokumentieren (Monitoring), bevor diese verifiziert und zertifiziert werden können.

Zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit wird zur Ermittlung der Baseline- und Projekt-Emissionen dieselbe jährliche Produktionsmenge (hier: Einwohnerzahl, Menge an verbrauchtem Wasser und produziertem Abwasser und Abfall) zugrunde gelegt.

Die Baseline- und Projekt-Emissionen sowie ggf. die Leakage werden anhand von Formeln ermittelt, die bei anerkannten Methoden in der jeweiligen anerkannten Baseline-Methode dargelegt sind. Im Falle einer neuen Methode können folgende vom EB vorgeschlagene Tools verwendet werden:

... für Kleinprojekte [UNFCCC, 2008a]:

- Tool to determine project emissions from flaring gases containing methane
- Tool to determine methane emissions avoided from dumping waste at a solid waste disposal site

... für Großprojekte [UNFCCC, 2008h]:

- Tool to calculate the emission factor for an electricity system
- Tool to determine project emissions from flaring gases containing methane
- Tool to calculate project emissions from electricity consumption
- Tool to determine methane emissions avoided from dumping waste at a solid waste disposal site
- Tool to calculate project or leakage CO<sub>2</sub>-emissions from fossil fuel combustion

Zur Berechnung von Emissionen, für die hier kein Tool zur Verfügung steht, wird auf die entsprechenden IPCC-Richtlinien [IPCC, 2006] verwiesen.

## 4.7 Emissionsreduktion (ER)

Die prognostizierte (erwartete) Emissionsreduktion ergibt sich damit nach Abbildung 3 zu:

$$ER = BE - (PE + LE)$$

## 4.8 Monitoring

Die Aufgaben zur Erlangung der Gutschriften sind mit der Antragstellung nicht erledigt. Nach erfolgreicher Registrierung beginnen die Umsetzung und das Monitoring der Projektaktivität. Erst nach Verifizierung und Zertifizierung des Monitoringberichts durch die DOE kann die Ausschüttung der Gutschriften durch den EB erfolgen.

Nicht selten werden weniger Gutschriften zugeteilt als ursprünglich ermittelt wurden. Dies ist in vielen Fällen zurückzuführen auf eine mangelnde Ausstattung, Ablesung und Dokumentation der Messgeräte. Ausschlaggebend sind daher folgende Punkte:

- ausreichende Ausstattung mit funktionierenden Messgeräten, sowie unmittelbarer Austausch defekter Messgeräte
- zuverlässige Ablesung und Dokumentation der Werte. Hierfür ist gut ausgebildetes und verantwortungsbewusstes Personal erforderlich.

## 4.9 Kreditierungszeitraum

Die Gutschriften werden für den festzulegenden Kreditierungszeitraum zugeteilt. Die Projektteilnehmer können zwischen zwei Typen von Kreditierungszeiträumen wählen, wobei die einmal getroffene Wahl endgültig ist:

a) Erneuerbarer Kreditierungszeitraum:

Ein Kreditierungszeitraum von maximal 7 Jahren, der zweimal erneut beantragt werden kann, d.h. insgesamt von maximal 21 Jahren. Vor jeder Verlängerung muss eine DOE bestätigen (validieren), dass die ursprüngliche Baseline noch gültig ist oder im Fall veränderter Bedingungen entsprechend angepasst wurde.

b) Fixer Kreditierungszeitraum:

Ein Kreditierungszeitraum von maximal 10 Jahren. Für die gesamte Projektdauer wird dieselbe Baseline angesetzt.

Dieser Zeitraum kann ggf. auch kürzer ausfallen, wenn z.B. nach wenigen Jahren das Projekt zum Baseline-Szenario wird und somit keine zusätzlichen Emissionsminderungen mehr generiert werden (Kapitel 4.5).

## 5 CDM-Leitfaden für Projektentwickler

In diesem Kapitel wird erläutert, aus welchen Schritten ein CDM-Projekt besteht und welche Maßnahmen insbesondere ein Projektentwickler zu ergreifen hat, um Emissionszertifikate aus CDM zu erhalten.

Ursprünglich wurde der CDM als Mechanismus zur Kooperation zwischen Industrie- und Entwicklungsländern konzipiert. "Nach einer Klarstellung des EB im Februar 2005 können jedoch auch Projekte ohne Beteiligung eines Industrielandes registriert werden [BMU, 2006]." Diese sog. unilateralen Projekte bieten Projektentwicklern in den Gastgeberländern die Möglichkeit, Projekte eigenständig bis zur Umsetzung zu entwickeln und die generierten CER auf dem freien Markt anzubieten, anstatt bereits im Planungsstadium einen Investor finden zu müssen.

Der Projektentwickler muss den CDM-Antrag in einem Investorland stellen, das die Teilnahmebedingungen nach Kapitel 3.2 erfüllt (z.B. Deutschland). Die Stellen, bei denen die Unterlagen einzureichen sind, werden nachfolgend jeweils genannt. Aufgrund der Möglichkeit unilateraler Projekte (s.o.) muss der Projektentwickler hierzu jedoch nicht zwangsläufig eine Niederlassung in Deutschland haben. Nach § 11 ProMechG muss er lediglich eine im Inland ansässige Person als Empfangsberechtigter für Zustellungen benennen [UM, 2005].

Der Ablauf eines CDM-Projekts umfasst folgende Arbeitsschritte und Aufgaben [UM, 2005], [BMU, 2006], wobei nur die **fett** markierten Schritte vom Projektentwickler durchzuführen sind:

### 1) Projektidee (Project Idea Note, PIN)

Der Projektentwickler erstellt eine PIN. Vorlagen hierzu sind zu finden beispielsweise unter folgenden Adressen:

- <http://carbonfinance.org/docs/PINTemplate.doc>
- [http://www.ahk.org.br/cdmbrasil/imagens/pin\\_project\\_development.doc](http://www.ahk.org.br/cdmbrasil/imagens/pin_project_development.doc)
- [http://www.setatwork.eu/downloads/PIN\\_template\\_060831.doc](http://www.setatwork.eu/downloads/PIN_template_060831.doc)

Die PIN umfasst die Überprüfung der Kriterien für die Anwendbarkeit des CDM (Kapitel 3.3), eine grobe Abschätzung des Emissionsminderungspotenzials und der Kosten, sowie die Prüfung der Wahrscheinlichkeit der Zustimmung des Gastgeberlandes und des EB.

"Bei Interesse an einer CDM-Investition sollte das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) zurate gezogen werden, da es über Kontakte zu Regierungen der Gastgeberländer verfügt und es deren Bereitschaft, zukünftig Gutschriften auszugeben, besser einschätzen kann" [UM, 2005].

### 2) Kurz-Check und Antrag auf Befürwortung des Investorlandes (optional)

In der Literatur wird (auf freiwilliger Basis) die Durchführung eines Kurz-Checks empfohlen [BMU, 2006]. Der Projektentwickler reicht hierzu der deutschen DNA (Deutsche Emissionshandelsstelle, DEHSt) zusammen mit der PIN einen schriftlichen und formlosen Antrag auf Befürwortung ein, die diesen prüft. Wenn anhand dieser PIN eine spätere Zustimmung wahrscheinlich ist, erteilt die DNA ein Befürwortungsschreiben (Letter of Endorsement, LoE). Dieses ist zwar rechtlich nicht

verbindlich, jedoch vorteilhaft für die Präsentation des Projekts gegenüber der DNA des Gastgeberlandes, deren Zustimmung i.d.R. erst nach dem Validierungsbericht eingeholt werden kann (vgl. Punkt 5) [BMU, 2006].

### **3) Projektdesign (Project Design Document, PDD)**

Bei Befürwortung des Projekts erstellt der Projektentwickler das PDD (Kapitel 4.1), wobei hierfür eine anerkannte Baseline- und Monitoring-Methode notwendig ist bzw. eine neue Methode entwickelt und über eine DOE beim EB zur Genehmigung eingereicht werden muss (Kapitel 4.2 ff). Formulare für PDDs sind zu finden in [UNFCCC, 2008d]. Das PDD beinhaltet u.a. die Identifikation des Baseline-Szenarios, die Abschätzung der Baseline-Emissionen, den Nachweis der Zusätzlichkeit des Projekts (inkl. Durchführung einer Analyse der Umweltauswirkungen), die Vorab-Ermittlung der Emissionsreduktion, ggf. die Durchführung einer Umweltverträglichkeitsprüfung gemäß den Vorgaben des Gastgeberlandes (falls die Analyse der Umweltauswirkungen den Projektteilnehmern oder dem Gastgeberland bedenklich erscheinen), sowie die Festlegung eines geeigneten Monitoringplans. Hinweise für die Ermittlung der Emissionsreduktion sind in den Kapiteln 6.2.5 bis 6.8 zu finden. Anschließend beauftragt er eine für den Projektsektor akkreditierte DOE mit der Validierung dieses PDD.

#### **4) Validierung durch eine DOE**

Die DOE legt das PDD der Öffentlichkeit aus, nimmt Einwände und Kommentare entgegen, prüft und veröffentlicht diese. Nach Ablauf der Auslegefrist (1 Monat) erstellt sie einen Validierungsbericht. Befindet die DOE, dass das Projekt allen Anforderungen genügt, legt sie es dem EB zur Registrierung (Annahme) vor.

### **5) Antrag auf Zustimmung des Gastgeberlandes**

Der Projektträger (oder der hierzu durch ihn bevollmächtigte Projektentwickler) reicht der DNA des Gastgeberlandes zusammen mit dem PDD und dem Validierungsbericht einen schriftlichen und formlosen Antrag auf Zustimmung ein. Die DNA erteilt dann ggf. ihr Zustimmungsschreiben (Letter of Approval, LoA), in dem sie bestätigt, dass das Projekt zur nachhaltigen Entwicklung beiträgt.

#### **6) Registrierung durch das EB**

Das EB registriert das Projekt automatisch, es sei denn, es kommt bei einer eigenen Prüfung zu einem gegenteiligen Ergebnis. "Diese Prüfung kann innerhalb von acht Wochen nach der Einreichung des Projekts von einem der beteiligten Länder oder mindestens drei EB-Mitgliedern beantragt werden." [BMU, 2006]

### **7) Projektdurchführung und Monitoring**

Nach Umsetzung des Projekts dokumentiert der Projektentwickler die Größen, die im Monitoringplan festgelegt wurden, und zeichnet so die tatsächlichen (gemessenen) Projekt-Emissionen lückenlos auf. Durch den Abgleich mit der Baseline-Emission, welche im PDD festgehalten ist, ermittelt er die Emissionsreduktion und erfasst sie in einem Monitoringbericht. Er beauftragt eine für den Projektsektor zugelassene zweite DOE mit der Verifizierung des Monitoringberichts.

8) Verifizierung und Zertifizierung durch eine zweite DOE

Die DOE verifiziert die im Monitoringbericht ermittelten Emissionsreduktionen. Mit ihrer Zertifizierung versichert sie schriftlich, dass die jeweilige Emissionsreduktion tatsächlich erzielt wurde.

9) Ausstellung der Gutschriften durch das EB

Nach der Zertifizierung stellt das EB die entsprechende Menge an CDM-Emissionszertifikaten (CER) aus, es sei denn, es führt noch einmal eine eigene Überprüfung des Projektes durch.

**10) Antrag auf Zustimmung des Investorlandes (optional)**

Falls die Gutschriften in ein Industrieland transferiert werden sollen, muss zunächst dessen Zustimmung vorliegen [BMU, 2006]. Hierzu stellt der Projektträger (oder der hierzu durch ihn bevollmächtigte Projektentwickler) bei der deutschen DNA (DEHSt) zusammen mit dem PDD, dem Validierungsbericht und der Zustimmung des Gastgeberlandes einen schriftlichen und formlosen Antrag auf Zustimmung, die dann ggf. das Zustimmungsschreiben (Letter of Approval, LoA) erteilt.

Da die meisten Unterlagen sowohl beim Gastgeberland als auch beim Investorland eingereicht werden müssen, empfiehlt es sich, alle Unterlagen (auch diejenigen, die bei der deutschen DNA einzureichen sind) in englischer Sprache zu verfassen.

In den Kapiteln 3 und 4 dieser Arbeit sowie auf der Internetseite <http://cdm.unfccc.int> sind weiterführende Informationen zu finden zu:

- den bereits genehmigten Methoden,
- dem Tool für den Nachweis der Zusätzlichkeit,
- Listen der akkreditierten DOEs und der bisher eingerichteten DNAs, sowie
- allen für die Registrierung beim EB benötigten Formularen.

## 6 Anwendungsbeispiel des CDM für Neuartige Sanitärsysteme

### 6.1 Vorwort

Dringende, oft gestellte Fragen im Zusammenhang mit CDM sind beispielsweise folgende:

- Ab welcher Projektgröße lohnt sich eine CDM-Beantragung, d.h. wann sind die durch CDM erzielten Zusatzerlöse größer als die durch CDM verursachten Zusatzkosten?
- Welchen prozentualen finanziellen Zusatznutzen gemessen an den Projektkosten kann CDM haben?

Zum einen sind in der vom UNEP Risoe Center herausgegeben CDM-Pipeline [URC, 2008], die alle bereits registrierten oder in der Validierung befindlichen CDM-Projekte auflistet und diese regelmäßig aktualisiert, derzeit nicht genügend Projekte aus dem Bereich kreislaufwirtschaftsorientierter Sanitärkonzepte vorhanden, die eine Auswertung und Beantwortung o.g. Fragen ermöglichen würden. Zum anderen ist eine Antwort stark abhängig von der berücksichtigten Emissionsreduktionskomponente (Kapitel 6.2.5), dem jeweils zugehörigen (meist landesspezifischen) Baseline-Szenario und der gewählten Projekttechnologie, was eine allgemein gültige Aussage unmöglich werden lässt.

Daher werden nachfolgend anhand eines Nicht-CDM-Projekts aus dem Bereich kreislaufwirtschaftsorientierter Sanitärkonzepte

- die im Projekt bereits realisierten und die noch möglichen Emissionsreduktionen qualitativ beschrieben (Kapitel 6.2.5),
- die prinzipielle Methode zur Emissionsberechnung aufgezeigt (Kapitel 6.3 bis 6.7),
- die erzielbaren Emissionsreduktionen zusammengestellt (Kapitel 6.8), sowie
- eine Gewinnschwelle abgeschätzt (Kapitel 6.9).

Ziel dieser Arbeit ist es nicht, die rechnerischen CDM-Erlöse durch möglichst hohe Methan-Erträge aus der Verwertung von Tierdung oder organischen Abfällen aus der Landwirtschaft zu maximieren, da deren Berücksichtigung nur lokale Einzellösungen für den ländlichen Raum darstellen, sondern ergebnisoffen die Methodik und (für ein bestimmtes Projekt) den CDM-Zusatznutzen kreislaufwirtschaftsorientierter Sanitärkonzepte für die Siedlungswasserwirtschaft mit vorwiegend menschlichen Abwässern und Bioabfällen zu untersuchen.

### 6.2 Beschreibung des Projekts

Für diese Untersuchung wurde das Projekt "Dalit Shakti Kendra" (DSK) in Indien ausgewählt. Dabei handelt es sich um ein Ausbildungsinstitut für derzeit ca. 240 Dalits (Kapitel 6.2.1). Bauherr ist der Navsarjan Trust mit Sitz in Ahmedabad (Indien), technischer Berater für das Abwassermanagement war die seecon gmbh in Wolhusen (Schweiz).

Die Projektunterlagen (Fotos, Zeichnungen, Datenmaterial) stammen, falls nicht anders angegeben, von der seecon gmbh. Fehlende, nicht verfügbare Daten werden ingenieurmäßig abgeschätzt.

### 6.2.1 Hintergrund

Dalits sind Menschen, die als "Unberührbare" gelten, aus dem indischen Kastensystem oft ausgeschlossen sind und etwa 16% der indischen Bevölkerung darstellen (Abbildung 7). Als Angehörige der untersten Ebene der indischen Gesellschaft erleiden sie Diskriminierung in nahezu allen Bereichen (kaum Zugang zu Ausbildung und medizinischer Versorgung, eingeschränkte Wahl des Wohnortes und des Berufes). Viele sind Analphabeten, ohne Ausbildung und sehr arm. Sie arbeiten in der Lederverarbeitung, als Straßenkehrer, Schuster, landwirtschaftlicher Hilfsarbeiter oder "Lumpensammler". Letztgenannte Gruppe ist verantwortlich bspw. für die Aushebung von Gräbern, die Beseitigung von Tierkadavern und menschlicher Fäkalien. Die Prinzipien von "Reinheit und Schmutz" schreiben beispielsweise vor, was Dalits sind, wo sie sein und wo sie sich nicht aufhalten dürfen und mit wem sie nicht essen oder trinken dürfen [Navsarjan, 2008a].



Abbildung 7 Dalits in Jaipur (Indien)<sup>27</sup>

Der Navsarjan Trust ist eine 1989 durch Martin Macwan gegründete Nichtregierungsorganisation mit dem Ziel, die Rechte der Dalits zu stärken und ihre Chancen zu erhöhen. Mit dem Ziel, die Praxis der manuellen Beseitigung menschlicher Fäkalien durch die Dalits zu eliminieren und ihre Sanitärversorgung zu verbessern, will der Navsarjan Trust zur Umsetzung, Bewertung und Verbreitung sozial und kulturell akzeptabler, nachhaltiger und hygienisch unbedenklicher Sanitärkonzepte beitragen und hierin eigene Erfahrungen gewinnen.

### 6.2.2 Projektgröße

Das Dalit Shakti Kendra (DSK) ist ein Institut zur beruflichen Ausbildung von Dalits, das 1999 vom Navsarjan Trust mit finanzieller Unterstützung durch die Schweizerische Direktion für Entwicklung und Zusammenarbeit (DEZA) gegründet wurde [Navsarjan, 2008b] (Abbildung 8). Es wurde auf einer Fläche von etwa 3,2 Hektar errichtet und befindet sich im Dorf Nani Devti, etwa 30 Kilometer von der Stadt Ahmedabad entfernt im Bundesstaat Gujarat (Abbildung 9). Das Ausbildungsinstitut wird im

<sup>27</sup> [Wiki, 2008o]



Mittel von etwa 220 Studenten genutzt, die gleichzeitig dort leben. Zusammen mit den Gastbesuchern und dem Personal befinden sich insgesamt etwa 240 Personen permanent auf dem Campus. Das Ausbildungsinstitut (Abbildung 10) besteht u.a. aus (1) einem Wohnheim, (4) einer Werkstatt, (6) einer Bücherei, (7) einem Verwaltungs- und Küchengebäude, (9) einem Ausbildungsgebäude, das jedoch nur temporär belegt ist, sowie einem Küchengarten mit einer Fläche von ca.  $35 \times 50 \text{ m} = 1.750 \text{ m}^2$ .



Abbildung 8 Ansicht des DSK

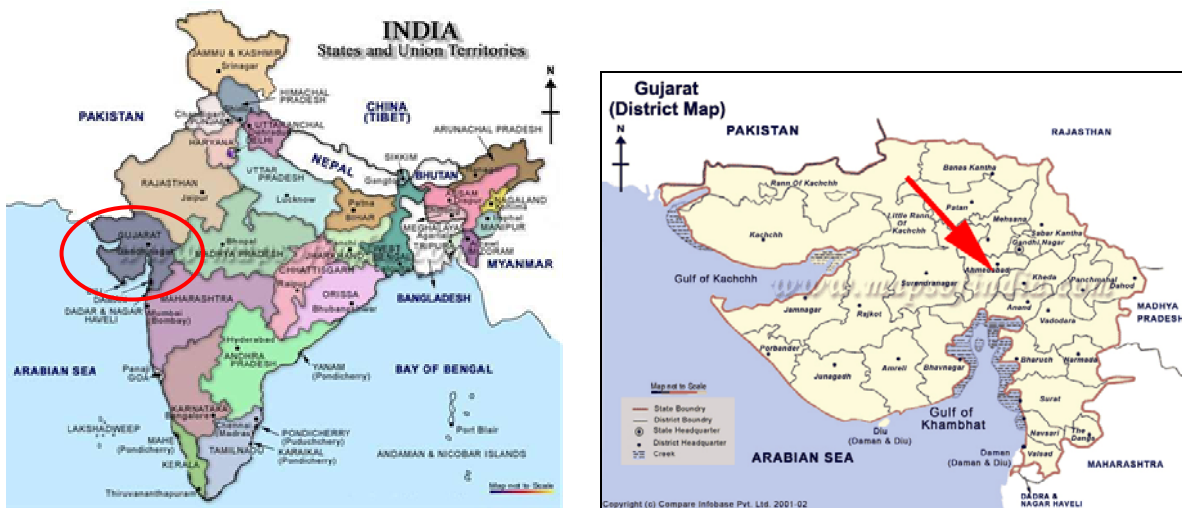


Abbildung 9 Geografische Lage des Projekts

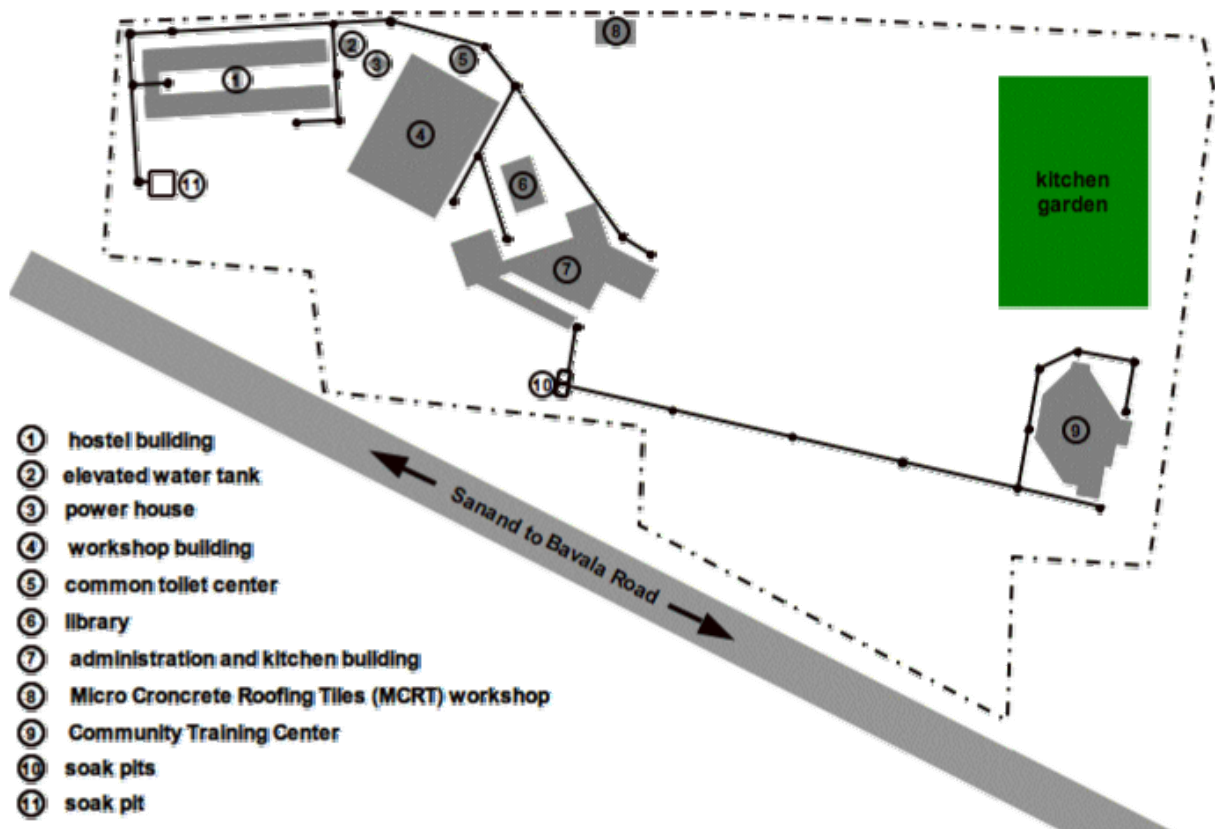


Abbildung 10 Grundriss des DSK vor Umsetzung des Projekts

### 6.2.3 Wassermanagement

Vor der Projektaktivität wurde das gesamte Abwasser gesammelt und über örtliche Sickergruben (Abbildung 10: Nr. 10 u. 11), von denen eine ganz in der Nähe des Wohnheims angeordnet war, in den Untergrund versickert. Verschiedene Faktoren trugen jedoch dazu bei, dass dieses Konzept nicht gut funktionierte:

- Die Sickergruben (B/L/T  $\cong$  5,0 / 5,0 / 3,5 m) waren aufgrund einer unzureichenden Wartung verschlammte, wodurch das Abwasser nur noch ungenügend infiltriert werden konnte. Gleichzeitig wurde das Abwasser nicht in Geländehöhe, sondern in einer Tiefe von ca. 3 m unter Gelände in diese Gruben eingeleitet. Dadurch waren sowohl der zuleitende Kanal als auch die Sickergruben permanent überstaut (Abbildung 11). Dieser Überstau führte zu Geruchsemissionen und besonders in der Regenzeit zu unhygienischen Bedingungen, da das stehende Gewässer eine ideale Brutstätte für Mücken darstellte. Aufgrund der Überstauhöhe von ca. 3,5 m und des stehenden Gewässers stellte sich ein anaerobes Milieu ein, was anhand der aufsteigenden Gasblasen (Methan) erkennbar wird.
- Der Grundwasserspiegel schwankt zwischen etwa 5 m unter Gelände in der Trockenzeit und nur etwa 1,5 m unter Gelände in der Regenzeit (Juni - September). Es ist also anzunehmen, dass auch Abwasser in das Grundwasser gelang und damit ein Gesundheitsrisiko darstellte.



Abbildung 11 Überstaute Sickergrube mit aufsteigenden Gasblasen

Aus diesen Gründen und mit dem Ziel einer Erweiterung des Instituts begann 07/2004 die Planung für ein neues Sanitärkonzept, das im Zeitraum 02/2005 bis 08/2006 umgesetzt wurde. Seitdem besteht das geänderte Abwassermanagement im Wesentlichen aus einer Urinseparation, einer Anaerobbehandlung von Schwarzwasser (Fäzes und Urin mit Spülwasser) und einer Verwendung der Abläufe als Dünger bzw. Bewässerungswasser. Der Betrieb und die Instandhaltung der verschiedenen Sanitäreinrichtungen werden durch geschultes Personal durchgeführt. Im Detail umfasst das Wassermanagement folgende Komponenten:

### 6.2.3.1 Wasserversorgung

Sämtliches Wasser zum Duschen, Wäschewaschen, Geschirrspülen, Kochen und Trinken ist Grundwasser, das auf dem Campus aus etwa 200 m Tiefe mit einer elektrisch betriebenen Pumpe (maximale Leistung 20 PS, Betriebszeit etwa 6-7 Stunden pro Tag) in einen Speicherbehälter gefördert wird. Von dort aus wird der zum Kochen und Trinken verwendete Teil des Wassers aufgrund seines hohen Salzgehaltes unter Druck in eine Umkehrosmosestation gepumpt (maximale Leistung 1 PS), während der überwiegende Teil des Wassers direkt verwendet wird. In Tabelle 3 ist der tägliche Wasserbedarf zusammengestellt, der größtenteils aus nachfolgenden Kapiteln entnommen wurde:

Tabelle 3 Täglicher Wasserbedarf auf dem Campus

Verwendungszweck	aus Kapitel	Verbrauch [L/d]	davon evtl. nutzbar <sup>28</sup>
Spülwasser Gemeinschaftstoiletten	6.2.3.2	1.260	-
Spülwasser Urinale	6.2.3.3	250	-
Duschen, Waschbecken, Wäschewaschen	6.2.3.4	5.800	5.800
Geschirrspülen	6.2.3.4	2.000	2.000
Kochen	6.2.3.4	1.000	1.000
Bewässerung Küchengarten	-	?	?
Trinken: ca. 1,5 L/(E·d) · 240 E = 360 L/d	-	360	-
<b>Summe</b>		<b>10.670</b>	<b>8.800</b>

<sup>28</sup> zur Bewässerung des Küchengartens oder als Brauchwasser

Da für die Bewässerung des Küchengarten keine Daten zur Verfügung stehen, wird dieser Verwendungszweck bei der Untersuchung nicht berücksichtigt.

Bemerkenswert ist der sehr niedrige einwohnerspezifische Wasserverbrauch von  $10.670 / 240 \cong 44 \text{ L/(E-d)}$ . Dieser liegt nach [Metcalf & Eddy, 2003], Tab. 3-9 etwa in der Größenordnung des Wasserverbrauchs beispielsweise in Algerien, Marokko und der Türkei von 20-65 L/(E-d) bzw. in Südost-Asien von 30-70 L/(E-d) und wird damit als plausibel betrachtet.

Weiter ist zu erkennen, dass eine theoretisch nutzbare Menge von 8.800 L/d (entsprechend ca. 80% des Gesamtwasserverbrauchs) zur Verfügung steht, die zur Bewässerung des Küchengartens (Produktion von Nahrungsmitteln oder Energieplantagen) oder als Brauchwasser zur Spülung von Toiletten, Urinalen und Geschirr verwendet werden könnte.

### 6.2.3.2 Schwarzwasserbehandlung

Zwischen dem östlichen Ende des Verwaltungs- und Küchengebäudes und dem Abwasserkanal zur Sickergrube wurde ein neuer Sanitärkomplex errichtet, der aus 22 Gemeinschaftstoiletten für Frauen und Männer besteht, die ringförmig um eine zentrale Biogasanlage angeordnet wurden (Abbildung 12 und Abbildung 13). In diesen neuen Gemeinschaftstoiletten wurden handgespülte Hocktoiletten aus Keramik nahezu ebenerdig mit dem Fertigfußboden eingebaut (Abbildung 13: oben links), die für die Spülung und Analwäsche in der praktischen Anwendung zwischen 3 und 4 Liter Wasser benötigen, für das Grundwasser verwendet wird. Dies trägt dazu bei, den Wasserverbrauch zu reduzieren und die Verdünnung des Schwarzwassers niedrig zu halten.

Unter Annahme einer mittleren Spülwassermenge von 3,5 L/(E-d) je Toilettenbenutzung und im Mittel 1,5 Toilettenbenutzungen je Nutzer und Tag ergibt sich bei hier vernachlässigbarem Fäzesvolumen eine tägliche Braunwassermenge von  $3,5 \text{ L/(E} \cdot \text{Nutzung)} \cdot 240 \text{ E} \cdot 1,5 \text{ Nutzungen/d} = 1.260 \text{ L/d}$ . Bei Annahme einer Urinmenge von 1,2 L/(E-d) sowie deren Aufteilung zu 1/3 auf Gemeinschaftstoiletten der Biogasanlage und 2/3 auf die Urinalanlage ergibt sich eine tägliche Urinmenge von  $\sim 1/3 \cdot 1,2 \text{ L/(E-d)} \cdot 240 \text{ E} = 96 \text{ L/d}$ .

Die gesamte Schwarzwassermenge ergibt sich damit zu  $1.260 + 96 \cong 1.350 \text{ L/d} = 1,35 \text{ m}^3/\text{d}$ .

Das anfallende Schwarzwasser wird über dazwischen angeordnete Einlaufkammern (Abbildung 13: Nr. 2) der kontinuierlich betriebenen Biogasanlage zugeführt. Obwohl Biogasanlagen aufgrund der Temperaturempfindlichkeit der Mikroorganismen für einen optimalen Ertrag konstante Prozesstemperaturen benötigen und die Umgebungstemperatur in der benachbarten Stadt Ahmadabad zwischen etwa 13°C (Januar) und 40°C (Mai) variieren kann [Canty, 2008], ist diese Anlage nicht beheizt, da die Baukosten und der Wartungsaufwand hierfür zu hoch gewesen wären. Es wird jedoch davon ausgegangen, dass sich in diesem Klimabereich durch Selbsterwärmung der Bakterienmasse mesophile Bedingungen (30°C bis 40°C) einstellen. Mangels verfügbarer Daten wird hier vereinfachend ein über das Jahr konstanter Wirkungsgrad angenommen.

Die Biogasanlage hat einen Innendurchmesser von 2,75 m und eine Höhe von 5,4 m, von der jedoch nur ca. 4,6 m nutzbar sind. Diese Höhe wird jedoch konstant erreicht. Das Volumen beträgt folglich  $\pi/4 \cdot 2,75^2 \cdot 4,6 = 27,3 \text{ m}^3$ . Aufgrund ihres kleinen Volumens besitzt die Anlage keine Mischeinrichtungen. Neben der durch aufsteigende Gasblasen geförderten Umwälzung wird eine teilweise Durchmischung durch die auf verschiedenen Höhen angeordneten Ein- und Auslaufrohre erreicht.

Die hydraulische Verweilzeit beträgt damit etwa  $27,3 / 1,35 \cong 20$  Tage. Unter mesophilen Bedingungen bewirkt diese Verweilzeit neben der Biogasproduktion nach [BUW, 2006a], S. 212 auch eine Stabilisierung des Schwarzwassers.

Das ausgefaulte, dünnflüssige Wasser-Schlamm-Gemisch wird auf Schlamm-trocknungsbeeten aufgebracht (benötigte Pumpenergie: Diesel 1,5 L/Monat), auf denen er trocknet, in Tüten verpackt und je nach Bedarf auf den Ackerflächen des Campus zum Anbau von Zierpflanzen wiederverwendet wird. Die Nutzung des getrockneten Schlamms zur Nahrungsmittelproduktion ist geplant, wird derzeit jedoch nicht umgesetzt.

Die Biogasanlage ist eine Anlage mit einer Schwimmglocke ("floating drum"), die gleichzeitig als Gas-speicher dient und das Gas zu einem konstanten Druck zur Verfügung stellt. Es erfolgt keine Gasaufbereitung und -abfüllung, das Biogas wird direkt in der Küche zum Kochen verwendet und ersetzt somit einen Teil des bisher verwendeten Flüssiggases (Liquefied Petroleum Gas, LPG). Von ursprünglich 25 Flaschen LPG pro Monat werden durch die Biogasproduktion etwa 2 Flaschen à netto 16 kg LPG pro Monat eingespart.

Die ursprüngliche Idee, zusätzlich 5-10 Kühe zu halten, um den Campus mit Milch zu versorgen, wurde nicht umgesetzt, so dass auch kein Tierdung anfällt.

Das nur gelegentlich anfallende Abwasser aus dem EG und das Schwarzwasser aus dem 1.OG des Ausbildungsgebäudes (Abbildung 10: Nr. 9) wird im freien Gefälle der noch funktionierenden Sickergrube (Abbildung 10: Nr. 10) zugeführt. Die ursprünglich geplante Feststoffelimination in einem "organischen Filter" sowie die Zuführung zu einem Versickerungsbeet wurden nicht umgesetzt. Aufgrund der geringen Volumina (temporäre Belegung) wird dieses Abwasser im Rahmen dieser Arbeit vernachlässigt.



Abbildung 12 Ansicht des Sanitärkomplexes im Bau

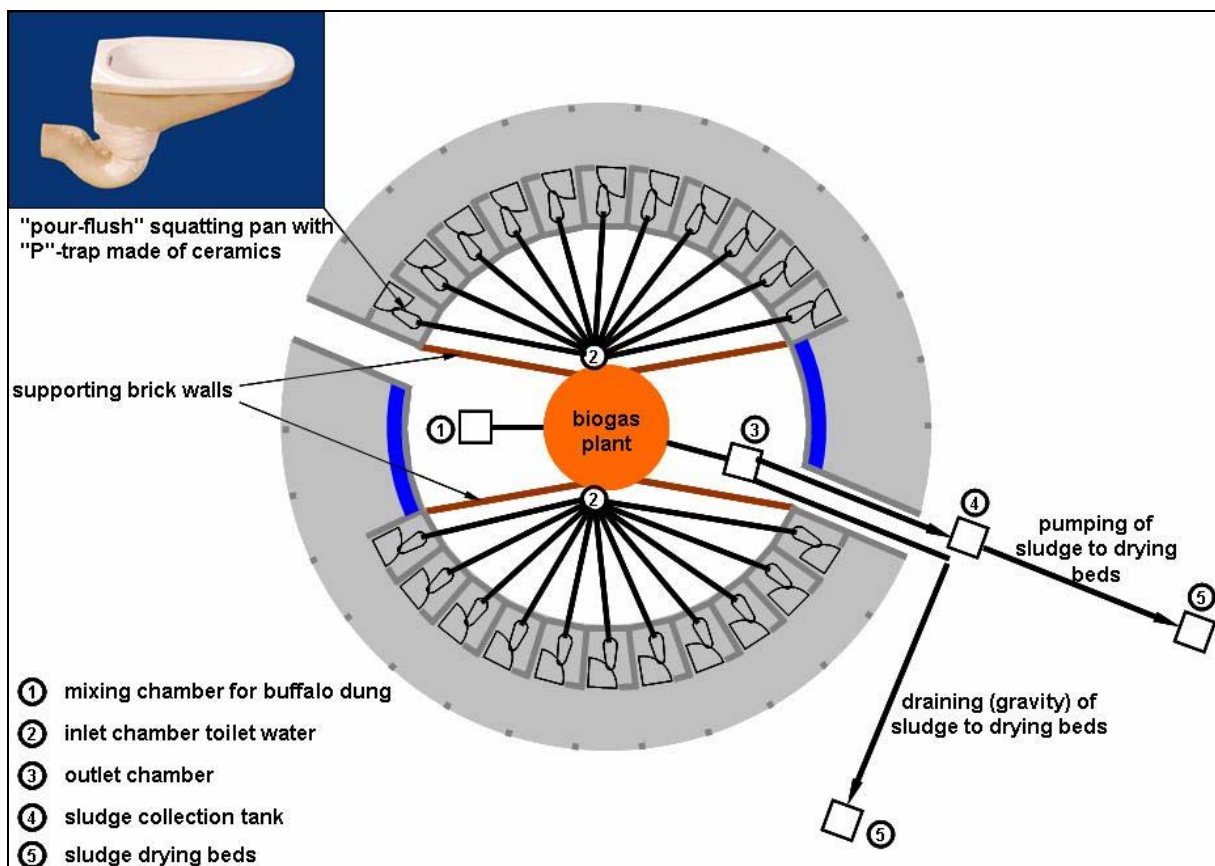


Abbildung 13 Grundriss des Sanitärkomplexes mit zentraler Biogasanlage

Nach Inbetriebnahme der neuen Gemeinschaftstoiletten wurden alle Toiletten innerhalb des Wohnheims (Abbildung 10: Nr. 1) sowie die am Wohnheim befindliche Sickergrube (Abbildung 10: Nr. 11) geschlossen und dauerhaft außer Betrieb gesetzt.

### 6.2.3.3 Gelbwasserbehandlung

Die alten Gemeinschaftstoiletten (Abbildung 10: Nr. 5) wurden durch eine Urinalanlage ersetzt, die mit wasserlosen Frauen- bzw. Männerurinalen ausgestattet wurde (Abbildung 14). Da diese jedoch kein Siphon besitzen, war vorgesehen, die Männerurinale mit Membran-Geruchsverschlüssen auszustatten. Aufgrund von nicht näher bekannten Problemen bei deren Einbau wurden diese jedoch nicht ein-

gesetzt. Auch die Frauenurinale konnten konstruktionsbedingt keine derartigen Geruchsverschlüsse erhalten.

Um Geruchsprobleme zu minimieren, werden sowohl die Frauen- wie die Männerurinale mehrmals täglich mit Wasser aus der lokalen Wasserversorgung zur Reinigung gespült (Volumen: ca. 250 L/d). Aufgrund dieser starken Verdünnung sind die Bedingungen zur Hygienisierung des Urins (pH > 8,8 und Stickstoffkonzentration > 1 g/l) gemäß den WHO-Richtlinien in Frage gestellt ([WHO, 1996], Vol. 4, Tab. 4.6). Dieser Aspekt wird jedoch im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter untersucht.



Abbildung 14 Ansicht eines Frauenurinals

In unmittelbarer Nähe des Wohnheims (Abbildung 10: Nr. 1) wurden zwei Urin-Separations-Trocknungs-Toiletten errichtet, die in der Nacht als Nottoiletten dienen. Hierzu wurden vorgefertigte Hocktoiletten aus glasfaserverstärktem Kunststoff (Abbildung 15) verwendet, die die getrennte Sammlung von Urin, Fäzes und Analwaschwasser ermöglichen. Fäzes wird in einer darunter befindlichen Einfachkammer getrocknet; Abwasser aus Anal- und Handwäsche wird in einem Blumenbeet versickert.



Abbildung 15 Urin-Separations-Trocknungs-Toilette (vor dem Einbau)

Der abgetrennte Urin aus der Urinalanlage (und den Urin-Separations-Trocknungs-Toiletten) wird in vier unterirdischen Behältern aus Beton gesammelt und zur Hygienisierung gelagert. Wenn diese voll sind, wird der Urin in einen Speichertank aus Kunststoff gepumpt (elektrisch betriebene Urinpumpe mit einer maximalen Leistung von 1 PS und einer Betriebszeit von etwa 1,5 Stunden pro Woche), von

wo aus er über Schwerkraft als stickstoffreicher Flüssigdünger im Küchengarten zum Anbau von Nahrungsmitteln (Weizen und Papaya) und von Zierpflanzen aufgebracht wird.

Bei Annahme einer Urinmenge von 1,2 L/(E·d) sowie deren Aufteilung zu 1/3 auf die Gemeinschafts-toiletten des Sanitärkomplexes und zu 2/3 auf die Urinalanlage ergibt sich eine tägliche Urinmenge von  $\sim 2/3 \cdot 1,2 \text{ L/(E·d)} \cdot 240 \text{ E} = 192 \text{ L/d}$ .

#### 6.2.3.4 Grauwasserbehandlung

Direkt an das Wohnheim angrenzend wurden neue Bäder mit Duschen, Waschbecken und Anlagen zum Wäschewaschen (Wasserverbrauch ca.  $24 \text{ L/(E·d)} \cdot 240 \text{ E} \cong 5.800 \text{ L/d}$ ) gebaut. Dieses Grauwasser wird in freiem Gefälle in Grauwassergärten geleitet. Da sich diese zu weit weg von der nächsten Anbaufläche befinden, wird das Grauwasser dort versickert (zwecks Überflutungsschutz seitlich geschlossener, aber unten offener Betontrog, vgl. Abbildung 16). Geringe Mengen überschüssigen Grauwassers, das in den Grauwassergärten nicht direkt versickerbar ist, wird in einem Behälter gesammelt und zur Bewässerung von Zierpflanzen verwendet.



Abbildung 16 Grauwassergarten

Es wurde ein neuer Geschirrspülstand gebaut (Abbildung 17). Beim Geschirrspülen wird Asche zum Lösen von Fetten verwendet. Der Ablauf (Wasserverbrauch ca.  $2.000 \text{ L/d}$ ) fließt ohne Vorbehandlung in einen Speichertank. Ursprünglich war vor dem Speichertank zur Abtrennung von Feststoffen ein vertikal durchflossener "organischer Filter" (d.h. ein mit Stroh gefüllter Behälter) geplant. Dieser wurde jedoch abweichend von der Planung ohne ausreichendes hydraulisches Gefälle gebaut, so dass das Stroh permanent überstaut wurde. Da dessen Reinigungswirkung ausblieb, wird dieser Filter nun umgangen, und das Grauwasser fließt direkt in den Speichertank.

Dieses Grauwasser wird zur Bewässerung von Bäumen verwendet, die an den Geschirrspülstand angrenzend als Schattenspender gepflanzt wurden. Die Förderung des Wassers wird durch solarbetriebene Pumpen realisiert, die als Geschenk überreicht wurden (Abbildung 18).

Das Grauwasser aus dem Küchengebäude (Wasserverbrauch ca.  $1.000 \text{ L/d}$ ) wird analog zum Geschirrspülwasser in freiem Gefälle ohne Zwischenspeicherung direkt in ein Blumenbeet geleitet. Der Küchengarten wird mit Grundwasser bewässert.





Abbildung 17 Neuer Geschirrspülstand



Abbildung 18 Solarkollektor und Wasserpumpe

Das nur gelegentlich anfallende Grauwasser aus dem 1.OG des Ausbildungsgebäudes (Abbildung 10: Nr. 9) wird im freien Gefälle über mit Mulch gefüllte Gräben verteilt und zur unterirdischen Bewässerung von nahegelegenen Blumenbeeten und Gärten (Abbildung 19) verwendet. Aufgrund der geringen Volumina (temporäre Belegung) wird dieses Abwasser im Rahmen dieser Arbeit vernachlässigt.



Abbildung 19 Blumenbeete vor dem Ausbildungszentrum

#### 6.2.3.5 Behandlung der organischen Abfälle

Die organischen Abfälle werden in aller Regel nicht der Biogasanlage zugeführt, da sich hierfür meist niemand zuständig fühlt, wenngleich dies bereits hin und wieder praktiziert wurde. Üblicherweise wer-

den die organischen Küchenabfälle (ca. 15 kg/d) in einem Erdloch deponiert und der Grasschnitt der Pflanzen an lokale Bauern abgegeben.

#### 6.2.4 CDM-Projektgröße

Nachfolgend soll untersucht werden, ob das vorliegende Projekt noch als Kleinprojekt im Sinne des CDM gilt. Hierzu wird für die maßgebliche Einsparkomponente (gezielte Anaerobbehandlung mit Fassung des Methans) überschlägig die Menge des produzierten Methans als CO<sub>2</sub>-Äquivalent abgeschätzt und dem Grenzwert für Kleinprojekte gegenüber gestellt.

Die Methanproduktion ergibt sich aus der Summe der zugeführten organischen Masse multipliziert mit der spezifischen Biogasproduktion und dem Methangehalt:

$$Q_{\text{CH}_4} = (m_{\text{F}} \cdot \text{oTS}_{\text{F}} + m_{\text{U}} \cdot \text{oTS}_{\text{U}}) \cdot q_{\text{B}} \cdot \mu$$

Die Fäzesmasse hängt von der landestypischen Ernährung ab. Für Indien wird eine durchschnittliche Fäzesmasse von 0,28 kg/(E-d) angegeben [Geurts, 2005]. Die Urinproduktion in Indien wird nach [Franceys et al., 1992] mit 1,2 L/(E-d) bei einer Dichte von 1,0 kg/L angenommen. Deren TS- und oTS-Gehalte wurden aus [BUW, 2007], Tab. 7.3 und 7.4 ermittelt unter der Annahme, dass sie global gesehen gleich und somit auf indische Verhältnisse übertragbar sind.

Die CSB-Abbauleistung und der daraus resultierende Biogasertrag ist stark abhängig von der Art des Substrats, der Verweilzeit und der Reaktorbelastung, und wird angegeben:

- a) entweder in Abhängigkeit von der Menge zugeführter organischer Trockensubstanz ( $\text{oTS}_{\text{zugeführt}}$ )
- b) oder der Menge abgebautem chemischen Sauerstoffbedarf ( $\text{CSB}_{\text{abgebaut}}$ ).

Die Biogasanlage wird mit Schwarzwasser beschickt, das vorwiegend aus Fäzes mit Spülwasser, sowie geringen Mengen Urin besteht. Für das Substrat Fäzes wird [Remy et al., 2006], Tab. 42 ein spezifischer Biogasertrag von 450 L/(kg oTS) entnommen. Dieser Wert stimmt gut überein mit [BUW, 2006a], Abb. 6.28 für eine Faulzeit von 20 Tagen im mesophilen Temperaturbereich (Abbildung 20). Der Methangehalt liegt bei etwa 60-65% (Speise-, Marktabfälle, Fäkalschlämme) und bis zu 85% (organisch hoch belastete Abwässer) ([TBW, 1998], Tab. 12, [ATV-DVWK, 2002], Tab. 1 und [ATV-DVWK, 2003], Tab. 3.1). Er wird konservativ mit 65% angesetzt.



Abbildung 20 Gasentwicklung in Abhängigkeit der Faulzeit und Temperatur im Faulturm

Bei einem Betrieb über 24 Stunden und mit:

Fäzesmasse, feucht:	$m_F = 0,28 \text{ kg}/(\text{E} \cdot \text{d})$
Trockensubstanzgehalt:	$TS_F = 30\% \text{ der Feuchtmasse ([BUW, 2007], Tab. 7.4)}$
organischer Trockensubstanzgehalt:	$oTS_F \cong 90\% \text{ von } TS_F \text{ ([BUW, 2007], Tab. 7.4)}$
Urinmasse:	$m_U = 1,2 \text{ L}/(\text{E} \cdot \text{d}) \cdot 1,0 \text{ kg}/\text{L} = 1,20 \text{ kg}/(\text{E} \cdot \text{d})$
Trockensubstanzgehalt:	$TS_U = 5\% \text{ ([BUW, 2007], Tab. 7.3)}$
organischer Trockensubstanzgehalt:	$oTS_U = 75\% \text{ von } TS_U \text{ ([BUW, 2007], Tab. 7.3)}$
spezifische Biogasproduktion:	$q_B = 450 \text{ L}/(\text{kg oTS})$
mittlerer Methangehalt:	$\mu = 65\%$

ergibt sich eine für indische Verhältnisse theoretisch maximale Methanproduktion je Einwohner von:

$$Q_{\text{CH}_4} = (0,28 \cdot 0,30 \cdot 0,90 + 1,20 \cdot 0,05 \cdot 0,75) \cdot 450 \cdot 0,65 \cong 35 \text{ L}/(\text{E} \cdot \text{d}).$$

Hieraus ermittelt sich die jährliche Emission als  $\text{CO}_2$ -Äquivalent wie folgt:

$$E = Q_{\text{CH}_4} \cdot EW \cdot \rho \cdot \text{GWP}_{\text{CH}_4}$$

Bei ganzjährigem Betrieb (365 Tage) und mit:

Einwohnerzahl:	$EW = 240 \text{ Personen}$
Molmasse Methan:	$M = 16 \text{ g}/\text{mol}$
Molvolumen Methan:	$v_M = 22,414 \text{ L}/\text{mol}$ (unter Normalbedingungen)
Dichte von Methan:	$\rho = M / v_M = 16 / 22,414 = 0,714 \text{ kg}/\text{m}^3$
GWP von Methan:	$\text{GWP}_{\text{CH}_4} = 21$ (Kapitel 2.3)

ergibt sich unter günstigsten Bedingungen eine jährliche Emission als  $\text{CO}_2$ -Äquivalent von:

$$E = 35 \cdot 365 \cdot 240 \cdot 0,714 \cdot 21 \cdot 10^{-6} = 46 \text{ t CO}_2\text{e/a}$$

Unter der (optimistischen) Annahme, dass diese Emission durch die Projektaktivität vollständig entfallen würde, entspräche dieser Wert der theoretisch möglichen Emissionsreduktion.

Die so ermittelte maximal mögliche Emissionsreduktion von 46 t/a liegt weit unterhalb des Grenzwertes von 60.000 t/a (Kapitel 3.5). Daher ist für dieses Projekt die Anwendung von CDM-Methoden für Kleinprojekte möglich. Auf eine analoge Untersuchung für andere Reduktionskomponenten (z.B. Wärmeerzeugung) wird hier verzichtet.

### 6.2.5 Emissionsreduktionspotenzial

Das erwartete Emissionsreduktionspotenzial von kreislaufwirtschaftsorientierten Sanitärkonzepten gegenüber konventionellen oder in Entwicklungsländern gegenwärtig oft praktizierten Abwasserbehandlungsverfahren kann sich – ohne Anspruch auf Vollständigkeit – allgemein aus den nachfolgenden Komponenten zusammensetzen, die sich aus den Kapiteln 2.4 und 3.5 ergeben. Von diesen wurden in dem vorliegenden Projekt jedoch nicht alle realisiert. Nachfolgend wird zunächst jeweils die mögliche Reduktionskomponente erläutert und anschließend deren Umsetzung bzw. Umsetzbarkeit im Projekt qualitativ untersucht:

#### 1) Substitution einer konventionellen Kläranlage:

Einsatz (dezentraler) kreislaufwirtschaftsorientierter Sanitärkonzepte und dadurch Substitution konventioneller Sanitärsysteme, was zu Einsparungen an Energie für Bau, Betrieb, Instandhaltung/-setzung, Abriss und Beseitigung von Kanalsystem und Kläranlage führen kann. (Hierunter fallen beispielhaft ein evtl. vorhandener Vakuumtransport, die mechanische Abwasserreinigung, Belüftung der Belebungsbecken, Pumpen, Beheizung, Schlammverdickung, -fäulung, -entwässerung, -trocknung, -deponierung, -verbrennung, sowie dessen Transport.) Gleichwohl kann auch die Stoffstromtrennung an der Quelle im Vergleich zu konventionellen Systemen einen höheren Energieverbrauch beim Bau (z.B. Errichtung mehrerer Rohrnetze) oder Betrieb (z.B. Abholssystem) zur Folge haben. Daher sind die verschiedenen Systeme sorgfältig zu analysieren.

→ hier:

Das Sanitärkonzept war bereits vor Umsetzung der Projektmaßnahme ein dezentrales Sanitärkonzept, das nicht an eine konventionelle Kläranlage angeschlossen war. Insofern entfällt diese Komponente.

#### 2) Fassung von Methan:

Gezielte Anaerobbehandlung der Abwässer und organischen Abfälle mit Fassung und Abfackelung des Methans und dadurch entweder Ersatz der häufig vorkommenden, unkontrollierten Fäulung der Abwässer oder Ersatz einer energieintensiven Aerobbehandlung der Abwässer.

→ hier:

Die Toilettenabläufe des Sanitärkomplexes werden in einer Biogasanlage gezielt anaerob behandelt, die deren unkontrollierte Fäulung in den überstauten Sickergruben ersetzt. Die organischen Küchen- und Gartenabfälle werden dieser bisher zwar nicht zugeführt, deren möglicher Beitrag wird jedoch zusätzlich abgeschätzt.

### 3) Nutzung des Methans:

Nutzung des gewonnenen Methans zur Wärme- oder Stromerzeugung und dadurch Substitution fossiler oder nicht-erneuerbarer Energieträger. (Die Anrechnung der Substitution im Rahmen des CDM ist vor allem interessant in Ländern, in denen Energieträger mit hohem Kohlenstoffgehalt, d.h. Steinkohle, Erdöl oder Braunkohle, verwendet werden.) Bei entsprechendem Volumen besteht auch die Möglichkeit der Einspeisung von Gas oder Strom in ein Verteilernetz und damit einer großflächigeren Verteilung dieser Energiequellen.

→ hier:

Das aus der Anaerobbehandlung der Abwässer erzeugte Biogas wird in der Küche zum Kochen verwendet und ersetzt somit einen Teil des bisher verwendeten Flüssiggases (Liquefied Petroleum Gas, LPG). Der mögliche Beitrag des Biogases aus der Anaerobbehandlung der organischen Abfälle wird zusätzlich abgeschätzt. Es erfolgt eine reine Wärmeerzeugung.

Eine kombinierte Wärme-/Stromerzeugung lohnt sich aufgrund des hierfür zu kleinen Projekts nicht. Für eine Einspeisung des Gases fehlt die erforderliche Infrastruktur, und die erzeugte Gasmenge ist hierfür zu klein.

### 4) Nutzung von Nährstoffen:

Rückgewinnung der Makronährstoffe Stickstoff (N), Phosphor ( $P_2O_5$ ) und Kalium ( $K_2O$ ) aus menschlichen Fäkalien mit nachfolgender Nutzung als organischer Dünger<sup>29</sup>, dadurch Substitution von Mineraldünger<sup>30</sup> und folglich Einsparungen an Energie für dessen Herstellung, Transport und Ausbringung.

→ hier:

Der Urin, der einen hohen Anteil an pflanzenverfügbaren Nährstoffen (N, P, K) in geeigneten Proportionen enthält [Remy et al., 2006], wird als organischer Dünger zum Anbau sowohl von Nahrungsmitteln (Weizen, Papaya) als auch von Zierpflanzen verwendet. Es wird angenommen, dass nur der Anteil des Urins zur Düngung von Nahrungsmitteln anrechenbar im Rahmen des CDM ist. Eine Auswertung der Literaturangaben zum Gesamtenergieverbrauch pro Tonne Mineraldünger ergibt ein Verhältnis N : P : K von etwa 100 : 34 : 20 nach [Remy et al., 2006], Tab. 53 bzw. von etwa 100 : 22 : 18 nach [Gellings et al., 2004], Tab. 2, d.h. der Gesamtenergieverbrauch für mineralische P- und K-Dünger beträgt etwa 20-30% desjenigen für mineralischen N-Dünger. Da gleichzeitig der Verbrauch von N-Dünger nach [Gellings et al., 2004], Chap. 3 und Fig. 1 derzeit etwa 2,5- bzw. 4-mal höher ist als der Verbrauch von P- bzw. K-Düngern, wird nachfolgend nur der Stickstoffdünger näher untersucht.

Der Faulschlamm der Biogasanlage wird nur zur Düngung von Zierpflanzen verwendet. Da die Zierpflanzen im Gegensatz zu Nahrungsmitteln jedoch nicht lebensnotwendig sind, wird der Faulschlamm hier als nicht anrechenbar im Rahmen des CDM angesehen. Darüber hinaus soll zum Urinieren die Urinalanlage benutzt werden (Kapitel 6.2.3.3). Daher dürfte der Stickstoffgehalt des Faulschlammes eher gering sein. Selbst wenn also der Faulschlamm zur Düngung von Nahrungsmitteln eingesetzt würde, hätte dies über die ökologischen und ökonomischen Vorteile hinaus

<sup>29</sup> wiedergewonnener Dünger aus Tierdung, menschlichen Fäkalien oder organischen Abfällen

<sup>30</sup> künstlich hergestellter Stickstoff-, Phosphor- und/oder Kaliumdünger

(z.B. Wiederverwendung des Phosphors, Reduktion der aus den Rohstoffen und dem Herstellungsprozess stammenden Schwermetall- und Salzfrachten) aus o.g. Gründen keinen großen Nutzen im Hinblick auf CDM, da sich eine Einsparung beim P- bzw. K-Dünger kaum auswirken dürfte.

5) Nutzung behandelter Abwässer:

Wiederverwendung behandelter Abwässer als Brauchwasser oder zur Bewässerung von Nahrungsmitteln, und dadurch Reduktion des Trinkwasserverbrauchs, was zu Energieeinsparungen bei der Förderung, Aufbereitung und Verteilung von Trinkwasser führen kann. Werden die Abwässer zur Bewässerung von Energieplantagen verwendet, können die so angebaute nachwachsenden Rohstoffe (NaWaRo) darüber hinaus als erneuerbare Energieträger zur Substitution fossiler oder nicht-erneuerbarer Energieträger angerechnet werden. (Nach Meinung des Autors gilt es hierbei jedoch zu verhindern, dass der Anbau von NaWaRo den Anbau von Nahrungsmitteln verdrängt, da die Nahrungsmittelversorgung Vorrang vor dem Klimaschutz haben muss.)

Im Übrigen haben Landwirte in Indien Zugang zu stark subventionierter Energie zum Betrieb der Wasserpumpen für die Bewässerung, was zu einem verschwenderischen Umgang mit Wasser verleitet. Durch diese Subventionierung existiert eine Barriere, die eine Energieeinsparung durch Grauwasser-Wiederverwendung verhindert und die zu höheren Emissionen führt. Damit ist die Voraussetzung für die Zusätzlichkeit dieser Einsparkomponente gegeben (Kapitel 4.5.2.1).

→ hier:

Das Grauwasser wird überwiegend zur Bewässerung von Zierpflanzen, Schatten spendenden Bäumen oder Blumenbeeten verwendet und daher als nicht anrechenbar im Rahmen des CDM angesehen. Selbst unter der Annahme, dass der zur Wiederverwendung zur Verfügung stehende Anteil von etwa 80% (Kapitel 6.2.3.1) des Gesamtwasserverbrauchs vollständig zur Bewässerung von Nahrungsmitteln oder als Brauchwasser genutzt werden würde, beschränkt sich der Energieverbrauch, der hierdurch möglicherweise reduziert werden könnte, bei diesem Projekt zum überwiegenden Teil auf denjenigen zur Förderung des Grundwassers. Dieser Energieverbrauch (EC) beträgt überschläglich:

$$EC = 80\% \cdot 20 \text{ PS} \cdot 0,735 \text{ kW/PS} \cdot 7 \text{ h/d} \cdot 365 \text{ d} \cdot 10^{-3} = 30.050 \text{ kWh/a.}$$

Mit einem Emissionsfaktor von  $EF = 0,883 \text{ kg CO}_2/\text{kWh}$  (niedrigerer Wert in Kapitel 6.3.2) ergibt sich eine mögliche Emissionsreduktion (ER) von:

$$ER = 30.050 \text{ kWh/a} \cdot 0,883 \text{ kg CO}_2/\text{kWh} \cdot 10^{-3} = 26,5 \text{ t CO}_2\text{e/a.}$$

Obwohl diese Menge vielversprechend ist, wird diese Reduktionskomponente im Rahmen dieser Arbeit nicht untersucht, da hier das Grauwasser nicht zur Bewässerung von Nahrungsmitteln oder als Brauchwasser genutzt wird. Sie sollte jedoch bei jeder Potenzialabschätzung berücksichtigt werden, insbesondere dann, wenn im Baseline-Szenario zusätzlich eine energieintensive Aufbereitung oder eine Verteilung des Trinkwassers über große Distanzen erfolgt.

Darüber hinaus bestehen weitere prinzipielle Möglichkeiten zur Emissionsminderung durch:

- 6) Abwasserwärmenutzung (Energierückgewinnung aus Abwasserkanälen oder aus Kläranlagen)
- 7) Abwärmenutzung (Energierückgewinnung aus der bei der Verdichtung erwärmten Druckluft zur Belüftung evtl. vorhandener Belebungsbecken)
- 8) Trinkwasserkraftwerke (bei entsprechendem hydraulischen Gefälle zwischen Ort der Gewinnung und Ort der Nutzung)
- 9) Einsatz der Kraft-Wärme-Kopplung durch Blockheizkraftwerke oder Brennstoffzellen (z.B. Kohlenstoff-Brennstoffzelle CFC oder Mikrobielle Brennstoffzelle MFC) zur Wärme- und Stromproduktion

Diese sind jedoch bei Neuartigen Sanitärsystemen bzw. für Entwicklungsländer kaum relevant und werden daher hier nicht weiter verfolgt.

Es wird deutlich, dass zur Abschätzung der Emissionsreduktionen meist eine Energiebilanz durchzuführen ist. Streng genommen müsste für die Baseline- und Projekt-Szenarien eine Lebenszyklus-Analyse durchgeführt werden, bei der sämtliche über die jeweilige Lebensdauer anfallenden Energieaufwendungen z.B. für Bau, Betrieb, Instandhaltung/-setzung, Abriss und Beseitigung der einzelnen Anlagen berücksichtigt werden. Sowohl die CDM-Methoden zur Ermittlung der Emissionsreduktionen als auch die IPCC-Richtlinien zur Erstellung nationaler Bestandsaufnahmen der Treibhausgasemissionen berücksichtigen vereinfachend jedoch nur die Energieaufwendungen für den jeweiligen Betrieb. Diese Vorgehensweise steht im Einklang mit [Remy et al., 2006], Kap. 5, wonach die Bauphase von Sanitärsystemen in vereinfachten Lebenszyklus-Analysen vernachlässigt werden kann.

Die für dieses Projekt identifizierten Reduktionskomponenten werden in nachfolgenden Kapiteln 6.3 bis 6.7 quantifiziert. Wie in Kapitel 4.2.1.1 beschrieben muss für jede Reduktionskomponente das jeweilige Baseline-Szenario mit den zugehörigen Baseline- und Projekt-Emissionen ermittelt werden. Für diejenigen Komponenten, für die bereits eine anerkannte Baseline- & Monitoring-Methode existiert, wird diese nachfolgend angewendet. Für jene Komponenten, für die eine solche Methode nicht existiert, wird ein eigener Ansatz gewählt, der – falls dessen Nutzen angerechnet werden soll – als neue CDM-Methode zu beantragen wäre.

Es wird vereinfachend davon ausgegangen, dass die ermittelten Emissionen jährliche Mittelwerte darstellen, die über den angestrebten Kreditierungszeitraum konstant bleiben. Daher entfällt hier der sonst vorgesehene Index "y" für das Jahr, für das die Emissionen ermittelt werden. Ausgenommen hiervon sind Emissionen, die jährlich variieren und dann für jedes Jahr separat ermittelt werden (Kapitel 6.4.1).

### 6.3 Fassung von Methan aus der Faulung der Abwässer

Die Toilettenabläufe des Sanitärkomplexes werden in einer Biogasanlage gezielt anaerob behandelt, die deren unkontrollierte Faulung in den überstauten Sickergruben ersetzt. Hierfür steht die CDM-Methode AMS-III.H. [UNFCCC, 2008i] zur Verfügung, die nachfolgend angewandt wird. Die Projektgrenze hierbei ist der "physikalische, geografische Standort, an dem die Abwasser-/Schlammbehandlung stattfindet" (AMS-III.H., Abs. 10).

Die Existenz der Sickergruben vor Umsetzung der Projektaktivität legt zwar vorerst den Schluss nahe, dass es sich hierbei um die Einleitung eines unbehandelten Abwasserstroms in die terrestrische Umwelt bzw. in das Grundwasser handele. Aufgrund der Tatsache jedoch, dass die Sickergruben mit einer Höhe von ca. 3,5 m permanent überstaut waren und das Gewässer stagnierte (Kapitel 6.2.3), ist dieser Ansatz nicht gerechtfertigt. Wie in Abbildung 11 anhand der aufsteigenden Gasblasen zu erkennen ist, stellte sich ein anaerobes Milieu ein. Diese Situation herrschte das ganze Jahr über vor, besonders prekär war die Lage jedoch während der Regenzeit.

Die o.g. Methode ist u.a. anwendbar auf die "Einführung einer Fassung und Abfackelung von Methan in ein vorher anaerobes Abwasserbehandlungssystem", zu dem auch anaerobe Teiche zählen, wobei das "gewonnene Methan auch zur Wärme- oder Stromerzeugung verwendet werden kann" (AMS-III.H., Abs. 1iv, 2a und 3).

Motivation für die Projektaktivität waren die mangelhaften hygienischen Bedingungen sowie eine gewünschte Erweiterung des Instituts (Kapitel 6.2.3). Nach Aussagen des technischen Beraters (secon gmbh) hätte es jedoch ohne dessen Initiative an der Art des damaligen Abwassermanagements keine Veränderung gegeben. Dies wird bestätigt und bekräftigt durch Angaben in PDDs von vergleichbaren anderen, bereits registrierten CDM-Projekten in Indien, wonach anaerobe Abwasserteiche den gegenwärtigen Trend der Abwasserbehandlung darstellen [UNFCCC, 2006d], die geltenden Umweltschutzbestimmungen vollkommen einhalten [UNFCCC, 2005c] und keine gesetzliche Verfügung zur Fassung und Nutzung von Methan aus anaerober Abwasserbehandlung existiert [UNFCCC, 2007f]. Das Baseline-Szenario in diesem Fall ist daher das "bestehende anaerobe Abwasserbehandlungssystem ohne Fassung und Abfackelung des Methans" (AMS-III.H., Abs. 23iv).

#### 6.3.1 Baseline-Emissionen

Die Baseline-Emissionen aus der Fassung von Methan aus der Faulung der Abwässer bestehen allgemein aus folgenden Anteilen, die nachfolgend einzeln ermittelt werden (AMS-III.H., Gl. (16)):

$$BE_{\text{cap,CH}_4,\text{ww}} = BE_{\text{power}} + BE_{\text{ww,treated}} + BE_{\text{s,final}}$$

worin:

$BE_{\text{power}}$	Emissionen aus dem Verbrauch fossiler bzw. nicht erneuerbarer Energieträger für die Abwasser- oder Schlammbehandlung
$BE_{\text{ww,treated}}$	Emissionen aus abbaubarem organischem Kohlenstoff im behandelten Abwasser
$BE_{\text{s,final}}$	Emissionen aus der anaeroben Zersetzung des produzierten Schlammes



### Emissionen aus dem Verbrauch fossiler bzw. nicht erneuerbarer Energieträger

Das gesammelte Abwasser fließt per Schwerkraft den Sickergruben zu. Für die Ableitung und die Behandlung wird keine Energie verbraucht. Daher fallen in Übereinstimmung mit AMS-III.H., Abs. 24b auch keine Emissionen aus der Abwasser- oder Schlammbehandlung an:

$$BE_{\text{power}} = 0$$

### Emissionen aus abbaubarem organischem Kohlenstoff im behandelten Abwasser

Nach AMS-III.H., Gl. (17) und (18) ist hier anzusetzen:

$$BE_{\text{ww,treated}} = Q_{\text{ww}} \cdot \text{COD}_{\text{ww,removed}} \cdot B_{\text{o,ww}} \cdot \text{MCF}_{\text{ww,treatment}} \cdot \text{GWP}_{\text{CH}_4}$$

worin:

$Q_{\text{ww}}$	Volumenstrom des behandelten Abwassers
$\text{COD}_{\text{ww,removed}}$	CSB-Abbau des Abwasserbehandlungssystems
$B_{\text{o,ww}}$	Methan-Entstehungspotenzial des Abwassers
$\text{MCF}_{\text{ww,treatment}}$	Methan-Korrekturfaktor des Abwasserbehandlungssystems (Methanisierungsgrad)
$\text{GWP}_{\text{CH}_4}$	Treibhauspotenzial von Methan

Mit der in Kapitel 6.2.3.2 ermittelten Schwarzwassermenge von  $1,35 \text{ m}^3/\text{d}$  ergibt sich der jährliche Volumenstrom des behandelten Abwassers zu:

$$Q_{\text{ww}} = 1,35 \cdot 365 = 493 \text{ m}^3/\text{a}$$

Seitens des technischen Beraters (seecon gmbh) wurde ein einwohnerbezogener CSB-Wert des Schwarzwassers, das im Baseline-Szenario den Sickergruben zugeleitet worden wäre, von  $48 \text{ g}/(\text{E} \cdot \text{d})$  angegeben. Durch Vergleich mit Literaturwerten zum CSB-Gehalt von Fäzes von  $19 \dots 55 \text{ g}/(\text{E} \cdot \text{d})$  ([BUW, 2007], Tab. 7.4) bzw. zum  $\text{BSB}_5$ -Gehalt von häuslichem Abwasser in Indien ([IPCC, 2006], Vol. 5, Chap. 6, Tab. 6.4) erscheint dieser Wert plausibel. Mit der Anzahl angeschlossener Personen von 240 und der in Kapitel 6.2.3.2 ermittelten Schwarzwassermenge von  $1,35 \text{ m}^3/\text{d}$  ergibt sich eine CSB-Zulaufkonzentration des eingeleiteten Abwassers von:

$$\text{COD}_{\text{ww,untreated}} = (48 \cdot 240 / 1,35) \cdot 10^{-3} = 8,5 \text{ g/L} = 8,5 \text{ kg/m}^3$$

Mit der vorliegenden Geometrie der zwei überstauten Sickergruben (Oberfläche von ca.  $2 \cdot 25 = 50 \text{ m}^2 < 10\text{-}15 \text{ m}^2/\text{EW} \cdot 240 \text{ EW} \cong 3.000 \text{ m}^2$ ) handelt es sich nach [DWA, 2005] nicht um unbelüftete Abwasserteiche sondern um Absetzteiche. Im Gegensatz zu Abwasserteichen, mit denen höhere Abbaugrade erreichbar sind, werden für anaerobe Absetzteiche für kommunales Abwasser in der Literatur u.a. folgende Abbaugrade genannt:

- Aus [Driouache, 1999], Tab. 3.3 lässt sich für einen Absetzteich, der mit 3-4 m Tiefe, seiner einwohnerspezifischen organischen Belastung und den klimatischen Bedingungen in Marokko sehr gut mit dem hier vorliegenden Absetzteich und seinen Randbedingungen übereinstimmt, ein CSB-Abbaugrad von 58% ermitteln.
- In [Papadopoulos et al., 2003] wird für einen 4 m tiefen Absetzteich für häusliches Abwasser in Griechenland ein CSB-Abbaugrad von 53% angegeben.

Unter Berücksichtigung des nicht ausgeräumten Faulschlammes und des damit einhergehenden hohen Schlammalters, der Nichtberücksichtigung der Emissionen der Schlammphase sowie des konservativen Ansatzes des MCF-Wertes (s.u.) wird hier konservativ ein CSB-Abbaugrad im Baseline-Szenario von  $\eta_B = 50\%$  angenommen. Die Tatsache, dass dieser Abbaugrad mit dem Abbaugrad der Biogasanlage im Projektszenario ( $\eta_P$ ) übereinstimmt, ist Zufall. Hierbei besteht kein kausaler Zusammenhang.

Damit wird ein CSB-Abbau angenommen von:

$$\text{COD}_{\text{ww,removed}} = \eta_B \cdot \text{COD}_{\text{ww,untreated}} = 0,5 \cdot 8,5 = 4,25 \text{ kg/m}^3$$

Nach [Bischofsberger et al., 2005], S. 59 und [Keicher et al., 2003] beträgt die theoretische Methanproduktion  $0,35 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg CSB}_{\text{abgebaut}}$ . Mit der Dichte von Methan von  $0,714 \text{ kg/m}^3$  (Kapitel 6.2.4) lässt sich diese angeben mit  $0,35 \cdot 0,714 = 0,25 \text{ kg CH}_4/\text{kg CSB}_{\text{abgebaut}}$ . Zur Berücksichtigung von Unsicherheiten ist als Methan-Entstehungspotenzial des Abwassers der IPCC-Standardwert anzusetzen:

$$B_{\text{o,ww}} = 0,21 \text{ kg CH}_4 / \text{kg COD}$$

Als Methan-Korrekturfaktor des Abwasserbehandlungssystems ist als konservative Annahme der untere Grenzwert gemäß Tabelle 4 anzusetzen. Mit einer Überstauhöhe von  $3,5 \text{ m} > 2 \text{ m}$  handelt es sich um einen anaeroben Absetzteich (anaerobic deep lagoon). Damit:

$$\text{MCF}_{\text{ww,final}} = 0,8$$

Als GWP von Methan ist anzusetzen (Kapitel 2.3):

$$\text{GWP}_{\text{CH}_4} = 21$$

Damit betragen die Emissionen aus abbaubarem organischem Kohlenstoff im behandelten Abwasser:

$$\text{BE}_{\text{ww,treated}} = 493 \cdot 4,25 \cdot 0,21 \cdot 0,8 \cdot 21 \cdot 10^{-3} = 7,39 \text{ t CO}_2\text{e/a}$$

Tabelle 4 IPCC-Standardwerte für den Methan-Korrekturfaktor (MCF)<sup>31</sup>

Type of treatment and discharge pathway or system	Comments	MCF <sup>1</sup>	Range
<b>Untreated system</b>			
Sea, river and lake discharge	Rivers with high organics loadings can turn anaerobic.	0.1	0 – 0.2
Stagnant sewer	Open and warm	0.5	0.4 – 0.8
Flowing sewer (open or closed)	Fast moving, clean. (Insignificant amounts of CH <sub>4</sub> from pump stations, etc)	0	0
<b>Treated system</b>			
Centralized, aerobic treatment plant	Must be well managed. Some CH <sub>4</sub> can be emitted from settling basins and other pockets.	0	0 – 0.1
Centralized, aerobic treatment plant	Not well managed. Overloaded.	0.3	0.2 – 0.4
Anaerobic digester for sludge	CH <sub>4</sub> recovery is not considered here.	0.8	0.8 – 1.0
Anaerobic reactor	CH <sub>4</sub> recovery is not considered here.	0.8	0.8 – 1.0
Anaerobic shallow lagoon	Depth less than 2 metres, use expert judgment.	0.2	0 – 0.3
Anaerobic deep lagoon	Depth more than 2 metres	0.8	0.8 – 1.0
Septic system	Half of BOD settles in anaerobic tank.	0.5	0.5
Latrine	Dry climate, ground water table lower than latrine, small family (3-5 persons)	0.1	0.05 – 0.15
Latrine	Dry climate, ground water table lower than latrine, communal (many users)	0.5	0.4 – 0.6
Latrine	Wet climate/flush water use, ground water table higher than latrine	0.7	0.7 – 1.0
Latrine	Regular sediment removal for fertilizer	0.1	0.1

<sup>1</sup> Based on expert judgment by lead authors of this section.

### Emissionen aus der anaeroben Zersetzung des produzierten Schlammes

Die in den Sickergruben durch den anaeroben Abbau produzierte Schlammmenge ist sehr gering. Es findet keine Schlammabtrennung und -behandlung statt. Der Schlamm lagert sich am Boden und am Rand der Sickergrube ab und zersetzt sich dort zusammen mit der wässrigen Phase anaerob. Die Emissionen aus der anaeroben Zersetzung des produzierten Schlammes werden konservativ nicht angesetzt:

$$BE_{s,final} = 0$$

### Summe

Damit ergeben sich im Baseline-Szenario Methan-Emissionen aus der Faulung der Abwässer von:

$$BE_{cap,CH_4,ww} = 0 + 7,39 + 0 = 7,39 \text{ t CO}_2\text{e/a}$$

Eine Zusammenstellung der ermittelten Emissionsanteile findet sich in Tabelle 8.

<sup>31</sup> [IPCC, 2006], Chap. 6, Tab. 6.3

### 6.3.2 Projekt-Emissionen

Die Projekt-Emissionen bestehen nach AMS-III.H., Abs. 12 bis 22 aus folgenden Anteilen:

$$PE_{\text{cap,CH}_4,\text{ww}} = PE_{\text{power}} + PE_{\text{ww,treated}} + PE_{\text{s,final}} + PE_{\text{fugitive}} + PE_{\text{dissolved}} + PE_{\text{upgrading}} + PE_{\text{phys.leakage}}$$

worin:

$PE_{\text{power}}$	Emissionen aus dem Verbrauch fossiler bzw. nicht erneuerbarer Energieträger
$PE_{\text{ww,treated}}$	Emissionen aus abbaubarem organischem Kohlenstoff im behandelten Abwasser
$PE_{\text{s,final}}$	Emissionen aus der anaeroben Zersetzung des produzierten Schlammes
$PE_{\text{fugitive}}$	Emissionen aus ungewollter Methan-Freisetzung bei dessen Fassung und Nutzung
$PE_{\text{dissolved}}$	Emissionen aus gelöstem Methan im behandelten Abwasser
$PE_{\text{upgrading}}$	Emissionen im Zusammenhang mit der Biogasaufbereitung und -komprimierung
$PE_{\text{phys.leakage}}$	Emissionen aus Undichtigkeiten der Gasrohrleitungen

#### Emissionen aus dem Verbrauch fossiler bzw. nicht erneuerbarer Energieträger

Die Biogasanlage hat weder Heizung noch Mischeinrichtungen. Es findet auch keine Aufbereitung, Abfüllung und Verteilung des Biogases statt. Daher beschränkt sich der Energieverbrauch des Projekts auf denjenigen für die diversen Pumpen. Hier werden nur jene Pumpen angerechnet, die im weitesten Sinne mit der Komponente "Fassung von Methan" zu tun haben. Dies sind:

- 1 Schlammpumpe
- 1 Urinpumpe

Nicht berücksichtigt werden die Anlagen, die im Zusammenhang mit der Wasserversorgung bzw. Grauwasserbehandlung stehen (z.B. Grundwasserpumpe, Umkehrosmosestation), da die Nutzung behandelter Abwässer hier nicht berücksichtigt wird (Kapitel 6.2.5, Punkt 5). Die Grauwasserpumpe (Abbildung 18) bleibt ebenso unberücksichtigt, da sie als solarbetriebene Anlage im Projektszenario nur Energie aus erneuerbarer Energie verbraucht.

Zur Bestimmung der Emissionen wird in AMS-III.H., Abs. 13 auf die Methode AMS-I.D. verwiesen. Nach AMS-I.D., Abs. 9 ergeben sich die Emissionen aus dem Verbrauch fossiler bzw. nicht erneuerbarer Energieträger aus dem Produkt aus Energieverbrauch und einem Emissionsfaktor:

$$PE_{\text{power}} = (EC_{\text{fossil}} + EC_{\text{elec}}) \cdot EF$$

worin:

$EC_{\text{fossil}}$	Verbrauch fossiler Energieträger
$EC_{\text{elec}}$	Verbrauch von Strom aus nicht erneuerbarer Energie
EF	Emissionsfaktor

Die Schlammpumpe hat einen Dieserverbrauch von 1,5 L/Monat (Kapitel 6.2.3.2). Der Heizwert von Diesel wird nach [IPCC, 2006], Vol. 2, Chap. 1, Tab. 1.2 mit  $NCV_{\text{Diesel}} = 43,0 \text{ MJ/kg}$  angesetzt. Mit der Dichte von Diesel von  $\rho = 0,845 \text{ kg/L}$  [Wiki, 2008m] und dem Umrechnungsverhältnis  $3,6 \text{ MJ/kWh}$  ergibt sich der Energieverbrauch der Schlammpumpe zu:

$$EC_{\text{fossil}} = 1,5 \text{ L/m} \cdot 12 \text{ m/a} \cdot 43,0 \text{ MJ/kg} \cdot 0,845 \text{ kg/L} / 3,6 \text{ MJ/kWh} = 182 \text{ kWh/a}$$

Die elektrisch betriebene Urinpumpe hat eine Betriebszeit von etwa 1,5 h/Woche bei einer maximalen Leistung von 1 PS (Kapitel 6.2.3.3). Unter für Projektemissionen konservativer Annahme einer Leistungsaufnahme von 100% und dem Umrechnungsfaktor 0,735 kW/PS ergibt sich der Energieverbrauch der Urinpumpe zu:

$$EC_{\text{elec}} = 1,5 \text{ h/w} \cdot 52 \text{ w/a} \cdot 1 \text{ PS} \cdot 0,735 \text{ kW/PS} = 57 \text{ kWh/a}$$

Als Emissionsfaktor ist nach AMS-I.D., Abs. 9 anzusetzen:

- entweder der Mittelwert aus der "Operating Margin" (OM) und der "Built Margin" (BM)
- oder der gewichtete durchschnittliche Emissionsfaktor des gegenwärtigen Energiemixes.

Aus der PDD eines vergleichbaren indischen PDD [UNFCCC, 2005c] wurden folgende Werte entnommen: EF = 0,883 kg CO<sub>2</sub>/kWh für Fall "a" und EF = 0,934 kg CO<sub>2</sub>/kWh für Fall "b". Da es sich hier um Projektemissionen handelt, wird konservativ der höhere Wert angesetzt, d.h. EF = 0,934 kg CO<sub>2</sub>/kWh. (Hinweis: Die in [UNFCCC, 2005c], S. 15 angegebenen Werte mit den Einheiten "kg CO<sub>2</sub>/MWh" sind um den Faktor 10<sup>3</sup> zu klein. Daher wurden die Einheiten hier korrigiert auf "kg CO<sub>2</sub>/kWh".)

Damit ergeben sich Projektemissionen aus dem Energieverbrauch von:

$$PE_{\text{power}} = (182 + 57) \cdot 0,934 \cdot 10^{-3} = 0,22 \text{ t CO}_2\text{e/a} \cong 0$$

### Emissionen aus abbaubarem organischem Kohlenstoff im behandelten Abwasser

Nach AMS-III.H., Abs. 14 ermitteln sich diese wie folgt:

$$PE_{\text{ww,treated}} = Q_{\text{ww}} \cdot \text{COD}_{\text{ww,treated}} \cdot B_{\text{o,ww}} \cdot \text{MCF}_{\text{ww,final}} \cdot \text{GWP}_{\text{CH}_4}$$

worin:

$Q_{\text{ww}}$	Volumenstrom des behandelten Abwassers
$\text{COD}_{\text{ww,treated}}$	CSB-Konzentration des Ablaufs des Abwasserbehandlungssystems
$B_{\text{o,ww}}$	Methan-Entstehungspotenzial des Abwassers
$\text{MCF}_{\text{ww,final}}$	Methan-Korrekturfaktor des Abwasserbehandlungssystems (Methanisierungsgrad)
$\text{GWP}_{\text{CH}_4}$	Treibhauspotenzial von Methan

Als Methan-Korrekturfaktor des Abwasserbehandlungssystems ist als konservative Annahme der obere Grenzwert gemäß Tabelle 4 anzusetzen. Der Ablauf der Biogasanlage wird auf Schlamm-trocknungsbeeten aufgebracht, auf denen er unter aeroben Bedingungen trocknet. Es erfolgt also keine Einleitung in ein Gewässer. Der vorgesehene IPCC-Standardwert von 0,2, der bei Einleitung von sehr hohen organischen Belastungen in die aquatische Umwelt u.U. auftreten kann (sea, river or lake discharge), erscheint daher hier als nicht gerechtfertigt. Unter Berücksichtigung der sonstigen vorhandenen Sicherheitsreserven (z.B.  $PE_{\text{fugitive}}$  und  $PE_{\text{dissolved}}$ ) wird hier angesetzt:

$$\text{MCF}_{\text{ww,final}} = 0$$

Damit betragen die Emissionen aus abbaubarem organischem Kohlenstoff im behandelten Abwasser:

$$PE_{\text{ww,treated}} = 0$$

### Emissionen aus der anaeroben Zersetzung des produzierten Schlammes

Analog zur Situation im Baseline-Szenario ( $BE_{s,final}$ , vgl. Kapitel 6.3.1) ist auch hier die produzierte Schlammmenge sehr gering und besteht hauptsächlich aus Überschussschlamm. Da in dieser Biogasanlage keine Trennung der Klarwasser- von der Schlammphase erfolgt, wird dieser Überschussschlamm als Schlamm-Wasser-Gemisch kontinuierlich ausgetragen und anschließend unter aeroben Bedingungen kontrolliert getrocknet, bevor er als Bodenverbesserer verwendet wird. Es findet folglich keine anaerobe Zersetzung des produzierten Schlammes an. Daher entfällt dieser Term:

$$PE_{s,final} = 0$$

### Emissionen aus ungewollter Methan-Freisetzung bei dessen Fassung und Nutzung

Diese setzen sich nach AMS-III.H., Abs. 16 zusammen aus den flüchtigen Emissionen der Abwasserbehandlung und der Schlammbehandlung:

$$PE_{fugitive} = PE_{fugitive,ww} + PE_{fugitive,s}$$

Da keine anaerobe Schlammbehandlung existiert ( $PE_{fugitive,s} = 0$ ), vereinfacht sich die Gleichung zu:

$$PE_{fugitive} = PE_{fugitive,ww} = (1 - CFE_{ww}) \cdot Q_{ww} \cdot B_{o,ww} \cdot COD_{removed} \cdot MCF_{ww} \cdot GWP_{CH_4}$$

worin:

$CFE_{ww}$	Wirkungsgrad der Einrichtungen zur Fassung und Nutzung des Methans
$Q_{ww}$	Volumenstrom des behandelten Abwassers
$COD_{removed}$	CSB-Abbau des Abwasserbehandlungssystems
$B_{o,ww}$	Methan-Entstehungspotenzial des Abwassers
$MCF_{ww}$	Methan-Korrekturfaktor des Abwasserbehandlungssystems (Methanisierungsgrad)
$GWP_{CH_4}$	Treibhauspotenzial von Methan

Da kein geeigneter anderer Wert verfügbar ist, wird zur Berücksichtigung der Undichtigkeit der Schwimmglocke der Biogasanlage und des Wirkungsgrades bei der Wärmeerzeugung der IPCC-Standardwert angesetzt von:

$$CFE_{ww} = 0,9$$

Der jährliche Volumenstrom des behandelten Schwarzwassers beträgt (Kapitel 6.3.1):

$$Q_{ww} = 493 \text{ m}^3/\text{a}$$

Das Methan-Entstehungspotenzial des Abwassers kann mit dem IPCC-Standardwert angesetzt werden (Kapitel 6.3.1):

$$B_{o,ww} = 0,21 \text{ kg CH}_4 / \text{kg COD}$$

Über den CSB-Gehalt des Ablaufs der Biogasanlage liegen keine Messwerte vor. Dieser wird daher über den Abbaugrad abgeschätzt, der nachfolgend zunächst aus dem eingesparten Gasvolumen rückgerechnet und dann mit Literaturangaben verglichen wird.

Der Heizwert von LPG wird nach [IPCC, 2006], Vol. 2, Chap. 1, Tab. 1.2 mit  $NCV_{LPG} = 47,3 \text{ MJ/kg}$  angesetzt. Der Heizwert von Biogas wird nach [FAO, 1996] mit  $20 \text{ MJ/m}^3$  und nach [Bischofsberger et al., 2005], Kap. 7.7 je nach Methangehalt zwischen  $21$  und  $23 \text{ MJ/m}^3$  angegeben. Er wird hier konservativ mit  $NCV_{Biogas} = 20 \text{ MJ/m}^3$  angesetzt. Damit ergibt sich ein Umrechnungsfaktor von  $47,3 / 20 = 2,365 \text{ m}^3 \text{ Biogas} / \text{kg LPG}$ .

Die Einsparung aufgrund der Biogasproduktion beträgt monatlich 2 Flaschen zu  $16 \text{ kg}$  netto (Kapitel 6.2.3.2). Hiermit sowie mit einem Methangehalt von  $65\%$  (Kapitel 6.2.4) beträgt die Menge des produzierten Methans:

$$Q_{CH_4} = 2 \cdot 16 \text{ kg/Monat} \cdot 12 \text{ Monate} \cdot 2,365 \cdot 65\% = 590 \text{ m}^3/\text{a}.$$

Nach [Bischofsberger et al., 2005], S. 59 und [Keicher et al., 2003] stehen produziertes Methan und abgebauter CSB im Verhältnis  $0,35 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg CSB}_{\text{abgebaut}}$ . Dieser Wert resultiert aus den stöchiometrischen Beziehungen bei der Oxidation von Methan und setzt eine vollständige Reaktion voraus. In der Praxis liegt dieser Wert nach [TBW, 1998], Tab. 14 vielmehr bei etwa  $0,20 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg CSB}_{\text{abgebaut}}$ .

Mit dem jährlichen Volumenstrom des behandelten Schwarzwassers von  $Q_{ww} = 493 \text{ m}^3/\text{a}$  ergibt sich damit ein CSB-Abbau von:

$$COD_{ww, \text{removed}} = 590 / (0,20 \cdot 493) = 5,98 \text{ kg/m}^3.$$

Bei einer CSB-Zulaufkonzentration von  $COD_{ww, \text{untreated}} = 8,5 \text{ kg/m}^3$  (Kapitel 6.3.1) entspricht dies einem CSB-Abbaugrad von  $\eta_P = 5,98 / 8,5 = 70\%$ .

Unter Berücksichtigung der hier vorliegenden Unsicherheiten der Eingangsgrößen (Anzahl eingesparter Flaschen LPG) erscheint dieser Wert jedoch nicht abgesichert, weswegen ein Vergleich mit Literaturwerten erfolgt.

In der Literatur werden für die Anaerobbehandlung von kommunalem Abwasser u.a. folgende CSB-Abbaugrade genannt:

- $65\text{-}75\%$  nach [Bischofsberger et al.: 2005], Kap. 5.5.6. Diese Werte beziehen sich jedoch ausschließlich auf UASB-Reaktoren.
- $60\text{-}80\%$  nach [TBW, 1998], Tab. 33 und 34. Diese Werte beziehen sich jedoch ebenso auf UASB-Reaktoren.
- $65\text{-}70\%$  nach [Peter-Fröhlich et al., 2007] der Abwasserreinigungsanlage Berlin-Stahnsdorf für die mit kommunalem Abwasser beschickten Biogasanlagen, die jedoch thermophil über eine Aufenthaltszeit von  $5\text{-}7$  Tagen betrieben wurden.
- Eine relative Gasproduktion von  $40\text{-}50\%$  nach [LfU, 2007] für landwirtschaftliche Substrate und NaWaRo mit einer Aufenthaltszeit von  $20$  Tagen im mesophilen Temperaturbereich, die direkt proportional zum abgebauten CSB ist.
- Nach [Kujawa-Roeleveld et al., 2003] wurde für "accumulation reactors", die mit einer Mischung aus Fäzes, Urin und Küchenabfällen beschickt wurden, ein Methanisierungsgrad (entspr. CSB-Abbaugrad) von  $30\text{-}50\%$  empirisch ermittelt.

Bei der vorliegenden Biogasanlage handelt es sich nicht um einen Schlammbedreaktor (UASB), sondern um einen Ausschwemmreaktor (CSTR), wodurch die Werte für UASB-Reaktoren nicht direkt übertragbar sind. Im Hinblick auf die angegebenen CSB-Abbaugrade der übrigen Anlagen wird hier ein CSB-Abbaugrad im Projektszenario von  $\eta_p = 50\%$  angenommen.

Mit der CSB-Zulaufkonzentration von  $\text{COD}_{\text{ww,untreated}} = 8,5 \text{ kg/m}^3$  (Kapitel 6.3.1) beträgt der CSB-Abbau:

$$\text{COD}_{\text{ww,removed}} = \eta_p \cdot \text{COD}_{\text{ww,untreated}} = 0,5 \cdot 8,5 = 4,25 \text{ kg/m}^3$$

Der Methan-Korrekturfaktor wird in Tabelle 4 für die Anaerobbehandlung von häuslichem Abwasser (anaerobic reactor) angegeben zwischen 0,8 und 1,0. Für Projektemissionen ist als konservative Annahme der obere Grenzwert anzusetzen:

$$\text{MCF}_{\text{ww}} = 1,0$$

Als GWP von Methan ist anzusetzen (Kapitel 2.3):

$$\text{GWP}_{\text{CH}_4} = 21$$

Damit betragen die Projektemissionen aus ungewollter Methan-Freisetzung:

$$\text{PE}_{\text{fugitive}} = (1 - 0,9) \cdot 493 \cdot 0,21 \cdot 4,25 \cdot 1,0 \cdot 21 \cdot 10^{-3} = 0,92 \text{ t CO}_2\text{e/a}$$

### Emissionen aus gelöstem Methan im behandelten Abwasser

Nach AMS-III.H., Abs. 17 ist:

$$\text{PE}_{\text{dissolved}} = Q_{\text{ww}} \cdot S_{\text{CH}_4, \text{ww, treated}} \cdot \text{GWP}_{\text{CH}_4}$$

worin:

$Q_{\text{ww}}$	Volumenstrom des behandelten Abwassers
$S_{\text{CH}_4, \text{ww, treated}}$	Konzentration gelösten Methans im behandelten Abwasser
$\text{GWP}_{\text{CH}_4}$	Treibhauspotenzial von Methan

Die Konzentration gelösten Methans im behandelten Abwasser ist u.a. stark temperaturabhängig. Aufgrund nicht verfügbarer Messungen kann bei anaerober Abwasserbehandlung jedoch folgender Standardwert angenommen werden (AMS-III.H., Abs. 17):

$$S_{\text{CH}_4, \text{ww, treated}} = 1 \cdot 10^{-4} \text{ t/m}^3$$

Mit dem jährlichen Volumenstrom des behandelten Schwarzwassers von  $Q_{\text{ww}} = 493 \text{ m}^3/\text{a}$  (Kapitel 6.3.1) und dem GWP von Methan von  $\text{GWP}_{\text{CH}_4} = 21$  (Kapitel 2.3) betragen die Projektemissionen aus gelöstem Methan im behandelten Abwasser:

$$\text{PE}_{\text{dissolved}} = 493 \cdot 10^{-4} \cdot 21 = 1,04 \text{ t CO}_2\text{e/a}$$



### Emissionen im Zusammenhang mit der Biogasaufbereitung und -komprimierung

Es findet keine Aufbereitung und Komprimierung/Abfüllung des Biogases statt. Daher entfällt dieser Term:

$$PE_{\text{upgrading}} = 0$$

### Emissionen aus Undichtigkeiten der Gasrohrleitungen

Da das Biogas nicht in einem Gasrohrnetz zum Endverbraucher transportiert wird, entfällt auch dieser Term:

$$PE_{\text{phys.leakage}} = 0$$

### Summe

Damit ergeben sich Projektemissionen bei der Fassung von Methan aus dem Abwasser von:

$$PE_{\text{cap,CH}_4,\text{ww}} = PE_{\text{power}} + PE_{\text{ww,treated}} + PE_{\text{s,final}} + PE_{\text{fugitive}} + PE_{\text{dissolved}} + PE_{\text{upgrading}} + PE_{\text{phys.leakage}}$$

$$PE_{\text{cap,CH}_4,\text{ww}} = 0 + 0 + 0 + 0,92 + 1,04 + 0 + 0 = 1,96 \text{ t CO}_2\text{e/a}$$

### 6.3.3 Leakage

Da die in diesem Projekt nun verwendete technische Ausstattung der Abwasserbehandlung weder von einem anderen Projekt abgezogen wurde, noch die ehemalige Ausstattung einem anderen Projekt zugegangen ist, können Leakage-Effekte dieser Projektaktivität vernachlässigt werden (AMS-III.H., Abs. 29).

$$LE_{\text{cap,CH}_4,\text{ww}} = 0$$

## 6.4 Fassung von Methan aus der Faulung der organischen Abfälle

### 6.4.1 Baseline-Emissionen

An dieser Stelle soll untersucht werden, welche Baseline-Emissionen durch die Zersetzung der organischen Abfälle bei deren Deponierung entsteht. Die Abschätzung dieser Emissionen erfolgt nach Gl. (17) der in Kapitel 4.2.1.2 angegebenen anerkannten CDM-Methode AM0025 [UNFCCC, 2007h]:

$$BE_{\text{cap,CH}_4,\text{sw}} = (\text{MB} - \text{MD}_{\text{reg}}) + BE_{\text{EN}}$$

worin:

MB	Menge des in der Deponie entstehenden Methans (als CO <sub>2</sub> -Äquivalent)
MD <sub>reg</sub>	Menge an Methan, die aufgrund gesetzlicher oder vertraglicher Anforderungen vernichtet worden wäre (als CO <sub>2</sub> -Äquivalent)
BE <sub>EN</sub>	Emissionen aus dem Verbrauch fossiler Energie zur Wärme- oder Stromerzeugung, die durch die Projektaktivität ersetzt wird

Nach AM0025, Gl. (20) ist:

$$\text{MB} = BE_{\text{SWDS},y}$$

zu dessen Ermittlung auf das entsprechende Tool [UNFCCC, 2007g] verwiesen wird. Dieses Tool gibt in Gl. (1) eine Berechnungsmethode an zur Verwendung für verschiedene Abfalltypen (j) mit jeweils verschiedenen Zersetzungsgraden (k<sub>j</sub>) und verschiedenen Anteilen an gelöstem organisch gebundenen Kohlenstoff (DOC<sub>j</sub>). Mangels verfügbarer Daten und aufgrund deren geringen Volumens werden hier der Grasschnitt und die Erntereste vereinfachend vernachlässigt und nur die organischen Küchenabfälle berücksichtigt, wodurch sich jene Gl. (1) vereinfacht zu:

$$BE_{\text{SWDS},y} = \varphi \cdot (1 - f) \cdot \text{GWP}_{\text{CH}_4} \cdot (1 - \text{OX}) \cdot \frac{16}{12} \cdot F \cdot \text{DOC}_f \cdot \text{MCF} \cdot \sum_{x=1}^y W_x \cdot \text{DOC} \cdot e^{-k \cdot (y-x)} \cdot (1 - e^{-k})$$

worin:

φ	Modellkorrekturfaktor zur Berücksichtigung von Unsicherheiten
f	Anteil des Methans, das auf der Deponie gefasst und abgepackelt /genutzt wird
GWP <sub>CH4</sub>	Treibhauspotenzial von Methan
OX	Anteil des Methans, das im Boden oder der Deponieabdeckung oxidiert wird
F	Methangehalt im Deponiegas
DOC <sub>f</sub>	Anteil des gelösten organisch gebundenen Kohlenstoffs, der zersetzbar ist
MCF	Methan-Korrekturfaktor (Methanisierungsgrad)
W <sub>x</sub>	zusätzliche Menge organischen Abfalls, dessen Deponierung im Jahr x verhindert wird
DOC	Anteil an gelöstem organisch gebundenen Kohlenstoff im Abfall
k	Zersetzungsrate des Abfalls
x	betrachtetes Jahr innerhalb des Kreditierungszeitraums (x = 1 bis x = y)
y	Jahr, für das die Emissionen berechnet werden (i.d.R. y = 7)

Nach o.g. Tool werden folgende Werte angesetzt:

- Der Modellkorrekturfaktor soll angenommen werden mit  $\varphi = 0,9$ .
- Die Deponie ist das auf dem Campus vorhandene Erdloch. Hier findet keine Methan-Fassung statt:  $f = 0$ .
- Das Treibhauspotenzial von Methan ist  $\text{GWP}_{\text{CH}_4} = 21$ .
- Für wilde Deponien ist keine Oxidierung anzunehmen:  $\text{OX} = 0$ .
- Der Methangehalt im Deponiegas soll angenommen werden mit  $F = 0,5$ .
- Der Anteil des gelösten organisch gebundenen Kohlenstoffs, der zersetzbar ist, soll angenommen werden mit  $\text{DOC}_f = 0,5$ .
- Als Methan-Korrekturfaktor für wilde Deponien mit einer Tiefe kleiner als 5 m ist anzusetzen:  $\text{MCF} = 0,4$ .
- Die Masse organischen Abfalls im Jahr  $x$  ergibt sich mit 15 kg/d (Kapitel 6.2.3.5) zu  $W_x = 15 \cdot 365 \cdot 10^{-3} \cong 5,5 \text{ t/a}$ .
- Für Speisereste ist der Anteil an gelöstem organisch gebundenen Kohlenstoff anzusetzen mit  $\text{DOC} = 0,15$  (Gartenabfälle: 0,20).
- Die Zersetzungsrate des Abfalls wird angegeben in Abhängigkeit des Klimas. Mit einer für Ahmadabad mittleren Jahrestemperatur von  $27^\circ\text{C} > 20^\circ\text{C}$  und einem Jahresniederschlag von  $760 \text{ mm} < 1000 \text{ mm}$  [Canty, 2008] wird für Speisereste eine Zersetzungsrate angegeben von  $k = 0,085 \text{ 1/a}$  (Gartenabfälle: 0,065).

Die sich daraus ermittelten kumulierten Emissionen sind in Tabelle 5 numerisch und in Abbildung 21 grafisch angegeben. Bei einer jährlich konstanten organischen Abfallmenge von  $W_x = 5,5 \text{ t/a}$  ergeben sich nach  $y = 7$  Jahren (Ende des ersten Kreditierungszeitraumes) etwa  $\text{BE}_{\text{SWDS},7} \cong 1,0 \text{ t CO}_2\text{e}$ . Dabei macht es praktisch keinen Unterschied, ob es sich dabei um Speisereste oder Gartenabfälle handelt. Da die kumulierten Emissionen annähernd linear über die Zeit verlaufen (Abbildung 21), betragen die durchschnittlichen jährlichen Emissionen:

$$\text{BE}_{\text{SWDS},y} \cong 1,0/7 = 0,14 \text{ t CO}_2\text{e/a.}$$

Tabelle 5 Kumulierte Emissionen aus der Faulung organischer Abfälle nach  $y$  Jahren

y	$\text{BE}_{\text{SWDS},y} [\text{t CO}_2\text{e}]$	
	Speisereste	Gartenabfälle
1	0,102	0,118
2	0,212	0,244
3	0,333	0,379
4	0,464	0,522
5	0,607	0,675
6	0,763	0,839
7	0,932	1,013

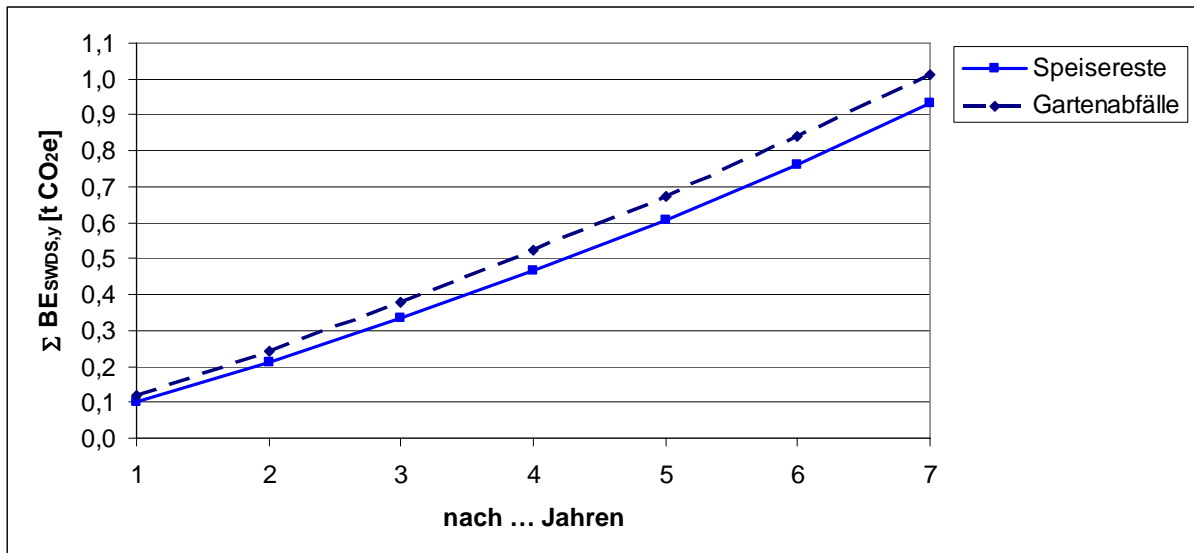


Abbildung 21 Kumulierte Emissionen aus der Faulung organischer Abfälle nach y Jahren

Es wird angenommen, dass keine gesetzlichen oder vertraglichen Anforderungen zur Vernichtung des Deponiegases existieren, d.h.  $MD_{reg} = 0$ .

Die Berücksichtigung der Emissionen aus dem Verbrauch fossiler Energie, die durch die Projektaktivität substituiert wird, erfolgt in Kapitel 6.6, daher hier  $BE_{EN} = 0$ .

Damit ergeben sich im Baseline-Szenario durchschnittliche Emissionen aus der Faulung der organischen Abfälle von:

$$BE_{cap,CH_4,sw} = (0,14 - 0) + 0 = 0,14 \text{ t CO}_2\text{e/a.}$$

Aufgrund der geringen Größe wird diese Reduktionskomponente hier vernachlässigt, d.h.:

$$BE_{cap,CH_4,sw} \cong 0$$

#### 6.4.2 Projekt-Emissionen

Aufgrund der Vernachlässigung dieser Reduktionskomponente (Kapitel 6.4.1) entfällt der Ansatz von Projekt-Emissionen, d.h.:

$$PE_{cap,CH_4,sw} = 0$$

#### 6.4.3 Leakage

Aufgrund der Vernachlässigung dieser Reduktionskomponente (Kapitel 6.4.1) entfällt auch der Ansatz von Leakage, d.h.:

$$LE_{cap,CH_4,sw} = 0$$

## 6.5 Nutzung des Methans aus der Anaerobbehandlung der Abwässer

Das Projekt beschränkt sich in dieser Kategorie auf reine Wärmeerzeugung (keine Stromerzeugung). Das erzeugte Biogas wird in der Küche zum Kochen verwendet und ersetzt somit einen Teil des bisher verwendeten Flüssiggases (Liquefied Petroleum Gas, LPG) als fossilen Energieträger. Hierfür steht die CDM-Methode AMS-I.C. [UNFCCC, 2008k] zur Verfügung, die nachfolgend angewandt wird. Die Projektgrenze hierbei ist der "physikalische, geografische Standort der Energieerzeugung" (AMS-I.C., Abs. 5).

Das Baseline-Szenario ist, vereinfacht gesagt, der Energieverbrauch der Technologie, die ohne die Projektaktivität zum Einsatz gekommen wäre, multipliziert mit einem Emissionsfaktor für den ersetzten Energieträger (AMS-I.C., Abs. 6). Ohne die Projektaktivität wäre weiterhin LPG als Energieträger zum Einsatz gekommen.

### 6.5.1 Baseline-Emissionen

Die Baseline-Emissionen können nach AMS-I.C., Abs. 10 wie folgt ermittelt werden:

$$BE_{\text{use,CH}_4,\text{ww}} = HG_{\text{ww}} \cdot EF_{\text{CO}_2} / \eta_{\text{th}}$$

worin:

$HG_{\text{ww}}$	Nettomenge der durch die Anaerobbehandlung des Abwassers erzeugten erneuerbaren Wärmeenergie
$EF_{\text{CO}_2}$	Emissionsfaktor des fossilen Energieträgers, der ohne die Projektaktivität verwendet worden wäre.
$\eta_{\text{th}}$	Wirkungsgrad der fossile Energie verwendenden Wärmeerzeugungsanlage

In diesem Ansatz wird deutlich, dass nicht der gesamte im Baseline-Szenario anfallende Verbrauch fossiler Energieträger zur Wärmeerzeugung angesetzt wird, sondern nur derjenige Anteil, der in der Projektaktivität durch erneuerbare Energieträger erzeugt und damit substituiert wird, wobei die Projekt-Emissionen dann automatisch zu Null anzusetzen sind ( $PE = 0$ ), da nach Kapitel 2.4 der Verbrauch erneuerbarer Energieträger als klimaneutral gilt. Dieser Ansatz ist nach Meinung des Autors solange korrekt, wie die Menge generierter erneuerbarer Energie vollständig durch das Projekt genutzt wird (d.h. "Energieverbrauch  $\geq$  Erzeugung erneuerbarer Energie"). Diese Bedingung gilt hier als erfüllt, da die Menge erzeugter erneuerbarer Energie im Vergleich zur gesamten Menge benötigter Energie gering ist (Kapitel 6.2.3.2) und folglich vollständig durch das Projekt genutzt wird.

Die Menge der erzeugten Wärmeenergie ergibt sich aus dem Produkt aus der Menge substituiertem LPG ( $Q_{\text{LPG}}$ ) und dem Heizwert von LPG ( $NCV_{\text{LPG}}$ ):

$$HG_{\text{ww}} = Q_{\text{LPG}} \cdot NCV_{\text{LPG}}$$

Die Einsparung aufgrund der Biogasproduktion beträgt  $Q_{\text{LPG}} = 2$  Flaschen zu 16 kg netto monatlich (Kapitel 6.2.3.2). Der Heizwert von LPG wird mit  $\text{NCV}_{\text{LPG}} = 47,3$  MJ/kg angesetzt (Kapitel 6.3.2). Damit beträgt die durch die Anaerobbehandlung des Abwassers erzeugte erneuerbare Wärmeenergie:

$$\text{HG}_{\text{ww}} = Q_{\text{LPG}} \cdot \text{NCV}_{\text{LPG}} = 2 \cdot 16 \cdot 12 \cdot 47,3 \cdot 10^{-6} = 0,0182 \text{ TJ/a}$$

Da verlässliche nationale Daten nicht vorliegen, wird als Emissionsfaktor für das substituierte LPG der IPCC-Standardwert nach [IPCC, 2006], Vol. 2, Chap. 2, Tab. 2.5 für "Siedlungs- und landwirtschaftliche Kategorien" angesetzt:

$$\text{EF}_{\text{CO}_2} = 63.100 \text{ kg CO}_2\text{e/TJ}$$

Der Wirkungsgrad der mit LPG betriebenen Gaskocher wird näherungsweise mit 90% angenommen:

$$\eta_{\text{th}} = 0,9$$

Damit ergeben sich Baseline-Emissionen aus der Nutzung von Methan aus der Anaerobbehandlung der Abwässer von:

$$\text{BE}_{\text{use,CH}_4,\text{ww}} = 0,0182 \cdot 63.100 \cdot \frac{1}{0,9} \cdot 10^{-3} = 1,28 \text{ t CO}_2\text{e/a}$$

### 6.5.2 Projekt-Emissionen

Da der Verbrauch erneuerbarer Energieträger als klimaneutral gilt, sind die Projekt-Emissionen aus der Nutzung des Methans gleich Null (Kapitel 6.5.1).

$$\text{PE}_{\text{use,CH}_4,\text{ww}} = 0$$

### 6.5.3 Leakage

Da die in diesem Projekt nun verwendete technische Ausstattung der Energieerzeugung weder von einem anderen Projekt abgezogen wurde, noch die ehemalige Ausstattung einem anderen Projekt zugegangen ist, können Leakage-Effekte dieser Projektaktivität vernachlässigt werden (AMS-I.C., Abs. 17).

$$\text{LE}_{\text{use,CH}_4,\text{ww}} = 0$$

## 6.6 Nutzung des Methans aus der Anaerobbehandlung organischer Abfälle

An dieser Stelle soll untersucht werden, welcher zusätzliche Ertrag aus den organischen Abfällen zu gewinnen wäre, würden diese ebenso der Biogasanlage zugegeben. Die Möglichkeit der Zugabe von Bioabfällen ist im Übrigen durch die separate Zugabekammer gegeben (Abbildung 13: Nr. 1).

### 6.6.1 Baseline-Emissionen

Die Baseline-Emissionen werden in Anlehnung an AMS-I.C., Abs. 10 wie folgt ermittelt:

$$BE_{\text{use,CH}_4,\text{sw}} = HG_{\text{sw}} \cdot EF_{\text{CO}_2} / \eta_{\text{th}}$$

worin:

$HG_{\text{sw}}$  Menge der durch die Anaerobbehandlung der organischen Abfälle erzeugten erneuerbaren Wärmeenergie

$EF_{\text{CO}_2}$  Emissionsfaktor des fossilen Energieträgers, der ohne die Projektaktivität verwendet worden wäre.

$\eta_{\text{th}}$  Wirkungsgrad der fossile Energie verwendenden Wärmeerzeugungsanlage

Dieser Ansatz erfolgt analog zu jenem in Kapitel 6.5.1, wonach nicht der gesamte im Baseline-Szenario anfallende Verbrauch fossiler Energieträger zur Wärmeerzeugung angesetzt wird, sondern nur derjenige Anteil, der in der Projektaktivität durch erneuerbare Energieträger erzeugt und damit substituiert wird, wobei die Projekt-Emissionen dann automatisch zu Null anzusetzen sind ( $PE = 0$ ), da nach Kapitel 2.4 der Verbrauch erneuerbarer Energieträger als klimaneutral gilt. Dieser Ansatz ist nach Meinung des Autors solange korrekt, wie die Menge generierter erneuerbarer Energie vollständig durch das Projekt genutzt wird (d.h. "Energieverbrauch  $\geq$  Erzeugung erneuerbarer Energie"). Diese Bedingung gilt hier als erfüllt, da die Menge erzeugter erneuerbarer Energie im Vergleich zur gesamten Menge benötigter Energie gering ist (Kapitel 6.2.3.2) und folglich vollständig durch das Projekt genutzt werden kann.

Die Menge der erzeugten Wärmeenergie ergibt sich aus dem Produkt aus der Menge erzeugten Methans ( $Q_{\text{CH}_4}$ ) und dem Heizwert von Methan ( $NCV_{\text{CH}_4}$ ):

$$HG_{\text{sw}} = Q_{\text{CH}_4} \cdot NCV_{\text{CH}_4}$$

Die Methanproduktion ergibt sich analog zu Kapitel 6.2.4 aus der zugeführten organischen Masse multipliziert mit der spezifischen Biogasproduktion und dem Methangehalt:

$$Q_{\text{CH}_4} = m_{\text{oA}} \cdot q_{\text{B}} \cdot \mu$$

Mangels verfügbarer Daten werden der Grasschnitt und die Erntereste hier vereinfachend vernachlässigt. An Küchenabfällen können  $m_{\text{oA}} = 15 \text{ kg/d}$  zugegeben werden (Kapitel 6.2.3.5). Der Biogasertrag ist, wie in Kapitel 6.2.4 bereits erwähnt, stark abhängig von der Art des Substrats. Mangels verfügbarer lokaler Daten werden hier Literaturwerte angesetzt. In [Grasmug et al., 2002], Tab. 1 wurde die auf die Frischmasse bezogene Biogasausbeute von Speiseresten und Marktabfällen mit  $q_{\text{B}} = 170 \text{ m}^3/\text{t}$  angegeben, die aus kontinuierlichen Laborversuchen im mesophilen Temperaturbereich gewonnen

wurden. Zur Berücksichtigung der ungünstigeren Praxisbedingungen vor Ort werden die Laborwerte mit einem angenommenen relativen Wirkungsgrad von 90% gegenüber Laborbedingungen reduziert. Der Methangehalt wurde in [Grasmug et al., 2002], Tab. 1 mit 70-72% angegeben. Es wird daher ein mittlerer Wert von  $\mu = 71\%$  angesetzt. Damit ergibt sich hieraus eine jährliche Methanproduktion aus den Bioabfällen von:

$$Q_{\text{CH}_4} = 0,015 \cdot 365 \cdot 0,9 \cdot 170 \cdot 0,71 = 595 \text{ m}^3/\text{a}$$

Der Heizwert von Methan wird in [Wiki, 2008p] mit rund  $36 \text{ MJ/m}^3$  angegeben.

Damit beträgt die durch die Anaerobbehandlung der organischen Abfälle erzeugbare erneuerbare Wärmeenergie:

$$\text{HG}_{\text{sw}} = Q_{\text{CH}_4} \cdot \text{NCV}_{\text{CH}_4} = 595 \cdot 36 \cdot 10^{-6} = 0,0214 \text{ TJ/a}$$

Für den Emissionsfaktor ( $\text{EF}_{\text{CO}_2}$ ) und den Wirkungsgrad ( $\eta$ ) sind dieselben Werte wie nach Kapitel 6.5.1 gültig.

Damit ergeben sich Baseline-Emissionen aus der Nutzung von Methan aus der Anaerobbehandlung der organischen Abfälle von:

$$\text{BE}_{\text{use,CH}_4,\text{sw}} = 0,0214 \cdot 63.100 \cdot \frac{1}{0,9} \cdot 10^{-3} = 1,50 \text{ t CO}_2\text{e/a}$$

### 6.6.2 Projekt-Emissionen

Da der Verbrauch erneuerbarer Energieträger als klimaneutral gilt, sind die Projekt-Emissionen aus der Nutzung des Methans gleich Null (Kapitel 6.6.1).

$$\text{PE}_{\text{use,CH}_4,\text{sw}} = 0$$

### 6.6.3 Leakage

Da die in diesem Projekt nun verwendete technische Ausstattung der Energieerzeugung weder von einem anderen Projekt abgezogen wurde, noch die ehemalige Ausstattung einem anderen Projekt zugegangen ist, können Leakage-Effekte dieser Projektaktivität vernachlässigt werden (analog zu AMS-I.C., Abs. 17).

$$\text{LE}_{\text{use,CH}_4,\text{sw}} = 0$$



## 6.7 Nutzung von Nährstoffen

Für die Energieeinsparungen durch die Substitution von Mineraldünger existiert noch keine anerkannte CDM-Methode. Daher wird nachfolgend ein eigener Ansatz konstruiert.

In diesem Projekt wird ein Küchengarten mit einer Fläche von ca.  $1.750 \text{ m}^2 = 0,175 \text{ ha}$  (Kapitel 6.2.2) für den Anbau von Nahrungsmitteln (Weizen und Papaya) verwendet. Da hier die grundsätzliche Vorgehensweise aufgezeigt werden soll, wird vereinfachend angenommen, dass ausschließlich Weizen angebaut wird. Die zur Verfügung stehende Fläche ist jedoch zu klein, um die auf dem Campus lebenden Menschen vollständig mit Weizen versorgen zu können. Mit dem Ziel, eine Aussage über die einwohnerbezogene Emissionsreduktion treffen zu können und unter der Annahme, dass benachbarte Flächen für den Ackerbau genutzt werden können, wird zunächst die für die Weizenproduktion erforderliche Fläche ermittelt und hierfür der N-Düngebedarf abgeschätzt.

In Indien entspricht die Weizenproduktion in etwa dessen Konsum, der Netto-Import ist mit ca. 2% [OECD, 2008] vernachlässigbar gering. Daher wird die zur Weizenproduktion erforderliche Fläche pro Einwohner wie folgt ermittelt:

Bevölkerung Indien (letzter Zensus im Jahr 2001) [UNSD, 2008]: 1.028.610.328 E

Erntefläche Weizen in Indien im Jahr 2001 [FAO, 2008a]: 25.730.600 ha

Erforderliche spezifische Fläche für Weizen:  $25.730.600 / 1.028.610.328 = 0,025 \text{ ha/E}$

Erforderliche Fläche für Weizen:  $0,025 \text{ ha/E} \cdot 240 \text{ E} = 6,0 \text{ ha}$

Der Düngebedarf ist – neben der Nährstoffart (N, P, K) und der Kulturart – stark abhängig von der Bodenart. In Anlehnung an § 3 DüV [DüV, 2007] wird der jährliche N-Düngebedarf wie folgt abgeschätzt:

N-Entzugswert durch die Pflanzen  $\cong 2,5 \text{ kg/dt}$

Ertragserwartung = 60 dt/ha

N-Entzug durch die Pflanzen =  $2,5 \cdot 60 = 150 \text{ kg/ha}$

Zuschlag für nicht erntefähige Restpflanze = 20 kg/ha

Abschlag aus pflanzennutzbarem N-Vorrat des Bodens im Frühjahr = 30 kg/ha

Abschlag aus pflanzennutzbarer N-Lieferung des Bodens und der Vorfrucht = 0

Spezifischer N-Düngebedarf =  $150 + 20 - 30 = 140 \text{ kg/ha}$

(Dieser Wert stimmt in etwa überein mit dem in [Metcalf & Eddy, 2003], S. 1615 für die Weizenproduktion angegebenen Wert von 155 kg/ha.)

N-Düngebedarf NC =  $140 \text{ kg/ha} \times 6,0 \text{ ha} \cdot 10^{-3} = 0,84 \text{ t N/a}$

Nachfolgend soll untersucht werden, wie viel von diesem N-Düngebedarf durch organischen Dünger gedeckt werden kann, so dass dieser Anteil die mögliche Einsparmenge darstellt. Die Menge des über den Urin ausgeschiedenen Stickstoffs ist verdauungsabhängig und steht im Verhältnis zu der Menge konsumierter Proteine. Bei Erwachsenen stehen Stickstoffausscheidung und Proteinkonsum in einem Gleichgewicht. In [Jönsson et al., 2004] wird eine Stickstoffausscheidung von 13% des Gesamtproteinkonsums genannt, die auf Daten der FAO und einer Auswertung umfangreicher Messungen an den

Ausscheidungen der schwedischen Bevölkerung basieren. Dieser Wert gilt jedoch für die Summe aus Urin und Fäzes. Für Urin alleine beträgt die Menge ausgeschiedenen Stickstoffs etwa  $4.000 \text{ g}/(\text{E}\cdot\text{a}) / 365 = 11 \text{ g}/(\text{E}\cdot\text{d})$  [Jönsson et al., 2004]. Der Proteinkonsum hängt sehr stark vom Ernährungsmuster ab und ist meist landesspezifisch. Der Proteinkonsum lag in Schweden im Jahr 2001 bei  $104 \text{ g}/(\text{E}\cdot\text{d})$  [FAO, 2008b]. Für Schweden betrug damit das Verhältnis der Menge ausgeschiedenen Stickstoffs zur Menge konsumierter Proteine  $N / Pr = 11 / 104 \cong 11\%$ . Dieses Verhältnis wird als global gleich angenommen.

Hieraus wird das N-Düngepotenzial des Urins in Indien wie folgt abgeschätzt:

Proteinkonsum in Indien im Jahr 2003 (letzter verfügbares Jahr) [FAO, 2008c]:  $59 \text{ g}/(\text{E}\cdot\text{d})$

N-Ausscheidung im Urin in Indien:  $11\% \cdot 59 = 6,5 \text{ g}/(\text{E}\cdot\text{d})$

Möglicher N-Rückgewinn:  $6,5 \cdot 365 \cdot 240 \cdot 10^{-6} = 0,57 \text{ t N / a}$

Hiernach können also  $0,57 / 0,84 = 68\%$  des N-Düngebedarfs mit Urin als organischem N-Dünger gedeckt werden.

Zur Kontrolle dieses Wertes ist in Tabelle 6 das Nährstoffangebot in menschlichen Fäkalien in Schweden sowie der Nährstoffbedarf zur Produktion einer Menge von 250 kg Getreide dargestellt. Der Nährstoffbedarf von 5,6 kg entspricht etwa der erforderlichen jährlichen Energiezufuhr eines Erwachsenen in Mitteleuropa [UNESCO-IHE, 2008]<sup>32</sup>. Danach deckt das Stickstoffangebot im Urin etwa  $4,0 / 5,6 = 71\%$  des N-Düngebedarfs.

Tabelle 6 Nährstoffangebot in menschlichen Fäkalien in Schweden und Nährstoffbedarf<sup>33</sup>

Important nutrients	Urine 500 l/yr	Faeces 50 l/yr	Total	Nutrient need for 250 kg cereals
Nitrogen (N)	4.0 kg, 88%	0.5 kg, 12%	4.5 kg, 100%	5.6 kg
Phosphorus (P)	0.4 kg, 67%	0.2 kg, 33%	0.6 kg, 100%	0.7 kg
Potassium (K)	0.9 kg, 71%	0.3 kg, 29%	1.2 kg, 100%	1.2 kg
Total amount of N+P+K	5.3 kg	1.0 kg	6.3 kg	7.5 kg

Daher wird vereinfachend angesetzt, dass 70% des N-Düngebedarfs durch Urin als organischer N-Dünger zur Verfügung gestellt und somit eingespart werden können. Der einsparbare N-Düngebedarf beträgt also:

$$\Delta \text{NC} = 70\% \cdot \text{NC} = 70\% \cdot 0,84 = 0,59 \text{ t N / a}$$

<sup>32</sup> Erläuterung: Die empfohlene tägliche Energiezufuhr eines Erwachsenen in Mitteleuropa beträgt etwa  $2.500 \text{ kcal}/(\text{E}\cdot\text{d})$ . Die Energiedichte von Kohlenhydraten liegt bei  $4 \text{ kcal/g}$ . Daraus ermittelt sich ein jährlicher Kohlenhydratbedarf von  $(2500 / 4) \cdot 365 \cdot 10^{-3} = 228 \cong 250 \text{ kg/a}$ . Mit einem zur Weizenproduktion erforderlichen Proteingehalt von 14% und dem Umrechnungsfaktor von  $6,25 \text{ kg Protein / kg N}$  ermittelt sich der Stickstoffbedarf von Weizen von  $250 \cdot 0,14 / 6,25 = 5,6 \text{ kg/a}$ .

<sup>33</sup> [Drangert, 1998]

Die erforderliche Düngemittelmenge des verwendeten Mineraldüngers ergibt sich aus dessen Nährstoffgehalt. Indiens Stickstoffdünger setzen sich vorwiegend zusammen aus Urea (88%), Diammoniumphosphat (10%) und verschiedene Arten von Ammoniumdünger (2%) [Sathaye et al., 2005]. Es wird daher angenommen, dass im Baseline-Szenario ausschließlich Urea als Mineraldünger verwendet wird. Urea hat einen Stickstoffgehalt von etwa 46% [Wiki, 2008n]. Damit ergibt sich die einsparbare N-Düngemittelmenge zu:

$$\Delta FC = \Delta NC / \text{Stickstoffgehalt} = 0,59 \text{ t N} / 46\% = 1,28 \text{ t Urea /a}$$

Im Baseline-Szenario wird dieser einsparbare Anteil durch Mineraldünger bereitgestellt. Nur für diesen Anteil werden nachfolgend die Baseline-Emissionen berechnet.

### 6.7.1 Baseline-Emissionen

Es wird angenommen, dass sich die Baseline-Emissionen aus der Nutzung von Nährstoffen allgemein aus folgenden Anteilen zusammensetzen, die nachfolgend einzeln ermittelt werden:

$$BE_{\text{use,nutr}} = BE_{\text{extr}} + BE_{\text{prod}} + BE_{\text{trans}} + BE_{\text{appl}} + BE_{\text{ww}} + BE_{\text{fert}} + BE_{\text{eff}}$$

worin:

$BE_{\text{extr}}$	Emissionen aus dem Energieverbrauch für die Gewinnung der für die Herstellung des Mineraldüngers erforderlichen Rohstoffe
$BE_{\text{prod}}$	Emissionen aus der Herstellung des Mineraldüngers
$BE_{\text{trans}}$	Emissionen aus dem Energieverbrauch für den Transport des Mineraldüngers
$BE_{\text{appl}}$	Emissionen aus dem Energieverbrauch für die Ausbringung des Mineraldüngers
$BE_{\text{ww}}$	Emissionen aus Behandlung des durch Düngemittelherstellung produzierten Abwassers
$BE_{\text{fert}}$	Emissionen aus der Düngung
$BE_{\text{eff}}$	Emissionen aus der Einleitung stickstoffhaltigen Abwassers

#### Emissionen aus dem Energieverbrauch für die Gewinnung der Rohstoffe

Die für die Produktion von Urea als Stickstoffdünger erforderlichen Rohstoffe sind Stickstoff, Wasserdampf sowie Erdgas, Naphtha oder Erdöl. Der Stickstoff wird als molekularer Stickstoff ( $N_2$ ) der Luft entnommen, deren Hauptbestandteil er ist. Für dessen Gewinnung ist – im Gegensatz zur Gewinnung der Rohstoffe für die Phosphor- und Kaliumproduktion – keine Energie erforderlich. Dies gilt analog für Wasserdampf. Der Energieverbrauch zur Gewinnung der fossilen Rohstoffe ist bereits in den Werten nach [Kongshaug, 1998] enthalten, die jenen Werten in Tabelle 7 entsprechen. Daraus kann geschlossen werden, dass der Energieverbrauch zur Gewinnung der Rohstoffe bereits im Energieverbrauch für die Herstellung des Mineraldüngers berücksichtigt ist. Damit ist an dieser Stelle anzusetzen:

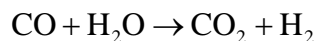
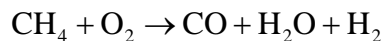
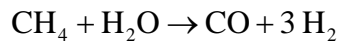
$$BE_{\text{extr}} = 0$$

### Emissionen aus der Herstellung des Mineraldüngers

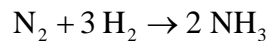
Um die Literaturangaben zum Energiebedarf für die Herstellung des Stickstoffdüngers und den damit verbundenen Emissionen überhaupt verwerten zu können, ist es wichtig, zunächst den Herstellungsprozess zu verstehen. Dieser wird nachfolgend kurz erläutert:

Für die Produktion von Urea stehen zwei alternative Verfahren und mehrere alternative Energieträger zur Verfügung. Mit dem wichtigsten Verfahren und Energieträger – Steam Reforming und Erdgas – verläuft die Produktion von Urea (Harnstoff) über folgende 3 Prozessschritte:

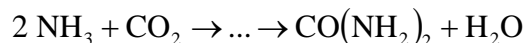
1) Wasserstoffherstellung:



2) Ammoniaksynthese:



3) Harnstoffsynthese (verkürzte Schreibweise):



Hierzu ist folgendes zu bemerken:

- Als Methanquelle ( $\text{CH}_4$ ) werden die fossilen Rohstoffe Erdgas, Naphtha (Rohbenzin) und Erdöl zu unterschiedlichen Anteilen verwendet. Da der Einsatz von Erdgas im Vergleich zu den anderen Rohstoffen deutlich weniger energieintensiv ist, zeichnet sich eine eindeutige Verlagerung hin zum Einsatz von Erdgas ab [Sathaye et al., 2005].
- Der molekulare Stickstoff ( $\text{N}_2$ ) wird der Luft entnommen, deren Hauptbestandteil er ist. Für dessen Gewinnung ist keine Energie erforderlich.
- Das bei der Wasserstoffherstellung aus nicht erneuerbaren Energieträgern anfallende  $\text{CO}_2$  wird bei der Harnstoffsynthese wieder gebunden und bei der Düngemittelproduktion noch nicht in die Atmosphäre freigesetzt. Es wird jedoch bei der späteren Düngung freigesetzt und muss dort berücksichtigt werden.

Die anfallenden Emissionen lassen sich unterteilen in Emissionen aus dem Einsatz fossiler Energieträger und prozeßspezifischen Emissionen [Patyk et al., 1997]:

$$\text{BE}_{\text{prod}} = \text{BE}_{\text{prod,energy}} + \text{BE}_{\text{prod,fugitive}}$$

worin:

$\text{BE}_{\text{prod,energy}}$  Emissionen aus dem Einsatz fossiler Energieträger

$\text{BE}_{\text{prod,fugitive}}$  Prozeßspezifische Emissionen

### Emissionen aus dem Einsatz fossiler Energieträger

Die Emissionen aus dem Energieverbrauch zur Herstellung werden in Anlehnung an [IPCC, 2006], Vol. 2, Chap. 2 (bzw. [IPCC, 2006], Vol. 3, Chap. 3.2, Eq. (3.1)) ermittelt:

$$\text{BE}_{\text{prod,energy}} = \text{EC} \cdot \text{EF}_{\text{CO}_2}$$

worin:

EC	Energieverbrauch zur Herstellung der einsparbaren N-Düngemittelmenge $\Delta FC$
$EF_{CO_2}$	Emissionsfaktor des Rohstoffs bzw. fossilen Energieträgers, der zur Herstellung des Mineraldüngers verwendet worden wäre

Der spezifische Energieverbrauch für die Ureaproduktion in Indien bezogen auf das jeweilige Produkt ist Tabelle 7 zu entnehmen. Um die darin genannten Werte zu überprüfen, wird eine Plausibilitätskontrolle durchgeführt:

- In [Küsters, 2007] wird für die Produktion von Ammoniakgas in älteren Anlagen ein Energieverbrauch von 47 GJ/t  $NH_3$ -N angegeben. Der auf das Ausgangsprodukt Ammoniak bezogene spezifische Energieverbrauch wird auf das Endprodukt Urea bezogen umgerechnet. Aus der o.g. chemischen Reaktionsgleichung der Harnstoffsynthese ergibt sich ein Ammoniakverbrauch von 2 Mol Ammoniak je 1 Mol Urea. Auf die gebildete Urea bezogen ergibt sich:  
 $(2 \text{ mol } NH_3 \cdot 17 \text{ g } NH_3/\text{mol}) / (1 \text{ mol Urea} \cdot 60 \text{ g Urea/mol}) = 0,57 \text{ g } NH_3 / \text{g Urea}$   
 Danach beträgt der auf Urea bezogene Energieverbrauch  $0,57 \cdot 47 = 26,8 \text{ GJ/t Urea}$ .
- In [Kongshaug, 1998], Tab. 7 wird für die Produktion von Urea in älteren Anlagen ein Energieverbrauch von 60 GJ/t N angegeben. Der Stickstoffgehalt von Urea beträgt 46% [Wiki, 2008n] und ergibt sich aus Multiplikation des Stickstoffgehalts von Ammoniak von 82% mit dem o.g. Umrechnungsverhältnis von 0,57. Danach beträgt der Energieverbrauch auf Urea bezogen  $0,46 \cdot 60 = 27,6 \text{ GJ/t Urea}$ .

Damit werden die in Tabelle 7 angegebenen Werte für Indien im Jahr 2003 bestätigt. Sie beinhalten nach [Kongshaug, 1998], Tab. 2 sowohl den Stoffeinsatz (82%) als auch den Energieeinsatz (18%).

Tabelle 7 Spezifischer Energieverbrauch zur Düngemittelproduktion [GJ/t Produkt]<sup>34</sup>

Process	India average (2003)	World (1998)	Europe (1997)	US average (1995)
Ammonia	41.8	36.6	35.5	37.1
Urea	28.4	25.8	24.5	30.4

Mit dem für Urea spezifischen Energieverbrauch von 28,4 GJ/t Urea und der einsparbaren N-Düngemittelmenge  $\Delta FC = 1,28 \text{ t Urea / a}$  (s.o.) ergibt sich ein jährlicher Energieverbrauch zur deren Herstellung von:

$$EC = 28,4 \text{ GJ/t Urea} \cdot 1,28 \text{ t/a} = 36,4 \text{ GJ/a} = 0,0364 \text{ TJ/a}$$

Im Jahr 2003 bestand der Energiemix zur Urea-Produktion aus ca. 49% Erdgas, 38% Naphtha, 9% Erdöl und 5% anderen Energieträgern [Sathaye et al., 2005]. Für die zugehörigen Emissionsfaktoren werden mangels verfügbarer nationaler Daten die IPCC-Standardwerte für "Produktionsbetriebe und Bauwesen" aus [IPCC, 2006], Vol. 2, Chap. 2, Tab. 1.4 bzw. Tab. 2.3 entnommen. Diese bewegen sich zwischen 64.200 kg  $CO_2e/TJ$  (Erdgas) und 73.300 kg  $CO_2e/TJ$  (Naphtha und Erdöl). Im Rahmen der hier möglichen Genauigkeit wird näherungsweise ein mittlerer Wert angesetzt von:

<sup>34</sup> [Sathaye et al., 2005]

$$EF_{CO_2} = 70.000 \text{ kg CO}_2\text{e/TJ}$$

(Dieser Wert unterscheidet sich von demjenigen in Kapitel 6.5.1 nach Meinung des Autors durch die unterschiedlich vollständige Verbrennung in diesen beiden Kategorien, die stark abhängig ist von der Feuerungstechnik, Betriebsweise und dem Wartungszustand der jeweiligen Anlage [Patyk et al., 1997].)

Damit ergeben sich die Emissionen aus dem Einsatz fossiler Energieträger von:

$$BE_{\text{prod,energy}} = 0,0364 \cdot 70.000 \cdot 10^{-3} = 2,54 \text{ t CO}_2\text{e/a}$$

### Prozeßspezifische Emissionen

Bei den prozeßspezifischen Emissionen handelt es sich um "Freisetzungen von Stoffen, die den stofflichen Input des Prozesses bilden, um Zwischen- bzw. Nebenprodukte oder um die Endprodukte der Prozesse. Sie können z.B. durch Leckagen, beim Beschicken der Anlagen oder beim Verpacken auftreten." [Patyk et al., 1997] Hier werden nur die klimarelevanten Emissionen berücksichtigt. Die prozeßspezifischen Emissionen werden nach folgendem Ansatz ermittelt:

$$BE_{\text{prod,fugitive}} = \Delta FC \cdot (EF_{CO_2} + EF_{CH_4} \cdot GWP_{CH_4} + EF_{N_2O} \cdot GWP_{N_2O})$$

worin:

$\Delta FC$	einsparbare N-Düngermittelmenge
$EF_{CO_2}$	spezifische $CO_2$ -Emissionen
$EF_{CH_4}$	spezifische $CH_4$ -Emissionen
$EF_{N_2O}$	spezifische $N_2O$ -Emissionen

Der zunächst in Lösung anfallende Harnstoff wird in Granulat umgewandelt. Für die Granulation und Konditionierung ergibt sich ein  $CO_2$ -Emissionsfaktor von etwa  $EF_{CO_2} = 0,75 \text{ t CO}_2\text{/t Urea}$  ([Patyk et al., 1997], Tab. 6-7). Dieser ist nicht im o.g. spezifischen Energieverbrauch zur Produktion von Urea eingerechnet und muss daher hier berücksichtigt werden.

Die in [Remy et al., 2006], Tab. 53 genannten  $CH_4$ - und  $N_2O$ -Emissionsfaktoren, die in [Patyk et al., 1997], Tab. 6-15 entnommen wurden, beziehen sich auf die Verwendung eines "mittleren N-Düngers", d.h. eines Düngemittelgemisches. Da hier der ausschließliche Einsatz von Urea angenommen wurde (s.o.), können diese Werte nicht übernommen werden. Der  $CH_4$ -Emissionsfaktor wird daher [Patyk et al., 1997], Tab. 6-14 entnommen zu  $EF_{CH_4} = 0,36 \text{ kg CH}_4\text{/t Urea}$ .

Die Angaben zu den  $N_2O$ -Emissionen sind unterschiedlich. Nach [Patyk et al., 1997], Tab. 6-14 fallen bei der Produktion von Urea keine  $N_2O$ -Emissionen an. Nach [Kongshaug, 1998], Tab. 9 betragen die  $CO_2$ e-Emissionen (inkl. der  $N_2O$ -Emissionen) bei älteren Produktionsanlagen  $0,98 \text{ t CO}_2\text{e/t Urea}$ . Da der Ursprung dieser  $CO_2$ e-Emissionen, insbesondere die Anteile  $CO_2$  und  $N_2O$ , hierin nicht explizit angegeben wurde, werden die spezifischen  $N_2O$ -Emissionen hier konservativ vernachlässigt:  $EF_{N_2O} = 0$ . Es wird jedoch betont, dass bei der Verwendung anderer Düngemittel als Urea teilweise erhebliche  $N_2O$ -Emissionen auftreten können ([Patyk et al., 1997], Tab. 6-14 und 6-15).

Mit der einsparbaren N-Düngemittelmenge  $\Delta FC = 1,28 \text{ t Urea /a}$  (s.o.) ergeben sich prozeßspezifische Emissionen von:

$$BE_{\text{prod, fugitive}} = (0,75 + 0,36 \cdot 10^{-3} \cdot 21 + 0 \cdot 310) \cdot 1,28 = 0,97 \text{ t CO}_2\text{e/a}$$

### Summe

Damit ergeben sich Baseline-Emissionen aus der Herstellung des einsparbaren Mineraldüngers von:

$$BE_{\text{prod}} = 2,54 + 0,97 = 3,51 \text{ t CO}_2\text{e/a}$$

### **Emissionen aus dem Energieverbrauch für den Transport des Mineraldüngers**

Der durchschnittliche globale Energieaufwand für Produktion (einschl. Verpackung), Transport und Ausbringung von Stickstoffdünger steht nach [Gellings et al., 2004], Tab. 2 im Verhältnis von etwa 45 : 3 : 1, d.h. der Energiebedarf für den Transport des Mineraldüngers beträgt etwa 3 / 45 desjenigen für die Produktion. Damit werden die Emissionen abgeschätzt zu:

$$BE_{\text{trans}} \cong \frac{3}{45} \cdot BE_{\text{prod, energy}} = \frac{3}{45} \cdot 2,54 = 0,17 \text{ t CO}_2\text{e/a}$$

### **Emissionen aus dem Energieverbrauch für die Ausbringung des Mineraldüngers**

Der Energieverbrauch für die Ausbringung des Mineralsdüngers fällt sowohl im Baseline- als auch im Projekt-Szenario an und hat dieselbe Größenordnung, was sich durch nahezu identische Emissionsfaktoren von mineralischem und organischem Dünger widerspiegelt ([Remy et al., 2006], Tab. 56). Zudem ist bei diesem Projekt davon auszugehen, dass auch im Baseline-Szenario keine maschinelle, sondern vielmehr eine manuelle Ausbringung des Düngers erfolgt, die keine fossile Energieträger verbraucht.

Selbst wenn der Energieverbrauch für die Ausbringung des Mineraldüngers abgeschätzt werden wollte, liegt dieser global betrachtet in der Größenordnung von etwa 1 / 45 (s.o.) desjenigen für dessen Produktion. Dieser Anteil ist vernachlässigbar:

$$BE_{\text{appl}} = 0$$

### **Emissionen aus der Behandlung des durch Düngemittelherstellung produzierten Abwassers**

Neben den oben berücksichtigten gasförmigen Emissionen fällt bei der Düngemittelherstellung auch Abwasser an, das mit Schwermetallen, Nährstoffen, Salzen und Fluoriden belastet ist [Remy et al., 2006]. In Kapitel 2.4 wurde festgehalten, dass die CO<sub>2</sub>-Emissionen aus den Abbauprozessen der Abwasserreinigung als klimaneutral gelten. Dies ist prinzipiell richtig. Hier handelt es sich jedoch um Folge-Emissionen aus der Düngemittelproduktion, die ursächlich mit dem einsparbaren Mineraldünger zusammenhängen. Im Sinne einer Internalisierung externer Effekte (Kapitel 2.7) sind diese Stoffe zu entfernen und die damit zusammenhängenden Emissionen formal zu berücksichtigen. Um eine Einschätzung der Größenordnung dieser Emissionen zu bekommen, wird nachfolgende Untersuchung durchgeführt.

Obwohl deutlich mehr Schadstoffe anfallen, werden nachfolgend nur jene Stoffe betrachtet, die im Rahmen der üblichen Abwasserreinigung behandelt werden und sich klimarelevant auswirken. Dies sind Nitrat ( $\text{NO}_3$ ) und Phosphat ( $\text{PO}_4$ ) [Remy et al., 2006], deren Elimination nachfolgend im Hinblick auf CDM-Relevanz untersucht wird. Die Baseline-Emissionen setzen sich also wie folgt zusammen:

$$\text{BE}_{\text{ww}} = \text{BE}_{\text{ww},\text{NO}_3} + \text{BE}_{\text{ww},\text{PO}_4}$$

worin:

$\text{BE}_{\text{ww},\text{NO}_3}$	Emissionen aus der Elimination des anfallenden Nitrats (Denitrifikation)
$\text{BE}_{\text{ww},\text{PO}_4}$	Emissionen aus der Elimination des anfallenden Phosphats (P-Elimination)

#### Emissionen aus der Denitrifikation

Die Gesamtemissionen aus der Denitrifikation setzen sich zusammen aus der Summe von:

- Emissionen aus den chemischen Reaktionen der Denitrifikation selbst, und
- Emissionen aus dem zugehörigen Energieverbrauch.

Unter Berücksichtigung dieser beiden Anteile ergeben sich die Emissionen aus der Denitrifikation nach folgendem Ansatz:

$$\text{BE}_{\text{ww},\text{NO}_3} = \Delta\text{NC} \cdot m_{\text{NO}_3} \cdot \left( \text{EF}_{\text{NO}_3} + \frac{14}{62} \cdot \text{EC} \cdot \text{EF}_{\text{CO}_2} \right)$$

worin:

$\Delta\text{NC}$	einsparbarer N-Düngebedarf
$m_{\text{NO}_3}$	spezifischer $\text{NO}_3$ -Abfall je produzierter Tonne Stickstoff-Dünger
$\text{EF}_{\text{NO}_3}$	Emissionsfaktor für die Denitrifikation
14/62	Umrechnungsfaktor im Verhältnis der Molmassen von $\text{NO}_3$ zu $\text{NO}_3\text{-N}$
EC	spezifischer Energieverbrauch zur Denitrifikation
$\text{EF}_{\text{CO}_2}$	Emissionsfaktor für den Energieverbrauch der Denitrifikation

Der einsparbare N-Düngebedarf, d.h. die Menge des einsparbaren Stickstoffs, beträgt (s.o.):

$$\Delta\text{NC} = 0,59 \text{ t N /a}$$

Der spezifische  $\text{NO}_3$ -Abfall je Tonne N-Dünger wird in [Remy et al., 2006], Tab. 53 angegeben mit:

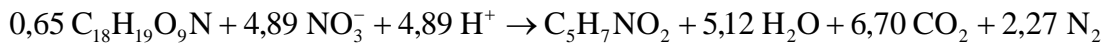
$$m_{\text{NO}_3} = 189 \text{ g NO}_3 / \text{ t N-Dünger}$$

Der Emissionsfaktor der Denitrifikation ( $\text{EF}_{\text{NO}_3}$ ) wird mithilfe der stöchiometrischen Beziehungen der chemischen Reaktionsgleichungen ermittelt, wobei jeweils ein Wirkungsgrad von 100% angenommen wird. Diese Abschätzung liegt somit auf der sicheren Seite.

Damit der Denitrifikationsprozess ablaufen kann, muss ein leicht abbaubares, organisches Substrat ( $\text{C}_{18}\text{H}_{19}\text{O}_9\text{N}$ , vgl. [BUW, 2006a], S. 112) zur Verfügung stehen. Es wird angenommen, dass das nitrat-haltige Abwasser aus der Düngemittelherstellung in einer Abwasserreinigungsanlage mitbehandelt wird, bei der das organische Substrat im Abwasser selbst enthalten ist oder aus dem Rücklauf der Schlammbehandlung stammt, so dass als bestehendes (und übliches) Behandlungsverfahren eine



vorgeschaltete Denitrifikation angenommen werden kann. Durch den Abbau des organischen Substrats gewinnen die Denitrifikanten Energie und reduzieren Nitrat in mehreren Schritten zu Distickstoffoxid ( $N_2O$ ) bzw. molekularem Stickstoff ( $N_2$ ), die in die Atmosphäre abgegeben werden. Unter der Annahme, dass der gesamte Energiegewinn aus der Denitrifikation für das Wachstum der Biomasse "BM" ( $C_5H_7NO_2$ ) benutzt und hierfür ausschließlich Nitrat verwendet wird, kann die Reaktionsgleichung der Denitrifikation nach [BUW, 2006a], Gl. (5.53) wie folgt geschrieben werden:



Aus der Denitrifikation entstehen somit je 4,89 mol  $NO_3^-$ :

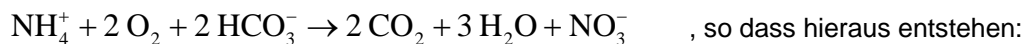
- 6,7 mol  $CO_2$ . Mit den Molmassen von  $CO_2$  (44 g/mol) und  $NO_3^-$  (62 g/mol) entstehen also  $6,7 \cdot 44 / (4,89 \cdot 62) = 0,97 \cong 1$  g  $CO_2$  / g  $NO_3^-$ .
- 1 mol BM. Mit den Molmassen von  $C_5H_7NO_2$  (113 g/mol) und  $NO_3^-$  (62 g/mol) entstehen also  $1 \cdot 113 / (4,89 \cdot 62) = 0,37$  g BM / g  $NO_3^-$ .

Die Reaktion der anschließenden Faulung der entstandenen Biomasse schreibt sich nach [Förstner, 2003], Kap. 6.3 wie folgt:



Aus der Faulung entstehen somit je 2 mol Biomasse:

- 5 mol  $CH_4$ . Mit den Molmassen von  $CH_4$  (16 g/mol) und  $C_5H_7NO_2$  (113 g/mol) entstehen also  $5 \cdot 16 / (2 \cdot 113) = 0,35$  g  $CH_4$  / g BM. Obwohl davon ausgegangen werden kann, dass das gewonnene Methan zur Wärmegewinnung verwendet wird, wird hier ungünstig angenommen, dass es in die Atmosphäre freigesetzt wird. Mit  $GWP_{CH_4} = 21$  entspricht die zuvor ermittelte Menge Methan einem  $CO_2$ -Äquivalent von  $0,35 \cdot 21 = 7,35$  g  $CO_2e$  / g BM.
- 3 mol  $CO_2$ . Mit den Molmassen von  $CO_2$  (44 g/mol) und  $C_5H_7NO_2$  (113 g/mol) entstehen also  $3 \cdot 44 / (2 \cdot 113) = 0,58$  g  $CO_2$  / g BM.
- 2 mol  $NH_4^+$ . Mit den Molmassen von  $NH_4^+$  (18 g/mol) und  $C_5H_7NO_2$  (113 g/mol) entstehen also  $2 \cdot 18 / (2 \cdot 113) = 0,16$  g  $NH_4^+$  / g BM. Die Behandlung des Ammoniums erfolgt über eine Nitrifikation, die sich nach [ATV, 1997], Gl. (5.2.4-6) zusammengefasst wie folgt schreibt:



$$2 \cdot 44 / (1 \cdot 18) = 4,89 \text{ g } CO_2 / \text{ g } NH_4^+.$$

Das verbleibende  $NO_3^-$  wird müsste noch denitrifiziert werden. Im Hinblick auf die hier mögliche Genauigkeit wird es jedoch nicht weiter verfolgt.

Insgesamt entstehen also:

- aus Denitrifikation (ohne Biomassenwachstum):  $1,0 \frac{gCO_2}{gNO_3^-}$ , und
- aus Biomassenwachstum:  $0,37 \frac{gBM}{gNO_3^-} \cdot \left( 7,35 \frac{gCO_2e}{gBM} + 0,58 \frac{gCO_2}{gBM} + 0,16 \frac{gNH_4^+}{gBM} \cdot 4,89 \frac{gCO_2}{gNH_4^+} \right) = 3,22 \frac{gCO_2}{gNO_3^-}$ .

Hieraus ergibt sich ein Emissionsfaktor von:

$$EF_{NO_3} = 1,0 + 3,22 = 4,22 \text{ g } CO_2 / \text{ g } NO_3^-.$$

Der spezifische Energieverbrauch zur Denitrifikation wird [Maurer et al., 2003], Tab. 2 entnommen. Für eine vorgeschaltete Denitrifikation mit darauffolgender Nitrifikation wird ein Wert angegeben von:

$$EC = 45 \text{ MJ/kg } N_{\text{eliminiert}}$$

Der Emissionsfaktor wird analog zu den "Emissionen aus der Herstellung des Mineraldüngers" angesetzt mit:

$$EF_{\text{CO}_2} = 70.000 \text{ kg CO}_2\text{e/TJ}$$

Damit betragen die Emissionen aus der Denitrifikation:

$$BE_{\text{ww,NO}_3} = 0,59 \cdot 189 \cdot 10^{-6} \cdot \left( 4,22 + \frac{14}{62} \cdot 45 \cdot 10^{-6} \cdot 70.000 \right)$$

$$BE_{\text{ww,NO}_3} = 0,59 \cdot 189 \cdot 10^{-6} \cdot (4,22 + 0,71) = 5,5 \cdot 10^{-4} \text{ t CO}_2\text{e/a} \cong 0$$

Es wird ersichtlich, dass sich die Emissionen zu einem überwiegenden Anteil ( $4,22 / 4,93 = 86\%$ ) aus den chemischen Reaktionen ergeben, und der Anteil des Energieverbrauchs hier klein ist. Jedoch auch insgesamt sind die Emissionen im Vergleich zu den übrigen Anteilen der Baseline-Emissionen vernachlässigbar.

#### Emissionen aus der Phosphor-Elimination

Die Emissionen aus der Phosphor-Elimination lassen sich analog zu denjenigen aus der Denitrifikation ermitteln, wobei hier nur Emissionen aus dem Energieverbrauch anfallen.

Der spezifische  $\text{PO}_4$ -Abfall je Tonne N-Dünger wird in [Remy et al., 2006], Tab. 53 angegeben mit:

$$m_{\text{PO}_4} = 29 \text{ g PO}_4 / \text{t N-Dünger}$$

Der spezifische Energieverbrauch wird [Maurer et al., 2003], Tab. 4 entnommen. Diese Werte beinhalten sowohl die Herstellung des Fällmittels, den Transport des Schlammes zu einer Verbrennungsanlage sowie den Energieverlust infolge der Verbrennung von anorganischem Material. Unter Annahme einer Simultanfällung unter Verwendung von Eisen(II)-Sulfat wird hier ein Wert angegeben von:

$$EC = 49 \text{ MJ/kg } P_{\text{eliminiert}}$$

Im Hinblick auf das Ergebnis aus der Denitrifikation (s.o.) und des im Vergleich hierzu geringeren spezifischen  $\text{PO}_4$ -Abfalls können die sich daraus ergebenden Emissionen ohne weiteren Nachweis vernachlässigt werden:

$$BE_{\text{ww,PO}_4} = 0$$

#### Summe

Die Baseline-Emissionen aus der Abwasserreinigung betragen demnach:

$$BE_{\text{ww}} = 0 + 0 = 0$$

### Emissionen aus der Düngung

Infolge der Düngung mit Urea entstehen sowohl N<sub>2</sub>O- als auch CO<sub>2</sub>-Emissionen:

$$BE_{\text{fert}} = BE_{\text{fert},\text{N}_2\text{O}} + BE_{\text{fert},\text{CO}_2}$$

worin:

BE<sub>fert,N<sub>2</sub>O</sub>            N<sub>2</sub>O-Emissionen aus der N-Düngung

BE<sub>fert,CO<sub>2</sub></sub>            CO<sub>2</sub>-Emissionen aus der Düngung mit Urea

#### N<sub>2</sub>O-Emissionen aus der Düngung

Bei den N<sub>2</sub>O-Emissionen handelt es sich um Stickstoffverluste, die nach der Ausbringung von N-Düngern entstehen ([IPCC, 2006], Vol. 4, Chap. 11.2). Hierbei ist es jedoch unerheblich, ob die N<sub>2</sub>O-Emissionen durch Verlust von mineralischem oder organischem Stickstoffdünger resultieren; sie sind beide anthropogen verursacht und gemäß der Definition in Kapitel 2.4 klimawirksam. Die Größenordnung liegt bei:

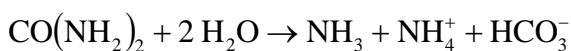
- 0,0125 t N<sub>2</sub>O-N/ t N nach [Remy et al., 2006], Tab. 56 bzw.
- 0,011 t N<sub>2</sub>O-N/ t N nach [FAO et al., 2001], Tab. 4.

Sie fallen jedoch sowohl im Baseline- als auch im Projekt-Szenario an und haben für mineralische N-Dünger und Urin identische N<sub>2</sub>O-Emissionsfaktoren ([Remy et al., 2006], Tab. 56). Somit können sie unberücksichtigt bleiben.

$$BE_{\text{fert},\text{N}_2\text{O}} = 0$$

#### CO<sub>2</sub>-Emissionen aus der Düngung mit Urea

Die Düngung mit Urea führt zu CO<sub>2</sub>-Emissionen, die sich wie folgt kurz erklären: Bei Kontakt mit Wasser und Urease-Enzymen, die im Boden und in Gewässern allgegenwärtig sind, wird Urea zu Ammoniak (NH<sub>3</sub>), Ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) und Hydrogenkarbonat (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) umgeformt (Harnstoffhydrolyse, Ureolyse) [Udert et al., 2003]:



Aus dem Hydrogenkarbonat entsteht Wasser und CO<sub>2</sub>, das formal berücksichtigt werden muss, da nach [IPCC, 2006], Vol. 4, Chap. 11.4 sein Entzug aus der Atmosphäre beim Herstellungsprozess zu berücksichtigen ist und in [Kongshaug, 1998], Chap. 6.1 berücksichtigt wurde. Die CO<sub>2</sub>-Emissionen aus der mit nicht erneuerbaren Energieträgern synthetisch hergestellten Urea sind klimarelevant, wogegen diejenigen aus der im Urin enthaltenen Urea klimaneutral sind (das CO<sub>2</sub> stammt hier aus Nahrungsmitteln, also aus regenerativer Energie). Die Emissionen aus der einsparbaren Düngung mit Urea ermitteln sich wie folgt:

$$BE_{\text{fert},\text{CO}_2} = \Delta\text{NC} \cdot \text{EF}$$

worin:

ΔNC                    einsparbarer N-Düngebedarf

EF                      spezifische CO<sub>2</sub>-Emissionen (Emissionsfaktoren) aus der Düngung mit Urea

Der einsparbare N-Düngebedarf wurde oben ermittelt zu:

$$\Delta\text{NC} = 0,59 \text{ t N /a}$$

Die spezifischen CO<sub>2</sub>-Emissionen (Emissionsfaktoren) aus der Düngung mit Urea werden in der Literatur unterschiedlich angegeben mit

- EF = 0,175 t CO<sub>2</sub> / t N (= 2.526 - 2.351 kg) nach [Patyk et al., 1997], Tab. 6-15 bzw.
- EF = 0,59 t CO<sub>2</sub> / t N nach [Remy et al., 2006], Tab. 56.

Ohne weitere Kenntnis der Ursache für diese Abweichung wird hier, da er explizit ausgewiesen wurde, der Wert von [Remy et al., 2006] angesetzt. Damit betragen die einsparbaren CO<sub>2</sub>-Emissionen aus der Düngung mit Urea:

$$BE_{\text{fert,CO}_2} = \Delta\text{NC} \cdot \text{EF} = 0,59 \cdot 0,59 = 0,35 \text{ t CO}_2\text{e/a}$$

### Summe

Insgesamt ergeben sich einsparbare Baseline-Emissionen aus der Düngung von:

$$BE_{\text{fert}} = 0 + 0,35 = 0,35 \text{ t CO}_2\text{e/a}$$

### **Emissionen aus der Einleitung stickstoffhaltigen Abwassers**

Hierbei handelt es sich um N<sub>2</sub>O-Emissionen, die in Abwasserreinigungsanlagen oder nach Einleitung von stickstoffhaltigem Abwasser in oberflächennahe Gewässer entstehen. Da das Abwasser normalerweise sowohl im Baseline- als auch im Projekt-Szenario in Gewässer eingeleitet wird und somit diese Emissionen in beiden Szenarien anfallen, bleiben sie meist unberücksichtigt. Hier ist jedoch eine andere Situation gegeben, da im Baseline-Szenario stickstoffhaltiges Abwasser in die überstauten Sickergruben eingeleitet und von dort in die Atmosphäre emittiert wird, wogegen im Projekt-Szenario (nach weitgehender Abtrennung und Wiederverwendung des Urins als organischer N-Dünger) kaum noch stickstoffhaltiges Schwarzwasser in die aquatische Umwelt gelangt.

Die N<sub>2</sub>O-Emissionen lassen sich nach [IPCC, 2006], Vol. 5, Chap. 6.3, Gl. (6.7) und (6.8) wie folgt abschätzen:

$$E_{\text{N}_2\text{O}} = \left[ (P \cdot \text{PC} \cdot F_{\text{NPr}} \cdot F_{\text{nc}} \cdot F_{\text{ind}}) - N_{\text{removed}} \right] \cdot \text{EF}_{\text{eff}} \cdot \frac{44}{28}$$

worin:

P	Anzahl angeschlossener Personen
PC	spezifischer Proteinkonsum pro Person und Jahr
F <sub>NPr</sub>	Anteil Stickstoff im konsumierten Protein
F <sub>nc</sub>	Anteil des nicht konsumierten Proteins, das in das Abwasser eingeleitet wird
F <sub>ind</sub>	Faktor des eingeleiteten Proteins industriellen oder gewerblichen Ursprungs
N <sub>removed</sub>	Stickstofffracht, die dem Ablauf ferngehalten bzw. aus ihm entfernt wird
EF <sub>eff</sub>	N <sub>2</sub> O-Emissionsfaktor
44/28	Faktor zur Umrechnung von N <sub>2</sub> O-N in N <sub>2</sub> O

Der erste Term der eckigen Klammer in o.g. Gleichung repräsentiert die in das Abwasser eingetragene Stickstofffracht, wobei der zweite Term die dem Abwasser ferngehaltene bzw. entfernte Stickstofffracht berücksichtigt. Im Baseline-Szenario ist letzter Term gleich Null, wogegen er im Projektszenario einen Wert annimmt. Analog zur Vorgehensweise in Kapitel 6.5.1 wird vereinfachend angenommen,

dass im Baseline-Szenario nur diejenigen Emissionen anfallen, die im Projekt-Szenario vermieden werden ( $PE = 0$ ), also:

$$BE_{\text{eff}} = N_{\text{removed}} \cdot EF_{\text{eff}} \cdot \frac{44}{28} \cdot GWP_{\text{N}_2\text{O}}$$

worin:

$N_{\text{removed}}$	Stickstofffracht, die dem Ablauf ferngehalten bzw. aus ihm entfernt wird
$EF_{\text{eff}}$	$\text{N}_2\text{O}$ -Emissionsfaktor
44/28	Faktor zur Umrechnung von $\text{N}_2\text{O-N}$ in $\text{N}_2\text{O}$
$GWP_{\text{N}_2\text{O}}$	Treibhauspotenzial von Distickstoffoxid

Die von der Einleitung in Gewässer ferngehaltene Stickstofffracht entspricht dem einsparbaren N-Düngebedarf, der oben ermittelt wurde zu:

$$N_{\text{removed}} = \Delta\text{NC} = 0,59 \text{ t/a}$$

Der Standardwert des  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionsfaktors beträgt nach [IPCC, 2006], Vol. 5, Chap. 6.3, Tab. 6.11:

$$EF_{\text{eff}} = 0,005 \text{ kg N}_2\text{O-N /kg N}$$

Als Treibhauspotenzial von Distickstoffoxid ist anzusetzen (Kapitel 2.3):

$$GWP_{\text{N}_2\text{O}} = 310$$

Damit betragen die Baseline-Emissionen aus der Einleitung stickstoffhaltigen Abwassers:

$$BE_{\text{eff}} = 0,59 \cdot 0,005 \cdot \frac{44}{28} \cdot 310 = 1,43 \text{ t CO}_2\text{e/a}$$

### Summe

Damit ergeben sich die im Projekt-Szenario vermiedenen Baseline-Emissionen aus der Nutzung von Nährstoffen von insgesamt:

$$BE_{\text{use,nutr}} = BE_{\text{extr}} + BE_{\text{prod}} + BE_{\text{trans}} + BE_{\text{appl}} + BE_{\text{ww}} + BE_{\text{fert}} + BE_{\text{eff}}$$

$$BE_{\text{use,nutr}} = 0 + 3,51 + 0,17 + 0 + 0 + 0,35 + 1,43 = 5,46 \text{ t CO}_2\text{e/a}$$

### 6.7.2 Projekt-Emissionen

Die Düngung mit organischem Dünger aus menschlichen Fäkalien kann prinzipiell Emissionen aus dem Energieverbrauch zu dessen Transport oder zur maschinellen Ausbringung verursachen. Der Energieverbrauch zu dessen Transport wurde bereits in Kapitel 6.3.2 erfasst (siehe "Emissionen aus dem Verbrauch fossiler bzw. nicht erneuerbarer Energieträger"). Da der Urin manuell ausgebracht wird, fallen auch keine Emissionen aus der Ausbringung an.

Darüber hinaus sind aufgrund des in Kapitel 6.7 gewählten Ansatzes, dass im Baseline-Szenario nur derjenige Anteil der Emissionen berücksichtigt wird, der im Projekt-Szenario entfällt, an dieser Stelle keine Emissionen anzusetzen:

$$PE_{\text{use, nutr}} = 0$$

### 6.7.3 Leakage

Indien kann seit den Jahren 2002/2003 seinen Stickstoffbedarf nahezu vollständig selbst decken, seine Stickstoff-Importe betragen weniger als 1% [Sathaye et al., 2005]. Damit sind Leakage-Effekte in dieser Untersuchung vernachlässigbar.

$$LE_{\text{use, nutr}} = 0$$

## 6.8 Ermittlung der Emissionsreduktion (ER)

Die mögliche Emissionsreduktion ermittelt sich allgemein nach folgendem Ansatz (Abbildung 3):

$$ER = \sum_i BE_i - (PE_i + LE_i) \quad [t \text{ CO}_2\text{e/a} = CER/a]$$

worin:

$BE_i$	Baseline-Emission der betrachteten Reduktionskomponente "i"
$PE_i$	Projekt-Emission der betrachteten Reduktionskomponente "i"
$LE_i$	Leakage der betrachteten Reduktionskomponente "i"

Die in Kapitel 6.3 bis 6.7 ermittelten Emissionen wurden in Tabelle 8 zusammengestellt und daraus die mögliche Emissionsreduktion für das hier vorliegende Projekt abgeleitet.

Tabelle 8 Mögliche Emissionsreduktionen bezogen auf das konkrete Projekt

$BE_i$	[t CO <sub>2</sub> e/a]	$PE_i$	[t CO <sub>2</sub> e/a]	$LE_i$	[t CO <sub>2</sub> e/a]	ER	[t CO <sub>2</sub> e/a]	$ER_{\text{spezif}}$	[t CO <sub>2</sub> e/EW/a]
<b>Fassung von Methan aus der Faulung der Abwässer:</b>									
$BE_{\text{power}}$	0	$PE_{\text{power}}$	0						
$BE_{\text{ww,treated}}$	7,39	$PE_{\text{ww,treated}}$	0						
$BE_{\text{s,final}}$	0	$PE_{\text{s,final}}$	0						
		$PE_{\text{fugitive}}$	0,92						
		$PE_{\text{dissolved}}$	1,04						
		$PE_{\text{upgrading}}$	0						
		$PE_{\text{phys.leakage}}$	0						
$BE_{\text{cap,CH4,ww}}$	7,39	$PE_{\text{cap,CH4,ww}}$	1,96	$LE_{\text{cap,CH4,ww}}$	0		5,43		0,0226
<b>Fassung von Methan aus der Faulung der organischen Abfälle:</b>									
$BE_{\text{cap,CH4,sw}}$	0	$PE_{\text{cap,CH4,sw}}$	0	$LE_{\text{cap,CH4,sw}}$	0		0		0
<b>Nutzung von Methan aus der Anaerobbehandlung der Abwässer:</b>									
$BE_{\text{use,CH4,ww}}$	1,28	$PE_{\text{use,CH4,ww}}$	0	$LE_{\text{use,CH4,ww}}$	0		1,28		0,0053
<b>Nutzung von Methan aus der Anaerobbehandlung organischer Abfälle:</b>									
$BE_{\text{use,CH4,sw}}$	1,50	$PE_{\text{use,CH4,sw}}$	0	$LE_{\text{use,CH4,sw}}$	0		1,50		0,0063
<b>Nutzung von Nährstoffen:</b>									
$BE_{\text{extr}}$	0								
$BE_{\text{prod}}$	3,51								
$BE_{\text{trans}}$	0,17								
$BE_{\text{appl}}$	0								
$BE_{\text{ww}}$	0								
$BE_{\text{fert}}$	0,35								
$BE_{\text{eff}}$	1,43								
$BE_{\text{use,nutr}}$	5,46	$PE_{\text{use,nutr}}$	0	$LE_{\text{use,nutr}}$	0		5,46		0,0228
<b>Summe</b>							<b>13,67</b>		<b>0,0570</b>

Die so ermittelte Emissionsreduktion entspricht direkt der erzielbaren Menge an CDM-Gutschriften, d.h.  $1 \text{ t CO}_2\text{e/a} = 1 \text{ CER/a}$  (Kapitel 2.9).

Obwohl die zugrunde liegenden Emissionen mit größtmöglicher Sorgfalt ermittelt wurden, sei an dieser Stelle nochmals darauf hingewiesen, dass es sich hierbei lediglich um eine Vorab-Abschätzung der möglichen Emissionsreduktion handelt. Die endgültige Zuteilung der Gutschriften kann erst nach erfolgreicher Registrierung, durchgeführtem Monitoring sowie dessen Verifizierung und Zertifizierung erfolgen (Kapitel 3.1). Unter Ausnutzung aller Reduktionskomponenten ergibt sich eine mögliche Emissionsreduktion von knapp  $ER = 14 \text{ t CO}_2\text{e/a} = 14 \text{ CER/a}$ . Selbst bei Annahme eines Preises von  $20 \text{ €/CER}$  (Kapitel 3.7) ergäbe sich über einen üblichen Kreditierungszeitraum von 7 Jahren ein Zusatznutzen von nur  $14 \cdot 20 \cdot 7 = 1.960 \text{ €}$ . Dieser ist im Vergleich zu den CDM-Zusatzkosten von minimal etwa  $50.000 \text{ €}$  (Tabelle 9) deutlich zu gering, so dass sich für dieses Projekt eine Beantragung als CDM-Projekt aus finanzieller Sicht nicht lohnen würde.

Eine Auswertung der Ergebnisse zeigt jedoch folgende grundlegenden Erkenntnisse:

1. Die größten Emissionsreduktionen ergeben sich aus:
  - a) der Nutzung von Nährstoffen aus organischem N-Dünger ( $ER_{\text{use,nutr}} = 5,46 \text{ t CO}_2\text{e/a}$ ),
  - b) der Fassung von Methan aus der Faulung der Abwässer ( $ER_{\text{cap,CH}_4,\text{ww}} = 5,43 \text{ t CO}_2\text{e/a}$ ) und
  - c) der Nutzung des gewonnenen Methans ( $ER_{\text{use,CH}_4} = 1,28 + 1,50 = 2,78 \text{ t CO}_2\text{e/a}$ ).
2. Die Emissionsreduktion bei der "Nutzung von Nährstoffen" resultiert im Wesentlichen aus der Substitution der Mineraldüngerproduktion ( $BE_{\text{prod}}$ ) und aus der vermiedenen  $\text{N}_2\text{O}$ -Emission des eingeleiteten Abwassers ( $BE_{\text{eff}}$ ). Sie ist in etwa genau so hoch wie jene aus der Komponente "Fassung von Methan" ( $ER = 5,46 \cong 5,43 \text{ t CO}_2\text{e/a}$ ).
3. Die "Fassung von Methan" leistet gegenüber der "Nutzung von Methan" erwartungsgemäß einen wesentlich größeren Beitrag zur Emissionsreduktion, da sich hier das Treibhauspotenzial von Methan bei dessen Fassung auswirkt ( $ER = 5,43 > 1,28 + 1,50 = 2,78 \text{ t CO}_2\text{e/a}$ ).
4. Der Beitrag der organischen Abfälle bei der "Nutzung von Methan" ( $BE_{\text{use,CH}_4,\text{sw}} = 1,50 \text{ t CO}_2\text{e/a}$ ) ist in etwa genau so groß wie derjenige des Abwassers ( $BE_{\text{use,CH}_4,\text{ww}} = 1,28 \text{ t CO}_2\text{e/a}$ ). Der Beitrag der organischen Abfälle bei der "Fassung von Methan" kann jedoch vernachlässigt werden ( $BE_{\text{cap,CH}_4,\text{sw}} \cong 0$ ), was zurückzuführen ist auf deren geringe Faulung im Baseline-Szenario.

## 6.9 Abschätzung einer Gewinnschwelle

Die in Kapitel 6.3 bis 6.7 ermittelten Emissionen sind ausnahmslos linear abhängig von der Anzahl angeschlossener Personen. Daher wurde in Tabelle 8 zusätzlich eine Spalte mit einwohnerspezifischen Emissionsreduktionen ( $ER_{\text{spezif}}$ ) angegeben, die sich aus der Division der jeweiligen Emissionsreduktion durch die in diesem Projekt angeschlossene Personenanzahl von 240 ergeben. Aus der Gegenüberstellung der CDM-Zusatzkosten (Transaktionskosten, TAK) und dieser einwohnerspezifischen Zusatzerlöse lässt sich eine grobe Gewinnschwelle ableiten, ab der es sich lohnen kann, eine CDM-Beantragung in Erwägung zu ziehen.



Zur exakten Ermittlung der Gewinnschwelle müssten formal die zu unterschiedlichen Zeitpunkten anfallenden Kosten und Erlöse entsprechend akkumuliert bzw. diskontiert werden [BUW, 2007]. Im Hinblick auf die Vielzahl der getroffenen Annahmen, den stark schwankenden CER-Preis und die damit verbundenen Unsicherheiten kann jedoch auf eine dynamische Kostenvergleichsrechnung verzichtet werden.

Da die Transaktionskosten überwiegend fix, d.h. konstant und damit unabhängig von der Anzahl der generierten Gutschriften sind (Kapitel 3.7), steigt ein potenzieller Gewinn mit zunehmender Projektgröße. Dies setzt jedoch nicht zwangsläufig ein Großprojekt im Sinne von Kapitel 3.5 voraus. Es können auch Kleinprojekte zu einem PoA zusammengefasst werden (Kapitel 3.8). Da hierfür prinzipiell auch die CDM-Methoden für Kleinprojekte angewendet werden dürfen, behalten die in Tabelle 8 ermittelten Werte ihre Gültigkeit auch bei Zusammenfassung mehrerer Kleinprojekte zu einem PoA. Die Transaktionskosten wurden daher Tabelle 2 für Kleinprojekte entnommen und für einen üblicherweise gewählten Kreditierungszeitraum von 7 Jahren in Tabelle 9 aufgelistet. Dabei wurde angenommen, dass es auch nach dem Jahr 2012 eine Handelsperiode geben wird und Gutschriften auch weiterhin verwertbar sind. Nach Ablauf des ersten Kreditierungszeitraums fallen alle Kosten ab der Validierung erneut an (Kapitel 4.9). Da der erste Kreditierungszeitraum die größte zu überwindende Hürde darstellt, werden alle nachfolgenden Betrachtungen auf diesen ersten Zeitraum bezogen, d.h. alle bis zur Validierung anfallenden Kosten mit einbezogen.

Tabelle 9 Geschätzte Transaktionskosten für ein Kleinprojekt innerhalb von 7 Jahren

Kostenkomponente	minimale TAK [€]	mittlere TAK [€]
Erstellung der PIN	1.500	3.250
Erstellung des PDD	5.000	10.000
Neue Methode (falls erforderlich)	0	20.000
Zustimmung Gastland	3.000	20.000
Validierung	4.000	5.500
Registrierung	$0^{35}$	
Monitoring	10.000	17.500
Verifizierung	$3.000 \cdot 7 = 21.000$	$5.000 \cdot 7 = 35.000$
Ausgabe der CER	$0^{36}$	
Rechtskosten	hier nicht angesetzt	7.500
Transferkosten	hier nicht angesetzt	
Summe	44.500	118.750

<sup>35</sup> da voraussichtlich weniger als 15.000 CER/a

<sup>36</sup> da vernachlässigbar gering

Die Gewinnschwelle wird hier definiert als derjenige Einwohnerwert (EW), bei dem die über den Kreditierungszeitraum kumulierten Erlöse aus den CDM-Gutschriften genau den Transaktionskosten innerhalb dieses Zeitraums entsprechen. Damit ermittelt sich die Gewinnschwelle wie folgt:

$$EW = \frac{TAK}{ER_{\text{spezif}} \cdot t_{\text{CP}} \cdot P_{\text{CER}}}$$

worin:

TAK	Summe der Transaktionskosten
$ER_{\text{spezif}}$	einwohnerspezifische Emissionsreduktionen
$t_{\text{CP}}$	Kreditierungszeitraum, der der Kostenermittlung zugrunde gelegt wurde
$P_{\text{CER}}$	Preis pro CER

Mit den in Tabelle 8 ermittelten einwohnerspezifischen Emissionsreduktionen, einem üblicherweise gewählten Kreditierungszeitraum von  $t_{\text{CP}} = 7$  Jahren, einem angenommenen Preis von 20 €/CER (Kapitel 3.7) und den in Tabelle 9 angegebenen Summe der minimalen bzw. mittleren TAK wurde der jeweils erforderliche Einwohnerwert ermittelt und in Tabelle 10 für die einzelnen Reduktionskomponenten (auf volle Tausend gerundet) angegeben. Dabei wurden die Komponenten gleichen Typs (d.h. beispielsweise die Fassung von Methan aus Abwasser *und* Abfall) zusammengefasst.

Tabelle 10 Erforderlicher Einwohnerwert für die vorliegende Baseline und Projektaktivität

Reduktionskomponente	erf. EW bei minimalen TAK	erf. EW bei mittleren TAK
Fassung von Methan	14.000	37.000
Nutzung von Methan	27.000	73.000
Nutzung von Nährstoffen	14.000	37.000
Fassung und Nutzung von Methan	9.000	25.000
Alle drei Komponenten	6.000	15.000

Der Grenzwert von  $N_{\text{CER}} = 15.000$  CER/a, bis zu dem die Registrierungskosten entfallen, entspricht bei Anrechnung aller drei Reduktionskomponenten etwa:

$$N_{\text{CER}} / ER_{\text{spezif}} = 15.000 / 0,0570 \cong 263.000 \text{ EW.}$$

Dieser Grenzwert liegt weit über der hier ermittelten erforderlichen Einwohnerzahl von 15.000 EW. Damit wird die in Tabelle 9 getroffene Annahme, dass keine Registrierungskosten anfallen, in aller Regel bestätigt.

Es wird deutlich, dass für das vorliegende Baseline-Szenario und die gewählte Projekttechnologie bei einem angenommenen Preis von 20 €/CER bei Anrechnung aller drei Reduktionskomponenten je nach Ansatz minimaler bzw. mittlerer TAK mindestens etwa **6.000 EW bis 15.000 EW** erforderlich sind, damit die CDM-Beantragung wirtschaftlich Sinn macht. Bei Anrechnung nur der Fassung und Nutzung von Methan wären entsprechend mindestens etwa **9.000 EW bis 25.000 EW** erforderlich, bei alleiniger Anrechnung nur der Nutzung von Nährstoffen mindestens etwa **14.000 EW bis 37.000 EW**.

An dieser Stelle sei betont, dass die genannten Zahlenwerte nicht ohne Weiteres auf andere Länder und Projekte übertragbar sind, da sie in entscheidendem Maß abhängen von dem Baseline-Szenario, der gewählten Projekttechnologie, der berücksichtigten Abwasser- und Abfallquellen, sowie einigen landes- und ernährungsspezifischen Parametern. Es lassen sich jedoch folgende richtungsweisenden Aussagen treffen:

- 1) Für die Reduktionskomponenten "Fassung von Methan" und "Nutzung von Methan" lagen bei diesem Projekt mit dem anaeroben Absetzteil als Baseline-Szenario, der Biogasanlage als Projektaktivität, der hohen (für Indien jedoch typischen) einwohnerspezifischen Fäzesmasse sowie dem Preis der Gutschriften im Hinblick auf eine Emissionsminderung günstige Bedingungen vor. Daher ist davon auszugehen, dass für Projekte der reinen Siedlungswasserwirtschaft mit ausschließlich menschlichen Abwässern und organischen Haushaltsabfällen als Substrat die für diese Reduktionskomponenten angegebenen Gewinnschwellen Mindestwerte auch für andere Länder und Projekte darstellen.

Bei zusätzlicher Berücksichtigung von Tierdung oder organischen Abfällen aus der Landwirtschaft können die für diese Reduktionskomponenten angegebenen Gewinnschwellen deutlich niedriger liegen.

- 2) Für die Reduktionskomponente "Nutzung von Nährstoffen" lagen bei diesem Projekt mit dem geringen (für Indien jedoch typischen) Proteinkonsum und der Verwendung von Urea als mineralisches Stickstoff-Düngemittel im Baseline-Szenario im Hinblick auf eine Emissionsminderung ungünstige Bedingungen vor. Es kann davon ausgegangen werden, dass bei einem höheren Proteinkonsum (mit folglich höherer Stickstoffausscheidung und damit einer größeren einsparbaren N-Düngemittelmenge) sowie bei Verwendung anderer Stickstoff-Düngemittel (mit in Folge höheren prozeßspezifischen Emissionen im Baseline-Szenario) die für diese Reduktionskomponente angegebenen Gewinnschwellen auch niedriger ausfallen können.
- 3) Bei zusätzlicher Berücksichtigung der Reduktionskomponente "Nutzung behandelter Abwässer" (Kapitel 6.2.5, Punkt 5), die hier nicht genauer quantifiziert wurde, kann die Gewinnschwelle deutlich niedriger als 6.000 EW bis 15.000 EW liegen.
- 4) Da die Beantragung und das Monitoring einer PoA einen höheren Aufwand als für einzelne Projekte erfordern, werden die Kosten hierfür und damit auch die Gewinnschwelle tendenziell höher liegen.

Für eine genauere Aussage für andere Länder und Projekte wäre eine Untersuchung analog zu der vorliegenden durchzuführen.

## 7 Zusammenfassung und Ausblick

Die durch menschliche Aktivitäten verursachten Treibhausgasemissionen tragen zu einem anthropogenen Treibhauseffekt bei, der nach den vom UN-Weltklimarat (IPCC) vorgestellten Szenarien einen deutlichen Anstieg der globalen Durchschnittstemperatur und eine Änderung der Niederschlagsverhältnisse erwarten lässt. Die für diesen Klimawandel verantwortlichen Treibhausgase im Rahmen der Siedlungswasserwirtschaft sind Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>), Methan (CH<sub>4</sub>) und Distickstoffoxid (N<sub>2</sub>O). Das Ziel besteht darin, die klimawirksamen Emissionen dieser Gase auf ein verträgliches Maß zu reduzieren. Auf dem Weg dorthin wurde im Kyoto Protokoll, das den derzeit gültigen internationalen, völkerrechtlich verbindlichen Vertrag über Klimaschutzmaßnahmen darstellt, die zugestandene Gesamtemission der Länder festgelegt, die das Kyoto Protokoll ratifiziert haben. Um dieses Emissionsniveau zu den volkswirtschaftlich geringsten Kosten zu erreichen, ermöglicht das Kyoto Protokoll die Anwendung von drei marktwirtschaftlich orientierten Flexiblen Mechanismen: den Emissionsrechtehandel, die "Joint Implementation" und den "Clean Development Mechanism". Es wurde deutlich, dass für Entwicklungsländer der Clean Development Mechanism (CDM) vorgesehen ist, um dort erzielte Emissionsreduktionen im Rahmen des Emissionshandels finanziell zu nutzen (Kapitel 2).

Es folgte ein Überblick über diesen Mechanismus (Kapitel 3) sowie eine Beschreibung seiner methodischen Anforderungen (Kapitel 4). Hierbei wurden folgende Erkenntnisse gewonnen:

- Gutschriften aus CDM hängen in entscheidendem Maße von der betrachteten Emissionsminderungsmaßnahme ("Projektaktivität"), dem zugehörigen (meist landesspezifischen) Referenzszenario ("Baseline-Szenario"), der berücksichtigten Abwasser- und Abfallquellen, sowie einigen landes- und ernährungsspezifischen Parametern ab.
- Mit CDM lassen sich nicht nur zusätzliche Erlöse aus den generierten Gutschriften erzielen. CDM verursacht auch Zusatzkosten, die relativ hoch und zum überwiegenden Teil fix, d.h. unabhängig von der Anzahl generierter Gutschriften sind, und die einen Teil der Zusatzerlöse kompensieren. Folglich ist eine Mindestprojektgröße erforderlich ist, damit CDM wirtschaftlich tragfähig wird.

Für Projektentwickler wurde ein kompakter Leitfaden erstellt, in dem alle durchzuführenden Schritte chronologisch aufgeführt und erläutert wurden (Kapitel 5).

Anschließend wurden die prinzipiell möglichen Maßnahmen zur Minderung von Treibhausgasemissionen durch kreislaufwirtschaftsorientierte Sanitärkonzepte aufgezeigt und qualitativ beschrieben (Kapitel 6). Für ein existierendes Projekt der Siedlungswasserwirtschaft, das noch nicht als CDM-Projekt beantragt wurde, wurden die bereits umgesetzten und noch möglichen Emissionsminderungen quantitativ abgeschätzt. Hierbei zeigte sich, dass das vorliegende Projekt mit seinen 240 angeschlossenen Personen deutlich zu klein ist und sich CDM aus finanzieller Sicht nicht rentieren würde, da die Kosten die Erlöse weit übersteigen. Es wurde jedoch eine Mindestpersonenanzahl angegeben, ab der sich eine CDM-Beantragung für kreislaufwirtschaftsorientierte Sanitärkonzepte für die Siedlungswasserwirtschaft mit vorwiegend menschlichen Abwässern und organischen Haushaltsabfällen lohnen kann (Kapitel 6.9).

In diesem Beispielprojekt wurden folgende drei Aspekte als Ausblick deutlich:

- a) Das Emissionsreduktionspotenzial einer gezielten Anaerobbehandlung von Abwässern liegt in der Fassung des Methans. In Entwicklungsländern werden für die anaerobe Abwasserbehandlung am häufigsten Schlammbettverfahren (UASB-Reaktoren) verwendet ([TBW, 1998], Kap. 1.4 und 1.5). Diese sind i.d.R. jedoch offen, wodurch das entstehende Methan in die Atmosphäre emittiert wird. Im Hinblick auf den Klimaschutz sollten neue UASB-Reaktoren in geschlossener Bauart entworfen werden, um die Methan-Emissionen zu fassen und womöglich zu nutzen. Ebenso sollten vorhandene offene UASB-Reaktoren sowie undichte Biogasanlagen nachträglich gasdicht geschlossen werden.
- b) Die Nutzung von Nährstoffen aus menschlichen Fäkalien und organischen Abfällen als organischer Dünger zur Substitution von Mineraldünger bietet ein ebenso großes Emissionsreduktionspotenzial wie die vorgenannte Fassung von Methan (Kapitel 6.8). Zudem steigen aufgrund von Rohstoffverknappung und steigender Energiepreise auch die Preise für Mineraldünger [IRM, 2008]. Daher stellen organische Dünger auch aus wirtschaftlicher Sicht eine zunehmend attraktive Alternative dar. Da für ihre Anrechnung im Rahmen des CDM bisher noch keine anerkannte Methode existiert und ihr Beitrag bislang ungenutzt ist, wird empfohlen, hierfür eine neue Baseline- und Monitoring-Methode basierend auf den Untersuchungen dieser Arbeit zu entwickeln und zur Anerkennung einzureichen.
- c) Die Nutzung behandelte Abwässer, obwohl im Rahmen dieser Arbeit nicht genauer quantifiziert, lässt aufgrund einer überschläglichen Abschätzung ein attraktives Emissionsminderungspotenzial erwarten, wenn die Energieaufwendungen für die Gewinnung, Aufbereitung oder Verteilung von Trinkwasser, das durch die Wiederverwendung von behandeltem Grauwasser zur Bewässerung von Nahrungsmitteln oder als Brauchwasser substituiert werden kann, entsprechend hoch sind (Kapitel 6.2.5, Punkt 5).

## Literatur

[Ashford, 1999]

Ashford, M.S.: The Carbon Finance Approach - Energy Efficiency Financing. In: Clean Energy Partnerships Conference, Präsentation 14.-16.11.1999 in Seattle. Boulder (USA): Econergy International Corporation (Hrsg.), 1999. URL: <http://www.cultural.org/ace/pt/pres/ashford/sld004.htm>.

[ATV, 1997]

Abwassertechnische Vereinigung e.V. (Hrsg.): ATV-Handbuch "Biologische und weitergehende Abwasserreinigung". Berlin: Ernst & Sohn Verlag, 1997.

[ATV-DVWK, 2002]

Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (ATV-DVWK): Merkblatt ATV-DVWK-M 363 "Herkunft, Aufbereitung und Verwertung von Biogasen". August 2002.

[ATV-DVWK, 2003]

Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (ATV-DVWK): Merkblatt ATV-DVWK-M 372 "Technische Rahmenbedingungen für die Vergärung biogener Abfälle". Mai 2003.

[Bischofsberger et al., 2005]

Bischofsberger, W.; Dichtl, N.; Rosenwinkel, K.-H.; Seyfried, C. F.; Böhnke, B.: Anaerobtechnik. Berlin: Springer Verlag, 2. vollst. überarb. Aufl., 2005.

[BMU, 2006]

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.): Die projektbasierten Mechanismen CDM und JI. Berlin, 2006. URL: [http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/broschuere\\_cdm\\_ji.pdf](http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/broschuere_cdm_ji.pdf).

[BMZ, n.d.]

Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (Hrsg.): Umweltprogramm der Vereinten Nationen (n.d.). URL: [http://www.bmz.de/de/wege/multilaterale\\_ez/akteure/uno/unep/index.html](http://www.bmz.de/de/wege/multilaterale_ez/akteure/uno/unep/index.html).

[Borsch et al., 1998]

Borsch, P.; Hake, J.-F.: Klimaschutz - Eine globale Herausforderung. Landsberg am Lech: Verlag Bonn Aktuell, 1998.

[BUW, 2006a]

Weiterbildendes Studium Wasser und Umwelt (Hrsg.): Abwasserbehandlung. Weimar, Verlag der Bauhaus-Universität, Juni 2006.

[BUW, 2006b]

Weiterbildendes Studium Wasser und Umwelt (Hrsg.): Umweltrecht. Weimar, Bauhaus-Universität, Fakultät Bauingenieurwesen, Institut für Wasserwesen, Unterrichtsmaterialien, 5. Auflage, 2006.

[BUW, 2007]

Weiterbildendes Studium Wasser und Umwelt (Hrsg.): Siedlungswasserwirtschaft im ländlichen Raum - Teil Abwasserentsorgung. Weimar, Verlag der Bauhaus-Universität, April 2007.

[Canty, 2008]

Canty and Associates (Hrsg.): Weatherbase for Ahmadabad, India (2008). URL: <http://www.weatherbase.com/weather/weather.php3?s=74624&refer=&units=metric>.

[Carbon Trust, 2008]

Carbon Trust (Hrsg.): Across the EU (2008). URL: <http://www.carbontrust.co.uk/climatechange/policy/eu.htm>.

[CPI, 2007]

University of Cambridge Programme for Industry (Hrsg.): The Bali Communiqué. Presseerklärung vom 30.11.2007. URL: <http://www.balicommunique.com/pressrelease.html>.

[DEHSt, 2007]

Deutsche Emissionshandelsstelle im Umweltbundesamt (Hrsg.): Deutsches CDM-Handbuch - Leitfaden für Antragsteller. Dessau, Juli 2007.

[DEHSt, 2008]

Deutsche Emissionshandelsstelle im Umweltbundesamt (Hrsg.): Emissionszertifikate des internationalen und europäischen Emissionshandels ab 2008. Dessau, Mai 2008.

[DiNicola et al., 1998]

DiNicola, A.; Jones, D.J.; Gray, G.: Carbon Dioxide Offset Investment in the Asia-Pacific Forestry Sector - Opportunities and Constraints. FAO Regional Office for Asia and the Pacific (Hrsg.), RAP Publication 1998/09, Bangkok, 1998. URL: <http://www.fao.org/docrep/003/X6901E/x6901e00.HTM>.

[Drangert, 1998]

Drangert, J.-O.: Fighting the urine blindness to provide more sanitation options. In: Water SA, 1998, Vol. 24, No. 2, S. 157-164.

[Driouache, 1999]

Driouache, Al H.: Optimierung der Abwasserreinigung durch Biogasverwertung auf der Kläranlage Ben Sergao/Agadir, Marokko. Karlsruhe, Universität Fridericiana, Fakultät für Bauingenieur- und Vermessungswesen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Dissertation, 1999. URL: <http://digbib.ubka.uni-karlsruhe.de/volltexte/11899>.

[DüV, 2007]

Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung - DüV), i.d.F. vom 27.02.2007.

[DWA, 2005]

Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (Hrsg.): Arbeitsblatt DWA-A 201 "Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Abwasserteichanlagen", August 2005.

[DWA, 2007]

Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.: Nachhaltigkeitskriterien von Neuartigen Sanitärsystemen. Arbeitspapier der DWA-Arbeitsgruppe 1.4, Dezember 2007 (nicht veröffentlicht).

[EURL, 2003]

Richtlinie 2003/87/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft und zur Änderung der Richtlinie 96/61/EG des Rates (EU-Emissionshandelsrichtlinie), i.d.F. vom 13.10.2003. URL: [http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/eu\\_emissionshandelsrichtlinie.pdf](http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/eu_emissionshandelsrichtlinie.pdf).

[Endres, 2000]

Endres, A.: Umweltökonomie. Stuttgart: Kohlhammer Verlag, 2000.

[FAO, 1996]

Food and Agriculture Organization: Biogas technology - A training manual for extension. Session 1 "A system approach to biogas technology". Kathmandu (Nepal): Consolidated Management Services Nepal Ltd. (Hrsg.), 1996. URL: <http://www.fao.org/sd/Egdirect/Egre0022.htm>.

[FAO et al., 2001]

Food and Agriculture Organization und International Fertilizer Industry Association (Hrsg.): Global Estimates of Gaseous Emissions of NH<sub>3</sub>, NO and N<sub>2</sub>O from Agricultural Land. Rom, 2001. URL: <http://www.fertilizer.org/ifa/Home-Page/LIBRARY/Publications.html/Global-Estimates-of-Gaseous-Emissions-of-NH3-NO-and-N2O-from-Agricultural-Land.html>.

[FAO, 2008a]

FAO Statistics Division: Production - Crops (2008). Auswahl: Country = India, Item = Wheat, Element = Area harvested, Year = 2001. URL: <http://faostat.fao.org/site/567/DesktopDefault.aspx?PageID=567#ancor>.

[FAO, 2008b]

FAO Statistics Division: Consumption - Crops Primary Equivalent (2008). Auswahl: Country = Sweden, Item = Grand Total +, Element = Protein consumption quantity, Year = 2001. URL: <http://faostat.fao.org/site/609/DesktopDefault.aspx?PageID=609#ancor>.

[FAO, 2008c]

FAO Statistics Division: Consumption - Crops Primary Equivalent (2008). Auswahl: Country = India, Item = Grand Total +, Element = Protein consumption quantity, Year = 2003. URL: <http://faostat.fao.org/site/609/DesktopDefault.aspx?PageID=609#ancor>.

[FAZ, 2008]

Frankfurter Allgemeine Zeitung: Fluglinien sollen für Kohlendioxidausstoß zahlen. Artikel vom 26.06.2008.

[Fenhann, 2008]

Joergen Fenhann (j.fenhann@risoe.dk): "Re: Questions about JI-/CDM-pipeline database". Persönliche Email vom 28.03.2008.

[First Climate, 2008]

First Climate: Market Report KW32 (12.08.2008). URL: <http://www.firstclimate.com/sales-trading/market-report.html>.

[Förstner, 2003]

Förstner, U.: Umweltschutztechnik. Berlin: Springer Verlag, 2003.

[Franceys et al., 1992]

Franceys, R.; Pickford, J.; Reed, R.: Guide to the development of on-site sanitation. Genf: World Health Organization (Hrsg.), 1992. URL: [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/hygiene/envsan/onsitesan/en/](http://www.who.int/water_sanitation_health/hygiene/envsan/onsitesan/en/).

[Freudenthaler, 2006]

Freudenthaler, K.: Der CO<sub>2</sub>-Emissionshandel. Innsbruck, Leopold-Franzens-Universität, Fakultät für Betriebswirtschaft, Institut für Strategisches Management, Magisterarbeit, 2006.

[Gellings et al., 2004]

Gellings, C.W.; Parmenter, K.E.: Energy efficiency in fertilizer production and use. In: Efficient Use and Conservation of Energy. Encyclopedia of Life Support Systems. Oxford (UK): EOLSS Publishers, 2004. URL: <http://www.eolss.net/ebooks/Sample%20Chapters/C08/E3-18-04-03.pdf>.

[Geurts, 2005]

Geurts, M.: Fact sheet on Sanitation - Introduction to the main characteristics of human excreta and grey water. Gouda (Niederlande): WASTE (Hrsg.), 2005. URL: <http://www.ecosan.nl/content/download/801/5817/file/fact%20sheet%20characteristics%20excreta.pdf>.

[Grasmug et al., 2002]

Grasmug, M.; Braun, R.: Vergärung biogener Abfälle aus Wien - Vergärbarkeit und Verwertbarkeit von Speiseresten und Marktabfällen. Tulln (Österreich), Interuniversitäres Department für Agrarbiotechnologie, Kooperationsprojekt mit der Stadt Wien, 2002. URL: <http://www.wien.gv.at/umweltschutz/pool/pdf/biogas.pdf>.

[Grieb, 2008]

Persönliches Gespräch mit Dr. Alexander Grieb (KfW) am 30.07.2008.

[Hildebrandt, 2007]

Hildebrandt, A.: CO<sub>2</sub>-Emissionshandel - Strategien und Unternehmensimage. Saarbrücken: VDM Verlag Dr. Müller, 2007.

[ICCT, 2005]

International Climate Change Taskforce (Hrsg.): Meeting the Climate Challenge. Recommendations of the International Climate Change Taskforce. Washington, 2005. URL: [http://www.waldundklima.net/politik/politik\\_docs/ICCT\\_recommendations.pdf](http://www.waldundklima.net/politik/politik_docs/ICCT_recommendations.pdf).



[IPCC, 2006]

2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volumes 1-5. IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme, Technical Support Unit, Institute for Global Environmental Strategies (IGES) (Hrsg.), Hayama (Japan), 2006. URL: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/>.

[IPCC, 2007a]

Intergovernmental Panel on Climate Change (Hrsg.): Climate Change 2007 - Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the IPCC. Genf, 2007. URL: [http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4\\_syr.pdf](http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr.pdf).

[IPCC, 2007b]

Intergovernmental Panel on Climate Change (Hrsg.): Climate Change 2007 - The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the IPCC. Genf, 2007. URL: <http://www.ipcc.ch/ipccreports/ar4-wg1.htm>.

[IPCC, 2007c]

Intergovernmental Panel on Climate Change (Hrsg.): Climate Change 2007 - Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the IPCC. Genf, 2007. URL: <http://www.ipcc.ch/ipccreports/ar4-wg2.htm>.

[IPCC, 2007d]

Intergovernmental Panel on Climate Change (Hrsg.): Climate Change 2007 - Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the IPCC. Genf, 2007. URL: <http://www.ipcc.ch/ipccreports/ar4-wg3.htm>.

[IPCC, 2008]

Intergovernmental Panel on Climate Change (Hrsg.): About IPCC (2008). URL: <http://www.ipcc.ch/about/index.htm>.

[IRM, 2008]

International Raw Materials Ltd. (Hrsg.): The Market - Fertilizer News and Analysis (21.08.2008). URL: <http://fertilizerworks.com/html/market/TheMarket.pdf>.

[Jönsson et al., 2004]

Jönsson, H.; Richert Stintzing, A.; Salomon, E.: Directives pour une Utilisation des Urines et des Fèces dans la Production Agricole, Rapport 2004-2. Stockholm: Stockholm Environment Institute (Hrsg.), 2004.

[Keicher et al., 2003]

Keicher, K.; Pinnekamp, J.; Ohl, M.; Blesl, M.; Fahl, U.: Einsatz von Brennstoffzellen auf Kläranlagen - Eine Potentialabschätzung. In: Abwasserdesinfektion und energetische Optimierung als zukünftige Aufgabe der Siedlungswasserwirtschaft. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 174, S. 103-123. München: Oldenbourg Industrieverlag, 2003.

[Kongshaug, 1998]

Kongshaug, G.: Energy Consumption and Greenhouse Gas Emissions in Fertilizer Production. In: IFA Technical Conference, 28.09.-01.10.1998 in Marrakech, Marokko. Paris: International Fertilizer Industry Association (IFA) (Hrsg.), 1998. URL: <http://www.fertilizer.org/ifa/Home-Page/LIBRARY/Publications.html/Energy-Consumption-and-Greenhouse-Gas-Emissions-in-Fertilizer-Production.html>.

[KP, 1997]

Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change (KP), i.d.F. vom 11.12.1997. URL: <http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.pdf>.

[Krey, 2005]

Krey, M.: Transaction costs of unilateral CDM projects in India - Results from an empirical survey. In: Energy Policy, 2005, Vol. 33, No. 18, S. 2385-2397.

[KrW-/AbfG, 1994]

Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (KrW-/AbfG), i.d.F. vom 27.09.1994.

[KTBL, 2007]

Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. und Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (Hrsg.): Faustzahlen Biogas. Darmstadt, 2007.

[Kujawa-Roeleveld et al., 2003]

Kujawa-Roeleveld, K.; Elmitwalli, T.; van Leeuwen, M.; Tawfik, A.; de Mes, T.; Zeeman, G.: Anaerobic digestion of physiological waste and kitchen refuse towards resource management in the DESAR concept. In: ecosan - closing the loop. Proceedings of the 2<sup>nd</sup> international symposium, 07.-11.04.2003 in Lübeck, S. 499-506. Eschborn: Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit GmbH (Hrsg.), 2004. URL: <http://www.gtz.de/en/dokumente/en-ecosan-symposium-luebeck-session-e-2004.pdf>.

[Küsters, 2007]

Küsters, J.: Energieverbrauch in der Düngemittelproduktion. In: Rohstoffverfügbarkeit für Mineraldünger - Perspektiven unter hohen Energiekosten und begrenzten Ressourcen. Tagung des Verbandes der Landwirtschaftskammern e.V. und des Bundesarbeitskreises Düngung, 24.-25.04.2007 in Würzburg. Frankfurt: Bundesarbeitskreis Düngung (Hrsg.), 2007. URL: [http://www.duengung.net/downloads/TB2007\\_Internet.pdf](http://www.duengung.net/downloads/TB2007_Internet.pdf).

[Kvarnström et al., 2006]

Kvarnström, E.; Emilsson, K.; Richert Stintzing, A.; Johansson, M.; Jönsson, H.; af Petersens, E.; Schönning, C.; Christensen, J.; Hellström, D.; Qvarnström, L.; Ridderstolpe, P.; Drangert J.-O.: Urine Diversion - One Step Towards Sustainable Sanitation. EcoSanRes Programme, Report 2006-1. Stockholm: Stockholm Environment Institute, 2006. URL: [http://www.ecosanres.org/pdf\\_files/Urine\\_Diversion\\_2006-1.pdf](http://www.ecosanres.org/pdf_files/Urine_Diversion_2006-1.pdf).

[LD, 2004]

Richtlinie 2004/101/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Richtlinie 2003/87/EG über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft im Sinne der projektbezogenen Mechanismen des Kyoto-Protokolls ("Linking Directive", EU-Verbindungsrichtlinie), i.d.F. vom 27.10.2004. URL: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2004:338:0018:0023:DE:PDF>.

[LfU, 2007]

Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.): Biogashandbuch Bayern – Materialband, Kapitel 1. Augsburg, Juli 2007. URL: <http://www.lfu.bayern.de/abfall/fachinformationen/biogashandbuch/index.htm>.

[Lucht et al., 2005]

Lucht, M.; Spangardt, G.: Emissionshandel - Ökonomische Prinzipien, rechtliche Regelungen und technische Lösungen für den Klimaschutz. Berlin: Springer Verlag, 2005.

[Maurer et al., 2003]

Maurer, M.; Schwegler, P.; Larsen T.A.: Nutrients in urine - Energetic aspects of removal and recovery. In: Water Science and Technology, 2003, Vol. 48, No. 1, S. 37-46. URL: <http://www.iwaponline.com/wst/04801/0037/048010037.pdf>.

[Meadows et al., 1993]

Meadows, D.H.; Meadows, D.L.; Randers, J.: Die neuen Grenzen des Wachstums. Reinbek: Rowohlt Verlag, 1993.

[Metcalf & Eddy, 2003]

Metcalf & Eddy Inc. (Hrsg.): Wastewater Engineering - Treatment and Reuse. New York: McGraw-Hill, 4<sup>th</sup> edition, 2003.

[Michaelowa et al., 2003]

Michaelowa, A.; Stronzik, M.; Eckermann, F.; Hunt, A.: Transaction costs of the Kyoto Mechanisms. In: Climate Policy, 2003, Vol. 3, No. 3, S. 261-278. URL: [http://www.hwwa.de/Forschung/Klimapolitik/docs/Archiv/Michaelowa\\_et\\_al\\_2003.pdf](http://www.hwwa.de/Forschung/Klimapolitik/docs/Archiv/Michaelowa_et_al_2003.pdf).

[Michaelowa et al., 2007]

Michaelowa, A.; Gagnon-Lebrun, F.; Hayashi, D.; Flores, L.S.; Crête, P.; Krey, M.: Understanding CDM Methodologies. London: Department for Environment, Food and Rural Affairs (Hrsg.), 2007.

URL:

[http://www.perspectives.cc/home/groups/7/Publications/CDM\\_Guidebook\\_Perspectives\\_DEFRA\\_122\\_007.pdf](http://www.perspectives.cc/home/groups/7/Publications/CDM_Guidebook_Perspectives_DEFRA_122_007.pdf).

[Michaelowa, 2008a]

Dr. Axel Michaelowa (axel.michaelowa@pw.uzh.ch): "Re: Tools Baseline Scenario & Additionality". Persönliche Email vom 23.04.2008.

[Michaelowa, 2008b]

Persönliches Gespräch mit Dr. Axel Michaelowa am 06.05.2008.

[MPI-M, n.d.]

Max-Planck-Institut für Meteorologie (MPI-M): Wie funktioniert der Treibhauseffekt? (n.d.). URL:

<http://www.mpimet.mpg.de/presse/faq-s/wie-funktioniert-der-treibhauseffekt.html>.

[NAP, 2006]

Nationaler Allokationsplan 2008-2012 für die Bundesrepublik Deutschland (NAP 2008-2012), i.d.F. vom 28.06.2006, mit Änderungen vom 24.11.2006. URL:

[http://www.bmu.de/files/emissionshandel/downloads/application/pdf/nap\\_2008\\_2012.pdf](http://www.bmu.de/files/emissionshandel/downloads/application/pdf/nap_2008_2012.pdf) und

[http://www.bmu.de/pressemitteilungen/aktuelle\\_pressemitteilungen/pm/38248.php](http://www.bmu.de/pressemitteilungen/aktuelle_pressemitteilungen/pm/38248.php).

[Navsarjan, 2008a]

Navsarjan Trust: Who are Dalits? (2008). URL: <http://navsarjan.org/navsarjan/dalits/whoaredalits>.

[Navsarjan, 2008b]

Navsarjan Trust: Dalit Shakti Kendra (2008). URL: <http://navsarjan.org/navsarjan/dalitshaktikendra>.

[Oberthür et al., 1999]

Oberthür, S.; Ott, H.E.: The Kyoto protocol - International climate policy for the 21<sup>st</sup> century. Berlin: Springer Verlag, 1999.

[OECD, 2008]

Organisation for Economic Co-operation and Development: OECD-FAO Agricultural Outlook 2008-2017, by variable (2008). Auswahl: Country = India, Commodity = Wheat. URL:

<http://stats.oecd.org/wbos/Index.aspx?usercontext=sourceoecd>.

[Papadopoulos et al., 2003]

Papadopoulos, A.; Parisopoulos, G.; Papadopoulos, F.; Karteris, A.: Sludge accumulation pattern in an anaerobic pond under Mediterranean climatic conditions. In: Water Research, 2003, Vol. 37, No. 3, S. 634-644.

[Patyk et al., 1997]

Patyk, A.; Reinhardt, G. A.: Düngemittel - Energie- und Stoffstrombilanzen. Braunschweig/Wiesbaden: Vieweg Verlag, 1997.

[Peter-Fröhlich et al., 2007]

Peter-Fröhlich, A.; Bonhomme, A.; Oldenburg, M.: EU demonstration project "Sanitation Concepts for Separate Treatment of Urine, Faeces and Greywater" (SCST) - Results. Berlin: Kompetenzzentrum Wasser (Hrsg.), 2007. URL: <http://www.kompetenz-wasser.de/SCST-Downloads.295.0.html>.

[ProMechG, 1997]

Gesetz über projektbezogene Mechanismen nach dem Protokoll von Kyoto zum Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen (Projekt-Mechanismen-Gesetz - ProMechG), i.d.F. vom 11.12.1997. URL: <http://bundesrecht.juris.de/bundesrecht/promechg/gesamt.pdf>.

[REG, 2008]

REGIERUNGonline: Europäisches Klimaschutzpaket vorgelegt (23.01.2008). URL:

<http://www.bundesregierung.de/Content/DE/Artikel/2008/01/2008-01-23-eu-gesetzpaket-klimaschutz.html>.

[Remy et al., 2006]

Remy, C.; Ruhland, A.; Jekel, M.: Ecological assessment of alternative sanitation concepts with Life Cycle Assessment. Final report for task 5 of the EU demonstration project "Sanitation Concepts for Separate Treatment of Urine, Faeces and Greywater" (SCST). Berlin: Kompetenzzentrum Wasser (Hrsg.), 2006. URL: <http://www.kompetenz-wasser.de/SCST-Downloads.295.0.html>.

[Sathaye et al., 2005]

Sathaye, J.A.; Price, L.; de la Rue du Can, S.; Fridley, D.: Assessment of Energy Use and Energy Savings Potential in Selected Industrial Sectors in India. Berkeley (USA): Ernest Orlando Lawrence Berkeley National Laboratory (Hrsg.), 2005. URL: <http://ies.lbl.gov/iespubs/57293.pdf> und <http://www.energymanagertraining.com/fertilizer/pdf/FertilizerProductioninIndia.pdf>.

[Seidel, 2005]

Seidel, W.: Linking Directive, Projekt-Mechanismen-Gesetz - Umsetzung in Deutschland. In: Die Erschließung der Klimaschutzpotentiale der europäischen Abfallwirtschaft, Workshop am 23.11.2005. Dessau: Deutsche Emissionshandelsstelle im Umweltbundesamt (Hrsg.), 2005. URL: <http://www.umweltbundesamt.de/abfallwirtschaft/nachhaltigkeit/dokumente/abfall-energie-klima-linking.pdf>.

[Sippel, 2007]

Sippel, M.: CDM im Rahmen von Nord-Süd-Städtepartnerschaften - Potenzial zur Reduktion von Transaktionskosten? Universität Flensburg, Internationales Institut für Management, Promotionschrift, 2007.

[SuSanA, 2008]

Sustainable Sanitation Alliance: Towards more sustainable sanitation solutions. Vision statement I (2008). URL: <http://www.susana.org/images/documents/02-vision/en-susana-vision-statement-I-version-1-2-feb-2008.pdf>.

[Sutter, 2003]

Sutter, C.: Sustainability assessment of energy related projects under the Clean Development Mechanism of the Kyoto Protocol. Zürich, Eidgenössische Technische Hochschule, Dissertation, 2003.

[Sutter, 2007]

Sutter C.: Programme of Activities - Current Status. Präsentation auf der CarbonExpo 03.05.2007 in Köln. URL: [http://www.mc-cgn.de/km/carbonexpo/conference/download\\_presentations\\_2007/pdf/thurs\\_17-18\\_cs\\_ChristophSutter.pdf](http://www.mc-cgn.de/km/carbonexpo/conference/download_presentations_2007/pdf/thurs_17-18_cs_ChristophSutter.pdf).

[TBW, 1998]

TBW naturgerechte Technologien, Bau- und Wirtschaftsberatung GmbH: Förderung der Anaerobtechnologie zur Behandlung kommunaler und industrieller Abwässer und Abfälle. Eschborn: Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit GmbH (Hrsg.), 1998. URL: <http://www2.gtz.de/Dokumente/oe44/ecosan/de-anaerobtechnologie-1998.pdf>.

[TEHG, 2007]

Gesetz über den Handel mit Berechtigungen zur Emission von Treibhausgasen (Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz – TEHG), i.d.F. vom 21.12.2007. URL: <http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/tehg.pdf>.

[Trösch, 2004]

Trösch, W.: Urbanes Wassermanagement der Zukunft (02.02.2004). URL: <http://www.gtz.de/ecosan/download/ecosan-Knittlingen-Frauenhofer.pdf>.

[Udert et al., 2003]

Udert, K.M.; Larsen, T.A.; Gujer, W.: Biologically induced precipitation in urine-collecting systems. In: Water Science and Technology: Water Supply, 2003, Vol. 3, No. 3, S. 71-78.

[UL, 2008]

Umwelt-Lexikon: Heiße Luft (2008). URL: [http://www.umweltdatenbank.de/lexikon/heisse\\_luft.htm](http://www.umweltdatenbank.de/lexikon/heisse_luft.htm).

[UM, 2005]

Umweltministerium Baden-Württemberg (Hrsg.): Flexible Instrumente im Klimaschutz - Eine Anleitung für Unternehmen. Stuttgart, 2005. URL:

<http://www.isi.fhg.de/n/Projekte/leitfaden2005/druck072005/isi-leitfaden-klimaschutz2005.pdf>.

[UNESCO-IHE, 2008]

UNESCO Institute for Water Education (IHE) (Hrsg.): Urban agriculture and fertilizer trials. Delft (Niederlande), UNESCO-IHE, Teil des Onlinekurses "Ecological Sanitation", Course 3, Unit 2. URL:

[http://lms.ihe.nl/cms/course\\_material/Z211/lecture\\_notes\\_download/Z2110201F.ppt](http://lms.ihe.nl/cms/course_material/Z211/lecture_notes_download/Z2110201F.ppt).

[UNFCCC, 1992]

United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC), i.d.F. vom 09.05.1992. URL:

<http://unfccc.int/resource/docs/convkp/conveng.pdf>.

[UNFCCC, 2001]

UNFCCC: Modalities and procedures for a clean development mechanism. In: Report of the Conference of the Parties on its seventh session held at Marrakesh from 29 October to 10 November 2001, Decision 17/CP.7, Annex (2001). URL: <http://unfccc.int/resource/docs/cop7/13a02.pdf>.

[UNFCCC, 2005a]

UNFCCC: Simplified modalities and procedures for small-scale CDM project activities. In: Report of the Conference of the Parties serving as the meeting of the Parties to the Kyoto Protocol on its first session held at Montreal from 28 November to 10 December 2005, Decision 4/CMP.1, Annex II (2005). URL: <http://cdm.unfccc.int/Reference/COPMOP/08a01.pdf#page=43>.

[UNFCCC, 2005b]

UNFCCC: Indicative simplified baseline and monitoring methodologies for selected small-scale CDM project activity categories. In: Report of the Conference of the Parties serving as the meeting of the Parties to the Kyoto Protocol on its first session held at Montreal from 28 November to 10 December 2005, Decision 4/CMP.1, Annex II, Appendix B, Attachment A, Version 06 (30.09.2005). URL: [http://cdm.unfccc.int/methodologies/SSCmethodologies/AppB\\_SSC\\_AttachmentA.pdf](http://cdm.unfccc.int/methodologies/SSCmethodologies/AppB_SSC_AttachmentA.pdf).

[UNFCCC, 2005c]

UNFCCC: CDM-SSC-PDD "SIDPL Methane extraction and power generation project" (30.10.2005). Project ref: 498. URL:

<http://cdm.unfccc.int/UserManagement/FileStorage/IMWZTAMREU3OUPGRL36LO7BQHLHUA1>.

[UNFCCC, 2006a]

UNFCCC: Definition of renewable biomass. In: EB 23 Report, Annex 18 (2006). URL:

[http://cdm.unfccc.int/EB/023/eb23\\_repan18.pdf](http://cdm.unfccc.int/EB/023/eb23_repan18.pdf).

[UNFCCC, 2006b]

UNFCCC: Combined tool to identify the baseline scenario and demonstrate additionality (Version 02.1). In: EB 28 Report, Annex 14 (15.12.2006). URL:

[http://cdm.unfccc.int/Reference/tools/meth\\_tool02\\_v02\\_1.pdf](http://cdm.unfccc.int/Reference/tools/meth_tool02_v02_1.pdf).

[UNFCCC, 2006c]

UNFCCC: Draft optional baseline scenario selection tool. In: Meeting report, CDM Meth Panel, 19<sup>th</sup> meeting, Annex 9 (03.02.2006). URL:

[http://cdm.unfccc.int/Panels/meth/Meth19\\_repan\\_09\\_Baseline\\_selection\\_tool.pdf](http://cdm.unfccc.int/Panels/meth/Meth19_repan_09_Baseline_selection_tool.pdf).

[UNFCCC, 2006d]

UNFCCC: CDM-SSC-PDD "Avoidance of wastewater and on-site energy use emissions and renewable energy generation in IFB Agro Distillery unit", Version 03 (30.05.2006). Project ref: 496. URL:

<http://cdm.unfccc.int/UserManagement/FileStorage/GZEOECJSEUW0FUIUYSLUY6U0ZW4AMH>.

[UNFCCC, 2007a]

UNFCCC: Guidelines for completing the form for submission of bundled small-scale CDM project activities, Version 01 (14.09.2007). URL:

[http://cdm.unfccc.int/Reference/Guidclarif/pdd/PDD\\_guid05\\_v01.pdf](http://cdm.unfccc.int/Reference/Guidclarif/pdd/PDD_guid05_v01.pdf).

[UNFCCC, 2007b]

UNFCCC: Guidance on the registration of project activities under a programme of activities as a single CDM project activity. In: EB 32 Report, Annex 38, Version 02.1 (22.06.2007). URL: [http://cdm.unfccc.int/Reference/Guidclarif/PoA/PoA\\_guid01\\_v02.pdf](http://cdm.unfccc.int/Reference/Guidclarif/PoA/PoA_guid01_v02.pdf).

[UNFCCC, 2007c]

UNFCCC: Procedures for registration of a programme of activities as a single CDM project activity and issuance of certified emission reductions for a programme of activities. In: EB 35 Report (19.10.2007). URL: [http://cdm.unfccc.int/Reference/Procedures/PoA\\_proc01\\_v02.pdf](http://cdm.unfccc.int/Reference/Procedures/PoA_proc01_v02.pdf).

[UNFCCC, 2007d]

UNFCCC: Non-binding best practice examples to demonstrate additionality for SSC project activities. In: EB 35 Report, Annex 34 (19.10.2007). URL: [http://cdm.unfccc.int/EB/035/eb35\\_repan34.pdf](http://cdm.unfccc.int/EB/035/eb35_repan34.pdf).

[UNFCCC, 2007e]

UNFCCC: Tool for the demonstration and assessment of additionality (Version 04). In: EB 36 Report, Annex 13 (30.11.2007). URL: [http://cdm.unfccc.int/Reference/tools/meth\\_tool01\\_v04.pdf](http://cdm.unfccc.int/Reference/tools/meth_tool01_v04.pdf).

[UNFCCC, 2007f]

UNFCCC: CDM-SSC-PDD "Forced methane extraction from organic wastewater at Mandya district, Karnataka by M/s. Sri Chamundeswari Sugars Ltd", Version 05 (12.01.2007). Project ref: 1088. URL: <http://cdm.unfccc.int/UserManagement/FileStorage/ADSVTYJAX95IOHZ9T2WF33JZDN4DGY>.

[UNFCCC, 2007g]

UNFCCC: Tool to determine methane emissions avoided from dumping waste at a solid waste disposal site (Version 02). In: EB 35 Report, Annex 10 (19.10.2007). URL: [http://cdm.unfccc.int/EB/035/eb35\\_repan10.pdf](http://cdm.unfccc.int/EB/035/eb35_repan10.pdf).

[UNFCCC, 2007h]

UNFCCC: CDM-Methode AM0025 (Version 10). Eingeführt durch: EB 35 Report (19.10.2007). URL: <http://cdm.unfccc.int/UserManagement/FileStorage/42ZTMKAOWN3OV4BNK9B95WYUXM9GR4>.

[UNFCCC, 2008a]

UNFCCC: Approved SSC methodologies (2008). URL: <http://cdm.unfccc.int/methodologies/SSCmethodologies/approved.html>.

[UNFCCC, 2008b]

UNFCCC: Small scale CDM project activities (2008). URL: [http://cdm.unfccc.int/Projects/pac/pac\\_ssc.html](http://cdm.unfccc.int/Projects/pac/pac_ssc.html).

[UNFCCC, 2008c]

UNFCCC: Methodologies linked to sectoral scopes (2008). URL: <http://cdm.unfccc.int/DOE/scopes.html>.

[UNFCCC, 2008d]

UNFCCC: Forms - Project Design Documents (2008). URL: [http://cdm.unfccc.int/Reference/PDDs\\_Forms/PDDs/index.html](http://cdm.unfccc.int/Reference/PDDs_Forms/PDDs/index.html).

[UNFCCC, 2008e]

UNFCCC: Approved Baseline and Monitoring Methodologies (2008). URL: <http://cdm.unfccc.int/methodologies/PAMethodologies/approved.html>.

[UNFCCC, 2008f]

UNFCCC: Forms - Methodology - Small Scale (2008). URL: [http://cdm.unfccc.int/Reference/PDDs\\_Forms/Methodologies/sscforms.html](http://cdm.unfccc.int/Reference/PDDs_Forms/Methodologies/sscforms.html).

[UNFCCC, 2008g]

UNFCCC: Forms - Methodology - Large Scale (2008). URL: [http://cdm.unfccc.int/Reference/PDDs\\_Forms/Methodologies/lforms.html](http://cdm.unfccc.int/Reference/PDDs_Forms/Methodologies/lforms.html).

[UNFCCC, 2008h]

UNFCCC: Tools (2008). URL: <http://cdm.unfccc.int/Reference/tools/index.html>.

[UNFCCC, 2008i]

UNFCCC: CDM-Methode AMS-III.H. (Version 09). Eingeführt durch: EB 38 Report, Annex 10 (14.03.2008). URL:

[http://cdm.unfccc.int/UserManagement/FileStorage/CDMWF\\_AM\\_743QMM1YKHH15AK2AZAVAIJHRGD5R7](http://cdm.unfccc.int/UserManagement/FileStorage/CDMWF_AM_743QMM1YKHH15AK2AZAVAIJHRGD5R7).

[UNFCCC, 2008k]

UNFCCC: CDM-Methode AMS-I.C. (Version 13). Eingeführt durch: EB 38 Report, Annex 9 (14.03.2008). URL:

[http://cdm.unfccc.int/UserManagement/FileStorage/CDMWF\\_AM\\_YL0327DQSKVFXVYQREWRT3VNR58402G](http://cdm.unfccc.int/UserManagement/FileStorage/CDMWF_AM_YL0327DQSKVFXVYQREWRT3VNR58402G).

[UNFCCC, 2008l]

UNFCCC: Small scale CDM project activities. URL: [http://cdm.unfccc.int/Projects/pac/pac\\_ssc.html](http://cdm.unfccc.int/Projects/pac/pac_ssc.html).

[UNSD, 2008]

United Nations Statistics Division: Population by sex and urban/rural residence (2008). Auswahl: Country = India, Year = 2001. URL: <http://data.un.org/Browse.aspx?d=POP>.

[URC, 2007]

UNEP Risoe Centre on Energy, Climate and Sustainable Development (Hrsg.): Guidebook to Financing CDM Projects. Roskilde (Dänemark), 2007. URL:

<http://www.cd4cdm.org/Publications/FinanceCDMprojectsGuidebook.pdf>.

[URC, 2008]

UNEP Risoe Centre on Energy, Climate and Sustainable Development (Hrsg.): CDM Pipeline Analysis and Database. Roskilde (Dänemark), 2008. URL: <http://cdmpipeline.org/publications/CDMpipeline.xls>.

[Völker-Lehmkuhl, 2006]

Völker-Lehmkuhl, K.: Praxis der Bilanzierung und Besteuerung von CO<sub>2</sub>-Emissionsrechten. Berlin: Erich Schmidt Verlag, 2006.

[Weart, 2008]

Weart, S.: The Carbon Dioxide Greenhouse Effect. In: The Discovery of Global Warming (2008). URL: <http://www.aip.org/history/climate/co2.htm>.

[Werner et al., 2003]

Werner, C.; Fall, P.A.; Schlick, J.; Mang, H.P.: Reasons for and principles of ecological sanitation. In: ecosan - closing the loop. Proceedings of the 2<sup>nd</sup> international symposium, 07.-11.04.2003 in Lübeck, S. 23-30. Eschborn: Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit GmbH (Hrsg.), 2004.

[WHO, 1996]

WHO Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater, Volumes 1-4. WHO Press, World Health Organization, Genf, 1996. URL:

[http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/wastewater/gsuww/en/index.html](http://www.who.int/water_sanitation_health/wastewater/gsuww/en/index.html).

[Wiki, 2008a]

Wikipedia: Climate (2008). URL: <http://en.wikipedia.org/wiki/Climate>.

[Wiki, 2008b]

Wikipedia: Greenhouse effect (2008). URL: [http://en.wikipedia.org/wiki/Greenhouse\\_effect](http://en.wikipedia.org/wiki/Greenhouse_effect).

[Wiki, 2008c]

Wikipedia: Carbon dioxide (2008). URL: [http://en.wikipedia.org/wiki/Carbon\\_dioxide](http://en.wikipedia.org/wiki/Carbon_dioxide).

[Wiki, 2008d]

Wikipedia: Methane (2008). URL: <http://en.wikipedia.org/wiki/Methane>.

[Wiki, 2008e]

Wikipedia: Nitrous oxide (2008). URL: [http://en.wikipedia.org/wiki/Nitrous\\_oxide](http://en.wikipedia.org/wiki/Nitrous_oxide).

[Wiki, 2008f]

Wikipedia: CO2-Neutralität (2008). URL: <http://de.wikipedia.org/wiki/CO2-Neutralit%C3%A4t>.

[Wiki, 2008g]

Wikipedia: UN-Klimakonferenz Bali (2008). URL:  
[http://de.wikipedia.org/wiki/UN-Klimakonferenz\\_auf\\_Bali](http://de.wikipedia.org/wiki/UN-Klimakonferenz_auf_Bali).

[Wiki, 2008h]

Wikipedia: Vierter Sachstandsbericht (2008). URL:  
[http://de.wikipedia.org/wiki/Vierter\\_Sachstandsbericht\\_des\\_IPCC](http://de.wikipedia.org/wiki/Vierter_Sachstandsbericht_des_IPCC).

[Wiki, 2008i]

Wikipedia: Bali roadmap (2008). URL:  
[http://en.wikipedia.org/wiki/Bali\\_roadmap](http://en.wikipedia.org/wiki/Bali_roadmap).

[Wiki, 2008k]

Wikipedia: Joint Implementation (2008). URL:  
[http://en.wikipedia.org/wiki/Joint\\_Implementation](http://en.wikipedia.org/wiki/Joint_Implementation).

[Wiki, 2008l]

Wikipedia: Clean Development Mechanism (2008). URL:  
[http://en.wikipedia.org/wiki/Clean\\_Development\\_Mechanism](http://en.wikipedia.org/wiki/Clean_Development_Mechanism).

[Wiki, 2008m]

Wikipedia: Dieselkraftstoff (2008). URL: <http://de.wikipedia.org/wiki/Dieselmotoren>.

[Wiki, 2008n]

Wikipedia: Urea (2008). URL: <http://en.wikipedia.org/wiki/Urea>.

[Wiki, 2008o]

Wikipedia: Dalits (2008). URL: <http://de.wikipedia.org/wiki/Dalit>.

[Wiki, 2008p]

Wikipedia: Methan (2008). URL: <http://de.wikipedia.org/wiki/Methan>.

[WMO, n.d.]

WMO: Climate (n.d.). URL: [http://www.wmo.ch/pages/themes/climate/index\\_en.html](http://www.wmo.ch/pages/themes/climate/index_en.html).

[ZuG, 2007]

Gesetz über den nationalen Zuteilungsplan für Treibhausgas-Emissionsberechtigungen in der Zuteilungsperiode 2008 bis 2012 (Zuteilungsgesetz 2012 – ZuG 2012), i.d.F. vom 07.08.2007. URL:  
<http://www.bgbportal.de/BGBL/bgb1f/bgb107s1788.pdf>.



---

## Danke

Mein besonderer Dank gilt Prof. Dr.-Ing. Jörg Londong, Dr.-Ing. Hans-Werner Frenzel und Bianca Isensee, die durch ihr großes Engagement diesen berufsbegleitenden Studiengang maßgeblich geformt haben und damit diese Form der Weiterbildung ermöglichen.

Herzlichen Dank an Dr. Jana von Horn und Thomas Hillenbrand für die inhaltliche Betreuung meiner Arbeit und die hilfreichen Anregungen.

Meiner Chefin Elisabeth von Münch danke ich für die flexible Gestaltung meiner Arbeitszeit, meinem Kollegen Abdoulaye Fall für die fachliche Diskussion zur Biogastechnologie, meinem Kollegen Steffen Blume für die Korrektur des Manuskripts, sowie Anja Wucke und Holger Liptow für die Unterstützung in der Theorie des CDM und die Vermittlung von Kontakten.

Den Beteiligten des Beispielprojekts Martin Wafler und Nanchoz Zimmermann danke ich für die Unterstützung bei der Informations- und Datenbeschaffung sowie die Fotos und Skizzen, die sie mir zur Verfügung gestellt haben.

Meinen Eltern und Geschwistern danke ich für die moralische Unterstützung dieses Aufbaustudiums.

Dir, Aneta, vielen Dank für Deine Geduld, Deine Unterstützung während meines gesamten berufsbegleitenden Studiums sowie dafür, dass Du mir spürbar den Rücken frei gehalten hast für die Anfertigung dieser Arbeit.