

**BEWERTUNG DER ABWASSERBEHANDLUNG IN
ENTWICKLUNGS- UND SCHWELLENLÄNDERN**

Zur Erlangung des akademischen Grades eines

DOKTOR-INGENIEURS

von der Fakultät für

Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften

des Karlsruher Instituts für Technologie (KIT)

genehmigte

DISSERTATION

von

Dipl.-Ing. Susanne Fach

aus Querfurt

Tag der mündlichen Prüfung:

22. Juli 2013

Referent: em. Prof. Dr. Ing. E.h. Hermann H. Hahn, Ph.D., Karlsruhe

Korreferent: Prof. Dr. rer. nat. habil. Josef Winter, Karlsruhe

Karlsruhe 2013

Dissertation genehmigt von der Fakultät für
Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften
des Karlsruher Instituts für Technologie (KIT) 2013

Referent: em. Prof. Dr.-Ing. E.h. Hermann H. Hahn, Ph.D., Karlsruhe

Korreferent: Prof. Dr. rer. nat. habil. Josef Winter, Karlsruhe

Susanne Fach

Bewertung der Abwasserbehandlung in Entwicklungs- und Schwellenländern

Karlsruhe: Karlsruher Institut für Technologie (KIT)
Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft, 2013
Schriftenreihe SWW Karlsruhe - Band 145
Zugl.: Karlsruhe, KIT, Diss., 2013

ISBN 978-3-9813069-8-9

ISBN 978-3-9813069-8-9

Alle Rechte vorbehalten

Satz: Institut für Wasser und Gewässerentwicklung
Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft
Karlsruher Institut für Technologie (KIT)

Druck: Wilhelm Stober GmbH, Druckerei und Verlag, 76344 Eggenstein

Printed in Germany

VORWORT DES HERAUSGEBERS

Die Auswahl eines Verfahrens zur Abwasserentsorgung im ländlich geprägten Raum ist beinahe so schwierig wie die Entscheidung für ein vernünftiges Mahl aus einer umfangreichen Speisekarte: das Angebot ist unüberschaubar groß, scheint immer größer zu werden und erlaubt zwar die Befriedigung individueller Anforderungen, aber dies nur mit großem Aufwand. Bei der Wahl eines geeigneten Verfahrens zur Abwasserentsorgung sind die individuellen Anforderungen u.a. meteorologischer Art, die geographischen Randbedingungen, die Siedlungsstruktur, Ausbildung und Einkommen der späteren Nutznießer und vieles mehr zu berücksichtigen. Wenn aus einer Vielzahl von möglichen Lösungen auszuwählen ist, werden Entscheidungshilfen oder sogar Entscheidungsverfahren zum Einsatz kommen. Aus der großen Zahl möglicher Methoden hat Frau Fach die Nutzwertanalyse ausgewählt. Sie will in ihrer Arbeit zeigen, dass nicht nur die Methode, sondern vor allem die von ihr ausgewählten Kriterien den Ansprüchen einer allgemeinen Anwendbarkeit (von vielen, an verschiedenen Orten) genügen.

Die Autorin beginnt mit dem Aufzeigen der verschiedenen Instrumentarien der Abwasserableitung und -reinigung, auch in ihrer Passform oder auch Wechselwirkung mit den Anwendungsbedingungen in ländlich geprägten Räumen in Entwicklungs- und Schwellenländern. In diesen mehr grundlagenorientierten Bereich gehört auch ihre Darstellung der verschiedenen Auswahlmethoden, vom Operations Research über die Kosten-Nutzen-Rechnungen bis hin zur Nutzwertanalyse.

Im zentralen Teil der Arbeit findet sich zum einen die Beschreibung des Anwendungsfalles, resp. der zwei Anwendungsgebiete (zum einen in Indonesien und zum anderen in Ostafrika) und die Erarbeitung resp. Bestimmung oder Ableitung der die Abwasserentsorgungsverfahren kennzeichnenden Nutzwerte für die von Frau Fach schon eingangs festgelegten Kriterien. Sie werden aus einer weitergehenden Interpretation der Nachhaltigkeitsforderungen abgeleitet. Diese Nutzwerte machen den Entscheidungsvorgang transparenter und vom Verfahren her quasi objektiver.

Als Ergebnis präsentiert die Autorin aus acht von ihr vorgegebenen sinnvollen Alternativen deutlich, jeweils für die beiden Anwendungsfälle, eine geringfügig bessere Lösung und auch eine zahlenmäßig ungünstigere. Es muss aber betont werden, dass die Unterschiede in der Bewertung der einzelnen Alternativen nicht sehr groß sind (die Nutzwerte der jeweiligen Optimallösung unterscheiden sich nicht genügend deutlich von denjenigen der schlechtesten Lösung). Die sich logischerweise in solchen Fällen anbietende Untersuchung der Einflüsse der einzelnen Annahmen, also eine Sensitivitätsanalyse, wird durchgeführt; sie bringt keine abweichenden Ergebnisse.

Mit Erfahrung und Plausibilitätsargumenten wären vielleicht ähnliche Erkenntnisse gefunden worden. Allerdings wäre eine solche Lösung nicht in dem Maße transparent, wie dies heute gewünscht und notwendig ist. Insofern haben sich die Bemühungen der Autorin, zu demonstrieren, wie eine Lösung auch für Nichtfachleute nachvollziehbar wird, gelohnt.

Karlsruhe im Oktober 2013

Hermann H. Hahn

KURZFASSUNG

In beinahe allen großen Städten von Industrieländern wird Abwasser vom Entstehungsort weg transportiert und zentral behandelt. Realisierbar wird diese Methode nur unter Nutzung großer Wassermengen, um Feststoffe in der Rohrleitung transportabel zu machen. In vielen Regionen der Erde ist dieses zentrale Abwasserinfrastruktursystem aufgrund der dort vorherrschenden klimatischen, wirtschaftlichen und kulturellen Bedingungen nicht einsetzbar. Gründe dafür sind in den hohen Investitionskosten der zu erbauenden Infrastruktur, den hohen Betriebskosten für Wasser zum Betrieb der Schwemmkanalisation und der geringen Flexibilität bei Kapazitätserweiterung oder -verringerng des Systems zu sehen (Herbst 2008).

Die Auswahl eines Abwasserbehandlungssystems ist lokal zu betrachten, da Einflüsse von sozialen und kulturellen Aspekten über politische Einflüsse bis hin zu umweltrelevanten Fragestellungen zu prüfen sind. Eine Verallgemeinerung von Lösungen ist sowohl für Industrieländer als auch für Entwicklungsländer gleichermaßen zu vermeiden, da die Nachhaltigkeit dieser Systeme dann nicht sichergestellt ist.

Daher wurde in dieser Arbeit eine Methodik erstellt, die es ermöglicht, nachweislich eine angepasste nachhaltige Abwassertechnologie für den ländlichen Raum in Entwicklungsländern zu ermitteln. Rahmenbedingungen der Region Gunung Kidul, Indonesien boten Grundlage für Entwicklung von Indikatoren, die Anwendung in einem entscheidungsunterstützenden Verfahren fanden, um semi- bis dezentralen Abwasserbehandlungssysteme zu bewerten.

Unter Beachtung der fünf Nachhaltigkeitskriterien für eine nachhaltige Sanitärversorgung wurden aus der Schnittmenge der Technologieindikatoren und den Rahmenbedingungen der Region Gunung Kidul die wichtigsten Indikatoren zur Bewertung von Abwasserbehandlungssystemen abgeleitet und anhand einer zweiten Region Mumias, Kenia verifiziert. Unter Verwendung einer entscheidungsunterstützenden Methode und der erarbeiteten Indikatoren konnten beispielhaft für das Dorf Pucanganom, Indonesien und eine Schule in Mumias, Kenia die besten Abwassertechnologien ermittelt werden.

ABSTRACT

In almost all cities of industrialized countries, waste water is transported away from its point of origin and treated centrally. This method is only feasible by utilizing large amounts of water, which permits solids in the pipeline to be transported. In many regions of the world, this type of central sewage infrastructure system is not usable due to prevailing climatic, economic and cultural conditions. The reasons for this include the high investment costs associated with the infrastructure to be built, high operating costs for water used to effect water-borne sewage, as well as limited flexibility in capacity expansion or capacity reduction of the system (Herbst 2008) .

The selection of a wastewater treatment system must take into account local circumstances, as the influence of social and cultural aspects, political considerations as well as environmental questions must all be factored in. Generalizations in terms of solutions for both industrialized countries and developing countries alike should be avoided, since this does not ensure the sustainability of these systems.

Therefore, the present work has developed a methodology that makes it possible to demonstrably determine customized sustainable wastewater technology for rural areas in developing countries. The prevailing conditions in Indonesia's Gunung Kidul region served as a foundation for the development of indicators that were able to be employed in a decision supporting process to evaluate semi-decentralized to decentralized wastewater treatment systems

In compliance with the five sustainability criteria for sustainable sanitation, key indicators were derived for the assessment of wastewater treatment systems from the intersection of technology indicators and the prevailing conditions of the Gunung Kidul region, and verified with the aid of a second region in Mumias, Kenya. By way of example, the use of a decision supporting method in conjunction with the indicators that were developed permitted the determination of the best wastewater technologies for the village of Pucanganom, Indonesia and a school in Mumias, Kenya.

MAXIMILIAN, PAULINE UND MORITZ

I INHALTSVERZEICHNIS

| | | |
|------------|--|------------|
| I | INHALTSVERZEICHNIS | I |
| II | BILDVERZEICHNIS | V |
| III | TABELLENVERZEICHNIS | VII |
| 1 | EINFÜHRUNG IN DIE THEMATIK | 1 |
| 1.1 | DIE ENTWICKLUNG DER ABWASSERINFRASTRUKTUR IN DEUTSCHLAND | 2 |
| 1.1.1 | <i>Geschichtliche Entwicklung bis Ende des 20 Jhd.</i> | 2 |
| 1.1.2 | <i>Auswirkungen durch Veränderung der Bevölkerungsstruktur, Klimawandel und Wassernutzungsverhalten</i> | 5 |
| 1.2 | STOFFLICHE VERWERTUNG VON ABWASSERINHALTSSTOFFEN | 10 |
| 1.3 | DER BEGRIFF ENTWICKLUNGSLAND UND SCHWELLENLAND | 12 |
| 1.4 | BEDEUTUNG DES TECHNOLOGIEEXPORTS VOR DEM HINTERGRUND DER NACHHALTIGKEIT | 13 |
| 1.5 | ABWASSERENTSORGUNG IN ENTWICKLUNGSLÄNDERN..... | 15 |
| 2 | ZIELSTELLUNG | 17 |
| 3 | KENNTNISSTAND UND GRUNDLAGEN | 19 |
| 3.1 | ABWASSERSTRÖME UND DEREN BEHANDLMÖGLICHKEITEN..... | 19 |
| 3.1.1 | <i>Charakteristik der Abwasserteilströme aus dem Haushalt sowie angeschlossener Land- und Viehwirtschaft</i> | 19 |
| 3.1.2 | <i>Behandlungsverfahren und –module der Abwasserteilströme</i> | 24 |
| 3.1.2.1 | Prozesse zur Behandlung der feststoffreichen Phase | 26 |
| 3.1.2.2 | Prozesse zur Behandlung der feststoffarmen Phase | 37 |
| 3.1.2.3 | Behandlungsverfahren von Urin und Gelbwasser | 42 |
| 3.1.2.4 | Behandlungsverfahren von Grauwasser | 44 |
| 3.1.3 | <i>Alternative dezentrale Lösungen</i> | 45 |
| 3.1.3.1 | Neuartige Sanitärsysteme und deren Strukturierung | 45 |
| 3.1.3.2 | Decentralized Waste Water Treatment (DEWATS) | 49 |
| 3.1.3.3 | Biogassysteme für de- bis semizentrale Anwendungen | 50 |
| 3.1.4 | <i>Nährstoffverluste bei der Stoffstrombehandlung</i> | 52 |
| 3.2 | ENTSCHEIDUNGSHILFEN UND ENTSCHEIDUNGSUNTERSTÜTZENDE METHODEN..... | 55 |
| 3.2.1 | <i>Bedeutung von Entscheidungsverfahren für die Abwasserinfrastruktur</i> | 55 |
| 3.2.2 | <i>Einflussfaktoren auf die Entscheidungsfindung</i> | 56 |

| | | |
|----------|---|-----------|
| 3.2.3 | <i>Anforderungen und Übersicht von entscheidungsunterstützenden Methoden</i> | 56 |
| 3.2.4 | <i>Auswahl der Bewertungsmethode</i> | 61 |
| 3.2.5 | <i>Anforderungen an Indikatoren</i> | 63 |
| 3.2.5.1 | Definition von Indikatoren | 63 |
| 3.2.5.2 | Entwicklung der Indikatoren | 65 |
| 3.2.5.3 | Gewichtung der Indikatoren | 67 |
| 4 | METHODEN | 69 |
| 4.1 | ABLAUF DER ENTSCHEIDUNGSFINDUNG – NUTZWERTANALYSE | 69 |
| 4.1.1 | <i>Entwicklung der Indikatoren</i> | 70 |
| 4.1.2 | <i>Gewichtung der Indikatoren</i> | 71 |
| 4.1.3 | <i>Bestimmung des Teilnutzens und Nutzwertes</i> | 71 |
| 4.1.4 | <i>Sensitivitätsanalyse</i> | 72 |
| 4.2 | ERHEBUNG DER RAHMENBEDINGUNGEN IN DEN UNTERSUCHUNGSGEBIETEN..... | 72 |
| 4.2.1 | <i>Gunung Kidul, Indonesien</i> | 72 |
| 4.2.2 | <i>Tansania und Kenia</i> | 76 |
| 5 | ERGEBNISSE | 81 |
| 5.1 | ERGEBNISSE DER DATENERHEBUNG..... | 81 |
| 5.1.1 | <i>Gunung Kidul, Indonesien</i> | 81 |
| 5.1.1.1 | Ökologische Rahmenbedingungen | 81 |
| 5.1.1.2 | Sozioökonomische Rahmenbedingungen - Bevölkerung, Wirtschaft | 82 |
| 5.1.1.3 | Infrastrukturelle Rahmenbedingungen | 84 |
| 5.1.1.4 | Düngemittelbedarf und Nährstoffrückgewinnung..... | 90 |
| 5.1.1.5 | Zusammenfassung der Rahmenbedingungen Gunung Kidul | 91 |
| 5.1.2 | <i>Datenerhebung in Tansania und Kenia</i> | 93 |
| 5.1.2.1 | Sozioökonomische Rahmenbedingungen | 93 |
| 5.1.2.2 | Infrastrukturelle Rahmenbedingungen | 94 |
| 5.1.2.3 | Zusammenfassung der Rahmenbedingungen für Tansania und Kenia | 100 |
| 5.2 | ENTWICKLUNG DER ALTERNATIVLISTE ANHAND DER RAHMENBEDINGUNGEN IM UNTERSUCHUNGSGEBIET GUNUNG KIDUL | 102 |
| 5.2.1 | <i>Schwarzwassersystem – Alternativen 1 bis 4</i> | 103 |
| 5.2.2 | <i>Braunwassersystem – Alternativen 5 bis 7</i> | 113 |
| 5.2.3 | <i>Trockensystem – Alternative 8</i> | 119 |

| | | |
|----------|---|------------|
| 5.3 | ENTWICKLUNG DER ZIELKRITERIEN UND INDIKATOREN ANHAND DER RAHMENBEDINGUNGEN DER REGION GUNUNG KIDUL..... | 121 |
| 5.3.1 | <i>Ableitung der Zielkriterien und Indikatoren unter Beachtung der Nachhaltigkeitskriterien</i> | <i>121</i> |
| 5.3.2 | <i>Zusammenfassung und Beschreibung der Indikatoren</i> | <i>125</i> |
| 5.4 | GEWICHTUNG DER INDIKATOREN FÜR DIE REGION GUNUNG KIDUL..... | 126 |
| 5.5 | BESTIMMUNG DES TEILNUTZENS UND DES NUTZWERTES FÜR DIE ALTERNATIVEN DES DORFES PUCANGANOM DER REGION GUNUNG KIDUL | 130 |
| 5.5.1 | <i>Darstellung der Systemgrenze</i> | <i>130</i> |
| 5.5.2 | <i>Bewertung der Indikatoren</i> | <i>131</i> |
| 5.5.3 | <i>Vergabe der Wertungspunkte.....</i> | <i>132</i> |
| 5.5.4 | <i>Bewertung der Alternativen – Vergabe der Wertungspunkte und Indikatorwerte</i> | <i>141</i> |
| 5.5.5 | <i>Berechnung des Nutzwertes</i> | <i>148</i> |
| 5.6 | VERIFIZIERUNG DER ERGEBNISSE ANHAND DER RAHMENBEDINGUNGEN VON MUMIAS, KENIA..... | 150 |
| 5.6.1 | <i>Bewertung der Alternativen</i> | <i>150</i> |
| 5.6.2 | <i>Berechnung des Nutzwertes</i> | <i>153</i> |
| 6 | DISKUSSION DER ERGEBNISSE | 155 |
| 6.1 | GEWICHTUNG DER INDIKATOREN UND BEWERTUNG DER ALTERNATIVEN | 155 |
| 6.2 | BEWERTUNG DER ALTERNATIVEN | 158 |
| 6.3 | VERIFIZIERUNG DER ERGEBNISSE | 160 |
| 6.4 | SENSITIVITÄTSANALYSE | 161 |
| 6.5 | QUALITÄT DER ENTSCHEIDUNG | 163 |
| 7 | ZUSAMMENFASSUNG | 165 |
| 8 | LITERATUR..... | 167 |
| 9 | ANHANG..... | 181 |

II BILDVERZEICHNIS

| | |
|--|-----------|
| <i>Bild 1: Bevölkerungszahl Deutschland von 1950 bis 2060 (Statistisches Bundesamt 2009).....</i> | <i>6</i> |
| <i>Bild 2: Dynamik der Bevölkerungszahl 1999 bis 2020 (Bucher et al. 2004).....</i> | <i>7</i> |
| <i>Bild 3: Ursachen der natürlichen und der räumlichen Bevölkerungsbewegungen von 2000 bis 2020 (Bucher et al. 2004).....</i> | <i>7</i> |
| <i>Bild 4: Entwicklung des Wassergebrauchs in Deutschland (verändert nach Leist 2010).....</i> | <i>8</i> |
| <i>Bild 5: Bevölkerungswachstum von 1950 bis 2010 und 2100 (DSW 2012).....</i> | <i>14</i> |
| <i>Bild 6: Schematische Darstellung der Abwasserteilströme aus Haushalt und angeschlossener Land- und Viehwirtschaft (eigene Darstellung).....</i> | <i>19</i> |
| <i>Bild 7: Kennzahlen für Fäzes (eigene Darstellung nach DWA (2009)).....</i> | <i>20</i> |
| <i>Bild 8: Kennzahlen für Urin (eigene Darstellung nach DWA (2009)).....</i> | <i>21</i> |
| <i>Bild 9: Kennzahlen für Grauwasser (eigene Darstellung nach DWA (2009)).....</i> | <i>22</i> |
| <i>Bild 10: Einwohnerspezifische Frachten (Median) und prozentuale Anteile ausgewählter Inhaltsstoffe der Teilströme Fäzes, Urin und Grauwasser (DWA 2009).....</i> | <i>23</i> |
| <i>Bild 11: Modulierung für häusliche Abwasser- und organische Abfallströme unter Berücksichtigung der Wiederverwertbarkeit in der Landwirtschaft (eigene Darstellung).....</i> | <i>25</i> |
| <i>Bild 12: Stadien der Kompostierung in Zusammenhang mit dem Temperaturverlauf (Raupp und Oltmanns 2006, Gray und Biddlestone 1981).....</i> | <i>27</i> |
| <i>Bild 13: Schema der vierstufigen anaeroben Stabilisierung (verändert nach Eder und Schulz 2006).....</i> | <i>31</i> |
| <i>Bild 14: Anhaltswerte zu Generationszeiten aerober und anaerober Mikroorganismen (verändert nach Seyfried et al. 1986).....</i> | <i>35</i> |
| <i>Bild 15: Biogassystem Fix-Dome Reaktor (verändert nach Gunnerson und Stuckey 1986) ...</i> | <i>51</i> |
| <i>Bild 16: Biogassystem Floating-Roof Reaktor (verändert nach Gunnerson und Stuckey 1986).....</i> | <i>51</i> |
| <i>Bild 17: Biogassystem Balloon-Reaktor (verändert nach Plochl und Heiermann 2006).....</i> | <i>51</i> |
| <i>Bild 18: Verfahren zur Unterstützung von Entscheidungen (Schuh 2001).....</i> | <i>59</i> |
| <i>Bild 19: Nachhaltigkeitskriterien für eine neue Sanitärversorgung (SuSanA 2008).....</i> | <i>66</i> |
| <i>Bild 20: Arbeitsschritte der Entscheidungsfindung.....</i> | <i>70</i> |
| <i>Bild 21: Geografische Einordnung des Untersuchungsgebietes Gunung Kidul.....</i> | <i>73</i> |
| <i>Bild 22: Darstellung des Untersuchungsgebietes Gunung Kidul mit der Bezirkshauptstadt Wonosari und dem Dorf Pucanganom (eigene Darstellung).....</i> | <i>74</i> |
| <i>Bild 23: Übersichtskarte Ostafrika und der bereisten Orte.....</i> | <i>78</i> |
| <i>Bild 24: Nettoeinkommensverhältnisse für den ruralen und urbanen Raum (Armutsgrenze national < 161.831 IRP/(E*Monat); Armutsgrenze rural < 182.636 IRP/(E*Monat) 83</i> | |
| <i>Bild 25: Entwicklung der Wasserversorgung im Gunung Sewu ab 1970 (bearbeitet nach Scholz et al. 2004).....</i> | <i>85</i> |

| | |
|--|------------|
| <i>Bild 26: Täglicher Wasserverbrauch eines Haushaltes in Pucanganom (verändert nach Nayono 2011)</i> | <i>86</i> |
| <i>Bild 27: Maßnahmen bei Entleerung der Klärgruben in Wonosari.....</i> | <i>88</i> |
| <i>Bild 28: Entsorgung von Grauwasser und Schwarzwasser im urbanen (Wonosari) und ruraalem Raum (Petir)</i> | <i>89</i> |
| <i>Bild 29: Anbauperioden des Trockenfeldbaus (verändert nach Joncic 2012).....</i> | <i>90</i> |
| <i>Bild 30: Akzeptanzaussagen zur Verwendung von menschlichen Ausscheidungen in der Landwirtschaft.....</i> | <i>91</i> |
| <i>Bild 31: Wasserversorgung in den untersuchten Regionen</i> | <i>95</i> |
| <i>Bild 32: Anteil der Bevölkerung mit Zugang zu adäquater Sanitärversorgung im Jahr 2002 (WHO und UNICEF 2004).....</i> | <i>96</i> |
| <i>Bild 33: Trockentoilette (UDDT) mit Kompostkammer</i> | <i>97</i> |
| <i>Bild 34: Separationssystem in der Trockentoilette</i> | <i>97</i> |
| <i>Bild 35: Separiertes Fäzes versetzt mit Asche in der Kompostkammer</i> | <i>97</i> |
| <i>Bild 36: Separiertes Urin im Behälter</i> | <i>97</i> |
| <i>Bild 37: Biogascenter</i> | <i>99</i> |
| <i>Bild 38: Biogasdome des Biogascenter im Bau</i> | <i>99</i> |
| <i>Bild 39: Verfahrenskombination zur Erstellung der Schwarzwasserkonzeptionen</i> | <i>104</i> |
| <i>Bild 40: Verfahrensschema Alternative 1</i> | <i>106</i> |
| <i>Bild 41: Verfahrensschema Alternative 2</i> | <i>108</i> |
| <i>Bild 42: Verfahrensschema Alternative 3</i> | <i>110</i> |
| <i>Bild 43: Verfahrensschema Alternative 4</i> | <i>112</i> |
| <i>Bild 44: Verfahrenskombination zur Braunwasserkonzeption.....</i> | <i>113</i> |
| <i>Bild 45: Verfahrensschema Alternative 5</i> | <i>114</i> |
| <i>Bild 46: Verfahrensschema Alternative 6</i> | <i>116</i> |
| <i>Bild 47: Verfahrensschema Alternative 7</i> | <i>118</i> |
| <i>Bild 48: Übersicht zum Trockensystem</i> | <i>119</i> |
| <i>Bild 49: Verfahrensschema Alternative 8</i> | <i>120</i> |
| <i>Bild 50: Schematische Darstellung der Systemgrenze</i> | <i>131</i> |
| <i>Bild 51: Punktevergabe bei der Gewichtung und normierte Gewichte</i> | <i>156</i> |
| <i>Bild 52: Wichtigkeit der Nachhaltigkeitskriterien</i> | <i>157</i> |
| <i>Bild 53: Nutzwerte der Alternativen 1 bis 8 der untersuchten Regionen Pucanganom und Mumias im Vergleich.....</i> | <i>159</i> |
| <i>Bild 54: Teilnutzwerte der Alternativen 1 und 8 des Standortes Mumias sowie Teilnutzwerte der Alternative 4 des Standortes Pucanganom</i> | <i>160</i> |
| <i>Bild 55: Sensitivitätsanalyse - Nutzwerte der Alternativen 1 bis 8 bei Variation der Indikatorgewichtung.....</i> | <i>162</i> |

III TABELLENVERZEICHNIS

| | |
|---|------------|
| <i>Tabelle 1: Meilensteine der geschichtliche Entwicklung der Abwasserableitung und - behandlung (Geschichtliche Entwicklung im Detail und Quellenangaben siehe Anhang 1)</i> | <i>3</i> |
| <i>Tabelle 2: Kosten für Rückbau und Stilllegung von Abwasserleitungen (Hillenbrand et al. 2010).....</i> | <i>9</i> |
| <i>Tabelle 3: Eigenschaften von versäuernden und methanogenen Bakterien (Hosang und Bischof 1998, Schmelz 1999, Schlegel 1985)</i> | <i>32</i> |
| <i>Tabelle 4: Einteilung der Mikroorganismen nach Temperaturbereichen (Schmelz 1999, Schlegel 1985)</i> | <i>36</i> |
| <i>Tabelle 5: Stabilisierungskennwerte für die anaerobe Schlammstabilisierung (Loll 1983, Dichtl 1985).....</i> | <i>37</i> |
| <i>Tabelle 6: Durchschnittliche Zusammensetzung von häuslichem Roh- und Faulschlamm (Koppe und Stozek 1999).....</i> | <i>37</i> |
| <i>Tabelle 7: Grenzkonzentrationen für eine Hemmung durch Ammoniak und salpetrige Säure (Schweighofer 1992).....</i> | <i>41</i> |
| <i>Tabelle 8: Übersicht zur Einordnung der Haushaltsstoffströme zu den Systemgruppen (eigene Darstellung).....</i> | <i>46</i> |
| <i>Tabelle 9: Zu- und Ablaufwerte des bepflanzten Sandfilters (verändert nach Peter-Fröhlich et al. 2007).....</i> | <i>52</i> |
| <i>Tabelle 10: Massenbilanz einer separierten Ableitung von Urin, Fäzes und Grauwasser (Peter-Fröhlich et al. 2007); Literaturwerte nach Otterpohl et al. (1999).....</i> | <i>53</i> |
| <i>Tabelle 11: Stickstoffgesamtverluste bezogen auf Anfangsstickstoffgehalte in Abhängigkeit des Aufbereitungsverfahrens (ein Auszug aus Raupp und Oltmanns 2006</i> | <i>54</i> |
| <i>Tabelle 12: Stickstoffverluste von frischem und anaerob stabilisiertem Dung mit und ohne Abdeckung (Ortenblad 2005)</i> | <i>55</i> |
| <i>Tabelle 13: Anforderungen an multikriterielle Entscheidungsverfahren für eine nachhaltige Entwicklung (Schuh 2001).....</i> | <i>57</i> |
| <i>Tabelle 14: Übersicht der Bewertungsverfahren Einordnung nach Herbst (2008).....</i> | <i>60</i> |
| <i>Tabelle 15: Zusammenfassende Bewertung der Entscheidungsverfahren hinsichtlich der Zielstellung einer nachhaltigen Entwicklung (Schuh 2001).....</i> | <i>62</i> |
| <i>Tabelle 16: Bestimmung der Indikatorwerte.....</i> | <i>72</i> |
| <i>Tabelle 17: Übersicht der besichtigten Orte.....</i> | <i>76</i> |
| <i>Tabelle 18: Zusammenfassung der örtlichen Rahmenbedingung im Untersuchungsgebiet Gunung Kidul</i> | <i>92</i> |
| <i>Tabelle 19: Übersicht zur Entwicklung der verbesserten Wasser- und Sanitärversorgung in Kenia und Tansania (WHO und UNICEF 2012)</i> | <i>94</i> |
| <i>Tabelle 20: Übersicht über die Rahmenbedingungen in Mumias.....</i> | <i>101</i> |

| | |
|---|-----|
| <i>Tabelle 21: Übersicht zur Entwicklung der Alternativen und deren Bezeichnung</i> | 103 |
| <i>Tabelle 22: Übersicht Alternative 1</i> | 105 |
| <i>Tabelle 23: Übersicht Alternative 2</i> | 107 |
| <i>Tabelle 24: Übersicht Alternative 3</i> | 109 |
| <i>Tabelle 25: Übersicht Alternative 4</i> | 111 |
| <i>Tabelle 26: Übersicht Alternative 5</i> | 113 |
| <i>Tabelle 27: Übersicht Alternative 6</i> | 115 |
| <i>Tabelle 28: Übersicht Alternative 7</i> | 117 |
| <i>Tabelle 29: Übersicht Alternative 8</i> | 119 |
| <i>Tabelle 30: Entwicklung der Indikatoren auf Basis der Nachhaltigkeitskriterien und Zielkriterien</i> | 124 |
| <i>Tabelle 31: Gewichtung der Indikatoren unter Verwendung des paarweisen Vergleichs</i> | 129 |
| <i>Tabelle 32: Rangordnung der Indikatoren</i> | 130 |
| <i>Tabelle 33: Bewertungsmatrix zur Zuordnung von Wertungspunkten zur Ermittlung des Indikatorwertes</i> | 131 |
| <i>Tabelle 34: Wertungspunkte des Indikator Wahrnehmung</i> | 133 |
| <i>Tabelle 35: Wertungspunkte für den Indikator Energieverbrauch</i> | 133 |
| <i>Tabelle 36: Wertungspunkte für den Indikator Standortfaktoren</i> | 134 |
| <i>Tabelle 37: Wertungspunkte für den Indikator Ressourcen</i> | 135 |
| <i>Tabelle 38: Wertungspunkte für den Indikator Flexibilität</i> | 136 |
| <i>Tabelle 39: Wertungspunkte für den Indikator Komplexität</i> | 137 |
| <i>Tabelle 40: Wertungspunkte für den Indikator Kosten</i> | 138 |
| <i>Tabelle 41: Annahmen zu Nährstoffverlusten zur Beurteilung der Produktivität</i> | 139 |
| <i>Tabelle 42: Wertungspunkte für den Indikator Bildung</i> | 140 |
| <i>Tabelle 43: Verfahrensschema Alternative 1 und 8</i> | 141 |
| <i>Tabelle 44: Bewertung der Produktivität zur Ermittlung des Teilnutzwertes der Alternativen</i> | 146 |
| <i>Tabelle 45: Wertungspunkte der Alternativen in Bezug auf die Indikatoren; Standort Pucanganom</i> | 148 |
| <i>Tabelle 46: Ermittlung des Teilnutzwertes (n_{Ai}) und des Nutzwertes (N_{Ai})</i> | 149 |
| <i>Tabelle 47: Wertungspunkte der Alternativen in Bezug auf die Indikatoren; Standort Mumias</i> | 152 |
| <i>Tabelle 48: Ermittlung des Teilnutzwertes und des Nutzwertes für den Standort Mumias ...</i> | 154 |
| <i>Tabelle 49: Zuordnung der Indikatoren zu deren Nachhaltigkeitskriterien</i> | 155 |

1 Einführung in die Thematik

Heute leben etwa 2,6 Milliarden Menschen ohne Zugang zu angemessenen Sanitäreinrichtungen und mehr als 1 Milliarde hat keinen Zugang zu Trinkwasser¹. Besonders betroffen sind Regionen in Asien und Afrika (WHO 2006). Im Jahr 2000 wurden von den Vereinten Nationen von Vertretern der UNO, Weltbank, OECD und mehreren Nichtregierungsorganisationen acht Entwicklungsziele² für das Jahr 2015 formuliert. Beispielsweise wird im Ziel 7 die *Ökologische Nachhaltigkeit* behandelt. Darin ist festgeschrieben, dass bis 2015 eine Halbierung des Anteils der Menschen ohne dauerhaft gesicherten Zugang zu hygienisch einwandfreiem Trinkwasser erreicht werden soll (UN 2010). Zudem ist eine Verbesserung der sanitären Einrichtungen und eine sicherere Abwasserableitung und -behandlung unumgänglich, um eine nachhaltige Verbesserung der Trinkwassersituation sowie der hygienischen Bedingungen sicherzustellen.

In beinahe allen westlichen Städten wird Abwasser vom Entstehungsort weg transportiert und zentral behandelt. Realisierbar wird diese Methode nur unter Nutzung großer Wassermengen bzw. aufgrund hoher Anschlussgrade und dem damit verbundenem Abwasseraufkommen, das die Feststoffe erst in der Rohrleitung transportabel macht. Dieses Modell ist aber bei großem Bevölkerungswachstum finanziell schwer tragbar und in Regionen mit weniger Wasserverfügbarkeit oder auch in Überschwemmungsgebieten schwer bzw. nicht umsetzbar (Rudolph und Schäfer 2001). Hinzu kommt, dass wertvolle Nährstoffe im Abwasser, bei zentraler Behandlung in Kläranlagen, aufgrund gesetzlicher Regelungen insbesondere in Deutschland verbrannt und entsorgt werden müssen (AbfKlärV 1992) und damit dem Nährstoffkreislauf verloren gehen.

Insbesondere in Entwicklungsländern gibt es daher eine Vielzahl von Projekten, die sich mit der Umsetzung von alternativen Sanitärkonzepten beschäftigen. Zusammengefasst unter dem Begriff Ecological Sanitation – kurz EcoSan – haben sie nicht das Ziel zur Förderung einer neuen Technologie, sondern sind als neue Philosophie im Umgang mit Abwasser zu verstehen (Mang et al. 2003). Grundgedanke dieser Ansätze ist die Umsetzung einer stoffstromorientierten Kreislaufwirtschaft, deren Spektrum von Hightech- bis Lowtech Anlagen reichen. Im Hightech- und auch im Lowtech Bereich werden Behandlungsverfahren wie Kompostierung von Ausscheidungen aus Trockentoiletten mit Urinseparierung oder auch anaerobe Behandlungsverfahren angewandt. Ein wichtiger Begriff entwickelte sich während der wirtschaftlichen Zusammenarbeit von Industrie- und Entwicklungsländern. Der Begriff *Angepasste Technologie* fordert die Anpassung nach Bedürfnissen und Gegebenheiten vor Ort. In Fishedick und Ellenbeck (2004) wird die *Angepasste Technologie* mit folgenden Forderungen umschrieben:

¹ Trinkwasser bezeichnet hier Wasser, welches durch Abkochen den hygienischen Anforderungen eines Trinkwassers entspricht

² MDG – Millennium Development Goal (UN 2010)

- angepasste Technologien sind in Einklang mit örtlichen, kulturellen und wirtschaftlichen Bedingungen zu bringen,
- Maschinen und Prozesse sollen von Bevölkerung bzw. den Betreibern betrieben und gewartet werden können,
- es sind, wenn möglich, örtlich verfügbare Ressourcen zu verwenden,
- bei Verwendung importierter Ressourcen soll die Bevölkerung über eine gewisse Kontrolle darüber verfügen,
- umweltfreundlich,
- Minimierung kultureller Zerrüttung,
- flexibel,
- Schaffung vieler Arbeitsplätze
- niedrige Kapitalkosten,
- hohe gesamtwirtschaftliche Produktivität,
- Nutzung einheimischer Rohstoffe und Energiequellen,
- Herstellen von Produkten, die Bedürfnissen der Masse der Bevölkerung dienen und für sie erschwinglich sind,
- Beitrag zur gerechten Einkommensverteilung,
- Berücksichtigung der Notlage von auf dem Lande lebender Bevölkerung und Erhöhung deren Einkommens,
- Anpassung an die spezifischen klimatischen Bedingungen.

In Wilderer und Paris (2001) wurden die Anforderungen der klassischen Siedlungswasserwirtschaft in vier Punkten zusammengefasst.

1. Verhinderung von Krankheits- und Seuchenausbreitungen – Gesundheitsvorsorge,
2. Schonung der Ressource Wasser,
3. Rückhalt von Fest- und Fäkalstoffen, sauerstoffzehrenden Stoffen sowie Nährstoffen vor der Einleitung in ein Gewässer – Gewässerschutz,
4. Vermeidung der Verseuchung von Boden und Grundwasser mit Abwasserinhaltsstoffen - Boden- und Grundwasserschutz.

1.1 Die Entwicklung der Abwasserinfrastruktur in Deutschland

1.1.1 Geschichtliche Entwicklung bis Ende des 20 Jhd.

Die derzeit ältesten Funde von Muffenrohren und U-förmigen Rinnen aus Ton stammen bereits aus der Zeit zwischen 3.500 und 3.000 v.Chr. In dieser Zeit lag in zahlreichen Kulturen der Ursprung sanitärtechnischer Anlagen in religiösen Ritualen und Reinigungsriten. Einen großen Einfluss hatte Ägypten auf die Entwicklung der Abwasserentsorgung auf den griechischen und später auch auf den römischen Kulturkreis. Dazu zählten neben häuslichen Sanitäreanlagen auch öffentliche Bäder und zentrale Wasserver- und Abwasserentsorgungs-

systeme in Städten wie Rom. Der Zerfall des römischen Reiches führte zum Zerfall der sanitären Systeme. Die bis dahin erreichten Errungenschaften gerieten in Vergessenheit und der gesamte Schmutz und Fäkalien von Mensch und Tier wurden auf den Straßen entsorgt (DWA 2009).

Bis zum 19. Jhd. fand die Wasserversorgung über Brunnen und die Abwasserentsorgung über Sickergruben im privaten Bereich dezentral statt. Die Schwemmkanalisation stellte in großen Städten die Lösung dar. Mit Hilfe von Wasser konnten menschliche Ausscheidungen, Schmutz und Industrielle Abfälle von der Stadt weg geschafft werden. Aufgrund der hygienischen Missstände durch das starke Bevölkerungswachstum begann im 19. Jhd. in Großstädten die systematische Erfassung und Behandlung häuslicher und industrieller Abwässer (DWA 2009).

Mit dem Ausbau der Schwemmkanalisation wurde ein System geschaffen, welches dem heutigen Ziel der Schaffung nachhaltiger Systeme nicht entspricht. Die bis dahin als Dünger angesehenen Fäkalien wurden nun als Abfall behandelt (Hahn 2001), welche durch ihren Transport in abgelegene Gewässer diese zu Abwassersammel- und Abflusssystemen verwandelten. Die hygienischen Probleme wurden von der Stadt in Gewässer verlagert. Aufgrund der starken Verschlechterung der Gewässerbeschaffenheit und Eutrophierung europäischer Binnengewässer und Meere wurden in den 1960er Jahren rechtliche Rahmenbedingungen und Leistungsanforderungen an die Abwasserreinigung aufgestellt (Herbst 2008). Der Gewässerschutz hatte zu dieser Zeit eine relativ große Öffentlichkeitswirksamkeit, so dass der Gewässerschutz zu einer politischen Forderung erster Ordnung erhoben wurde. Bereits im Jahr 1951 wurde die *Vereinigung deutscher Gewässerschutz (VDG)* gegründet (Hahn 2003).

Tabelle 1: Meilensteine der geschichtliche Entwicklung der Abwasserableitung und -behandlung (Geschichtliche Entwicklung im Detail und Quellenangaben siehe Anhang 1)

| Zeit | Geschichtliche Entwicklungsschritte |
|---------------|---|
| Mittelalter | Dezentrale Wasserver- und Abwasserentsorgung |
| 1800 | Abwasserableitung in großen Städten durch Gräben |
| 1831 | Choleraepidemien in Europa |
| Mitte 19 Jhd. | Einführung zentraler Wasserversorgung und Schwemmkanalisation |
| Ende 19. Jhd. | Seuchen in Großstädten wie Typhus, Cholera, Pocken |
| Ende 19. Jhd. | Zentrale Behandlung von Abwasser |
| 1887 | Erste deutsche Kläranlage mit Absetzbecken, Rechen, Sandfang in Frankfurt Niederrad |
| 1895 | Erstes biologisches Reinigungsverfahren in Deutschland |
| 1950er | Verstärkte Anforderungen an Gewässerschutz in Bezug auf Kohlenstoffelimination |
| 1960er | Rahmenbedingungen in Form von Leistungsanforderungen an die Abwasserreinigung |

| Zeit | Geschichtliche Entwicklungsschritte |
|---------------|---|
| 1976 | Aufstellung von Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer |
| 1988 | Verschärfung der Mindestanforderungen an Phosphor und Ammonium |
| 1991 | Mindestanforderung bezüglich anorganischen Stickstoffes (Denitrifikation) werden verschärft |
| 1991 | Gemeinden ab 2.000 EW Ausstattung mit Kanalisation |
| 1996 | Beseitigung von häuslichen Abwasser durch dezentrale Anlagen gesetzlich geregelt |
| Anf. 21. Jhd. | Weitgehende Nährstoffelimination auf fast allen Kläranlagen in Dtl. |
| 2000 | Wasserrahmenrichtlinie - Beschränkung zur Einleitung prioritärer Stoffe |
| 2002 | Novellierung der Abwasserverordnung |
| 2005 | Betrieb von ausschließlich biologischen Kleinkläranlagen erlaubt |

Dennoch hat sich gezeigt, dass die Schwemmkanalisation nicht die alleinige Lösung für diese Aufgaben ist. Mit dem flächendeckenden Anschluss der Bevölkerung an das Kanalnetz und an die Kläranlage wurde ein System errichtet, welches sich zur Ausbreitung von Stoffen wie Krankheitserreger, Antibiotikaresistenzen, Arzneimittel oder auch hormonell wirkende Mittel eignet, die nicht in Kläranlagen entfernt werden können (Herbst 2008, Schlesinger 2003). Immer effektivere Wasseranalytik ermöglichte zum Ende des 20 Jhd. die Analyse von Spurenstoffe, die zum Teil toxikologisch bedenklich sind. Auch im Rohwasser konnten teilweise schwer eliminierbare organische Spurenstoffe nachgewiesen werden (Schröder 2003).

Aufgrund der geschichtlichen Entwicklung, wie sie in Tabelle 1 in Form geschichtlicher Meilensteine bzw. in Anhang 1 detailliert dargestellt ist, konnten sich dezentrale Lösungen insbesondere in Ländern mit hoher Wasserverfügbarkeit nur bedingt durchsetzen. Abwässer werden vom Entstehungsort weg transportiert, wodurch eine Verlagerung der Verseuchung aus Städten in Gewässer erreicht wurde. Aufgrund dessen wurden bestehende Kanalisationen an zentralen Systemen gebündelt, die Abwässer vor Einleitung in Gewässer behandeln. Mit der Sicherung der hygienischen Bedingungen und der Verbesserung der Gewässerqualität durch Kombination von Schwemmkanalisation und Kläranlage, bestand scheinbar keine Notwendigkeit dezentrale Systeme einzusetzen. Ein Anschluss stark zersiedelter Ortsteile und abgelegener Siedlung an zentrale Systeme ist finanziell schwer tragbar, so dass sich in diesen Bereichen dezentrale Systeme etablieren können (Schlesinger 2003). Beispielsweise wurde im Jahr 2000 davon ausgegangen, dass in den alten Bundesländer bis zu 10 % und in den neuen Bundesländern bis zu 30 % der Bevölkerung nicht oder nur unwirtschaftlich an ein zentrales Netz angeschlossen werden könnten. Dennoch ist der Anschlussgrad an dezentrale Behandlungssysteme rückläufig (Lange und Otterpohl 2000).

Zu Beginn des 21 Jhd. erfüllten die meisten deutschen Kläranlagen die Anforderungen der Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EWG 1991) zum Sammeln, Behandeln und Einleiten von kommunalem Abwasser und waren mit der

Verfahrensstufe weitgehende Nährstoffelimination ausgestattet. Im ländlichen Gebiet und in Stadtrandbereichen ist teilweise der Anschluss an die öffentliche Kanalisation unwirtschaftlich, daher wird das Schmutzwasser in diesen Gebieten in abflusslosen Gruben gespeichert und mittels Tanklastwagen zur Kläranlage transportiert oder in Kleinkläranlagen, die für einen Anschluss von maximal 50 Einwohner bzw. 8 m³/d ausgelegt sind, behandelt. Ab dem Jahr 1957¹ konnte ein stetiger Anstieg des Anschlussgrades der Bevölkerung an die Kanalisation von 60 % bis auf 96 % im Jahr 2004 verzeichnet werden. Der Anschlussgrad an die zentrale Kläranlage stieg von 40 % im Jahr 1957 bis auf 94 % im Jahr 2004 an (Herbst 2008, Hillenbrand et al. 2010). Für dezentrale abflusslose Gruben bzw. Kleinkläranlagen wurde ein Rückgang von 40 % im Jahr 1957 auf 3,9 % im Jahr 2007 verzeichnet (DESTATIS 2009). Abgeleitet aus der EU Wasserrahmenrichtlinie (RL 2000/60/EG 2001) dürfen seit 2005 Kleinkläranlagen nur betrieben werden, wenn sie biologisch arbeiten (Herbst 2008).

Ein weiterer Trend wurde in der Abwasserableitung festgestellt. Abwasserableitung wird grundsätzlich in Misch²- und Trennsystem³ unterschieden. So wurde für den Anteil der Mischwassersysteme an der Gesamtlänge aller Kanäle ein Rückgang von 75 % im Jahr 1957 auf 46 % im Jahr 2004 verzeichnet. Ziel ist die Trennung der Stoffströme Schmutzwasser und Oberflächenabfluss sowie die Entlastung der Kläranlagen vor großen Regenwassermengen. So werden insbesondere Neubaugebiete vorrangig an Trennkanalisation angeschlossen, damit lediglich das häusliche Abwasser den Kanälen und Kläranlagen zugeleitet wird (Herbst 2008).

Grundsätzlich haben Abwasserinfrastruktursysteme die Entsorgung von häuslichen, gewerblichen und industriellen Schmutzwässern sicherzustellen. In Europa wird die Ableitung industrieller Abwässer nach Direkteinleitung⁴ und Indirekteinleitung⁵ unterschieden, wobei es für die Direkt- und die Indirekteinleitung verschiedene rechtliche Rahmenbedingung (RL 91/271/EWG 1991) sowie Merkblätter (DWA-M 115-2 2005) für die Einleitung in Gewässer bzw. Kanalisation gelten. Auf diese wird im Rahmen dieser Arbeit nicht näher eingegangen werden, sind aber beispielsweise in Herbst (2008) dargestellt. Ein Drittel der Gesamtschmutzwassermenge in Deutschland wird vom indirekt einleitenden Gewerbe und Industrieunternehmen verursacht (Herbst 2008).

1.1.2 Auswirkungen durch Veränderung der Bevölkerungsstruktur, Klimawandel und Wassernutzungsverhalten

Ursprung des demographischen Wandels in Deutschland liegt in den 1970er Jahren. Seit dieser Zeit ist die natürliche Bevölkerungsbilanz⁶ negativ und wird daher als Geburtendefizit bezeichnet. In Bild 1 wird ein Rückgang der Bevölkerung erst ab dem Jahr 2003 sichtbar. So

¹ bis 1987 wurden nur die alten Bundesländer und ab 1987 Gesamtdeutschland betrachtet

² Ableitung von häusliches, gewerblichen und industriellen Schmutzwasser gemeinsam mit Niederschlagswasser

³ Ableitung häusliches, gewerblichen und industriellen Schmutzwasser getrennt von Niederschlagswasser

⁴ Behandlung des Abwassers vor Ort durch das Unternehmen und Einleitung ins Gewässer

⁵ Einleitung in das Kanalnetz und Behandlung auf kommunalen Kläranlage

⁶ Differenz zwischen Zahlen Geburten- und Sterberate

konnten bis dahin Zuwanderungen die Geburtendefizite ausgleichen. Ohne Zuwanderungen hätte der demographische Wandel bereits in der 1970er Jahren begonnen. In den letzten Jahren konnten Zuwanderungen das Geburtendefizit nicht mehr ausgleichen (Statistisches Bundesamt 2009).

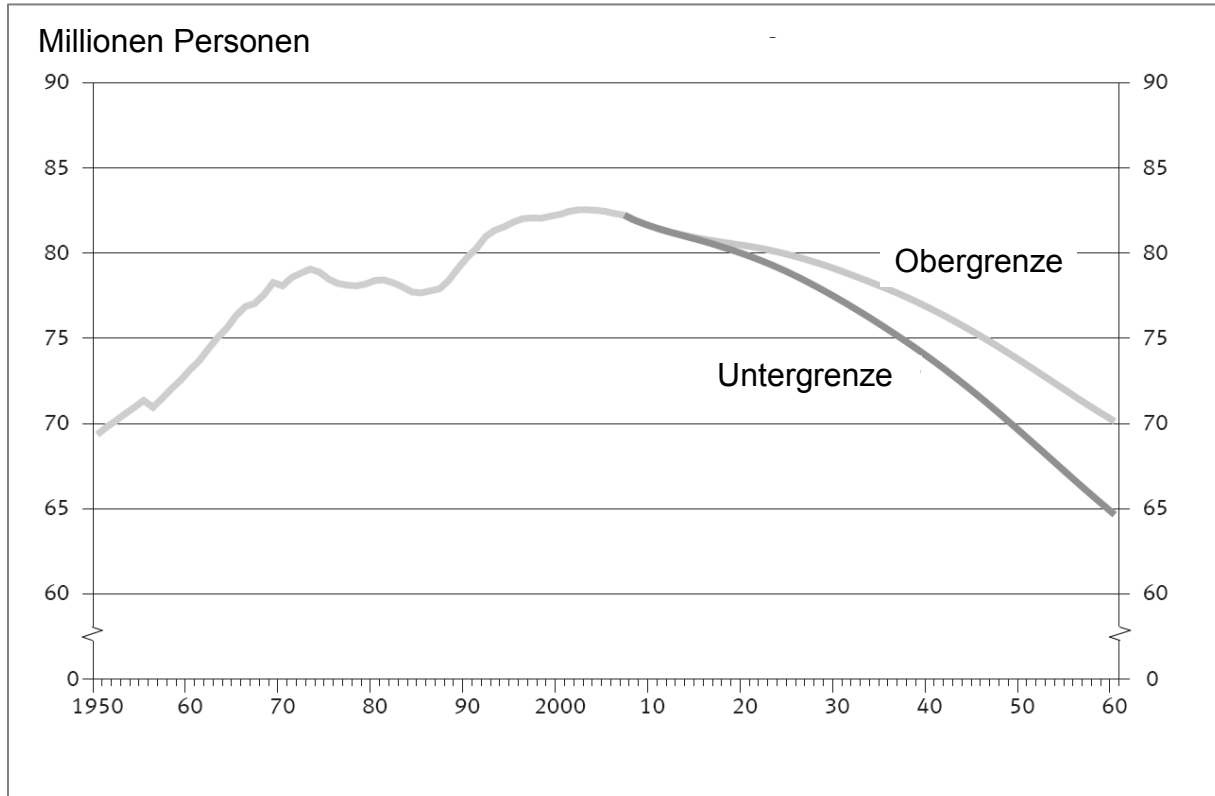


Bild 1: Bevölkerungszahl Deutschland von 1950 bis 2060 (Statistisches Bundesamt 2009)

Es wurde ein Rückgang der Bevölkerung von 82 Mio. für das Jahr 2011 um maximal 17 Mio. (21 %) auf 65 Mio. bzw. um minimal 12 Mio. (15 %) auf 70 Mio. für das Jahr 2060 (Bild 1) errechnet, wobei die Entwicklung in den einzelnen Regionen sehr unterschiedlich ausfallen wird (Statistisches Bundesamt 2009), wie Prognosen des Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung in Bild 2 zeigen. Hier wird die Veränderung der Bevölkerungszahl im Zeitraum von 1999 bis 2020 dargestellt. Rot markierte Flächen zeigen das Bevölkerungswachstum dieser Regionen. Sie erreichen bis 7,5 % und mehr. Wobei es im Vergleich dazu ein negatives Bevölkerungswachstum um mehr als 7,5 % in anderen Regionen gibt. In Bild 3 werden als Ergänzung dazu die Ursachen für das positive und auch negative Bevölkerungswachstum dargestellt. Kurz zusammengefasst ist deutlich erkennbar, dass das Bevölkerungswachstum vorrangig durch Wanderungsgewinn und – Wanderungsverlust geprägt ist. Dabei überwiegt das negative Bevölkerungswachstum in den neuen Bundesländern (Bucher et al. 2004).

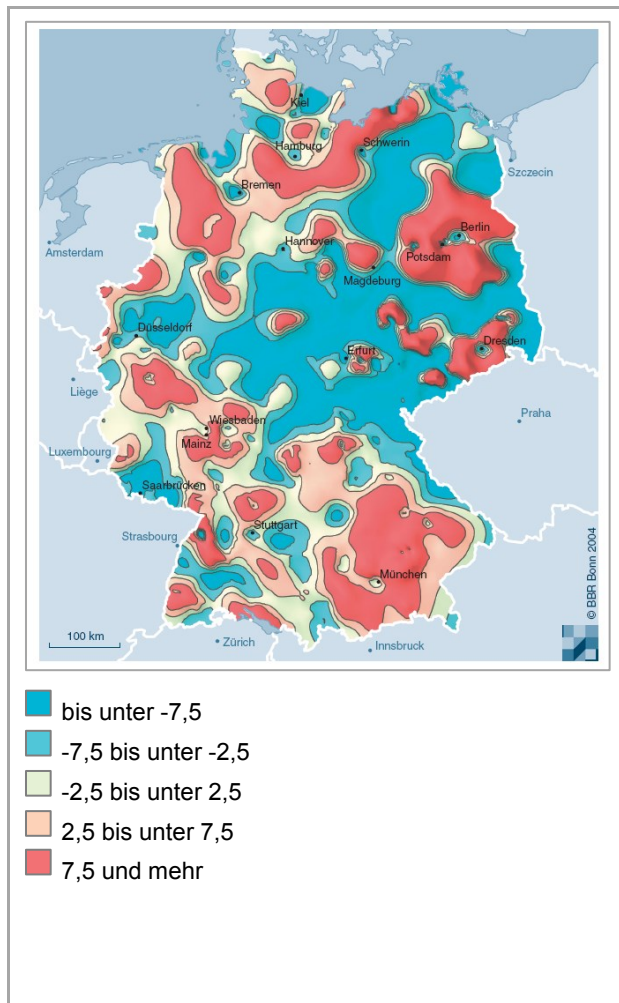


Bild 2: Dynamik der Bevölkerungszahl 1999 bis 2020 (Bucher et al. 2004)

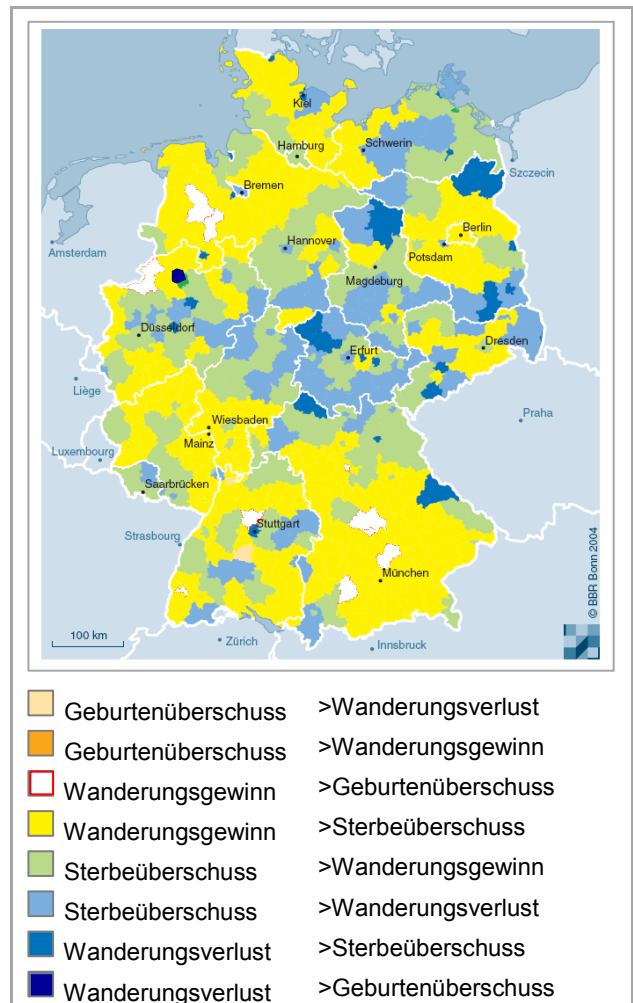


Bild 3: Ursachen der natürlichen und der räumlichen Bevölkerungsbewegungen von 2000 bis 2020 (Bucher et al. 2004)

Im Bereich der Infrastrukturversorgung werden aufgrund der abnehmenden Bevölkerungszahlen Anpassungen erforderlich. Entscheidenden Einfluss auf die Effektivität der Infrastruktur von Wasserversorgung, Abwasserentsorgung und Fernwärmeversorgung hat die Bevölkerungszahl und -dichte. Aufgrund zurückgehender Nutzerzahlen bei der zentralen Infrastrukturversorgung sind die Anpassungsmöglichkeiten begrenzt und können nur auf lange Sicht umgesetzt werden, so dass mittelfristig mit Effizienzverlusten und Probleme im Anlagenbetrieb zu rechnen ist. Gerade in Gebieten, in denen Infrastruktursysteme mit hohem Kapitaleinsatz und langer Nutzungsdauer eingesetzt werden sollen, ist auf eine vorrausschauende Planung zukünftiger Entwicklungen wie das Bevölkerungswachstum (positiv und negativ) zu achten. Beispielsweise beträgt die Lebensdauer konventioneller Wasserinfrastruktursysteme wie Rohrleitungs- und Kanalnetze 50 bis 80 Jahre (Hillenbrand

und Hiessl 2006, Hillenbrand und Hiessl 2007) bzw. nach Kluge et al. (2003) 50 bis 100 Jahre¹.

Überkapazitäten in den Hauptleitungen der Wasserinfrastruktur aufgrund des demographischen Wandels sowie der sinkenden Wasserverbrauchsmengen (Bild 4) von 147 l/(E*d) im Jahr 1990 auf 122 l/(E*d) im Jahr 2011 verursachen niedrigere Strömungsgeschwindigkeiten und längere Standzeiten des Trinkwassers im Netz. Steigende Aufenthaltszeiten des Wassers in der Leitung kann zu farblichen oder auch geruchlichen Veränderungen sowie zu erhöhten Schwermetallanreicherungen führen. Zudem kann es zu Wiederverkeimung, Ablagerungen und erhöhten Korrosionsraten im Leitungsnetz kommen (Kluge et al. 2003).

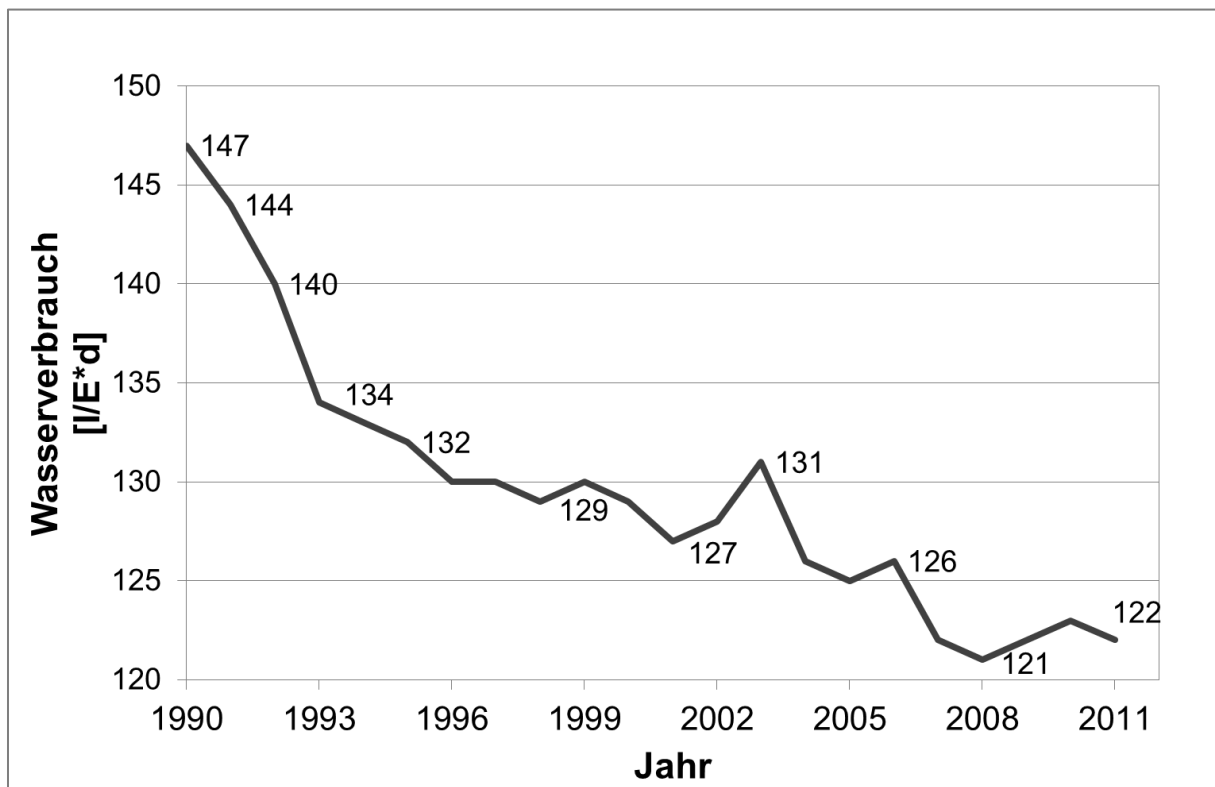


Bild 4: Entwicklung des Wassergebrauchs in Deutschland (verändert nach Leist 2010)

Im Kanalnetz verursachen sinkende Abwassermengen ein Absinken der Fließgeschwindigkeiten des Abwassers, so dass es verstärkt zu Ablagerungen oder im Extremfall zu Verstopfungen und damit zum örtlichen Ausfall des Kanalnetzes kommen kann. Dies gilt insbesondere bei einem Wohnungsleerstand oder -rückbau von mehr als 50 % (Kluge et al. 2003) sowie im Flachland bei denen bereits die Einhaltung des Mindestgefälles eine Herausforderung darstellt (Hillenbrand et al. 2010). Ablagerungen im Netz können unangenehme Gerüche und Säuren bilden, die das Leitungsmaterial angreifen und zerstören

¹ Das Gesamtsystem besteht aus vielen verschiedenen technischen Komponenten unterschiedlicher Größe, Ausdehnung und Funktion. Diese Komponenten weisen unterschiedlich lange Lebensdauern auf (Kluge et al. 2003).

können, um dem entgegen zu wirken werden insbesondere in flachen Gebieten Leitungen häufiger gespült, was die Betriebskosten für den erhöhten Wasserverbrauch steigen lässt. Nicht nur das Abwassernetz sondern auch die nachgeschaltete Infrastruktur, wie Pumpwerke und Kläranlagen, ist betroffen. Diese Unterlast erschwert deren Betrieb und macht diesen damit unrentabel (Müller et al. 2007).

Durch die Überlagerung der Effekte *Rückgang des spezifischen Wasserverbrauchs* und *Demographischer Wandel*, können die Auswirkungen des demographischen Wandels auf die Wasser- und Abwasserinfrastruktur nicht eindeutig identifiziert werden. Zudem wird der Klimawandel in Zukunft eine höhere Bedeutung in der Planung der Infrastruktur haben. Der allgemeine Trend für Mitteleuropa zeigt eine Zunahme der Lufttemperatur im Jahresmittel, so dass mit erhöhten Verdunstungsraten und damit mit höheren Niederschlagsmengen zurechnen ist. Insgesamt wird es eine Veränderung des Niederschlagsregimes geben. Es ist bei der Auslegung und dem Betrieb der Abwasserinfrastruktur darauf zu achten, dass die Intensität und die Anzahl von Starkregenereignissen steigen werden sowie mit längeren Trockenperioden im Sommerhalbjahr zu rechnen ist (Hillenbrand et al. 2010).

Für die Infrastruktur Wasserver- und Abwasserentsorgung sind in Schrumpfungsgebieten langfristig bauliche Anpassungen und die Errichtung flexibler Systeme erforderlich. Zu beachten ist, dass dem Anpassungsbedarf hohe Kapitalintensität in der Wasserwirtschaft entgegensteht. Etwa 70 % der Kosten stehen für den Kapitaldienst. Diesem stehen sehr hohe Restwertabschreibungen der Infrastruktursysteme entgegen, da sie auf den hohen Lebensdauern der Systeme basieren (Müller et al. 2007).

Bei Fortführung des bestehenden Entwicklungstrends in Bezug auf Bevölkerungsentwicklung aber auch auf die Raumplanung werden erhebliche Mehrkosten auf die Träger der Infrastruktur zukommen (Siedentop et al. 2006). Es ist mit Gebührensteigerungen zu rechnen, wodurch Fragen zur Sozialverträglichkeit der Gebührengestaltung aufgeworfen werden (Hillenbrand et al. 2010). In der nachfolgenden Tabelle 2 sind beispielhaft Kosten für den Rückbau und die Stilllegung von Abwasserleitungen aufgelistet.

Tabelle 2: Kosten für Rückbau und Stilllegung von Abwasserleitungen (Hillenbrand et al. 2010)

| Maßnahme | Baukosten [€/m] | Kapitalkosten [€/m] |
|-----------------|------------------------|----------------------------|
| Rückbau/ Abriss | 100 | 100 – 140 |
| Stilllegung | 20 | 100 – 140 |

Die Bewertung der Infrastruktursysteme erfolgte in der Vergangenheit im Hinblick auf die Leistungsfähigkeit und die entstehenden Kosten. Seit einiger Zeit gewinnt bei der Bewertung dieser Systeme der Aspekt der Nachhaltigkeit unter Berücksichtigung von ökonomischen, ökologischen und gesellschaftlichen Bedingungen an Bedeutung (Herbst 2008), dieses gilt

gleichermaßen für zentrale und dezentrale Systeme sowie für Entwicklungs- und Industrieländer.

Hinsichtlich der nachhaltigen Ausrichtung der Abwasserinfrastruktur sind daher Rahmenbedingungen wie demographischer Wandel, Klimawandel, Änderung des Wasserverbrauchs sowie rechtliche Entwicklungen zu beachten und dabei im Besonderen (Herbst 2008):

- Hohe Investitionskosten¹ in Leitungs- und Kanalnetze, die nicht wieder rückgängig gemacht werden können,
- Rückgewinnung von Ressourcen – Wasser, Nährstoffe, Energie bzw. Verbesserung der Energieeffizienz,
- Begrenzung der Kapazitätserweiterung,
- Belastung von Gewässern mit Mikroschadstoffen wie Arzneimittelrückstände, die vom Menschen ausgeschieden werden und über die Abwasserinfrastruktur in die Gewässer gelangen.

Vor dem Hintergrund der Entwicklung nachhaltiger Sanitärtechnik in Deutschland vergleichen Oldenburg et al. (2007) und Peter-Fröhlich et al. (2007) konventionelle zentrale Systeme mit dezentralen Sanitärtechniken. Dezentrale Sanitärkonzepte können nicht nur ökologisch, sondern auch ökonomisch von Vorteil sein, wobei der Kostenvorteil immer von den spezifischen Rahmenbedingungen abhängig ist (Oldenburg et al. 2007, Peter-Fröhlich et al. 2007, Koch und Schlesinger 2003).

Der Kostenvorteil dezentraler Sanitärkonzepte gegenüber dem konventionellen Sanitärkonzept, steigt mit zunehmend angeschlossener Einwohnerzahlen (Peter-Fröhlich 2007), so dass nach Orth (2007) die dezentrale Lösung nicht immer die günstigere sein muß. In Koch und Schlesinger (2003) wird beispielsweise gezeigt, dass die spezifischen Kosten für dezentrale Systeme bei einem vier Personenhaushalt 1.500 bis 2.500 Euro je Einwohner betragen. Wird die Anlage auf 50 Einwohner erweitert, liegen die einwohnerspezifischen Investitionskosten nur noch zwischen 500 und 800 Euro.

1.2 Stoffliche Verwertung von Abwasserinhaltsstoffen

Heute gilt die Schwemmkanalisation als konventionell in der Abwasserableitung und weitestgehend als sicher und erprobt. Dennoch ist bekannt, dass in Anbetracht der heutigen Wasser- und Nährstoffkreisläufe erhebliche logistische Mängel auftreten. Nahrungsmittel werden auf dem Land produziert und ein großer Anteil in der Stadt verbraucht. Der Nährstofftransport verläuft damit vom Land in die Stadt, so dass Nährstoffe in der Stadt

¹ Wiederbeschaffungswert des zentral geprägten Infrastruktursystems in Deutschland der Abwasserentsorgung kann mit rund 535 Mrd. € beziffert werden (Herbst 2008). Diese beinhalten private Grundstücksentwässerungsanlagen, öffentliche Abwasserkanäle, Einrichtungen zur Regenwasserbehandlung, zentrale Kläranlagen und Kleinkläranlagen sowie abflusslose Gruben.

entsorgt, ggf. deponiert und dem Nährstoffkreislauf auf dem Land verloren gehen (Rudolph und Schäfer 2001). Wird dieser Ansatz über die Landesgrenzen hinaus geführt, ist anzunehmen, dass Lebensmittelexport ein Nährstoffexport mit sich zieht. Insbesondere werden aus Entwicklungsländern mehr Nahrungsmittel importiert als dahin exportiert. Beispielsweise ist der Import von Lebensmitteln in die Europäische Union aus Entwicklungsländern mit 74% um 29 % höher im Vergleich zum Export mit 45 % (Hemmerling et al. 2011). Das Nährstoffdefizit muss daher mit kostenintensiveren Mineraldüngern gedeckt werden. Eine fehlende Rückführung der Nährstoffe und Spurenelemente führt zu einer Auslaugung der Böden (Rudolph und Schäfer 2001). Insbesondere vor dem Hintergrund der Kostenreduzierung und der weitestgehenden Kreislaufschließung ist eine Wiederverwertung der im Abwasser enthaltenen Nährstoffe notwendig.

Die Möglichkeit einer Verwertung der anfallenden Abwasserströme und Nutzung der darin enthaltenen Nährstoffe werden durch Vermischen dieser Ströme herabgesetzt. Eine umweltgerechte Siedlungswasserwirtschaft muss sich zum Ziel setzen, diese Ströme getrennt zu erfassen und nahe des Anfallortes zu behandeln. Dieses gilt für Industrie- und Entwicklungsländer gleichermaßen (Wilderer und Paris 2001). Konzepte die auf dieser Teilstrombehandlung basieren werden mit DESAR¹, EcoSan² oder auch NASS³ bezeichnet. Die Begriffe Nachhaltigkeit, Kosteneffizienz und Exporttauglichkeit beschreiben die ökologischen, wirtschaftlichen und wirtschaftspolitischen Zielsetzungen und streben eine holistische Wasser- und Abwasserbewirtschaftung an, in der Abwassersysteme vom Trinkwasserverbrauch über die Aufbereitung von Teilströmen und Rückgewinnung der Abwasserinhaltsstoffe und Wiederverwendung der Nährstoffe und des Brauchwassers betrachtet werden (Wilderer und Paris 2001, DWA 2009). Die Erfüllung dieser Ziele erfordert nach Wilderer und Paris (2001) Maßnahmen wie:

- Senkung des Wasserverbrauchs,
- Teilung der Stoffströme im Haushalt,
- Minderung der Energieeinträge der Aufbereitungsverfahren,
- ökonomische Regenwasserbewirtschaftung,
- verminderter Nährstoffeintrag in Oberflächengewässer durch Schließung der Wasser- und Nährstoffkreisläufe.

All diese Maßnahmen sind durch Sensibilisierungsmaßnahmen der Bevölkerung zu begleiten, so dass eine erfolgreiche Umsetzung von alternativen Sanitärkonzepten erreicht werden kann. Eine Akzeptanz und ein breites ökologisches und ökonomisches Bewusstsein der Bevölkerung kann nur durch aktive Beteiligung erreicht werden. Die Bevölkerung ist über die ökologische und ökonomische Bedeutung der Kreislaufführung des Wassers und der Nährstoffe im Abwasser zu informieren (Wilderer und Paris 2001).

¹ Decentralised Sanitation and Reuse

² Ecological Sanitation

³ Neuartige Sanitärsysteme

Grundsätzlich werden mit ökologischen Sanitärkonzepten keine bestimmten Technologien favorisiert. Es wird ein nachhaltiger und ressourcenschonender Umgang mit den Stoffen angestrebt, die in der Vergangenheit als zu beseitigende Abwässer und Schmutzfrachten betrachtet wurden. Zudem sind, bei Reduzierung des Ressourcenverbrauches und gleichzeitiger Sicherung hygienischer Sanitärversorgung, lokale Stoffkreisläufe zu schließen (BMZ 2008).

Die Reduzierung des Ressourcenverbrauches soll durch Rückgewinnung der Nährstoffe aus den Stoffströmen Abwasser und organischen Abfall erreicht und in der Landwirtschaft genutzt werden. Damit werden die Erhaltung der Bodenqualität sowie die Sicherstellung hoher landwirtschaftlicher Erträge erreicht. Wirtschaftliche Anreize werden durch Nutzung des Biogaspotenzials aus diesen Abwasser- und Abfallströmen erreicht. Der behandelte Abwasserstrom kann zu Bewässerungszwecken, für die Toilettenspülung, als Brauchwasser in der Industrie oder auch zur Grundwasseranreicherung genutzt werden.

Aufgrund der oben dargestellten Erkenntnisse, wurden in den letzten Jahren zahlreiche Forschungs- und Entwicklungsprojekte durchgeführt, um neue Techniken und Konzepte im dezentralen aber semizentralen Bereich zu entwickeln und umzusetzen. In den nachfolgenden Kapiteln werden dazu die Grundzüge dieser Entwicklung beschrieben, die unter bestimmten Randbedingungen sinnvolle Alternativen darstellen.

1.3 Der Begriff Entwicklungsland und Schwellenland

Länder, die wirtschaftlich und gesellschaftlich im Vergleich zu westlichen Industrieländern einen erheblichen Rückstand aufweisen werden als Entwicklungsland bezeichnet. Sie sind durch verschiedene Merkmale gekennzeichnet, die in unterschiedlichen Ausprägungen vorkommen. Charakteristisch sind ein niedriges Pro-Kopf-Einkommen und eine ungleichmäßige Verteilung des Einkommens. Es besteht eine große Kluft zwischen arm und reich, wobei eine kleine reiche Bevölkerungsschicht einer großen armen Bevölkerungsschicht gegenüber steht. Die Wirtschaft ist geprägt durch landwirtschaftliche Produkte und den Export von Rohstoffen. Elementare Grundbedürfnisse wie Ernährung, Gesundheit, Wohnraum und Ausbildung werden nur unzureichend befriedigt, bedingt durch eine hohe Arbeitslosenquote, ein hohes Bevölkerungswachstum und schlechte medizinische Versorgung sowie die Migration der Landbevölkerung in urbane Ballungsräume (Nohlen 2000). Ursachen liegen in natürlichen Faktoren, wie Klima und fehlenden Bodenschätzen, fehlender Infrastruktur, Kapitalmangel, Mangel an qualifizierten Arbeitskräften, Bevölkerungsexplosion und dem Absinken des Term of Trade¹ (Fischedick und Ellenbeck 2004).

Der Begriff Schwellenland entwickelte sich Mitte der 1970er Jahre. Innerhalb der Gruppe der Entwicklungsländer fanden zu dieser Zeit ökonomische Ausdifferenzierungsprozesse statt, wodurch Diskussionen über die Abgrenzung und die Begrifflichkeit Schwellenland geführt

¹ reales Austauschverhältnis zwischen den exportierten und den importierten Gütern eines Landes

wurden. Aufgrund der unterschiedlichen Konzepte über die Abgrenzung der Schwellenländer von den Entwicklungsländern, schwankte die Zahl der zu Schwellenländern deklarierten Staaten zwischen 7 und 40. Für die Weltbank beispielsweise, war das wesentliche Unterscheidungskriterium das Pro-Kopf-Einkommen. Schwellenländer zeichnen sich durch ein hohes Wirtschaftswachstum aus, wodurch große Fortschritte in der Industrialisierung verzeichnet werden, gemessen an den wirtschaftlichen Entwicklungsindikatoren wie Bruttonationaleinkommen und Bruttoinlandsprodukt, Erwerbstätigkeit, Analphabetenrate, Lebenserwartung oder HDI¹. Länder wie Brasilien, China, Indien, Malaysia, Mexiko, Russland, Thailand und Südafrika zählen zu Schwellenländern (Nuscheler 2004, Nohlen 2000).

Im Rahmen dieser Arbeit wird im Weiteren ausschließlich der Begriff Entwicklungsland genannt, da eine genaue Abgrenzung des Begriffes Schwellenland vom Begriff Entwicklungsland in der Literatur bisher nicht genau erfolgte.

1.4 Bedeutung des Technologieexports vor dem Hintergrund der Nachhaltigkeit

Basierend auf dem Beschluss zur Halbierung des Anteils der Bevölkerung ohne gesicherten Zugang zu hygienisch einwandfreiem Trinkwasser, gewinnt der Export von technisch regional angepassten Technologien in den nächsten Jahren an Bedeutung. Aufgrund dessen, wird die Nachfrage nach Behandlungs-, Recycling- und auch Entsorgungstechnologien weltweit weiter steigen. Weitere Grundlage dafür sind zunehmend knapper werdende Ressourcen und damit verbunden steigendes Umweltbewusstsein, insbesondere in aufstrebenden Volkswirtschaften. Das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit in Deutschland hat sich dazu die Aufgabe gesetzt mit deutschen Techniken, Konzepten und Dienstleitungen zum Aufbau und zur Weiterentwicklung einer funktionierenden, effizienten Kreislaufwirtschaft beizutragen. Ziel ist es, gemeinsam in einem Netzwerk von Akteuren aus Wirtschaft, Verwaltung und Hochschulen die abfall- und abwassertechnischen Standards im Ausland anzuheben, und besonders den Entwicklungsstand der Abfall- und Abwasserwirtschaft in Entwicklungsländern zu verbessern. Gleichzeitig wird ein Beitrag zu Umwelt-, Klima- und Ressourcenschutz geleistet und das Beschäftigungswachstum gefördert (BMU 2012).

Aufgrund klimatischer, wirtschaftlicher und kultureller Rahmenbedingungen sind beispielsweise deutsche Abwasserinfrastruktursysteme in vielen anderen Regionen der Erde nicht nachhaltig umzusetzen. Hinzu kommt das hohe Bevölkerungswachstum in Entwicklungsländern. Trotz rückläufiger Wachstumsrate der Weltbevölkerung von 2,2 % im Jahr 1964 über 1,2 % im Jahr 2012 bis auf prognostizierte 0,4 % im Jahr 2050 werden nach

¹ Human Development Index: bewertet ein Land hinsichtlich der menschlichen Entwicklung, wie beispielsweise die Lebenserwartung bei der Geburt, das Bildungsniveau und das Pro-Kopf-Einkommen

UN-Projektionen im Jahr 2100 etwa 10 Mrd. Menschen auf der Erde leben. Um 1800 waren es vergleichsweise nur 1 Mrd. Menschen, um 1900 lebten etwa 1,6 Mrd. Menschen auf der Erde und 2012 wurden etwa 7 Mrd. Menschen gezählt (Bild 5). Das hohe Bevölkerungswachstum verursacht gleichzeitig eine hohe Verstädterung insbesondere in Entwicklungsländern. Beispielsweise leben bereits 40 % der Bevölkerung Afrikas in urbanen Gebieten. Prognosen besagen, dass im Jahr 2030 sich die Zahl der Stadtbewohner Asiens von 1,5 auf 3 Mrd. verdoppeln wird. Im Jahr 2050 wird die Mehrheit der Bevölkerung in urbanen Zentren leben (BMZ 2011, DSW 2011).

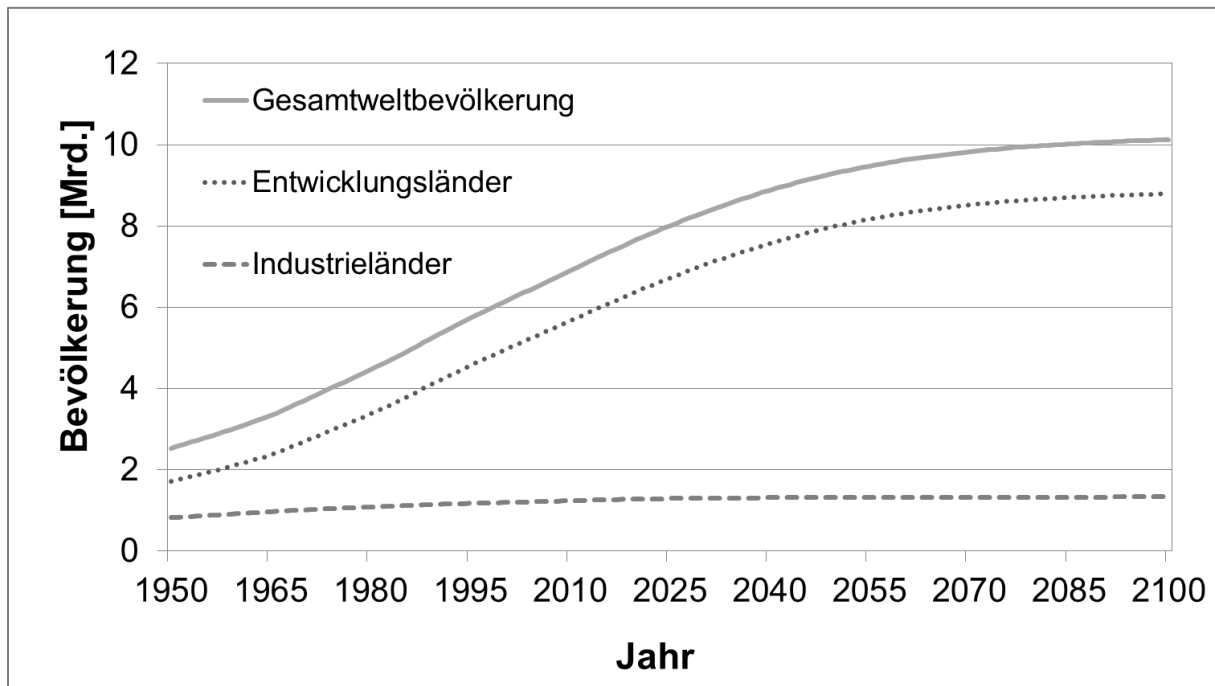


Bild 5: Bevölkerungswachstum von 1950 bis 2010 und 2100 (DSW 2012)

Daher muss eine Abwasserinfrastruktur bereitgestellt werden, die insbesondere in Groß- und Megastädten, aber auch in ländlichen Gebieten von Entwicklungsländern dem Bevölkerungswachstum flexibel gegenübersteht und an die regionalen Rahmenbedingung angepasst werden kann (Herbst 2008).

Daraus ergeben sich wichtige Faktoren, die beim Export von Technologien beachtet werden müssen, um dem *Leitbild der nachhaltigen Entwicklung*¹, welches auf der *United Nations Conference on Environment and Development, UNCED* 1992 in Rio de Janeiro von 172 Staaten unterzeichnet wurde, zu entsprechen. Vorarbeit für dieses Konzept lieferte die Brundtland Kommission 1987, darin wurde erstmals das *Leitbild der nachhaltigen Entwicklung* behandelt. In der Kommission wird darunter eine Entwicklung verstanden, „die

¹ Basis für die Begrifflichkeit *Nachhaltige Entwicklung* und *Nachhaltigkeit* ist die englische Übersetzung *Sustainable Development*. Diese Begrifflichkeiten erfahren in der Wissenschaft vielfältige Definitionen. Detaillierte Untersuchungen zur begrifflichen Abgrenzung von *Nachhaltige Entwicklung*, *Nachhaltigkeit* und *Sustainable Development* wurden in Schuh (2001) und Choi (2006) vorgenommen.

den Bedürfnissen der heutigen Generation entspricht, ohne die Möglichkeiten künftiger Generationen zu gefährden, ihre eigenen Bedürfnisse zu befriedigen und ihren Lebensstil zu wählen“ (Hauff 1987). Gegenstand der Konferenz waren umweltpolitische Probleme und globale Entwicklungsprobleme, die im umweltpolitischen Zusammenhang behandelt wurden. Berücksichtigung fand die Abhängigkeit des Menschen von seiner Umwelt und die Rückkopplung weltweiter Umweltveränderungen auf sein Verhalten bzw. seine Handlungsmöglichkeiten (Hauff 1987).

Im Bericht der Enquete-Kommission des Deutschen Bundestages (2001) wurde eine Konkretisierung der Definition für den Energiesektor durchgeführt. Als Leitziel steht die Senkung des absoluten und des Pro-Kopf-Energieverbrauchs bis Mitte diesen Jahrhunderts in Industriestaaten bei gleichzeitiger Erhöhung des Lebensstandards weltweit. Als Mittel werden die Einführung und Verbreitung energieeffizienter, emissionsarmer und emissionsfreier Technologien gesehen. Ökologische, soziale und ökonomische Ziele dabei sind beispielsweise die effizientere Nutzung von Stoffströmen, Nutzung natürlicher Ressourcen nur in dem Maße, wie es den natürlichen Reproduktionsraten bzw. Substitutionsraten entspricht, bezahlbarer und sicherer Zugang zu Dienstleistungen im Energiebereich, Schutz von Leben und Gesundheit sowie der Export aus Industrieländern von Know-How, Anlagen, Maschinen und Fahrzeugen auf hohem technischen Niveau. Damit wird erreicht, dass das Überspringen technischer Entwicklungsstufen ermöglicht wird (Deutscher Bundestag 2002).

1.5 Abwasserentsorgung in Entwicklungsländern

In Entwicklungs- und Schwellenländern ist die Wasserver- und Abwasserentsorgung völlig unzureichend. Etwa 80 bis 85 % der Abwässer werden weltweit nicht gereinigt. Wenn Kläranlagen vorhanden sind, werden sie häufig mangelhaft oder auch gar nicht betrieben. Abwässer gelangen häufig unbehandelt in Gewässer oder versickern im Erdboden (BMZ 2008). In wasserarmen Gebieten ist eine zentrale Abwasserableitung- und -behandlung ökologisch und ökonomisch nicht angemessen, da Abfälle mit kostbarem Wasser verdünnt werden, um den Transport zur zentralen Reinigungsanlage sicherzustellen und später aufwendig aufzubereiten. Zudem fehlen die nötigen Finanzen für den Bau und Betrieb von technisch anspruchsvollen Systemen. Hinzu kommt, dass weniger als die Hälfte des kommunalen Abfalls gesammelt und ordnungsgemäß entsorgt wird. Die Folgen sind hohe Sterberaten aufgrund von Cholera, Typhus und Durchfallerkrankungen.

Die größten Defizite in der Abwasserentsorgung und -behandlung konzentrieren sich auf zwei Großregionen – Asien und Afrika. 2008 lebten insgesamt etwa 2,5 Mrd. Menschen ohne verbesserte sanitäre Einrichtungen¹ auf der Welt, davon etwa 1,8 Mrd. Menschen in Asien und 500 Mio. Menschen südlich der Sahara (BMZ 2008). Weiterhin sind in Lateinamerika

¹ Verbesserte sanitäre Einrichtung (Improved sanitation): darunter werden der Anschluss an eine Kanalisation, Klärgrube, einfache und verbesserte Latrinen und auch Komposttoiletten verstanden, die den Kontakt mit Fäkalien, Abwasser und Geruch verhindern (BMZ 2008, Winkler 2011).

und der Karibik 0,2 Mio. Menschen ohne verbesserte sanitäre Einrichtungen anzutreffen. Beispielsweise entsorgt ein Großteil der Bevölkerung in China vor allem im ländlichen Gebieten ihr Abwasser in Latrinen oder offenen Gruben. In Indien haben etwa zwei Drittel der Bevölkerung keinen Zugang zu akzeptablen Sanitäreinrichtungen (BMZ 2008).

In vielen asiatischen und südamerikanischen Städten fand in den letzten Jahrzehnten eine rasche Entwicklung statt, aufgrund der fortschreitenden Industrialisierung. Viele Menschen zieht es aus den ländlichen Gebieten in die Städte. Informelle Siedlungen¹ entwickeln sich, in denen es keine Wasserver-, Abwasserentsorgung und teilweise keine Elektrizität gibt. Es entwickeln sich Zustände wie sie in Deutschland noch vor etwa hundertfünfzig Jahren herrschten. Abfälle und Fäkalien werden auf den Straßen entsorgt und verursachen Seuchen. Wasservorräte müssen aus entfernten Wasserquellen beschafft werden, so dass es zu Grundwassersenkungen an den Entnahmestellen kommen kann. Zwar sind in den ländlicheren Gebieten insgesamt mehr Menschen ohne Zugang zu angepassten Sanitärtechnologien, dennoch sind die Auswirkungen unzureichender Siedlungshygiene in Ballungsräumen gravierender (Wilderer und Paris 2001).

Gründe für die unzureichende Sanitärversorgung liegen häufig im mangelndem Interesse der politisch Verantwortlichen und dem mangelndem Problembewusstsein (BMZ 2008). Hinzu kommt, dass Abwasser und Abfall für viele Gesellschaften sowie deren Politiker immer noch ein Tabuthema ist. Die Gesetzgebung zur Behandlung von Abwässern ist weitgehend vorhanden, diese werden jedoch selten befolgt und durchgesetzt (Wilderer und Paris 2001, BMZ 2008). Mit unzureichendem Bewusstseins fehlt es in der Politik an leistungsfähigen Strukturen und Institutionen und damit an fehlenden finanziellen Mitteln. Die Verantwortung für Abwasser- und Abfallmanagement liegen häufig in der untersten kommunalen Ebene, so dass an dieser Stelle qualifiziertes Personal fehlt (BMZ 2008).

¹ Slums

2 Zielstellung

Die zentrale Infrastruktur ist scheinbar das beste System zur Abwasserableitung und Abwasserbehandlung im europäischen Raum und hat sich auf Grundlage der geschichtlichen Entwicklung etabliert. Sie ist ein inflexibles System, welches Veränderungen wie den demographischen Wandel, den Klimawandel oder auch Änderungen im Wasserverbrauch nur bedingt vertragen kann. Kanalisationen und Kläranlagen führen dazu, dass Nährstoffe entsorgt und Wasser nicht vor Ort in den Kreislauf zurückgeführt werden können. Dezentrale Systeme können sich im Gegensatz dazu im europäischen Raum etablieren, insbesondere wenn stark zersiedelte Ortsteile oder abgelegenen Siedlungen an die Abwasserinfrastruktur anzuschließen sind.

Europäische Abwasserinfrastruktursysteme sind in vielen anderen Regionen der Erde nicht nachhaltig umzusetzen.

Für Entwicklungs- und Schwellenländer sind robuste, energetisch günstige und betriebssichere Technologien nötig, um eine Wiederverwendung von Nährstoffen und behandeltem Wasser sicherzustellen.

Eine getrennte Erfassung der Abwasserströme erhöht das Rückgewinnungs- und Wiederverwendungspotenzial für Nährstoffe und Wasser.

Die Auswahl eines Abwasserbehandlungssystems ist lokal zu betrachten, da Einflüsse von sozialen und kulturellen Aspekten über politische Einflüsse bis hin zu umweltrelevanten Fragestellungen zu prüfen sind. Eine Verallgemeinerung von Lösungen ist sowohl für Industrieländer als auch für Entwicklungsländer gleichermaßen zu vermeiden, da die Nachhaltigkeit dieser Systeme dann nicht sichergestellt ist.

Vor diesem Hintergrund soll eine Methodik erstellt werden, die es ermöglicht, eine angepasste Technologie für eine spezifische Region im ländlichen Raum von Entwicklungsländern zu ermitteln.

Unter Hilfenahme eines entscheidungsunterstützenden Verfahrens soll die Methodik so erarbeitet sein, dass sie für semi- bis dezentrale Systeme eingesetzt werden kann und auf den ländlichen Raum verschiedener Regionen in Entwicklungs- und Schwellenländern übertragbar ist.

Das Verfahren soll eine leicht verständliche Vorgehensweise bieten, damit die Anwendung in der Praxis für alle Beteiligten transparent gestaltbar ist. Fachfremden Personen wie Entscheidungsträgern und Nutzern kann somit ein sehr guter Einblick in das Entscheidungsverfahren gegeben werden.

Unter Berücksichtigung der Rahmenbedingungen für eine angepasste Technologie soll die Schnittmenge aus Technologieindikatoren und der vor Ort bestehenden Rahmenbedingungen ermittelt werden.

Daraus ergibt sich die zentrale Aufgabe dieser Arbeit. Es sind Indikatoren zu identifizieren, die eine Bewertung von Abwasserbehandlungssystemen ermöglichen und übertragbar auf rurale Regionen von Entwicklungs- und Schwellenländern sind.

Das Entscheidungsverfahren ist so anzupassen, dass regionsspezifisch, insbesondere im Lowtech und Lowcost Bereich, eine nachhaltig angepasste Technologie bzw. ein Konzept empfohlen werden kann.

Dieses Verfahren soll in zwei unterschiedlichen Beispielregionen erarbeitet und geprüft werden. Die nachfolgenden Schwerpunkte sind zur Erfüllung der Zielstellung zu bearbeiten.

- Analyse und Darstellung von Behandlungsmethoden von Stoffströmen
- Auswahl und Darstellung einer entscheidungsunterstützenden Methode zur Bewertung von Abwasserbehandlungssystemen
- Auswahl der zu untersuchenden Regionen und Analyse erforderlicher Rahmenbedingungen
- Erstellung der Methodik zur Bewertung von Abwasserbehandlungssystemen im ländlichen Raum von Entwicklungsländern
 - Entwicklung der Alternativliste für Abwasserbehandlungssysteme unter Beachtung der Rahmenbedingungen in der Beispielregion
 - Bildung der Schnittmenge aus Technologieindikatoren und Rahmenbedingungen zur Entwicklung der Indikatoren
 - Bewertung der Alternativen
- Verifizierung der Methodik und der Indikatoren anhand einer zweiten unabhängigen Region

3 Kenntnisstand und Grundlagen

3.1 Abwasserströme und deren Behandlungsmöglichkeiten

3.1.1 Charakteristik der Abwasserteilströme aus dem Haushalt sowie angeschlossener Land- und Viehwirtschaft

Begriffsbestimmungen

Die wesentlichen Begriffe, die im Sprachgebrauch unter den Begriffen *Abwasser* und *organischer Abfall* bezeichnet werden, und im Haushalt und Einrichtungen wie Gaststätten, Hotels oder Bürogebäuden anfallen, sind in Bild 6 dargestellt. Sie basieren, bis auf den Begriff *Organisches Material*, auf den Begriffsbestimmungen nach DWA (2009).

Stoffströme lassen sich nach denen durch den Mensch direkt generierte Stoffströme – *Urin* und *Fäzes* unterscheiden. Werden Urin und Fäzes vermischt, entstehen *Fäkalien*. Wird diesen Stoffströmen Wasser zugesetzt, meist beim Spülen der Sanitärtechnik, entstehen die modifizierten Stoffströme *Gelbwasser*, *Braunwasser* oder auch *Schwarzwasser*. In der Küche fallen organische Abfälle an, die als *Biomüll* bezeichnet werden. Bei Spülen des Geschirrs sowie beim Reinigen von Arbeitsflächen entsteht *Grauwasser*. Als Grauwasser wird ebenso Wasser aus der Körperreinigung bezeichnet. Hierbei ist zu beachten, dass dieses Grauwasser mit Fäkalkeimen oder auch Urin versetzt sein kann. Besonders in ländlichen Regionen mit Ackerflächen und Viehhaltung fallen organische Materialien aus der Landwirtschaft und tierische Ausscheidungen an, diese werden gemeinsam mit Biomüll nachfolgend als *Organisches Material* bezeichnet.

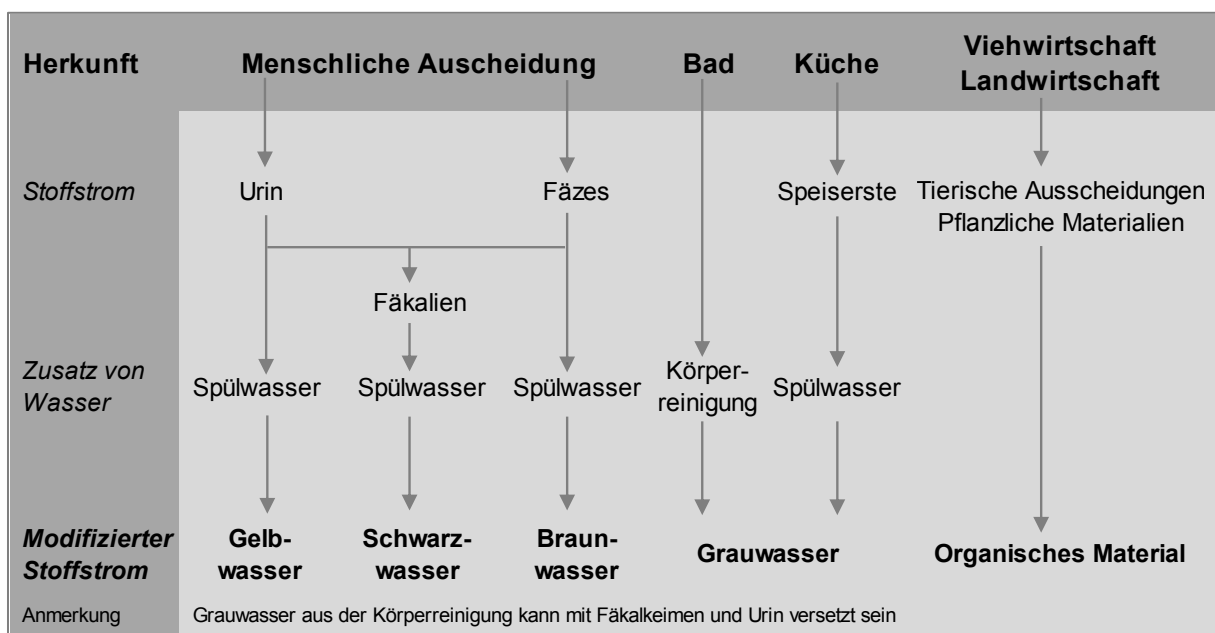


Bild 6: Schematische Darstellung der Abwasserteilströme aus Haushalt und angeschlossener Land- und Viehwirtschaft (eigene Darstellung)

Kennwerte für Fäzes, Braunwasser und Schwarzwasser

Kennwerte für Braunwasser basieren auf den Kennzahlen aus Fäzes und Spülwasser. Die spezifische Zusammensetzung und Menge der Fäzes richtet sich nach Alter, Ernährung und Wasserkonsum des Menschen. Die tägliche Fäzesmenge liegt bei ausgewogener europäischer Kost zwischen 100 g und 150 g, sie kann bei faserreicher Ernährung bis auf 500 g pro Tag ansteigen (Thews et al. 2007). Fäzes bestehen aus Nahrungsüberresten, Sekreten des Verdauungstraktes (Geigy 1981), abgestorbenen Zellen der Darmwand, Bestandteilen der Darmflora sowie einer großen Anzahl an Bakterien, Viren oder auch Parasiten. Aufgrund der hohen Anzahl an Fäkalkeimen bedingt eine Wiederverwendung von Schwarz- bzw. Braunwasser eine vorherige Hygienisierung (Herbst 2008). Nach Gotaas (1956) (zitiert in Naudascher 2001) liegt in Fäzes ein Wassergehalt von 66 bis 80 % und ein Nährstoffverhältnis von C : N von 5 – 10 vor.

Die spezifischen Kennwerte für Schwarzwasser werden durch Kennzahlen aus Fäzes, Urin und Spülwasser bestimmt. In Deutschland entspricht Schwarzwasser 30 bis 42 % bzw. 45 bis 84 L/(E*d) der Gesamtabwassermenge aus dem häuslichen Bereich. Dieser setzt sich aus 70 bis 90 % der Nährstoffmenge und etwa 60 % der organischen Belastung (gemessen als CSB) zusammen (Herbst 2008). In DWA (2009) wurde eine Datensammlung für die verschiedenen Stoffströme in Tabellenform erstellt. Zur Bestimmung der spezifischen Frachten von Fäzes wurden in (DWA 2009) 21 Literaturstellen zusammengetragen und ausgewertet. Das nachfolgende Bild 7 stellt diese Tabelle in Form eines Diagramms dar (DWA 2009).

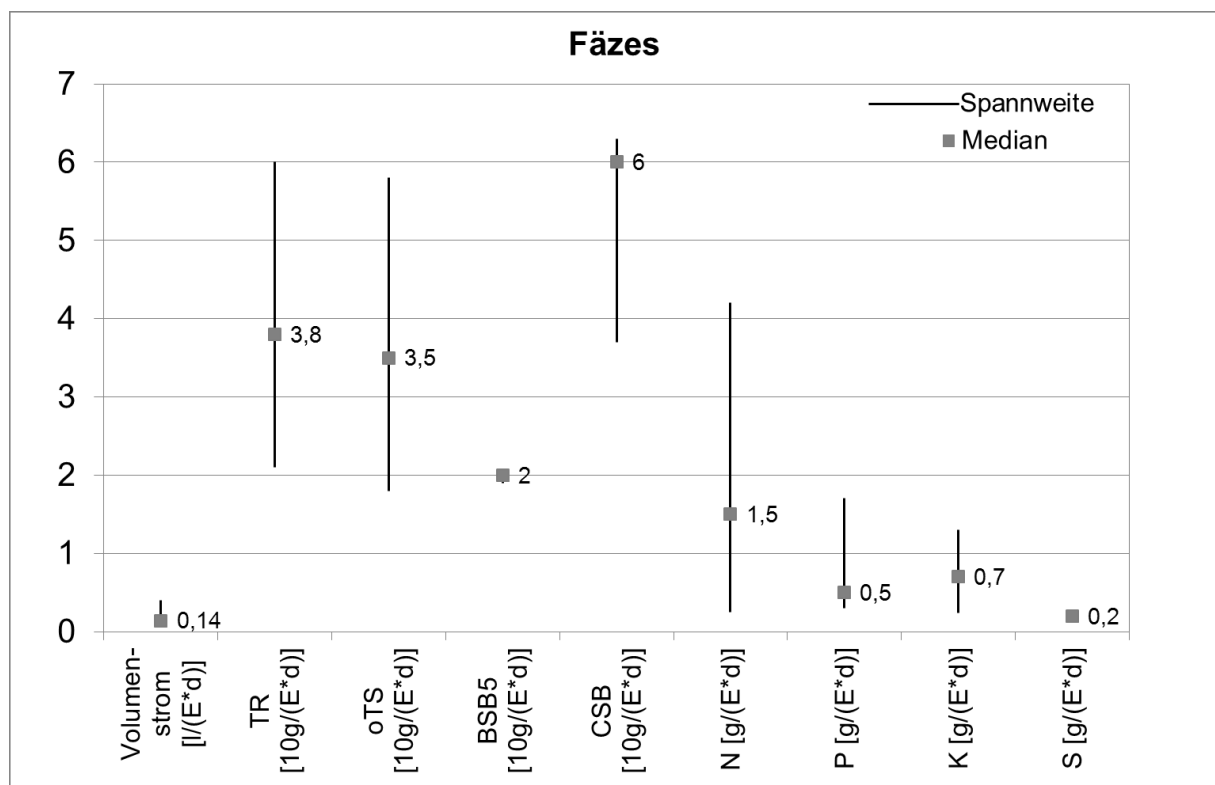


Bild 7: Kennzahlen für Fäzes (eigene Darstellung nach DWA (2009))

Urin und Gelbwasser

Urin stellt volumenmäßig mit 1 % die kleinste Komponente Abwasser dar. Dennoch liefert es einen bedeutenden Anteil an Nährstoffen. Es besteht im Wesentlichen aus den 8 Hauptionen, den Kationen Natrium, Kalium, Ammonium, Kalzium und den Anionen Chlorid, Sulfat, Phosphat und Hydrogencarbonat. Nach Ronteltap (2009) werden durch Urin 85 bis 90 % Stickstoff, 50 bis 80 % Phosphor und 80 bis 90 % Kalium über den Urin aus dem menschlichen Körper ausgeschieden (Kirchmann und Petterson 1995). Aufgrund der hohen Konzentrationen an Stickstoff und Phosphor im Urin, wird in der Literatur wie in Rudolph und Schäfer (2001), Schürmann et al. (2012) und in Maurer et al. (2006) Urin als wertvoller Dünger betrachtet, den es gilt zurückzugewinnen.

Geschlecht, Körpergröße und Trinkgewohnheiten bestimmen über die Mengen an ausgeschiedenen Urin. In Naudascher (2001) sind verschiedene Literaturquellen zusammengefasst. Darin werden die täglichen Urinmengen für Männer im Bereich von 1,4 bis 2,0 l/E und für Frauen 1,2 bis 1,6 l/E angegeben. Abhängig von der zugeführten Nahrung variiert ebenso der pH-Wert des Urins zwischen 4,8 und 7,5 (Herbst 2008, Naudascher 2001). In Bild 8 eine Zusammenstellung der spezifischen Frachten nach DWA (2009) dargestellt.

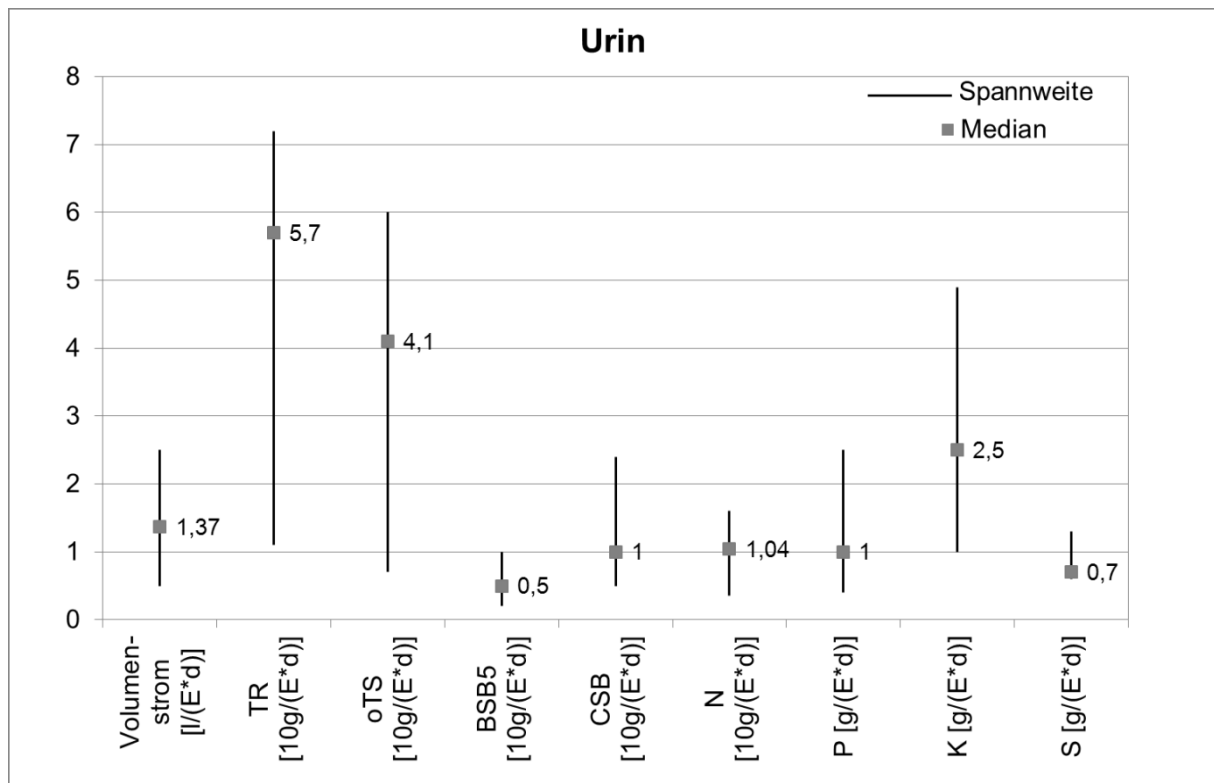


Bild 8: Kennzahlen für Urin (eigene Darstellung nach DWA (2009))

Grauwasser aus Küche und Bad

Grundsätzlich bezeichnet Grauwasser fäkalfreies Abwasser, wie es in der Küche, beim Baden, Duschen und Hände waschen sowie beim Waschen der Wäsche entsteht. Wobei auch

Grauwasser, insbesondere durch Körperreinigung, geringfügig mit Fäkalkeimen und Urin belastet sein kann.

Aufgrund der hohen Wassermengen von etwa 108 l/(E*d) und der vergleichsweise geringen darin enthaltenen spezifischen Frachten, weist Grauwasser einen geringen Verschmutzungsgrad im Vergleich zu Schwarzwasser auf. Wird die Betrachtung auf die eingetragene BSB₅ Fracht gerichtet, ist festzustellen, dass mit dem Grauwasserstrom eine etwa gleich große Fracht von 18 g/(E*d) BSB₅ im Vergleich zu Schwarzwasser mit 20 g/(E*d) abgeleitet werden kann. Dazu sind in Bild 9 die Kennzahlen für Grauwasser und in Bild 7 die Kennzahlen von Fäzes miteinander zu vergleichen.

Zudem ist Grauwasser in leicht und stark verschmutztes Grauwasser zu unterscheiden. Leicht verschmutztes Grauwasser setzt sich aus Abwasserteilströmen von Badewanne, Dusche und Handwaschbecken zusammen, und erreicht damit CSB-Konzentrationen im Bereich von 61 bis 188 mg/l. Werden diesem Grauwasser die Teilströme aus Waschmaschine und Küche zugeführt, werden damit CSB-Konzentrationen im Bereich von 600 bis 713 mg/l erreicht. Hierbei wird von stark verschmutztem Grauwasser gesprochen (DWA 2009).

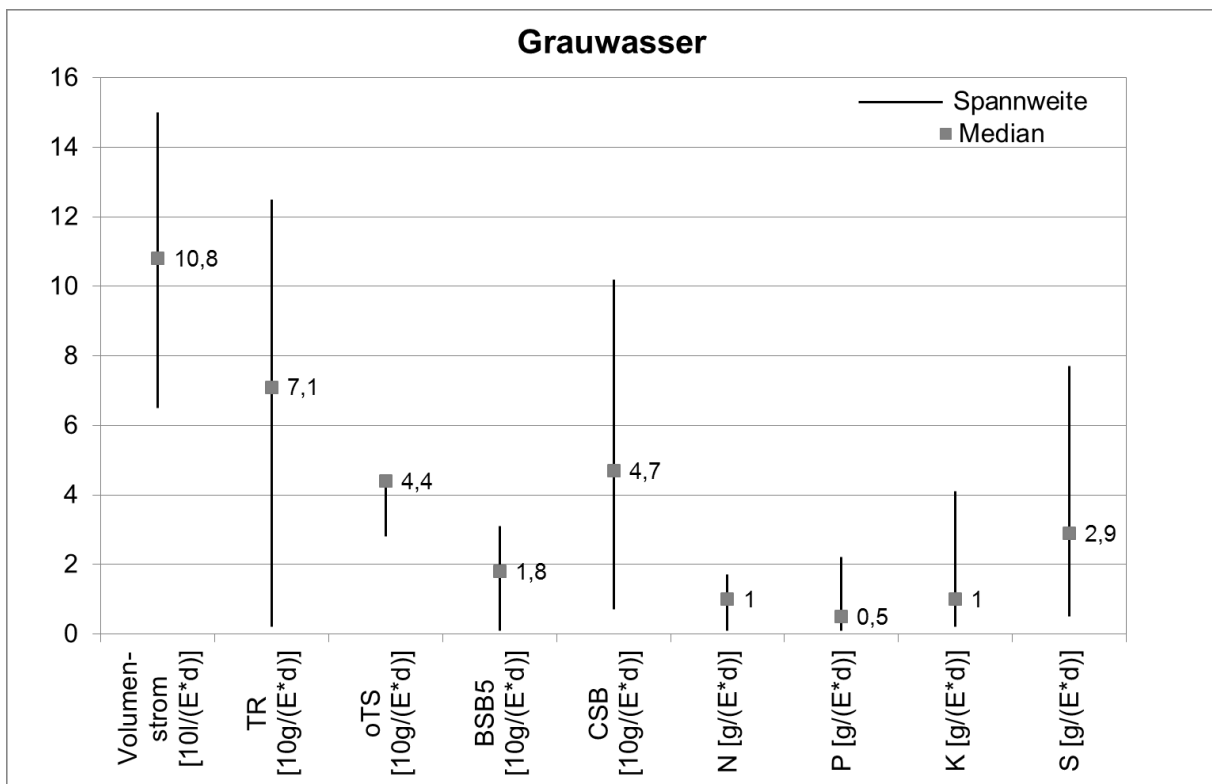


Bild 9: Kennzahlen für Grauwasser (eigene Darstellung nach DWA (2009))

Organisches Material

Unter organischen Abfällen sind biologisch abbaubare Abfälle aus pflanzlicher oder tierischer Herkunft zu verstehen. Pflanzliche Abfälle werden häufig auch als Bioabfall bezeichnet. Bioabfälle fallen in Küche und Garten, beispielsweise als Speisereste und Grünschnitt, an.

Tierische Ausscheidungen, insbesondere Rinderdung und Gülle, werden gemeinsam mit Strukturmaterial wie Einstreu als organischer Dünger in der Landwirtschaft verwendet. Bei einer Milchkuh beispielsweise mit einer Milchproduktion von 6.000 kg Milch pro Jahr¹ fallen jährlich 0,19 t/m³ Gülle und bei einer Färsen im Alter von 27 Monaten können 0,13 t/m³ Gülle anfallen. Die Ausscheidungsmengen hängen von Rinderart, Größe und Gewicht des Tieres sowie dessen Fütterung ab (LWK 2011). In Bond und Templeton (2011) werden Rinderdungmengen pro Tier² mit 8 kg/d (9,64 l/d), in Werner et al. (1989) im Bereich von 9 bis 13 kg/d (10,84 bis 15,66 l/d) und in Eder und Schulz (2006) mit 23 l (19,09 kg/d) angegeben.

Zusammenfassung der Kennwerte der Teilströme Fäzes, Urin und Grauwasser

In dem nachfolgenden Diagramm (Bild 10) werden die oben genannten Kennzahlen zusammengefasst. Sie setzen sich aus den in den in Bild 7 bis Bild 9 dargestellten Medianen zusammen. Es wird die Verteilung der Fraktionen des häuslichen Abwassers sowohl prozentual als auch mit absoluten Kennwerten aufgezeigt. Haupteintragspfade von CSB und BSB₅ sind demnach Grauwasser und Fäzes. Im Gegensatz dazu werden über 80 % der Stickstofffrachten und etwa 50 % der Phosphorfrachten über Urin ins Abwasser eingetragen. Vor diesem Hintergrund ist eine getrennte Erfassung und Behandlung der Stoffströme zwingend notwendig.

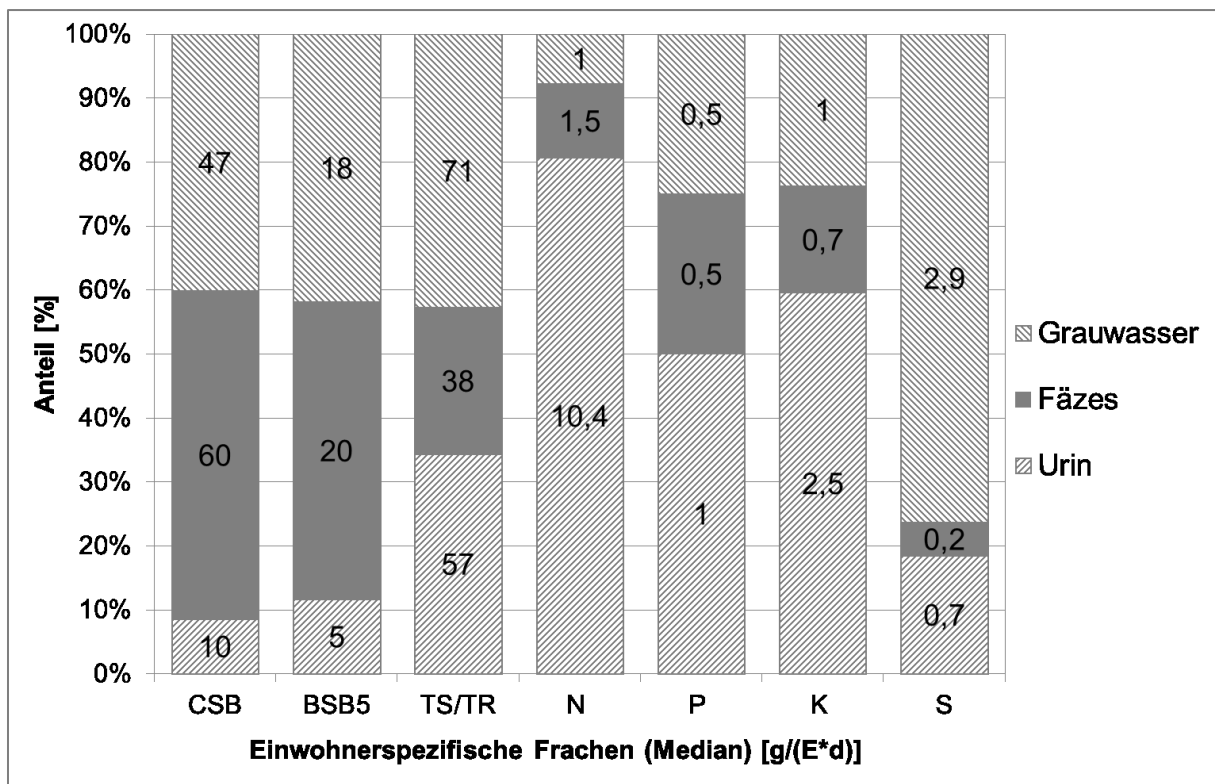


Bild 10: Einwohnerspezifische Frachten (Median) und prozentuale Anteile ausgewählter Inhaltsstoffe der Teilströme Fäzes, Urin und Grauwasser (DWA 2009)

¹ Nährstoffausscheidung landwirtschaftlicher Nutztiere je Stallplatz und Jahr nach LWK (2011)

² Dichte von Festmist $\rho=0,83 \text{ g/cm}^3$ (Umweltministerium Baden-Württemberg 2008)

3.1.2 Behandlungsverfahren und –module der Abwasserteilströme

Die Ziele von Sammlung, Behandlung und Verwertung der verschiedenen Stoffströme sind vielfältig und abhängig von sozialen, kulturellen und religiösen Bedingungen sowie von den vorhandenen technischen Möglichkeiten, welche insbesondere durch die finanzielle und örtliche Gegebenheiten bestimmt werden. Nach DWA (2009) sind die wichtigsten allgemeinen Ziele:

- Rückführung von Nährstoffen,
- Produktion lagerfähiger Nährstoffe zur Düngung,
- Produktion von Energie beispielsweise in Form von Biogas,
- Zerstörung problematischer Spurenstoffe im aufkonzentrierten Teilwasserstrom,
- Erfüllung hygienischer Anforderungen,
- Verwendung des aufbereiteten Abwassers für verschiedene Nutzungen,
- Einhaltung von gesetzlichen Mindesteinleitgrenzen.

Für die Behandlung stehen verschiedene Verfahren im mechanischen, chemisch-physikalischen und biologischen Bereich zur Verfügung. Eine große Anzahl der Verfahren sind bekannt und in Forschung und Praxis erprobt und bewährt (DWA 2009).

Herkömmliche Kläranlagen, bestehend aus Rechen, Sandfang, Vorklärbecken, Belebungsbecken und Nachklärbecken, setzen etwa 50 - 60 % der organischen Zulauffrachten in CO₂ um. In der Wasserphase verbleiben etwa 10 % und 30 – 40 % werden in Schlamm gebunden, so dass eine Reduzierung von beispielsweise BSB₅ um 95 % auf mindestens 15 mg/l¹ erreicht wird. Die Umsetzung zu CO₂ erfolgt biochemisch, in einem exothermen Vorgang, dennoch kann die freigesetzte Energie nicht genutzt werden.

Eine getrennte und möglichst unverdünnte Erfassung der Stoffströme ermöglicht eine bessere Nutzung der Energie, beispielsweise durch anaerobe Stabilisierung mit Biogasproduktion. Zudem können durch eine Stoffstromtrennung, insbesondere bei der Separierung von Urin, Produkte mit hoher Nährstoffkonzentration gewonnen werden, so dass weitestgehend eine Kreislaufschließung hinsichtlich der Nährstoffe erreicht werden kann. Daher ist es sinnvoll Abwasserteilströme aus dem Haushalt und organische Materialien getrennt zu erfassen, aufzuarbeiten und in der Landwirtschaft zu verwerten (Rudolph und Schäfer 2001).

Abhängig von der Bodenqualität beträgt der spezifische Flächenbedarf je Einwohner nach Rudolph und Schäfer (2001) bei 200 bis 300 m² und nach Otterpohl et al. (1999) bei 200 bis 500 m², wenn die separierten Stoffströme aus dem Haushalt in der Landwirtschaft verwertet werden. Durch die Trennung der Ströme und den gestellten Zielen ergeben sich verschiedene Behandlungsmodule, diese werden nachfolgend, insbesondere für den Lowtech im de- und semizentralen Bereich, in Bild 11 dargestellt und nachfolgend beschrieben.

¹ Grenzwert für Einleitung ins Gewässer, gilt für Kläranlagen der Größenklasse 5 größer als 6.000 kg/d BSB₅ (ABWV 2004)

Die Zuordnung der Stoffströme, erfolgt dabei nach *Urin* bzw. Gelbwasser und der *Feststoffreichen* sowie *Feststoffarmen Phase*, wobei *Urin* ggf. auch in der feststoffarmen Phase enthalten sein kann. *Urin* und Gelbwasser lassen sich mit dem Prozess der Lagerung behandeln, um als Produkt ein hygienisiertes Düngemittel zu erhalten. Im Vergleich zur feststoffarmen Phase ist die feststoffreiche Phase volumenmäßig klein. In der feststoffreichen Phase befinden sich der Großteil partikulär gebundener Nährstoffe sowie der aus dem Braun- bzw. Schwarzwasser eingetragene Kohlenstoff (DWA 2009).

Mittels aerober Stabilisierung, als Kompostierung und anaerober Stabilisierung kann die feststoffreiche Phase behandelt werden. Die feststoffreichen Produkte aus der Kompostierung und anaeroben Stabilisierung werden als Bodenverbesserer eingesetzt. Das bei der anaeroben Stabilisierung entstehende Biogas kann als regenerativer Energieträger eingesetzt werden. Die feststoffarme Phase wie Grauwasser oder Schlammwasser kann aerob mittels Sandfiltration aufbereitet werden, mit dem Ziel das entstehende Produkt als Brauchwasser bei der Bewässerung einsetzen zu können.

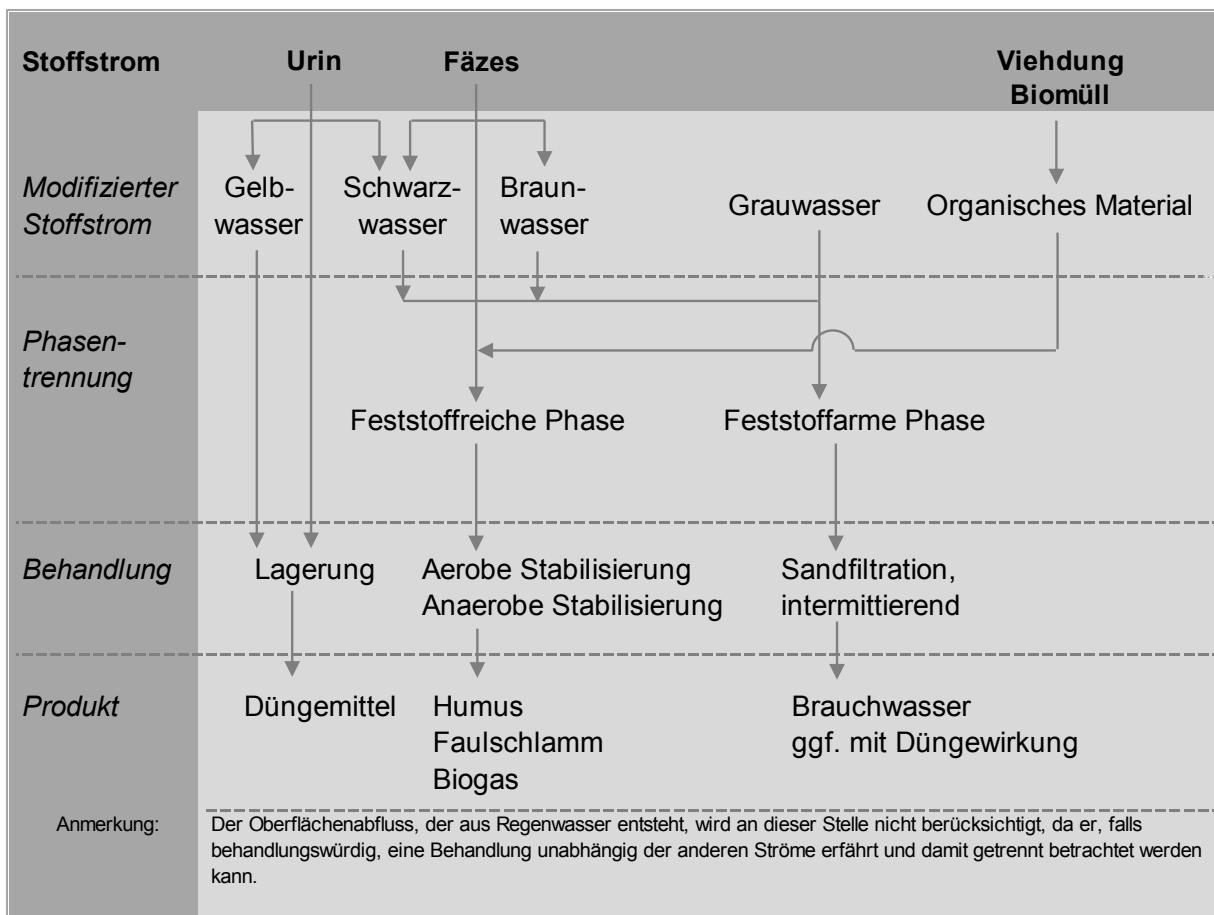


Bild 11: Modulierung für häusliche Abwasser- und organische Abfallströme unter Berücksichtigung der Wiederverwertbarkeit in der Landwirtschaft (eigene Darstellung)

3.1.2.1 Prozesse zur Behandlung der feststoffreichen Phase

Aerobe Stabilisierung - Kompostierung

Biochemische Prozesse

Kompostierung oder auch Rotte ist die Zersetzung von organischem Material durch Destruenten. Destruenten sind Organismen, wie Würmer, Bakterien oder Pilze, die tote Biomasse unter Verbrauch von Sauerstoff und Kohlenstoff abbauen und dabei unter Abgabe von Wärme, Kohlenstoffdioxid und Wasser freisetzen. Gleichzeitig erfolgt der Aufbau mikrobieller Biomasse und Huminstoffe unter Bildung von Energie. Diese wird nur zum Teil von den Mikroorganismen für die Stoffwechselvorgänge, Wachstum und Vermehrung gebraucht, daher wird die überschüssige Energie in Form von Wärme freigesetzt (Körner 2008).

Dieser biologische Abbauprozess findet in der Natur ständig statt. Durch Photosynthese entsteht organisches Material, welches nach Absterben oder nach Verwertung durch höhere Organismen schließlich wieder mit Hilfe von Mikroorganismen abgebaut wird. Der Kompost ist ein wichtiger Bestandteil der oberen Bodenschichten und dient als Bodenverbesserer, versorgt Pflanzen mit lebensnotwendigen Nährstoffen und verbessert die Wasserspeicherkapazität des Bodens. Der Verlauf des Kompostierungsprozesses ist von verschiedenen Faktoren abhängig. Die wichtigsten dabei sind (Körner 2008):

- der Wassergehalt,
- die Temperatur,
- die Struktur des Substrates,
- der Sauerstoffgehalt.
- der Nährstoffgehalt,
- der pH-Wert,
- die Substratoberfläche,

Temperatur

Während des Abbauprozesses ändert sich die Wärmefreisetzung. Daher wird der Verlauf der Kompostierung in mehrere, durch spezifische Temperaturen charakterisierte Phasen eingeteilt. Vornehmlich sind aerobe und fakultativ aerobe Bakterien, Aktinomyzeten und Schimmelpilze am Rotteprozess beteiligt. Die Zusammensetzung der Population hängt mit der Wärmeentwicklung zusammen.

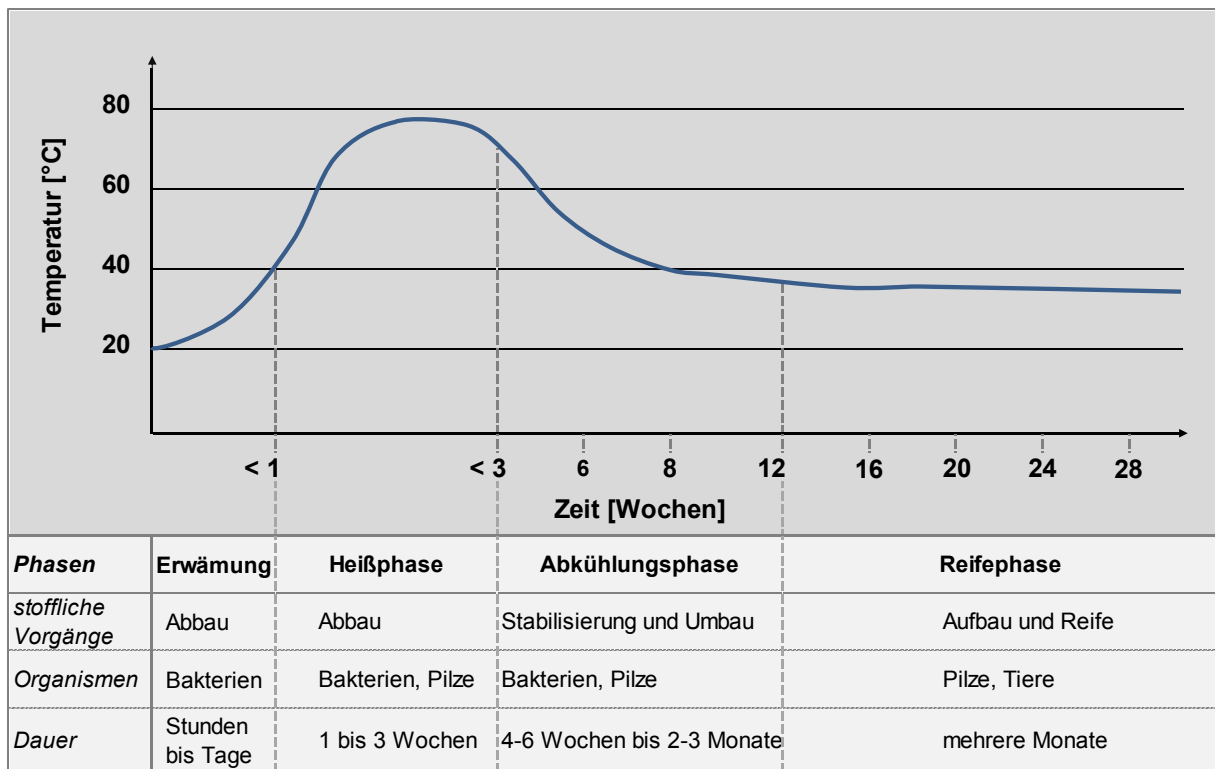


Bild 12: Stadien der Kompostierung in Zusammenhang mit dem Temperaturverlauf (Raupp und Oltmanns 2006, Gray und Biddlestone 1981)

Nach Raupp und Oltmanns (2006), Körner (2008) sowie Gray und Biddlestone (1981) wird der Kompostierungsprozess in 4 Phasen (Bild 12) eingeteilt und wie nachfolgend beschrieben:

- Erwärmungsphase,
- Heißphase,
- Abkühlungsphase,
- Reifephase.

Der Rotteprozess befindet sich in der Erwärmungsphase im mesophilen Temperaturbereich von 15 bis 42 °C. Vorrangig hierbei sind Bakterien und Actinomyceten für den Abbau zuständig. In dieser Phase werden vor allem leichtabbaubare Substanzen, wie lösliche, organische Kohlenstoffverbindungen und Eiweiß, verwertet, wodurch organische Säuren gebildet werden und der pH-Wert bis auf 5 sinken kann. Die Temperatur steigt aufgrund der Stoffwechselftigkeit rasch an, wodurch eine starke Vermehrung der sich im Kompost befindlichen mesophilen Mikroben stattfindet. Die Erwärmungsphase kann wenige Stunden bis einige Tage dauern.

In Verbindung mit der hohen mikrobiologischen Aktivität steigt die Temperatur so stark an, dass die Temperatur bis in den thermophilen Bereich ansteigt. Die Heißphase beginnt. Bei Temperaturen über 45 °C sterben mesophile Organismen ab oder werden inaktiv und das Wachstum thermophiler Organismen setzt ein. Bei sehr nährstoffreichen Substraten kann diese Phase schon nach 1 bis 3 Tagen erreicht werden. Neben der Verwertung

leichtabbaubarer Substanzen, wie Stärke, findet der Abbau schwer zugänglicher Makromoleküle, wie Cellulose und Hemicellulose statt. Der Abbau organischer Säuren führt zur Entstehung von Ammoniak, so dass der pH-Wert bis auf 8,5 steigen kann. Aufgrund des hohen pH-Wertes kann es zu hohen Stickstoffverlusten kommen (siehe dazu Kapitel 3.1.4). Zudem verdunstet Wasser aufgrund der hohen Temperaturen, das aber durch aerobe Abbauprozesse organischer Substanzen und ggf. durch Niederschläge wieder zur Verfügung gestellt wird. Zudem kommt es aufgrund der hohen Temperaturen zur Hygienisierung des Materials, so dass beispielsweise Unkrautsamen und pathogene Keime abgetötet werden. Sind die leicht abbaubaren Substanzen umgesetzt, nimmt die Stoffwechselaktivität ab.

Daraufhin kommt es zur Temperaturabsenkung und die Abkühlungsphase setzt ein. Wodurch eine Umbildung der Mikroorganismenpopulation in Richtung mesophiler Mikroorganismen stattfindet. Diese sind in der Lage höhermolekulare Verbindungen zu veratmen. Zudem findet die Degradation der schwer abbaubaren Zellulose, Hemizellulose, anderer Polymere und die Umsetzung von Ammonium zu Nitrat statt. Die Abkühlungsphase dauert etwa 2 bis 3 Monate und geht fließend in die Reifephase über.

Die Reifephase setzt ein, wenn der Kompost auf Umgebungstemperatur abgekühlt ist. Er wird von Bodeninsekten und Würmern der Makrofauna besiedelt, da diese hauptsächlich hochmolekulare Huminstoffe aufbauen. Die Einwanderung von Tieren in die Mieten fördert die Durchmischung und Strukturierung des Materials.

Die Temperaturentwicklung im Rottegut gibt Aufschluss über den gegenwärtigen Abbauzustand und dient beim Selbsterhitzungsversuch zur Bestimmung des Rottegrades. Von der Temperatur werden, neben der Mikroorganismenpopulation, der Sauerstoff-Diffusionskoeffizient, die Löslichkeit des Sauerstoffs in der flüssigen Phase und der Stickstoffabbau beeinflusst. Für eine vollständige Hygienisierung ist es erforderlich, dass die Substrattemperatur mindestens 1 Woche 65 °C oder 2 Wochen 55 °C beträgt (Körner und Stöppler-Zimmer 1999). Ab einer Temperatur von 75 °C beginnt die Denaturierung des Eiweißes, so dass die biologischen Prozesse zum Erliegen kommen. Bei diesen hohen Temperaturen setzt eine Selbstlimitierung ein, so dass die Temperaturen bei der Kompostierung einen Wert von 75 °C in der Regel nicht überschreiten.

Wassergehalt

Wasser ist ein wichtiges Transportmittel, welches Nährstoffe und organische Substanzen in die Zelle transportiert. Demnach ist für den Nährstofftransport ein Wassergehalt von 100 % erstrebenswert, jedoch werden die Mikroorganismen bei so hohen Wassergehalten nicht mehr ausreichend mit Sauerstoff versorgt. Es stellen sich anaerobe Zustände ein. Die obere Grenze des Wassergehaltes wird von der Porenstruktur, der Porengröße und der Strukturstabilität des eingesetzten Materials bestimmt. Werden Stroh und Holzhäcksel in großen Mengen zugefügt, können Wassergehalte bis 70 % akzeptiert werden (Bidlingmaier 1980). Komposte, die hoch geschichtet werden, erfordern Strukturmaterial, das das Zusammensinken des Kompostes

unter ihrem Eigengewicht vermeidet, so dass das Luftporenvolumen erhalten bleibt und sich keine anaeroben Zonen bilden können.

Bei Wassergehalten von weniger als 25 % erfolgt eine starke Einschränkung der biologischen Aktivität und unter 10 % kommt sie sogar zum Stillstand. Für die Kompostierung ist ein Wassergehalt zwischen 40 und 60 % optimal (Naudascher 2001). Durch die Substratstruktur kann der Wassergehalt, der Sauerstoffeintrag und der Besiedlungsraum für Mikroorganismen variiert werden, wodurch der Abbaugrad und die Abbaugeschwindigkeit des Rotteguts beeinflusst werden. Die Besiedlungsfläche kann durch Zerkleinerung des Substrates vergrößert und damit der Abbauprozess beschleunigt werden. Im Gegenzug dazu wird mit Vergrößerung der Oberfläche und Zerkleinerung des Materials die Porenvolumen reduziert, so dass die Sauerstoffversorgung limitierend wirken kann (Naudascher 2001).

Nährstoffverhältnis

Für einen maximalen Abbaugrad des Rottegemisches ist es erforderlich, ein optimales Nährstoffverhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff einzustellen. Dabei werden die höchsten Abbauraten bei einem C : N-Verhältnis zwischen 20 und 35 erreicht (Herbst 2008). In Naudascher (2001) werden Literaturquellen angegeben in denen das optimale C : N-Verhältnis im Bereich zwischen 20 und 40 (Gottschall 1992) oder im Bereich zwischen 20 und 35 liegt (Glathe 1985).

Bei einem niedrigen C : N-Verhältnis entweicht Stickstoff in Form von Ammoniak, da Stickstoff im Überschuss vorliegt. Verstärkt wird diese Wirkung mit steigendem pH-Wert und zunehmender Temperatur. Während des Rotteprozesses wird das C : N-Verhältnis bis auf einen Wert zwischen 15 : 1 und 20 : 1 reduziert. Eine Verbesserung des Kompostierungsprozesses kann daher durch Zugabe von organischen Materialien, wie Strukturmaterial oder auch Küchenabfälle und Rassenschnitte, zur Verbesserung der Durchlüftung und Optimierung des C : N-Verhältnisses erreicht werden. Der Vorteil der so genannten Co-Kompostierung ermöglicht die gleichzeitige Behandlung zweier Stoffströme im Haushalt (Naudascher 2001, Herbst 2008).

pH-Wert

Einen hohen Einfluss auf die Aktivität der Mikroorganismen und damit die Rotteintensität hat der pH-Wert des Ausgangssubstrates. Es wurde nachgewiesen (Bidlingmaier 1980), dass der Anfangs-pH-Wert mit der Rotteintensität in Zusammenhang steht. Mit Erhöhung des pH-Wertes steigt der Rotteverlust. Dabei ist nicht die potenzielle, sondern die aktuelle Wasserstoffkonzentration von entscheidender Bedeutung. Zu Beginn des Kompostprozesses sinkt der pH-Wert, aufgrund der Bildung organischer Säuren. Mit dem Absinken des pH-Wertes unter 7 sinkt auch die biologische Aktivität der Mikroorganismen. Stellen sich pH-Werte kleiner 5 ein, ist eine starke Hemmung festzustellen. Einen positiven Einfluss auf die Rotteintensität haben pH-Werte, die sich im alkalischen Bereich befinden bis maximal pH 11

(Bidlingmaier 2000). Das pH-Optimum nach Naudascher (2001) befindet sich zwischen pH 7 und 8. Loll (1983) gibt ein pH-Optimum im Bereich von 6,5 bis 7 an.

Anaerobe Stabilisierung

Biochemische Prozesse

Grundlegendes Ziel der anaeroben Schlammstabilisierung ist es, die im Substrat enthaltenen hochmolekularen reduzierten Verbindungen zu niedermolekularen oxidierten Verbindungen abzubauen und damit eine Verringerung des Energiegehalts zu erreichen. Mit diesem Verfahren können etwa 50 % der organischen Feststoffe abgebaut und eine Reduzierung der Gesamtfeststoffe um etwa 30 % erreicht werden, so dass eine weitgehende Stabilisierung erzielt wird. Mit der anaeroben Behandlung wird erreicht, dass das Produkt weitestgehend geruchsfrei ist und gute Entwässerungseigenschaften besitzt (Bischofsberger et al. 2005).

Aufgrund von Abwesenheit von Sauerstoff ist es nicht möglich eine vollständige Oxidation bis zu anorganischen Endprodukten wie Kohlendioxid, Wasser oder auch Nitrat zu erreichen, vielmehr erfolgt der Abbau zu energieärmeren Verbindungen. Ein vollständiger Abbau ist damit gekennzeichnet, dass Methan als Endprodukt vorliegt. Dieser Abbauprozess wird in die nachfolgenden vier Phasen unterteilt (Bischofsberger et al. 2005):

- Hydrolyse,
- Acidogenese,
- Acetogenese,
- Methanogenese.

Zudem werden in Bild 13 die beteiligten Organismen der 4 Phasen des anaeroben Abbauprozesses sowie deren Zwischenprodukte und Produkte dargestellt.

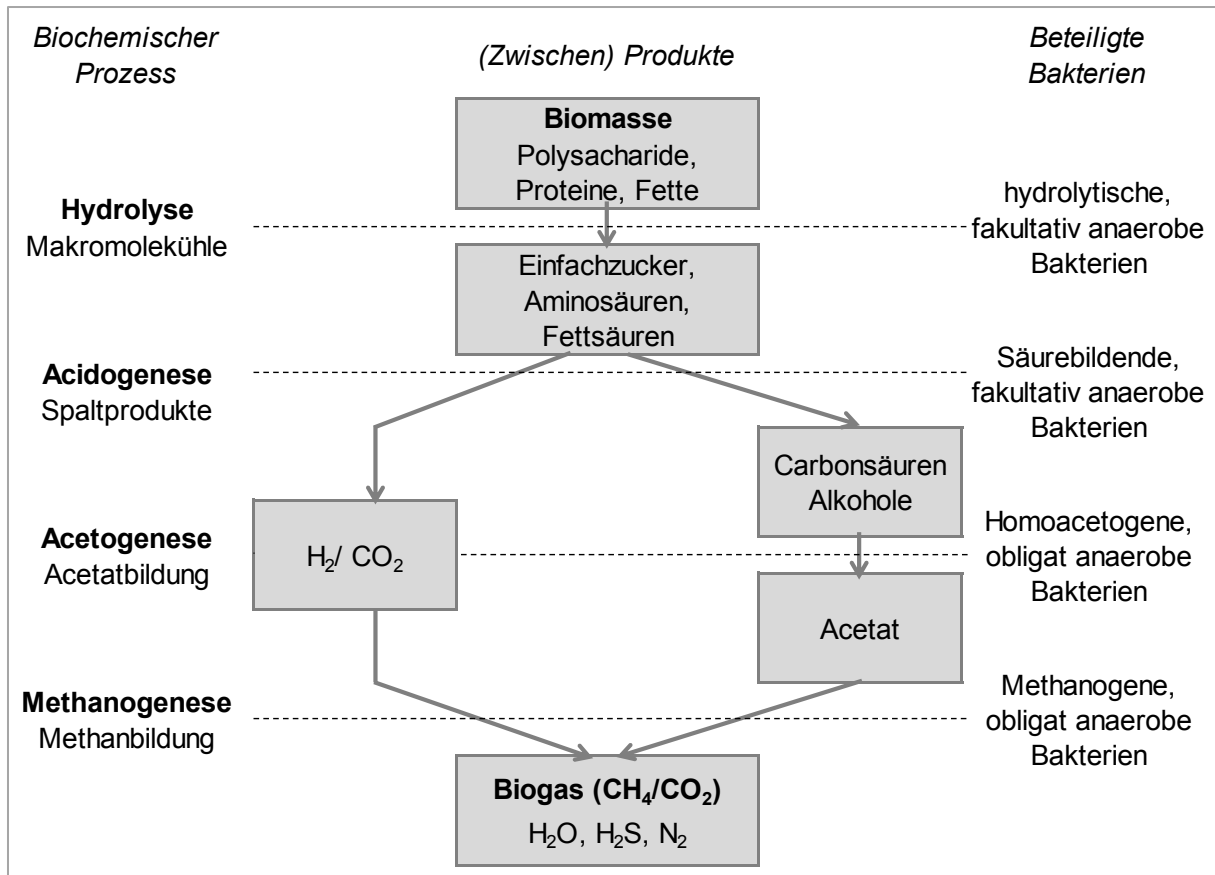


Bild 13: Schema der vierstufigen anaeroben Stabilisierung (verändert nach Eder und Schulz 2006)

Unter anaeroben und auch aeroben Bedingungen werden in der ersten Phase der Hydrolyse, durch fakultativ anaerobe Bakterien und mit Hilfe von Enzymen, das komplexe Ausgangssubstrat (Polymere) zu niedermolekularen Verbindungen (Monomere) umgesetzt.

In der Acidogenese, dem zweiten Prozessschritt, wird der restliche Sauerstoff durch säurebildende Bakterien verbraucht, und diese setzen die organischen Verbindungen der ersten Phase zu niederen Fettsäuren (Essig-, Propion-, Butter-, Valeriansäure) um. Zudem entstehen niedermolekulare Alkohole, wie Ethanol, und Gase, wie Kohlenstoffdioxid, Schwefelwasserstoff, Wasserstoff und Ammoniak. Mit Zunahme der Konzentration an organischen Säuren sinkt der pH-Wert (Eder und Schulz 2006).

Obligat anaerobe homoacetogene Bakterien bilden in der Acetogenese die Ausgangsprodukte für die Methanogenese, wie Essigsäure und Kohlenstoffdioxid, wobei sie Wasserstoff reduzieren (Fritsche 1998).

Unter streng anaeroben Bedingungen werden in der Methanogenese durch Methanbakterien Methan, Kohlenstoffdioxid und Wasser gebildet. In diesem letzten Teilprozess werden 90 % der gesamten Methanausbeute gebildet (Eder und Schulz 2006). Eine Reaktionsstabilität wird nur dann garantiert, wenn das Stoffwechselprodukt Wasserstoff fortwährend von den methanogenen Bakterien verbraucht wird, da die acetogenen Bakterien obligate

Wasserstoffproduzenten sind und nur bei geringen Wasserstoff-Konzentrationen und Wasserstoff-Partialdrücken überleben (Fritsche 1998).

Die verschiedenen Abbauschritte im anaeroben Abbau organischer Substanzen stehen im engen Zusammenhang miteinander und üben direkten Einfluss aufeinander aus. Jede dieser dazu notwendigen Bakterien besitzt andere Lebensbedingungen, um optimal wachsen und Umsetzungsprozesse durchführen zu können. Diese können teilweise durch Variation von Prozessparametern, Betriebsparametern, Substrateigenschaften oder auch biozönotischen Parametern von außen gesteuert werden (Bekker 2007).

pH-Wert und Prozesshemmung

Nach Wechs (1986) ist die Geschwindigkeit der Hydrolyse und Versäuerung des Substrates entscheidend für das Gleichgewicht des anaeroben Prozesses. Die Geschwindigkeit des anaeroben Abbaus wird insbesondere durch den Versäuerungsprozess bestimmt, dieser kann, abhängig von der Abwasserzusammensetzung und den Umweltbedingungen, limitierend sein. Bei Überlast kann es zur Überproduktion an Essigsäure kommen, die nicht schnell genug umgesetzt werden kann. Das System übersäuert und es kommt zu Hemmungen der Methanproduktion (Eder und Schulz 2006).

Im Gegensatz zur Versäuerungsphase, die die optimalen Bedingungen bei einem leicht sauren pH-Wert erreicht, liegt der optimale pH-Wert für die methanogenen Bakterien im schwach alkalischen Bereich (Tabelle 3). Eine räumliche Trennung der Versäuerungsstufe von der Methan produzierenden Stufe ist daher sinnvoll, um einen hohen Versäuerungsgrad in der Versäuerungsstufe zu erhalten (Kroiß 1981).

Tabelle 3: Eigenschaften von versäuernden und methanogenen Bakterien (Hosang und Bischof 1998, Schmelz 1999, Schlegel 1985)

| Kriterium | Versäuernde Bakterien | Mesophile, methanogene Bakterien | Thermophile, methanogene Bakterien |
|---------------------------------------|--|--|--|
| <i>Charakteristik</i> | fakultativ anaerobe Bakterien | obligat anaerobe Bakterien | obligat anaerobe Bakterien |
| <i>Temperatur-Optimum</i> | 30 °C | 35 bis 37 °C | 55 bis 65 °C |
| <i>pH-Wert (Grenzwert)</i> | (3,0) 5,3 bis 6,8 | (6,8) bis 7,2 | (6,8) bis 7,2 |
| <i>Generationszeiten, Wachstum</i> | geringe Generationszeiten | sehr lange Generationszeiten | sehr lange Generationszeiten, empfindlich gegenüber Temperaturänderung |
| <i>Stofftransport (Durchmischung)</i> | gute Durchmischung, um schnelle Hydrolyse und Versäuerung zu erreichen | <ul style="list-style-type: none"> • geringe Umwälzung • acetogene und methanogene Bakterien existieren in enger Symbiose existieren, sind scherkraftempfindlich; • Stofftransport und Abtransport der Abbauprodukte erfordern gute Durchmischung | |

Grundsätzlich ist ein pH-Wert im neutralen Bereich von Vorteil, dieser entspricht dem pH-Wert des Zellinneren der Mikroorganismen. Aufgrund von Stoffwechselfvorgängen werden Endprodukte gebildet, die eine pH-Änderung verursachen können. Daher tolerieren eine Vielzahl von Mikroorganismen pH-Werte im Bereich von 5 bis 9. Tabelle 3 zeigt dazu die pH-Optima für versäuernde und methanogene Bakterien (Hosang und Bischof 1998).

Im Normalbetrieb der anaeroben Schlammbehandlung stellt sich ein pH-Wert im Bereich von 7 bis 7,5 ein. Ein Großteil des Substrates wird über organische Säuren als Zwischenprodukte der Methanisierung zur Verfügung gestellt. Der pH-Wert des anaeroben Abbaus resultiert hauptsächlich aus den reagierenden Stoffwechselprodukten sowie den vorliegenden Puffersystemen. Entscheidend dabei ist das Kalk-Kohlensäure-Puffersystem (Braun 1987). Nach Donack (2001) ist der pH-Wert im Anaerobreaktor ein Ergebnis aus der Pufferwirkung von $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ und $\text{HCO}_3^-/\text{CO}_2$. Eine zunehmende Bildung von organischen Säuren führt zur pH-Wert Senkung. Die Bildung von Methan dagegen führt zum Ansteigen des pH-Wertes. Mit sinkendem pH-Wert nimmt die Konzentration an giftig wirkenden undissoziierten Säuren zu. Beispielsweise wirkt Essigsäure bei einer Konzentration von 1.000 mg/l noch nicht hemmend, steigt die Konzentration auf mehr als 2.000 mg/l, sinkt der pH-Wert in Abhängigkeit von der Pufferkapazität und führt zu einer Hemmung. Der Anteil an undissoziierten organischen Säuren steigt an, so dass eine Einschränkung der Methanproduktion erfolgt, welche durch Hemmung der Methan bildenden Bakterien hervorgerufen wurde. Weitere organische Säuren werden produziert, so dass der Faulprozess in eine saure Gärung umschlägt (Schmelz 1999). Ist die Pufferung des Systems nicht ausreichend und der pH-Wert gelangt außerhalb des für die Mikroorganismen optimalen pH-Wertes, werden die Stoffwechselprozesse zunehmend gehemmt. Es wird in der Acidogenese Säure angereichert, welche eine weitere pH-Senkung und eine Hemmung der Mikroorganismen verursacht (Bischofsberger et al. 2005).

Ein wichtiges Indiz für den Verlauf des anaeroben Abbaus geben die flüchtigen, organischen Säuren an. Unbehandelter Schlamm wie Primärschlamm besitzt beispielsweise Konzentrationen an organischen Säuren von 1.500 bis 3.500 mg/l. Im Gegensatz dazu liegen die Konzentrationen von anaerob stabilisiertem Schlamm deutlich unter 100 mg/l (Tabelle 5). Die Sicherung der Puffereigenschaft im Reaktor kann beispielsweise durch Kalkzugabe (CaO , $\text{Ca}(\text{OH})_2$) oder auch Natriumhydroxid ($\text{Na}(\text{OH})_2$) sowie Natriumcarbonat (Na_2CO_3) gestützt werden (Bischofsberger et al. 2005). Eine Anreicherung von Säuren kann insbesondere bei zweistufigen Systemen durch kontinuierliches Abführen sowie durch Verringerung der organischen Raumbelastung und damit Erhöhung der hydraulischen Aufenthaltszeit vermieden werden (Schmidt 1996).

Zudem kann trotz steigenden Versäuerungsgrads der pH-Wert im schwach alkalischen Bereich stabilisiert werden. Ursache hierfür ist beispielsweise bei stickstoffreichen Industrieabwässern die Umsetzung organischer Stickstoffverbindungen bei der Hydrolyse zu Ammonium. Wobei die Pufferwirkung in engem Zusammenhang mit dem pH-Wert und damit

dem Ammonium-Ammoniak Gleichgewicht zu sehen ist, da Ammoniak der hemmungsrelevante Parameter ist. Mit steigender Ammoniumkonzentration steigt der pH-Wert, wodurch sich das Ammonium-Ammoniak Gleichgewicht in Richtung Ammoniak verlagert. Übersteigt die Ammoniakkonzentration die Hemmschwelle der Essigsäure abbauenden Methanbakterien, verringert sich die Abbauleistung. Die Konzentration an organischen Säuren steigt und der pH-Wert verringert sich. Die Hemmung geht zurück und Essigsäure kann wieder abgebaut werden. Bis zu gewissen Grenzen ist demnach eine Hemmung durch Ammonium zu tolerieren (Bischofsberger et al. 2005).

Substratzusammensetzung

Für die Bildung der Biozönose hat die Substratzusammensetzung einen entscheidenden Einfluss. Die Biozönose steht zudem im engen Zusammenhang mit den sich bildenden Stoffwechselprodukten, daher werden die Mengenanteile der Haupt-Stoffwechselprodukte Methan und Kohlenstoff des vollständigen anaeroben Umsatzes maßgeblich vom Ausgangssubstrat beeinflusst (Bischofsberger et al. 2005). Bei ausreichend Adaptionszeit kann sich die Biozönose auf veränderte Substratzusammensetzung einstellen.

Essenzielle Nährstoffe, für die am Anaerobprozess beteiligten Bakterien, sind im Wesentlichen Stickstoff-, Phosphor- und Schwefelverbindungen. Der Nährstoffbedarf unterscheidet sich zwischen den verschiedenen Bakterienarten und hängt zum einen von der gebildeten Biomasse ab, die pro Masseneinheit an abgebautem CSB neu gebildet wird. Zum anderen bestimmt die Schlammcharakteristik den Nährstoffbedarf. So ist beispielsweise, die Biomassenbildung und damit der Nährstoffbedarf in kohlehydrathaltigen Schlämmen etwa 3-mal höher als bei protein- oder fetthaltigen Schlämmen. Im Mittel besteht die Trockenmasse der Bakterien aus etwa 50 % Kohlenstoff, 11 % Stickstoff, 2 % Phosphor und 1 % Schwefel. Nach Mudrack und Kunst (2003) ist ein Nährstoffverhältnis von N : P von 5 : 1 erforderlich. Im Mittel werden 5 bis 15 % des abgebauten CSB zur Neubildung von Biomasse benutzt (Mudrack und Kunst 2003, Bischofsberger et al. 2005). Das ausgewogene Nährstoffverhältnis von CSB : N : P für den anaeroben Abbau liegt daher im Bereich von 300 : 5 : 1 bis 800 : 5 : 1 (Bischofsberger et al. 2005).

Im Vergleich zum aeroben Abbau benötigen die Mikroorganismen höhere Mengen an Substrat, um das gleiche mikrobiologische Wachstum zu erreichen, so dass bei gleichem Substrateinsatz geringeres Wachstum eintritt (Bischofsberger et al. 2005). Nach Henze und Bundgaard (1982) ist die Wachstumsrate der heterotrophen Bakterien gegenüber den autotrophen Bakterien um das 6 bis 10-fache höher. Daraus resultieren geringere zu entsorgende Schlammengen. Dagegen ist eine längere Einfahrphase und Adaptionszeit des anaeroben Prozesses erforderlich (Bischofsberger et al. 2005).

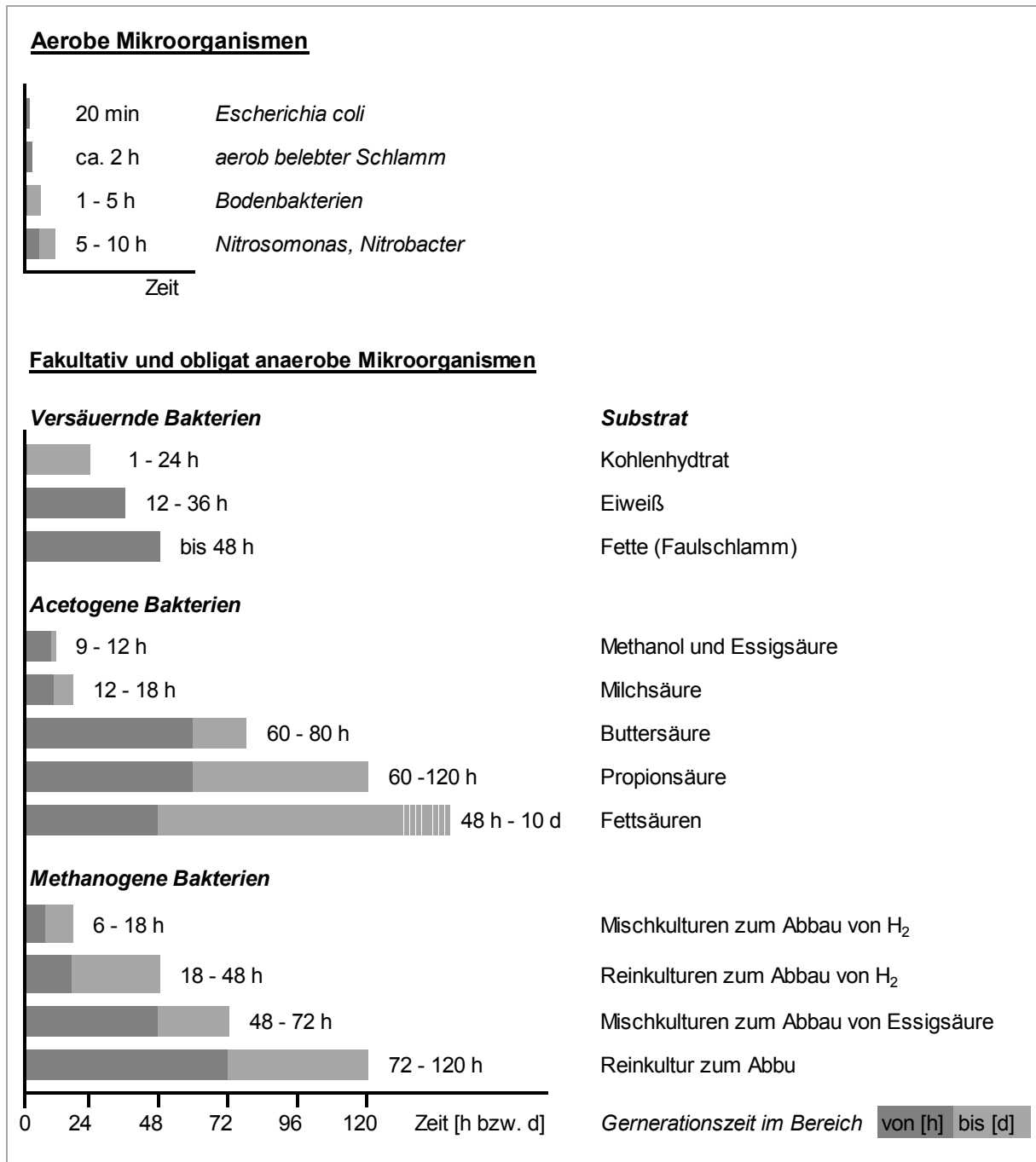


Bild 14: Anhaltswerte zu Generationszeiten aerober und anaerober Mikroorganismen (verändert nach Seyfried et al. 1986)

Für die im System lebenden Bakterien sind Nährstoffe, Spurenelemente und Vitamine zum Stoffwechsel, zum Erhalt und zur Vermehrung notwendig. Dabei ist je Element eine Mindestkonzentration erforderlich. Zu beachten ist, dass auch für die lebensnotwendigen Nährstoffe je Bakterienart eine Maximalkonzentration nicht überschritten werden sollte, da andernfalls Hemmungen hervorgerufen werden können.

Temperatur

Nach den Gesetzen der Thermodynamik gibt es bei Temperaturerhöhung eine exponentielle Geschwindigkeitserhöhung. Bei enzymkatalysierten Reaktionen trifft dieser Effekt nur bis zu einem enzymspezifischen Temperaturoptimum zu. Bei weiterem Temperaturanstieg werden die Bindungen innerhalb des Enzyms lockerer, die Struktur wird zunächst reversible verändert. Ein weiteres Überschreiten des Temperaturoptimums schädigt die Struktur irreversibel. Das Enzym wird denaturiert und die Reaktion kommt zum Erliegen. Jede Organismenart hat daher ein Temperaturoptimum, in der sie einen maximalen Stoffumsatz erreicht, der Temperaturbereich kann kleiner 20 °C aber auch größer 80 °C sein. Die Unterscheidung der Organismenart kann daher nach Temperaturbereichen (Tabelle 4) erfolgen (Schmelz 2000, Bischofsberger et al. 2005).

Emscherbrunnen beispielsweise wurden im psychophilen Temperaturbereich gefahren. Aufgrund der geringen Leistungsfähigkeit der vorherrschenden Organismen werden Anlagen bei diesen Temperaturen nach Möglichkeit nicht mehr betrieben (Mitsdörffer 1991). Dies trifft insbesondere bei Anlagen im Hightech Bereich zu. Die heutige Faulung wird bei mesophilen Temperaturen betrieben. Für die Mikroorganismen bestehen optimale Lebensbedingungen in diesem Temperaturbereich, wobei die beste Abstimmung der Mischpopulation bei 35 °C festgestellt wurde. Eine Schwankung der Temperatur zwischen 30 und 40 °C zeigt wenig Einfluss auf die Leistungsfähigkeit (Mitsdörffer 1991). Hingegen führen Schwankungen im thermophilen Temperaturbereich von 53 bis 57 °C zu einem sprunghaften Rückgang der Abbauleistung (Mitsdörffer 1991).

Tabelle 4: Einteilung der Mikroorganismen nach Temperaturbereichen (Schmelz 1999, Schlegel 1985)

| | Psychrophil | Mesophil | Thermophil |
|--------------------------|--------------------|-----------------|-------------------|
| <i>Temperaturbereich</i> | 4 – 20 C° | 20 – 42 C° | 42 – 70 C° |
| <i>Temperaturoptimum</i> | 15 – 20 C° | 30 – 37 C° | 55 – 65 C° |

Stabilisierungskriterien für anaerobe Verfahren

„Man versteht unter einem stabilisierten Schlamm einen solchen, dessen Inhaltsstoffe sich bei der Lagerung indifferent, d.h. sich weitgehend unverändert erhalten oder sich wenigstens nur langsam und ohne unangenehme Beeinflussung der Umgebung zersetzen“ (Rüffer 1966).

Zur Beurteilung eines stabilisierten Schlamms können neben objektiven Kennwerten, subjektive organoleptische Kennwerte herangezogen werden. Ein anaerob stabilisierter Schlamm hat eine schwarze Färbung und nahezu keinen Geruch. Primärschlamm hat im Vergleich dazu eine bräunlich, gelbliche Färbung und besitzt einen sehr starken, unangenehmen Geruch. Stabilisierungskennwerte dienen zur Definition des Stabilisierungszieles, welche vom späteren Einsatz abhängen. Beispielsweise ist bei der Verwendung von Schlamm in der Landwirtschaft eine vollständige Stabilisierung erforderlich

(Loll 1983). Als Stabilisierungskennwerte für die anaerobe Stabilisierung werden vor allem der organische Trockenrückstand und die Konzentration an organischen Säuren als Essigsäureäquivalent genutzt. Kennwerte zu Stabilisierungsgraden sind Tabelle 5 und vergleichsweise in Tabelle 6 Kennwerte von Roh- und Faulschlamm gegeben.

Tabelle 5: Stabilisierungskennwerte für die anaerobe Schlammstabilisierung (Loll 1983, Dichtl 1985)

| Stabilisierungsgrad | Stabilisierungskennwerte | |
|-----------------------------|--------------------------|---|
| | Glühverlust [%TR] | Organische Säuren als Essigsäureäquivalent [mg/l] |
| <i>Unstabilisiert</i> | > 90 % | 1.800 – 3.600 |
| <i>Teilstabilisiert</i> | 50 – 60 % | 1.000 – 2.500 |
| <i>bedingt stabilisiert</i> | 45 – 55 % | 100 – 1.000 |
| <i>Vollstabilisiert</i> | ≤ 45 % | < 100 |

Der Glühverlust ist leicht zu bestimmen und ist daher von sehr hoher Praxisrelevanz. Da er substratspezifisch ist, kann er nicht als absolutes Maß betrachtet werden. Die Konzentration der organischen Säuren zeigt das Maß an biologisch abbaubarer Substanz. Ein weiteres Indiz über den Stabilisierungsgrad, gibt die Gasproduktion. Da auch sie abhängig vom Substrat ist, können nur über die produzierten Gasmengen Rückschlüsse auf die abgebaute Substanz gegeben werden. Ein Abnehmen der Gasproduktion kann ein Zeichen für das Erreichen einer Vollstabilisierung bedeuten, aber auch Hinweise auf eine Hemmung des biologischen Prozesses geben (Bischofsberger et al. 2005).

Tabelle 6: Durchschnittliche Zusammensetzung von häuslichem Roh- und Faulschlamm (Koppe und Stozek 1999)

| Parameter | Einheit | Rohschlamm | Faulschlamm |
|---|---------|------------|-------------|
| <i>pH-Wert</i> | | 5 -6 | 7 -8 |
| <i>Wassergehalt</i> | % | 94 – 97 | 90 – 95 |
| <i>Trockenrückstand (TR)</i> | % | 3 – 6 | 5 – 10 |
| <i>Organischer Trockenrückstand (oTR)</i> | % | 55 – 70 | 45 |
| <i>Stickstoff</i> | g/kgTR | 30 – 50 | 46 |
| <i>Phosphor</i> | g/kgTR | 5 – 25 | 11 |

3.1.2.2 Prozess zur Behandlung der feststoffarmen Phase - Sandfiltration

Die feststoffarme Phase, die sich aus Wasser, fein suspendierten, kolloidal und gelösten Stoffen zusammensetzt, kann mit konventionellen Verfahren der Abwasserbehandlung wie das Belebungsverfahren, chemischen oder biologischen Verfahren zu Phosphorelimination

oder auch wie in DWA (2009) dargestellt, mittels Membranbelebung behandelt werden. Ein weiteres einfaches Verfahren, welches auch in Deutschland im dezentralen Raum zur Behandlung von feststoffarmen Phasen zum Einsatz kommt, sind Sandfilter. Diese Art der Abwasserbehandlung wird meist in Kleinkläranlagen als dezentrale Lösung zur Behandlung von häuslichem Schmutzwasser oder auch in Form von Retentionsbodenfilter zur weitgehenden Behandlung von Entlastungsabflüssen Regenüberlaufbecken (Dittmer 2006) angewendet. Die oben genannten Verfahren, mit Ausnahme der Sandfiltration, werden an dieser Stelle nicht weiter ausgeführt, da sie als mögliche Verfahren im dezentralen ländlichen Raum in Entwicklungsländern, aufgrund des hohen Kostenfaktor in Betrieb, Wartung und Energie, ausgeschlossen werden können.

Von Bedeutung bei der dezentralen Behandlung von häuslichem Schmutzwasser sind Sandfilter. Abwässer werden durch Abtrennung partikulärer Stoffe und durch biologische Umsetzungsprozesse von gelösten Stoffen mechanisch-biologisch gereinigt (Schwarz 2004).

Grundlegende Prozesse beim Betrieb einer intermittierenden Sandfiltration

Im Filterkörper finden parallel physikalische, chemische und biologische Prozesse statt. Durch die Filterwirkung des Sandkörpers werden suspendierte und disperse Stoffe mechanisch zurückgehalten, kolloidale Stoffe werden im mineralischen Filterkörper und an organischer Substanz sorbiert. Ein Ionenaustausch findet an Tonmineralien, Huminstoffen und Eisenoxiden statt. Mikroorganismen sind an Umsetzungen und Abbau von diversen Abwasserinhaltsstoffen beteiligt, wobei diese teilweise zum Biomasseaufbau verwendet werden. Die Sorptions- und Filterwirkung des Bodenkörpers wird durch Biomasseaufbau verstärkt (Brunner 2002).

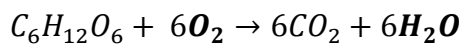
Ziel der Sandfiltration ist es, neben dem Filtrationsprozess, in kurzer Zeit Kohlenstoffverbindungen zu oxidieren, Ammonium zu nitrifizieren sowie gelöste Phosphate und Metalle zu sorbieren. Mit Ausnahme von Phosphat und Schwermetallen, werden die genannten Stoffe zunächst im Filterkörper sorbiert und während der Trockenphase abgebaut bzw. umgesetzt. Phosphat wird lediglich an die Bodenmatrix angelagert und in stabilere Bindungsformen wie beispielsweise FePO_4 oder AlPO_4 überführt. Die besten Voraussetzungen Phosphor zu fixieren ist ein eisenreiches Substrat, ein niedriges Verhältnis von pflanzenverfügbarem Phosphat zum Gesamtphosphat und karbonatfreies Substrat (Brunner 2002). Im Gegensatz dazu sind karbonathaltige Böden zur aeroben Oxidation von Ammonium erforderlich, um pH-Absenkungen durch die Nitrifikation von Ammonium zu vermeiden.

Biologischer Stoffumsatz

Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen werden durch Filtrations- und Sorptionsprozesse aus dem Abwasserstrom zurückgehalten bzw. auf dem Filterkörper zwischengespeichert. Die Elimination dieser Abwasserinhaltsstoffe erfolgt durch die mikrobielle Umsetzung durch die sich im Filterkörper entwickelnde Biozönose. Wird der Bodenkörper intermittierend mit nahezu gleichbleibender Abwasserzusammensetzung und -menge beaufschlagt, bilden sich

Gleichgewichtszustände zwischen Absterben und Wachstum der Biozönose aus (Müller 2002).

Die Umsetzung organischer Kohlenstoffverbindungen erfolgt hauptsächlich mittels aerober Respiration durch heterotrophe Mikroorganismen. Diese sind auf dem Korngerüst des Bodenkörpers als Biofilm aufgewachsen. Bei der Umsetzung entstehen die anaeroben Endprodukte CO_2 und H_2O . Stellvertretend für alle biologisch abbaubaren Kohlenstoffverbindungen zeigt Gleichung 1 den aeroben Kohlenstoffumsatz mittels Glucose.



Gleichung 1

Bei ausreichendem Nährstoffangebot wird ein Teil des Kohlenstoffs zunächst zum Zellaufbau verwendet und der zweite Teil veratmet. Nach Gallert und Winter (1999) ist das Verhältnis der Kohlenstoffnutzung 50 % für den Zellaufbau und 50 % für die Zellatmung. Ist das Nährstoffangebot limitiert, verschiebt sich das Verhältnis zugunsten der Respiration auf etwa 70 % (Gallert und Winter 1999). Da sich nach einiger Zeit ein Gleichgewicht zwischen Aufbau und Absterben der Biomasse einstellt, ist die Assimilation als Eliminationspfad für Nährstoffe vernachlässigbar (Kayser 2003).

Der Zeitpunkt an dem der Kohlenstoffumsatz beginnt, wird in der Literatur noch sehr kontrovers diskutiert. Fuchs (2003) geht davon aus, dass der Kohlenstoffumsatz zeitlich entkoppelt von den Beaufschlagungen stattfindet. In Wozniak (2008) konnte ein Kohlenstoffumsatz während der Beaufschlagung festgestellt werden, dieser ist aber, aufgrund der limitierten Sauerstoffkonzentration während der Beaufschlagung, begrenzt. Bei länger andauernden Beaufschlagungen können sich daher anoxische Bedingungen einstellen und der Sauerstoff zur Veratmung kann aus dem Nitrat bezogen werden Dittmer (2006). Schwarz (2004) hat die räumliche Verteilung von Biomasse und Bioaktivität im Filterkörper untersucht. Mit partikelfreiem Abwasser konnte eine Biomassebesiedlung bis zu 40 cm Tiefe im Bodenkörper erreicht werden. In Dittmer (2006) wurden verschiedene Autoren aufgeführt, die bestätigten, dass der CSB-Abbau in einer Tiefe von 20 cm abgeschlossen sei, so dass Müller (2002) (zitiert in Dittmer (2006)) darin den Nachweis einer zeitlichen Entkopplung von Beaufschlagung und Abbau sieht. Die Transformation von organischen Kohlenstoffverbindungen zu Kohlendioxid und Wasser wird in Turcović (2009) als entscheidender Reinigungsschritt bezüglich der organischen Abwasserinhaltsstoffe bezeichnet.

Neben dem Abbau organischer Verbindungen ist die Nitrifikation einer der wichtigsten Umsetzungsprozesse in der Abwasserreinigung (Blank 2009). Dabei wird Ammonium im ersten Schritt durch Ammoniumoxidanten wie Nitrosomas zu Nitrit (Gleichung 2) und Nitrit im zweiten Schritt durch Nitritoxidanten wie Nitrobacter zu Nitrat (Gleichung 3) umgesetzt.

Ammoniumoxidation:



Nitritoxidation:



Gesamtreaktion Nitrifikation:



Die autotrophen Nitrifikanten beziehen ihre Energie aus der Oxidation von Ammonium. Aufgrund der geringen Energieausbeute der Nitrifikation ist die Wachstumsrate im Vergleich zu den heterotrophen Mikroorganismen gering, so dass die heterotrophen Mikroorganismen das Milieu dominieren. In hoch belasteten Belebtschlammverfahren werden die autotroph nitrifizierenden Organismen von der heterotrophen Schlammpopulation verdrängt. Die Nitrifikation kann erst bei einem $BSB_5 < 110 \text{ mg/l}$ stattfinden (Gallert und Winter 1999). Aufgrund des hohen Sauerstoffbedarfs der Nitrifikation und der geringen Wachstumsraten der Nitrifikanten wird in Dittmer (2006) vermutet, dass die Nitrifikation mehr noch als der aerobe Kohlenstoffabbau von der Beaufschlagung entkoppelt ist.

Die Säurekapazität wird maßgeblich durch aerobe und anaerobe Abbauprozesse des Stickstoffs beeinflusst. Die Säurekapazität des Abwassers setzt sich etwa zur Hälfte aus der Hydrolyse organischer Stickstoffverbindungen und aus der Karbonathärte des Trinkwassers zusammen. Während der Abwasserreinigung wird die Säurekapazität durch Prozesse zur Stickstoffelimination beeinflusst (Ammonifikation, Nitrifikation und Denitrifikation) (Schönherr 2007). Durch Ammonifikation und Denitrifikation wird je Mol Ammonium ein Mol Hydrogencarbonat gebildet, was die Anhebung der Säurekapazität bewirkt. Im Gegensatz dazu verbraucht die Nitrifikation je Mol oxidiertes Ammonium zwei Mol Hydrogencarbonat.

Wie aus Gleichung 4 zu entnehmen ist, werden bei der Nitrifikation Wasserstoffionen gebildet. Reicht die Säurekapazität nicht aus, kommt es zum Absinken des pH-Wertes. Wird der optimale pH-Bereich der Nitrifikanten von 7,2 bis 8,0 (Mudrack und Kunst 2003) bzw. 7,5 bis 8,5 (Teichgräber 1988) unterschritten, findet eine Verschiebung des Dissoziationsgleichgewichts $\text{NO}_2^- / \text{HNO}_2$ in Richtung HNO_2 statt. Erreicht HNO_2 eine Konzentration im Bereich von 0,02 bis 0,1 mg/l für *Nitrosomonas* bzw. 0,22 bis 2,8 mg/l für *Nitrobacter*, findet eine Hemmung der Nitrifikation statt (Tabelle 7). Erreicht das System pH-Werte im alkalischen Bereich, verschiebt sich das $\text{NH}_4^+ / \text{NH}_3$ Gleichgewicht in Richtung NH_3 , so dass Konzentrationen von NH_3 im Bereich von 10 bis 150 mg/l für *Nitrosomonas* bzw. 0,1 bis 1 mg/l (Tabelle 7) für *Nitrobacter* die Nitrifikation hemmen können (Schweighofer 1992).

Tabelle 7: Grenzkonzentrationen für eine Hemmung durch Ammoniak und salpetrige Säure (Schweighofer 1992)

| | Ammoniak [mg NH ₃ /l] | salpetrige Säure [mg HNO ₂ /l] |
|--------------|----------------------------------|---|
| Nitrosomonas | 10 -150 | 0,02 – 0,1 |
| Nitrobacter | 0,1 - 1,0 | 0,22 – 2,8 |

Sorption von Phosphor

Für die Elimination von Phosphor ist in erster Linie die Adsorptionseigenschaft des Filtermaterials von Bedeutung. Phosphor wird vorwiegend durch physikalisch-chemische Reaktionsmechanismen im Boden als Metall-Salz fixiert (Kayser 2003). Hinzu kommt die Inkorporation von Phosphor in Biomasse (Geller et al. 1992), jedoch nur so lange bis sich die Biomasse im Gleichgewicht zwischen Biomasseaufbau und –abbau befindet. Nach Riße und Dohmann (1997) kann die Elimination durch Biomasseaufbau damit vernachlässigt werden. Eine weitere Erhöhung der Phosphoradsorption erfolgt durch biotische Adsorption an Biomasse sowie Adsorption an Sedimenten im Filterkörper.

Die Phosphoradsorption wird beeinflusst durch Sorptionsfähigkeit des Filtermaterials, Menge und Verfügbarkeit von Reaktionspartnern, pH-Wert und Redoxpotenzial (Schütte und Fehr 1992). Die Retention von Phosphor in Sandfiltern wird durch hohe Eisen- und Aluminiumhydroxide sowie Kalzium begünstigt (Rustige und Platzer 2002). Geller et al. (1992) konnten Eliminationsleitungen von Phosphor bei der Mischwasserbehandlung bis zu 97 %, Wilhelmi und Fuchs (2008) bis 92 % für Trockenwetterbeschickung erreichen. Eigene Untersuchungen erzielten 95 % Phosphorelimination bei Faulschlammwasserbeschickung im intermittierenden Betrieb (Fach 2008).

In Robertson (2012) wurden 6 Jahre Untersuchungen zur Phosphorelimination an einem 20 Jahre altem Filterbett mit vorgeschalteter Klärgrube¹ durchgeführt. Bis Ende der Untersuchungen konnte nachweislich kein Anstieg der Phosphorkonzentration im Ablauf festgestellt werden. Ursache hierfür wird in der Adsorption von Phosphor an mineralischen Ausfällungen gesehen.

Neben Phosphor werden Schwermetalle im Filterkörper adsorbiert. PH-Werte im sauren Bereich sollten vermieden werden, um eine Mobilisierung der bereits festgelegten Schwermetalle sowie Phosphor zu vermeiden (Brunner 2002).

Keimreduktion

Bei der Ableitung von behandeltem Abwasser in Oberflächengewässer oder auch bei der Wiederverwendung für Bewässerungszwecke, muss der hygienische Zustand des Ablaufwassers beachtet werden (Höner und Bahlo 1996), insbesondere bei Ableitung in hydraulisch leistungsschwache und belastungsempfindliche Vorfluter und stehende Gewässer sowie unter

¹ Sammelgrube ggf. mit Überlauf, Septik Tank

Beachtung, dass coliforme Keime im Wasser, auf Bodenpartikel und Pflanzen nicht nur lebensfähig, sondern auch vermehrungsfähig sind (Hagendorf und Diehl 2001). Aufgrund von Infektionsgefahr wird in UBA (2003) einer direkten Nutzung von Abwasser in der Landwirtschaft abgeraten.

Sandfilter sind in der Lage, neben dem Um- und Abbau von Abwasserinhaltsstoffen, Krankheitserreger zu reduzieren. Von besonderer Bedeutung bei der Sandfiltration sind dabei Mikroorganismen, die die Oberfläche der Bodenkörper besiedeln und für die Mineralisierung von Kohlenstoff und Nitrifikation verantwortlich sind. Aufgrund antagonistischer Beziehungen sind diese Mikroorganismen in der Lage pathogene Bakterien und Viren zu eliminieren, wobei die Eliminationsraten von verschiedenen Parametern, wie Ausgangsbeladung, Verfahren, Sauerstoffeintrag und mikrobielle Lebensgemeinschaft, abhängt (Hagendorf und Diehl 2001). In Orb (2012) und Yogafanny (2011) wurde nachgewiesen, dass die Eliminationsleistung in Abhängigkeit von der Körnungslinie und der Drosselung des Filterkörpers steht. Die Ergebnisse in Orb (2012) zeigten hohe Rückhalteleistungen an E. Coli bis zu 4,6 log-Stufen bei Filterkörper, die vorrangig aus Fein- und Mittelsandanteilen bestehen und der Ton- und Schluffanteil zugemischt wurde. In Geller et al. (1992) konnte zudem eine Erhöhung der Eliminationsleistung von Keimen durch Erhöhung der Aufenthaltszeiten festgestellt werden.

Hydraulische Leitfähigkeit

Ein enger Zusammenhang besteht zwischen hydraulischer Leitfähigkeit und dem Biomassewachstum bzw. der biologischen Kolmation des Filters. Über die Ermittlung der hydraulischen Leitfähigkeit kann so eine Aussage über den Kolmationsverlauf bzw. das Biomassewachstum im Filter getroffen werden. Sind hohe TS-Gehalte nicht die Ursache für eine Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit, ist die Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit mit dem mikrobiologischen Wachstum in Verbindung zu bringen. Nimmt die hydraulische Leitfähigkeit zu, findet ein Abbau bzw. Absterben der Biomasse statt. Ein Trockenfallen des Filters führt zur Mineralisation der Biomasse und ebenfalls zur Zunahme der hydraulischen Leitfähigkeit. Findet eine intermittierende Beaufschlagung statt, wird sich ein Gleichgewicht zwischen Auf- und Abbau der Biomasse und damit eine konstante hydraulische Leitfähigkeit einstellen (Schwarz 2004).

3.1.2.3 *Behandlungsverfahren von Urin und Gelbwasser*

Grundsätzlich steht für die Aufbereitung von Gelbwasser aufgrund der genannten Eigenschaften von Urin (Kapitel 3.1.1) eine große Vielzahl von Aufbereitungsverfahren zur Verfügung wie:

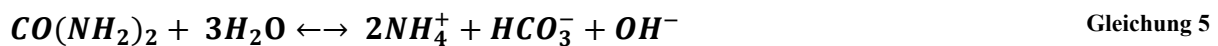
- Lagerung,
- Ammoniak-Strippping,
- Eindampfung,
- Nitrifikation,
- Fällung von Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP),
- Anamox-Verfahren,
- Elektrodialyse,
- Denitrifikation,
- Ozonierung,
- Bio-P-Verfahren.

Generell wird die Nutzung des Urins bzw. dessen Nährstoffe in der Landwirtschaft angestrebt und findet in vielen Ländern Anwendung, wobei die Nutzung eher in fester Form gewünscht wird, was eine Aufbereitung des Urins erforderlich macht (Mauer et al. 2003). Direktes Aufbringen von Urin erhöht den Salzgehalt der Böden, was zur Unfruchtbarkeit von Böden führen kann (Oldenburg et al. 2003). Im Gegensatz dazu wird nach Rudolph und Schäfer (2001) die Nutzung von menschlichen Fäzes in der Landwirtschaft eher abgelehnt.

Aufgrund der hohen Kosten für die oben genannten Verfahren kann als Aufbereitungsverfahren in Entwicklungsländer nur der Prozess der Lagerung Anwendung finden. Die Lagerung benötigt keinen Zusatz von Energie und chemischen Zusatzstoffen. Daher wird an dieser Stelle nur auf den Lagerungsprozess eingegangen. Urin ist vor dem Hintergrund der darin enthaltenen Keime zu behandeln. Bei einem gesunden Menschen sind in der Regel kaum Keime im Urin enthalten. Dennoch können auch bei getrennter Erfassung von Urin und Fäzes, durch Verunreinigungen des Toiletten- oder Rohrsystems, Fäkalkeime in den separierten Urin eingetragen werden, die es gilt zu entfernen.

In frischem Urin liegt Stickstoff in organischer Form als Harnstoff vor ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$). Harnstoff wird durch das Enzym Urease zu Ammonium umgesetzt (Gleichung 5). Mit der Bildung von Ammonium steigt der pH-Wert von 6 bis auf etwa 9,5 an (Hanaeus et al. 1996). Abhängig von der Temperatur und dem pH-Wert stellt sich das Gleichgewicht von Ammonium und Ammoniak (Gleichung 6) sowie ein Gleichgewicht zwischen gelöstem Ammoniak und Ammoniak in der gasförmigen Phase ein (Gleichung 7).

Harnstoffhydrolyse



Ammoniumgleichgewicht



Gleichgewicht von gelöstem Ammoniak und Ammoniak in der flüssigen Phase



Der pH-Anstieg wirkt positiv auf die Keimeliminationsrate. In Höglund et al. (2002) haben Untersuchungen gezeigt, dass eine Lagerzeit von 6 Monaten bei einer Temperatur von 20 °C ausreichend ist, um einen hygienisch einwandfreien Urin zu erhalten.

WHO (2006) unterscheidet Lagerzeiten und -temperaturen von Urin je nach zu düngender Pflanzenart. Sind beispielsweise Nutzpflanzen zu düngen, die mit Sicherheit weiterverarbeitet werden, wird eine Lagerzeit von mindestens 6 Monaten bei mindestens 20 °C empfohlen. Bei Nutzpflanzen, die nicht unbedingt weiterverarbeitet werden, ist eine Lagerzeit von mindestens 1 Monat bei mindestens 4 °C erforderlich. Auch in Schürmann et al. (2012) wird die Elimination von Keimen durch mehrmonatige Lagerung bestätigt. Wobei eine Verdünnung des Urins durch Spülwasser die Harnstoffhydrolyse einschränkt, so dass es nur bedingt zum pH-Anstieg kommt, wodurch Keime im Gelbwasser überleben können (Höglund et al. 2002).

Dem entgegen stehen bei hohen Lagerzeiten Stickstoffverluste (Kapitel 3.1.4), die sich auf die Reaktionsmechanismen in Gleichung 6 und Gleichung 7 begründen lassen. PH-Werte größer als 7 bewirken eine Verlagerung des Ammonium-/Ammoniakgleichgewichtes in Richtung Ammoniak, verlagert sich zudem das Ammoniakgleichgewicht aus Gleichung 7 in Richtung des Ammoniaks der gasförmigen Phase, geht Stickstoff in Form von Ammoniak aus dem Urin verloren.

Insbesondere in Industrieländern und auch in Entwicklungsländer bei Haushalten mit höheren Einkommen ist damit zu rechnen, dass ein erhöhter Medikamentenkonsum vorherrscht. Über Urin werden die meisten Pharmaka aus dem Körper geschieden und gelangen direkt oder über die Kläranlage in Gewässer oder können über den Boden ins Grundwasser eingetragen werden. Eine Separation und Behandlung des Urins am Anfallort könnte die Gewässerbelastung durch Medikamentenrückstände reduzieren. Insbesondere vor dem Hintergrund der Wiederverwertung des Urins in der Landwirtschaft muss neben der Keimbelastung eine Reduzierung der Medikamentenrückstände durchgeführt werden (Rudolph und Schäfer 2001, Schürmann 2012).

In Schürmann et al. (2012) wurden Versuche zur Elimination von Medikamentenrückständen durchgeführt. Es konnte nachgewiesen werden, dass entgegen den Aussagen von Rudolph und Schäfer (2001) sowie Butzen et al. (2005) ein weitgehender Abbau von Medikamentenrückständen durch einfache Lagerung nicht möglich ist. Diclofenac beispielsweise wird bei einer Lagerung von pH-Wert 3 besser abgebaut als Sulfadimidine, die demgegenüber besser bei einem pH-Wert von 11 besser abgebaut werden (Schürmann et al. 2012).

3.1.2.4 *Behandlungsverfahren von Grauwasser*

Ähnlich wie bei den Behandlungsverfahren von Gelbwasser stehen für Grauwasser eine Vielzahl von Behandlungsverfahren zur Verfügung, beispielsweise (DWA 2009):

- bepflanzte Sandfilter,
- Belebungsverfahren mit sessiler oder suspendierter Biomasse,

- Membranverfahren,
- Nachbehandlungsverfahren mittels Ozon und UV-Strahlung.

Aufgrund des hohen technischen Standards und der damit verbundenen hohen Kosten in Bau, Betrieb und Wartung sind im ländlichen Bereich von Entwicklungsländern nur naturnahe Verfahren, wie bepflanzte oder unbepflanzte Sandfilter (s.o.), möglich.

3.1.3 Alternative dezentrale Lösungen

3.1.3.1 Neuartige Sanitärsysteme und deren Strukturierung

In den vorangegangenen Kapiteln wurden die neuen Herausforderungen an die Siedlungswasserwirtschaft beschrieben. Diese führten in Deutschland aber auch International zu verschiedenen Forschungs- und Demonstrationsprojekten. Welche sich an den Prinzipien der Kreislaufwirtschaft, Verbesserung der Ressourceneffizienz und ganzheitliche Betrachtungsweise des Gesamtsystems orientieren (Hillenbrand et al. 2010). Nachfolgend werden dazu einige Beispielprojekte aus Industrie- und Entwicklungsländern kurz vorgestellt. Sie werden anhand der in DWA (2009) aufgestellten Systematik eingeordnet (Tabelle 8). In DWA (2009) werden alternative dezentrale Systeme mit Teilstromorientierung als Neuartige Sanitärsysteme - NASS bezeichnet. NASS orientiert sich an der Zielstellung zur Wiederverwendung von Wasser und die Verwertung von Abwasserinhaltsstoffen. Der Grundgedanke dieser Ressourcen orientierten Sanitärsysteme ist die getrennte Erfassung von Teilströmen und deren gezielte Behandlung. In NASS werden die Stoffströme in die nachfolgenden Systemgruppen unterteilt (DWA 2009):

- 1-Stoffstromsystem,
- Schwarzwasser 2-Stoffstromsystem,
- Urintrennung 2-Stoffstromsystem,
- Urintrennung 3-Stoffstromsystem,
- Fäkalien 2-Stoffstromsystem (Trockentoiletten),
- Urintrennung 3-Stoffstromsystem (Trockentoiletten).

Zudem werden die Stoffströme aus dem Haushalt den Stoffstromsystemen nach NASS (DWA 2009) in Tabelle 8 zugeordnet. Wobei die Stoffströme *Regenwasser* bzw. *Oberflächenabfluss* und *Organisches Material* in dieser Übersicht nicht aufgeführt werden.

Tabelle 8: Übersicht zur Einordnung der Haushaltsstoffströme zu den Systemgruppen (eigene Darstellung)

| Stoffstrom | Urin | (Gelbwasser) ¹ | Fäzes | Braunwasser | Fäkalien ² | Schwarzwasser | Grauwasser | Grauwasser/Braunwasser | Schmutz-/Mischwasser |
|---|------|---------------------------|-------|-------------|-----------------------|---------------|------------|------------------------|----------------------|
| <i>1-Stoffstromsystem</i> | | | | | | | | | X |
| <i>Schwarzwasser 2-Stoffstromsystem</i> | | | | | | X | X | | |
| <i>Urintrennung 2-Stoffstromsystem</i> | X | (X) | | | | | | X | |
| <i>Urintrennung 3-Stoffstromsystem</i> | X | (X) | | X | | | X | | |
| <i>Fäkalien 2-Stoffstromsystem (Trockentoiletten)</i> | | | | | X | | X | | |
| <i>Urintrennung 3-Stoffstromsystem (Trockentoiletten)</i> | X | | X | | | | X | | |

NASS in Industrieländern

In der Zusammenstellung nach DWA (2009) dient das herkömmliche konventionelle System *Zentrale Kläranlage* als Referenzsystem und ist in das 1-Stoffstromsystem einzuordnen. Als Sonderfall wird darin das *DEUS³ 21* Konzept in Knittlingen behandelt, denn auch dieses wird zum 1-Stoffstromsystem gezählt. In diesem Konzept erfolgt eine gemeinsame Ableitung der Stoffströme. Abwasser wird anaerob behandelt und durch Membranfiltration eine Phasentrennung erreicht. Aus der flüssigen Phase erfolgt eine Fällung von MAP sowie der Nutzung eines Ionenaustauschers zur Nachbehandlung der flüssigen Phase. Ziel ist eine Kreislaufschließung, wobei die Nährstoffe in der Landwirtschaft und Brauch- sowie Regenwasser zur Bewässerung genutzt werden (DWA 2009, Hiesel et al. 2010).

Als Beispiel für das *Schwarzwasser 2-Stoffstromsystem* ist das EXPO 2000 Projekt *Lübeck/Flintenbreite* zu nennen. In dieser ökologischen Siedlung mit einer Ausbaugröße von 350 Einwohnern werden die Stoffströme Grauwasser, Schwarzwasser und Bioabfälle separat behandelt. Regenwasser wird innerhalb des Siedlungsbereichs versickert bzw. bei Starkregenereignissen einem Teich zugeleitet, der in den angrenzenden Vorfluter entwässert. Grauwasser wird mittels vertikal beaufschlagtem, bepflanzten Sandfilter behandelt. Der

¹ Abhängig vom Konzept fällt entweder Urin oder Gelbwasser an

² Urin und Fäzes

³ Dezentrale Urbane Infrastruktur-Systeme

Ablauf wird in den nachgeschalteten Teich geleitet und von dort in das naheliegende Gewässer. Die Ableitung des Schwarzwassers erfolgt über ein Vakuumtoilettensystem, so dass Abwasser mit hoher Konzentration vorliegt. Dieses wird gemeinsam mit Bioabfällen aus der Siedlung anaerob behandelt. Ziel ist es, Biogas zur Wärmeerzeugung über ein Blockheizkraftwerk zu nutzen, das zum einen den Anaerobreaktor heizt und zum zweiten das angeschlossene Wärmenahversorgungsnetz speist (SuSanA 2009, DWA 2009). Ein weiteres Projekt, welches in das *Schwarzwasser 2-Stoffstromsystem* einzuordnen ist, ist das Projekt *KOMPLETT*¹ in Kaiserslautern/ Oberhausen.

Für eine historische Wassermühle, die Lambertsmühle, fand die *Urintrennung* im *2-Stoffstromsystem* Einsatz. Urin wird wasserlos in einen Speicher abgeleitet. Braun- und Grauwasser werden gemeinsam abgeleitet und einer Fest/Flüssig-Trennung unterzogen. Beide Phasen erfahren eine aerobe Nachbehandlung, die feststoffarme Phase wird über einen Sandfilter geleitet und die feststoffreiche Phase wird mittels Kompostierung behandelt. Der Ablauf des Sandfilters wird ins Gewässer geleitet und der Kompost und Urin in der Landwirtschaft verwertet (Bastian et al. 2005). Die *Urintrennung* im *2-Stoffstromsystem* wird ebenfalls in Linz (Österreich) für ein Siedlungsgebiet und eine Schule eingesetzt (DWA 2009).

In einem Betriebsgebäude der Kläranlage Berlin-Stahnsdorf und dem Verwaltungsgebäude von HUBER SE wird die *Urintrennung* im *3-Stoffstromsystem* eingesetzt. Das Sanitärkonzept der Kläranlage Berlin-Stahnsdorf entwässert zunächst das Braunwasser. Wobei die feststoffreiche Phase kompostiert und die feststoffarme Phase gemeinsam mit Grauwasser mechanisch vorgereinigt und in einem bepflanzten Sandfilter aerob behandelt wird. Parallel zum Sandfilter wird Grauwasser biologisch mittels Membranbioreaktor behandelt und als Brauchwasser genutzt. Urin wird in Tanks gespeichert, so dass nachfolgend verschiedene Verfahren zur Urinbehandlung getestet werden konnten. Braunwasser wird gemeinsam mit Biomüll anaerob behandelt. Der entstehende Faulschlamm kann in der Landwirtschaft eingesetzt und Biogas zur Energieerzeugung genutzt werden (DWA 2009).

Ein Beispiel für das Fäkalien *2-Stoffstromsystem* mit *Trockentoiletten* ist die Öko-Siedlung Allermöhe in Hamburg sowie der Asahiyama Zoo in Asahikawa City, Japan (DWA 2009). In der Ökosiedlung werden Fäkalien gemeinsam mit Bioabfällen aus dem Haushalt in Kompostkammern dezentral kompostiert und in Gärten zur Bodenverbesserung eingesetzt. Anfallendes Sickerwasser wird als Düngekonzentrat ebenso in den Hausgärten verwendet. Grauwasser des gesamten Stadtteils wird mittels bepflanzten Sandfilters biologisch behandelt und in einem Schönungsteich nachbehandelt, so dass der Ablauf des Schönungsteiches dem Vorfluter zugeleitet werden kann. Regenwasser wird in unterirdischen Zisternen gesammelt und zu Garten- und Grünflächenbewässerung eingesetzt (SuSanA 2011).

¹ www.komplett-projekt.de

Als Beispiel für die *Urintrennung* im *3-Stoffstromsystem* mit Trockentoiletten ist das Gemeinschaftswohnprojekt Gebers in Orhem (Schweden) zu nennen. Die Urintrennung in der Ökosiedlung Gebers erfolgt teilweise mit und teilweise ohne Wasser. Die Speicherung erfolgt in den Kellern der Gebäude und wird zwei bis dreimal pro Jahr von einem landwirtschaftlichen Betrieb abgeholt und nach einer weiteren Lagerzeit von 6 Monaten in der Landwirtschaft ausgebracht. Fäzes werden ebenfalls in den Kellern in fahrbaren Containern gesammelt und nach Vollfüllung zur semizentralen Behandlung auf einen Kompostplatz gebracht. Der Kompost wird im Tierfutteranbau eingesetzt. Grauwasser und Regenwasser werden in das Abwassernetz eingeleitet und der konventionellen Kläranlage zugeführt (GTZ 2005).

NASS im Entwicklungs- und Schwellenland

Auch im ruralen Bereich in Entwicklungsländern wurden Sanitärsysteme entwickelt und umgesetzt, die sich in die NASS-Systematik unter Berücksichtigung der NASS-Philosophie einordnen lassen. Beispiel für das *1-Stoffstromsystem* ist ein Projekt in *Haran Al-Awamied, Syrien* bei dem Mischwasser über ein Kanalisationssystem zu einem Sedimentationsbecken abgeleitet wird. Die feststoffarme Phase wird über einen mit Schilf bepflanzten Sandfilter geleitet und die feststoffreiche Phase in ein mit Schilf bepflanztes Vererdungsbeet geleitet. Humus und das behandelte Abwasser kann in der Landwirtschaft, und Schilf zur Herstellung von Müllkörben oder für Bedachung von Hütten verwendet werden (SuSanA 2009b). Weit verbreitet sind *DEWATS* Systeme (näheres dazu siehe 3.1.3.2), diese lassen sich ganz allgemein dem *1-Stoffstromsystem* zuordnen, denn das gesamte häusliche Abwasser wird gemeinsam abgeleitet. Beispielsweise wurde eine DEWATS-Anlage im *St. Angela Chesire Heim, Lesotho*¹ errichtet. Biogas wird zum Kochen in der Küche genutzt und der Ablauf der Anaerobanlage wird in der Landwirtschaft für Dünge- und Bewässerungszwecke eingesetzt. Ein weiteres Beispiel für ein DEWATS-System ist in *Pucanganom, Java, Indonesien* zu finden. Für einen Dorfteil von Pucanganom wurde ein DEWATS System für etwa 200 Personen geplant. Dabei wurden 60 l/(E*d) Abwasser aus Küche, Toilette und teilweise Oberflächenabfluss zu Grunde gelegt. Das System setzt sich aus den Modulen Fettfang zum Rückhalt von Fetten und Ölen aus der Küche, dem 2-Kammer Absetzbecken für die Elimination absetzbarer Stoffe, dem Anaerobic Baffled Reactor zum anaeroben Abbau von Kohlenstoffverbindungen im Mehrkammersystem und dem Anaerobfilter für den anaeroben Abbau von Kohlenstoffverbindungen im Festbettreaktor zusammen.

Ein Projekt in *Chorrillos, Lima, Peru* findet Einordnung in das *Schwarzwasser 2-Stoffstromsystem* sowie das *Urintrennung 3-Stoffstromsystem* mit Trockentoiletten. Zum einen wird Schwarzwasser von Wassertoiletten über einen Rottesack geleitet, so dass die Feststoffe im Rottesack zur Kompostierung verbleiben und die Flüssigphase in einen bepflanzten Sandfilter geleitet werden kann. Der Ablauf wird zur Bewässerung des Rasens,

¹ <http://www.borda-net.org/borda-hilft/borda-hilftprojekte.html> (28.06.2012)

von Blumen und Obstbäumen genutzt. Zudem wird in weiteren Toiletten eine Trennung von Urin und Fäzes ohne Zusatz von Wasser durchgeführt. Fäzes werden gemeinsam mit den Feststoffen des Schwarzwassers sowie Bioabfällen kompostiert und als Bodenverbesserer eingesetzt. Urin wird nach entsprechender Lagerzeit in der Landwirtschaft als Düngemittel für Obstbäume verwendet. Grauwasser aus der Schulküche und vom Händewaschen wird ebenfalls über einen mit Schilf bepflanzten Sandfilter geleitet und zur Bewässerung des Gartens genutzt (SuSanA 2009c).

Ein weiteres Projekt (*ROSA*¹) innerhalb des *Urintrennung 3-Stoffstromsystems* mit Trocken-toiletten befindet sich in einer *Sekundarschule in Nakuku, Kenya*. Dabei werden Urin und Fäzes ohne Wasser getrennt abgeleitet. Urin wird nach entsprechender Lagerzeit als Düngemittel und Fäzes nach dem Kompostierungsprozess als Bodenverbesserer eingesetzt. Grauwasser vom Händewaschen und aus der Küche wird mittels Sandfilter aufbereitet und wird zur Bewässerung genutzt.

3.1.3.2 Decentralized Waste Water Treatment (DEWATS)

Der Begriff DEWATS steht für Decentralized Waste Water Treatment, für dezentrale Abwasserbehandlung sowie als Fachbegriff für eine Gesamtheit von Modulen. Dieser wurde von einem internationalen Netzwerk, das sich aus Organisationen und Experten zusammensetzt, entwickelt, und von BORDA² verbreitet. DEWATS-Systeme sind einfache, sichere und wartungsarme Systeme zur Abwasserbehandlung, die robust gegen Belastungsspitzen sind, und ohne zusätzliche Energie arbeiten. Kosten für Betrieb, Wartung sowie Schulung für Personal sind gering. Im weitesten Sinne werden diese Systeme als dezentral bezeichnet, wobei sie Abwässer aus dem häuslichen und dem industriellen Bereich von 1 bis 1.000 m³ pro Tag behandeln. Sie werden vorrangig zur Behandlung von Abwässern aus Siedlungsgebieten und -einheiten, Schulen, Krankenhäusern oder auch Gemeinschafts-sanitärhäusern eingesetzt. Das DEWATS-System basiert auf vier grundlegenden Behandlungsmodulen (Gutterer et al. 2009).

1. Vorbehandlung - in Sedimentationsbecken, Klärgruben oder direkt in Biogassystemen oder Emscherbecken
2. Anaerobe Stabilisierung – in Anaerobic Baffled Reactors (ABR), Anaerobfilter, Anaeroben oder Fakultativ anaeroben Stabilisierungsteichen
3. Aerobe Stabilisierung –in aerob fakultativen horizontalen Kiesfiltern
4. Nachbehandlung in aeroben Schönungsteichen

Diese werden abhängig von den folgenden Randbedingungen kombiniert (Gutterer et al. 2009):

- Abwassermenge und –qualität,

¹ Resource-Oriented Sanitation concepts for peri-urban areas in Africa;

² Bremen Overseas Research and Development Association

- Örtliche Temperatur,
- Untergrundbeschaffenheit und Verfügbarkeit von Land,
- Gesetzlichen Ableitungsgrenzwerten und Weiterbehandlung/-nutzung,
- Kosten, Akzeptanz.

Nach Singh et al. (2009) sind DEWATS-Systeme nicht die beste Lösung, werden aber an Standorten eingesetzt, wo der Betrieb und die Wartung eines Abwasserbehandlungssystems nicht kontinuierlich sichergestellt ist. Nachteilig für DEWATS-Systeme im Allgemeinen sind hohe Baukosten, hoher Platzbedarf sowie das Entweichen klimarelevanter Gase und Gerüche. Untersuchungen eines ABR in Nepal haben Eliminationsleistungen von bis zu 91 % TR, 78 % BSB₅ und 77 % CSB erreicht. Insgesamt konnte dieses DEWATS-System mit nachgeschaltetem bepflanzten Sandfilter von 80 Haushalten mit 400 Einwohnergleichwerten eine Eliminationsleistung von 96% TR, 90% BSB₅, CSB 90%, 70% NH₄-N, 26% P_{ges} und 98% Coliforme Keime erreichen.

3.1.3.3 Biogassysteme für de- bis semizentrale Anwendungen

In Industrieländern werden oftmals große Biogasanlagen für die Behandlung organischen Industrieabfällen aus Schlachtereien, Brauereien oder Tierausscheidungen aus Mastanlagen eingesetzt. Das erzeugte Biogas wird dort entweder in großen Generatoren zu Energie umgesetzt und ins Stromnetz eingespeist oder soweit gereinigt, dass es Erdgasqualität erreicht und ins Gasnetz eingespeist werden kann (Dimpl 2010). Insbesondere in ländlichen Regionen in Entwicklungsländern können diese Systeme aufgrund der hohen Kosten und fehlender Substratmenge nicht eingesetzt werden. Daher haben sich für diesen Bereich die nachfolgenden Technologien etabliert.

Das am weitesten verbreitete System ist der Fix-Dome Reaktor. In China wurden beispielsweise über 26,5 Mio. Anlagen realisiert. Die Anlage wird aus regional verfügbaren Materialien erstellt, besteht aus Mauerwerk und ist mit Beton ausgekleidet, welches jedoch gleichzeitig die Schwachstelle des Systems ist, bei dem durch unsachgemäße Verarbeitung Risse entstehen können. Der Reaktor wird unterirdisch gebaut, ist damit platzsparend und wird ohne Zusatz von Energie betrieben (Plochl und Heiermann 2006).

Über den Zulauf wird das Substrat in den Faulraum geführt. Entstehendes Biogas sammelt sich in der Kuppel und senkt bei steigendem Druck den Substratspiegel im Faulraum. Wodurch sich der Substratspiegel im Zu- und Ablauf anhebt. Mit Einbringen von neuem Substrat kann stabilisierter Schlamm über den Ablauf den Faulraum verlassen. Über die Biogasleitung wird Biogas zum Haushalt geführt (Bild 13).

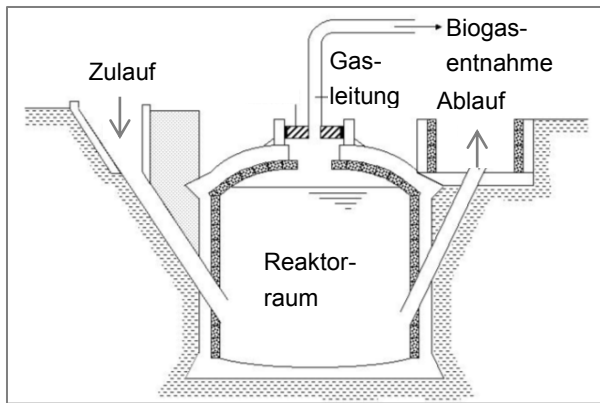


Bild 15: Biogassystem Fix-Dome Reaktor (verändert nach Gunnerson und Stuckey 1986)

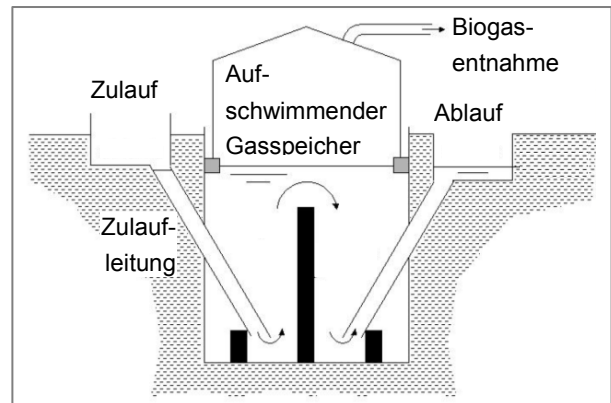


Bild 16: Biogassystem Floating-Roof Reaktor (verändert nach Gunnerson und Stuckey 1986)

Der Floating-Roof-Reaktor wurde in Indien entwickelt und hat mit einer Zahl von 3 Mio. Anlagen im Jahr 2000 ebenfalls einen hohen Verbreitungsgrad. Charakteristisch, wie der Name sagt, ist die bewegliche Glocke – der Floating-Roof (Bild 16). Darin sammelt sich das Biogas und steigt mit ansteigen der Biogasmenge. Das Gewicht der Gasglocke bestimmt den Gasdruck, so dass ein konstanter Druck erreicht werden kann. Das System besteht aus Mauerwerk in zylindrischer Form und ist mit Beton ausgekleidet. Die Gasglocke ist vorwiegend aus Stahl gefertigt was zu hohen Kosten und hoher Korrosionsgefahr führen kann (Plochl und Heiermann 2006).

Balloon-Reaktoren bestehen aus Polyethylen mit keramischen Ein- und Ausgangsrohren. Mit einsetzender Biogasproduktion vergrößert sich das Volumen des Reaktors. Die Regulierung des Substratspiegels erfolgt über die Höhe des Ablaufes. Aufgrund der häufigen Wechselbelastungen haben Balloon-Reaktoren eine geringe Lebensdauer von etwa 5 Jahren (Sasse 1984).

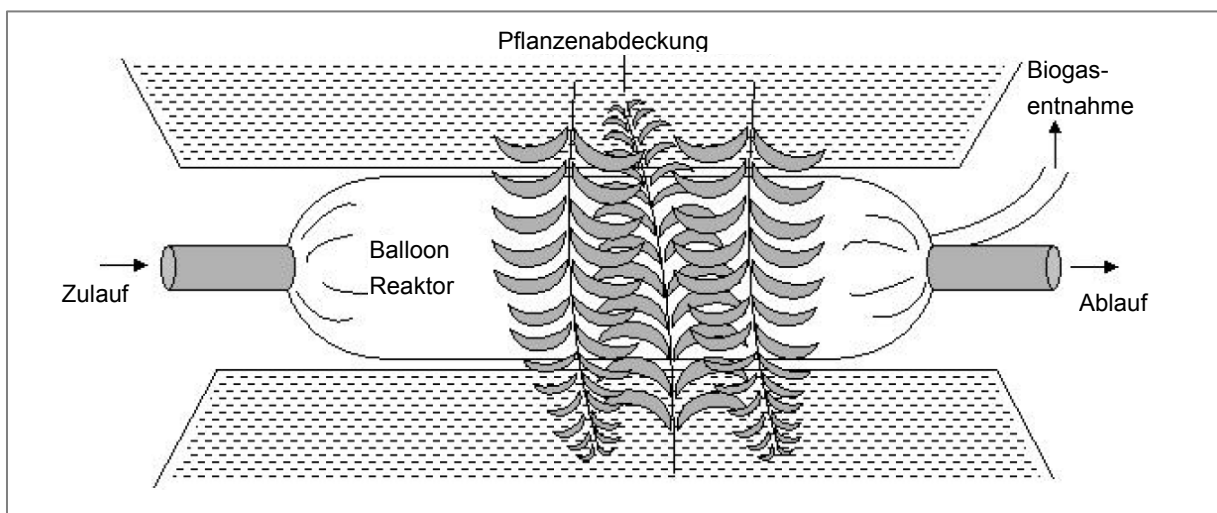


Bild 17: Biogassystem Balloon-Reaktor (verändert nach Plochl und Heiermann 2006)

3.1.4 Nährstoffverluste bei der Stoffstrombehandlung

Vor dem Hintergrund einer Wiederverwendung der behandelten Stoffströme in der Landwirtschaft ist zu prüfen, in welchem Maße Nährstoffe bereits beim Behandlungsverfahren eliminiert wurden, die in der Landwirtschaft nicht wiederverwendbar sind. Am Beispiel von Stickstoff und Phosphor werden daher nachfolgend die Nährstoffverluste für die Stoffströme aus dem Haushalt und Rinderdung bzw. Rindermist dargestellt.

Sandfiltration

Werden die Flüssigphasen wie Schlammwasser, Faulschlammwasser und Grauwasser mittels Sandfiltration behandelt, bewirken die biologischen aeroben aber auch anaeroben Umsetzungsprozesse eine Reduktion der Nährstofffrachten im Ablauf. Wie in Kapitel 3.1.2.2 dargestellt werden diese durch biologische, chemische und physikalische Prozesse aus der feststofffreien Phase zurückgehalten.

Die Reduktionsleistung des Sandfilters wird u.a. durch die Zusammensetzung der feststofffreien Phase bestimmt. Daher wurden in Peter-Fröhlich et al. (2007) vergleichende Versuche mittels Sandfiltration zur Behandlung von Grauwasser mit Fäkalienfiltrat und Grauwasser ohne Fäkalienfiltrat durchgeführt. In der nachfolgenden Tabelle 9 wird die Reduktionsleistung des Sandfilters anhand der Parameter CSB, Gesamtphosphor, Gesamtstickstoff und Ammoniumstickstoff dargestellt. Dabei wurde eine Gesamtstickstoffreduktion um 41 % und Gesamtphosphorreduktion um 75 % für Grauwasser mit Fäkalienfiltrat erreicht. Grauwasser ohne Fäkalienfiltrat erreicht eine Stickstoffreduktion um 68 % und eine Phosphorreduktion um 89 %.

Tabelle 9: Zu- und Ablaufwerte des bepflanzten Sandfilters (verändert nach Peter-Fröhlich et al. 2007)

| Parameter | Grauwasser vom Betriebs- und Wohngebäude | | | | | |
|-------------------------|--|------------------|------------------|---------------------|------------------|------------------|
| | ohne Fäkalienfiltrat | | | mit Fäkalienfiltrat | | |
| | Zulauf [mg/l] | Ablauf [mg/l] | Reduktion [%] | Zulauf [mg/l] | Ablauf [mg/l] | Reduktion [%] |
| <i>CSB</i> | 318 | 18,6 | 94 | 402 | 27,6 | 93 |
| <i>P_{ges}</i> | 4,7 | 0,5 | 89 | 6,7 | 1,7 | 75 |
| <i>N_{ges}</i> | 11 | 3,5 | 68 | 33,4 | 19,6 | 41 |
| <i>NH₄-N</i> | 5,8 | 0,1 | 83 | 20,4 | 2,6 | 87 |

Um die tatsächliche Reduktion der Gesamtstickstofffrachten und –phosphorfrachten zu erhalten, zeigt Tabelle 10 die Massenbilanz der separierten Ableitung von Urin, Fäzes und Grauwasser (mit und ohne Fäkalienfiltrat). Im Grauwasser ohne Fäkalienfiltrat beträgt der Stickstoffanteil 10 % und der Phosphoranteil 29 %, wenn diese auf die Gesamtstickstoff- und Gesamtphosphorfrachten aus Urin, Fäzes und Grauwasser bezogen werden. Im Grauwasser

mit Fäkalienfiltrat beträgt dabei der Gesamtstickstoffanteil 46 % und der Gesamtphosphoranteil 26 %.

Tabelle 10: Massenbilanz einer separierten Ableitung von Urin, Fäzes und Grauwasser (Peter-Fröhlich et al. 2007); Literaturwerte nach Otterpohl et al. (1999)

| Parameter | Urin | | Fäzes | | Grauwasser | | |
|------------------------|----------|-------------------------|----------|-----------|----------------------|-----------|---------------------|
| | gemessen | Lit ¹ -Werte | gemessen | Lit-Werte | ohne Fäkalienfiltrat | | mit Fäkalienfiltrat |
| | | | | | gemessen | Lit-Werte | gemessen |
| CSB [%] | 4 | 12 | 53 | 47 | 43 | 41 | 27 |
| Pges [%] | 19 | 50 | 52 | 40 | 29 | 10 | 26 |
| Nges [%] | 33 | 87 | 57 | 10 | 10 | 3 | 46 |
| NH ₄ -N [%] | 46 | | 53 | | 1 | | 55 |

Anmerkung: 100 % = (C_{Urin} + C_{Fäzes} + C_{Grauwasser ohne Fäkalien}) %, bezogen auf die gemessenen Werte

Wird die Stickstoff- und Phosphorreduktion aus der Sandfiltration (Tabelle 9) auf die Gesamtbilanz aus Urin, Fäzes und Grauwasser (Tabelle 10) bezogen, errechnet sich eine Gesamtstickstoffreduktion um 7 % und eine Gesamtphosphorreduktion um 26 % für den Grauwasserstrom ohne Fäkalienfiltrat sowie eine Gesamtstickstoffreduktion um 19 % und eine Gesamtphosphorreduktion um 20 % für Grauwasserstrom mit Fäkalienfiltrat.

Urinlagerung

Stickstoffverluste bei der Urinlagerung können bis 90 % erreichen, diese sind insbesondere bei offener Lagerung über 40 Wochen verzeichnet worden (Wohlsager et al. 2010). Wird Urin allerdings in geschlossenen Behältern aufbewahrt, werden die Stickstoffverluste bis zum Bereich von 16 bis 33 % reduziert (Udert et al. 2006, Pahore et al. 2011, Schürmann et al. (2012). Um Stickstoffverluste zu reduzieren, können pH-Änderungen vorgenommen oder eine sofortige Düngung durchgeführt werden. Auf Haushaltsebene wäre nach Udert et al. (2006) und Pahore et al. (2011) sogar eine sofortige Düngung möglich, da die Düngung häufig erst vor Aussaat stattfindet, ist eine mehrmonatige Lagerung dennoch erforderlich. Im Vergleich zum Stickstoff sind die Verluste an Phosphor sehr gering. In Schürmann et al. (2012) werden Phosphorverlust bis 10 % verzeichnet, die werden mit mikrobiellen Aktivitäten im Urin erklärt. Eine Reduzierung der Phosphorverluste im Urin wurde durch die Einstellung des pH 3 erreicht. Bei einem pH-Wert im Bereich von 5,6 bis 6,8 liegt Phosphor als H₂PO₄⁻ und während der Lagerung bei einem pH-Wert von 9 als HPO₄²⁻ vor, so dass bei Verwendung als Düngemittel Phosphor im Urin sofort pflanzenverfügbar ist (Jönsson et al. 2004).

¹ Literaturwerte nach Otterpohl et al. (1999)

Aerobe und anaerobe Behandlung von Rinderdung

Insbesondere Stickstoffverluste sind aus landwirtschaftlicher und umweltpolitischer Sicht negativ zu beurteilen und daher zwingend einzuschränken. Einflussfaktoren sind beispielsweise das C : N-Verhältnis, Lagerungsdichte von Schlamm, Anzahl und Zeitpunkt des Umsetzens bei aerober Behandlung von Mist, pH-Wert und auch Temperatur (Raupp und Oltmanns 2006).

Nach Csehi (1997) treten für kompostierten Rinderdung bzw. Rindermist bei einem C : N-Verhältnis von unter 20 Stickstoffverluste im Bereich von 39 bis zu 47 % auf. Bei kohlenstoffreichen Rindermist mit einem C : N-Verhältnis von > 50 konnte eine Stickstoffanreicherung durch asymbiotische Fixierung Luftstickstoff von 32 % verzeichnet werden. Raupp und Oltmanns (2006) geben Phosphorverluste mit 2,5 % an. Aufgrund der Vielzahl von Einflussfaktoren wird eine große Schwankungsbreite der Stickstoffverluste im Rottegut angegeben, diese liegt im Bereich von 5 bis zu 70 % (Raupp und Oltmanns 2006). Beispiele für Stickstoffverluste von Rindermist sind in Tabelle 11 angegeben. Beispielsweise können Stickstoffverluste im Rindermist durch Strohabdeckung bis auf 5 % erreicht werden. Im Vergleich dazu steigt der Stickstoffverlust bei Rindermist, der innerhalb der ersten 10 Wochen 3-mal umgesetzt wurde, auf 51 % Ammoniumverlust.

Tabelle 11: Stickstoffgesamtverluste bezogen auf Anfangsstickstoffgehalte in Abhängigkeit des Aufbereitungsverfahrens (ein Auszug aus Raupp und Oltmanns 2006)

| Art des Mistes | Dauer | Aufbereitung | C : N Start | N –Verluste [%] | Quelle |
|-------------------------------|---------------------|-------------------------|-------------|-------------------------|------------------------|
| <i>Stallmist</i> | 80 Tage | Kompost 7 mal umgesetzt | 14 | 10,8 | Amon et al. (2001) |
| <i>Rindermist plus Stroh</i> | 7,5 Monate (Winter) | Nicht abgedeckt | 14 | 56 | Ulén (1993) |
| | | Nasse Strohabdeckung | 12 | 52 | |
| <i>Tiefenstallmist Rinder</i> | 6,5 Monate (Winter) | Umgesetzt nach 30 Tagen | 21 | 5 | Sommer (2001) |
| | | Unbehandelt | 21 | 19 | |
| <i>Rindermist</i> | 17 Wochen (Sommer) | 3 mal umgesetzt | 25 | 51 [NH ₃ -N] | Parkinson et al (2004) |

Abhängig von verschiedenen Faktoren, wie Temperatur, Sonneneinstrahlung oder Substratzusammensetzung, können bei der Trocknung von frischem Rinderdung Stickstoffverluste von 30 bis 50 % während einer Lagerzeit von 10 Tagen festgestellt werden (FAO 1996). Jewell et al. 1981 stellte Stickstoffverluste von 35 % während einer Lagerzeit von 72 Tagen fest. Im Vergleich dazu liegen die Stickstoffverluste innerhalb von 10 Tagen bei der Trocknung von anaerob stabilisiertem Schlamm bei 10 bis 15 % (Möller und Müller 2012, FAO 1996). In Ortenblad (2005) werden höhere Stickstoffverluste von unbehandeltem Dung, im Vergleich zu anaerob stabilisiertem Dung, bestätigt. Zudem konnten

Ammoniumverluste um 96 % durch Aufbringung von Oberflächenabdeckungen wie Stroh reduziert werden (Tabelle 12).

Tabelle 12: Stickstoffverluste von frischem und anaerob stabilisiertem Dung mit und ohne Abdeckung (Ortenblad 2005)

| | Ammoniumverluste [g/m ²] | | Verlustreduktion durch Oberflächenabdeckung |
|------------------------------------|--------------------------------------|---------------|---|
| | ohne Abdeckung | mit Abdeckung | |
| <i>Frischer Dung</i> | 400 | 16 | 96 |
| <i>Anaerob stabilisierter Dung</i> | 600 | 24 | 96 |

3.2 Entscheidungshilfen und entscheidungsunterstützende Methoden

3.2.1 Bedeutung von Entscheidungsverfahren für die Abwasserinfrastruktur

Siedlungswasserwirtschaftliche Fragestellungen sind oftmals nur unter Hilfenahme von Entscheidungshilfen zu lösen, aufgrund der Vielzahl von Anforderungen und Lösungsmöglichkeiten, die an diese Systeme gestellt werden.

Nach Einschätzung des Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit sowie dem Umweltbundesamt für Mensch und Umwelt ist die abwasserwirtschaftliche Situation einerseits durch die erreichte Verbesserung der Wasserqualität geprägt, andererseits ist sie gekennzeichnet durch (Siegl und Löffler 2008):

- den höchsten Zentralisierungsgrad in Europa,
- die höchste Abwassergebühr in Europa,
- einen extremen Rückgang von Wasserverbrauch und Abwasseranfall,
- steigenden Kosten für Kanalisation,
- mangelhafte Wertstoffnutzung,
- ungenügendes Recycling.

An Bedeutung gewinnen daher dezentrale Systeme, da die Kanalisation in der zentralen Abwasserentsorgung der investitionsintensivste Teil ist.

Vor dem Hintergrund des demographischen Wandels ist eine wirtschaftliche Verbesserung der Abwasserentsorgung wichtig. Kosten müssen insbesondere für den ländlichen Raum optimiert werden, damit sie für die Einwohner langfristig bezahlbar bleiben, wobei die Entsorgungssicherheit gleichzeitig erhalten bleiben soll. Entscheidungen in Hinsicht siedlungswasserwirtschaftlicher Projekte sind möglichst transparent und nachvollziehbar zu gestalten, da Bürger bei den Entscheidungen mit einzubinden sind. Die Entscheidungsverfahren für die Abwasserkonzepte sind in öffentlichen Sitzungen zu beschließen, so dass durch Sicherstellung der Transparenz eine möglichst breite Akzeptanz

unter der Bevölkerung erreicht werden kann (SMUL 2004). Um auch in Entwicklungs- und Schwellenländern die Entsorgungssicherheit zu gewährleisten, sind auch hier Entscheidungsverfahren offen zu legen und transparent zu gestalten.

3.2.2 Einflussfaktoren auf die Entscheidungsfindung

Bereits jede bewusste Auswahl von Handlungsalternativen, die zur Erreichung eines Ziels beitragen kann, wird als Entscheidung bezeichnet. Praktische Entscheidungen müssen rational getroffen werden, so dass auch entscheidungsunterstützende Methoden Rationalität vorweisen können. Dabei ist unter rationalem Entscheiden vernünftiges, nachvollziehbares, kontrollierbares und zweckmäßiges Handeln zur Erfüllung der gesetzten Ziele zu verstehen. Im Gegensatz dazu ist gewohnheitsmäßiges, zufälliges und emotionales Handeln zu vermeiden. Rationales Handeln garantiert zwar keinen Erfolg, ist aber im Durchschnitt erfolgreicher (Schuh 2001).

Entscheidungen sind in den objektiven und den subjektiven Entscheidungsbereich einzuordnen. Nach Zangemeister (1976) wird der objektive Entscheidungsbereich als Entscheidungsfeld und der subjektive Bereich als Entscheidungsdeterminante bezeichnet. Im Allgemeinen zählen zum Entscheidungsfeld Wirtschaftsfaktoren, Stand der Technik und der Wissenschaften, Konkurrenzsituation einer Organisation, allgemeine politische und soziale Verhältnisse, Rechts- und Wirtschaftsordnung des Staates, Ergebnisse vorangegangener Entscheidungen und die mutmaßlichen Wirkungen einer bevorstehenden Entscheidung. Die Entscheidungsdeterminanten, also die subjektiven Entscheidungen, werden maßgeblich durch Willensbildung des Entscheidungsträgers beeinflusst und sind insbesondere für die Qualität der Entscheidungsfindung von Bedeutung (Zangemeister 1976).

3.2.3 Anforderungen und Übersicht von entscheidungsunterstützenden Methoden

Nach Schuh (2001) ist bereits die Auswahl eines Entscheidungsverfahrens „...selbst ein Meta-Entscheidungsproblem.“ Hinsichtlich der Zielstellung nachhaltiger Entwicklung wurden darin verschiedene Anforderungen zusammengestellt, die bei der Verfahrensauswahl berücksichtigt wurden. Wichtige Anforderungen sind in der nachfolgenden Tabelle 13 aufgelistet und erläutert.

Tabelle 13: Anforderungen an multikriterielle Entscheidungsverfahren für eine nachhaltige Entwicklung (Schuh 2001)

| Anforderung | Konkretisierung |
|---|--|
| <i>Vollständigkeit</i> | Werden als Voraussetzung für aussagefähige Ergebnisse alle relevanten Kriterien der Alternativen erfasst? Grundsätzliche Voraussetzung hierfür ist, dass vor Anwendung eines Entscheidungsverfahrens bei der Lösung der Ansatzproblematik alle relevanten Kriterien ermittelt und erfasst werden. Dies stellt gleichzeitig eine Voraussetzung für die Strukturähnlichkeit von Modell und Realität dar. |
| <i>Transparenz, Nachvollziehbarkeit, Objektivität</i> | Ein objektives Lösungsverfahren kann aufgrund der Wertabhängigkeit und des fehlenden fixen Zielzustands einer nachhaltigen Entwicklung nicht existieren. Daher kommen der Transparenz und Nachvollziehbarkeit der Vorgehensweise besonderer Bedeutung zu. Sind die Regeln der Vorgehensweise offengelegt, klar formuliert und damit auch das Ergebnis und dessen Zusammensetzung nachvollziehbar und überprüfbar? Die Nachvollziehbarkeit hat direkten Einfluss auf die Akzeptanz des Verfahrens bei Anwendern und Stakeholdern und stellt damit eine unabdingbare Voraussetzung für dessen Anwendung dar. |
| <i>Genauigkeit und Validität</i> | Wird eine angemessene Lösungsqualität erreicht? Wird das gesteuert, was zu steuern beabsichtigt wurde (Effektivität)? |
| <i>Reliabilität</i> | Wird zuverlässig gesteuert, d.h. führt auch eine mehrmalige Anwendung zum gleichen Ergebnis? Wird das Ergebnis von allen gleich verstanden? |
| <i>Kein Einfluss neuer Alternativen auf die bisherige Bewertung</i> | Bleibt die Bewertung bei neu hinzukommenden Alternativen stabil? Ist dies nicht der Fall, muss bei neu hinzukommenden Alternativen die gesamte Bewertung neu durchgeführt werden. |
| <i>Offenheit der Modellstrukturen, Integrierbarkeit neuer Kriterien</i> | Ist das Verfahren anpassbar an verschiedene Anwendungssituationen, Veränderungen der Ziele, Rahmenbedingungen oder Präferenzen und können neue relevante Entscheidungskriterien, die sich erst im Laufe der Entscheidungsvorbereitung ergeben, in das gerade angewendete Bewertungskonzept integriert werden? |
| <i>Praktikabilität und Wirtschaftlichkeit</i> | Steht der Aufwand zur Entscheidungsfindung in einem angemessenen Verhältnis zu den erwarteten Ergebnissen (Effizienz)? Ist das Konzept praktisch anwendbar und beherrschbar von Entscheidungsträgern, d. h. auch Nicht-Experten hinsichtlich der methodischen Vorgehensweise? Für eine nachhaltigere Entwicklung und eine möglichst breite Anwendung bei einer Vielzahl von Entscheidungsträgern und Entscheidungen kommt diesem Kriterium eine hohe Bedeutung zu. |
| <i>Eindeutigkeit</i> | Folgt aus dem Verfahren eine eindeutige Aussage, welche Handlungsalternative die Beste ist? |
| <i>Erforderlicher Dateninput</i> | Liegen die Inputdaten in der benötigten Skalierung vor? Sind Präferenzaussagen der Entscheidungsträger in der benötigten Genauigkeit zu erwarten? |

Die wichtigste Anforderung ist die Vollständigkeit. Sie ist Voraussetzung für die Erfüllung der Anforderungen wie Nachvollziehbarkeit, Genauigkeit und Validität. In Einzelfällen können sich einzelne Kriterien auch negativ auf die Auswahl für Entscheidungsverfahren auswirken. Beispielsweise kann die Transparenz eines Entscheidungsverfahrens Ziele und Präferenzen des Entscheidungsträgers offen legen. Damit stellt bereits die Verfahrenswahl zur Auswahl eines Entscheidungsverfahrens einen bedeutenden Schritt für die Entscheidungsvorbereitung dar, denn an dieser Stelle wird die Struktur für die gesamte weitere Vorgehensweise festgelegt (Schuh 2001).

In dem folgenden Schema (Bild 18) ist eine Übersicht über multikriteriellen Entscheidungsverfahren dargestellt. Nach Aussage von Schuh (2001) ist diese Auswahl „...im Hinblick auf die spezielle Zielstellung der Umsetzung einer nachhaltigeren Entwicklung prinzipiell anwendbar.“ Auf die einzelnen Methoden wird in dieser Arbeit nicht näher eingegangen, sie sind aber in Schuh (2001), auf Basis der darin verwendeten Literatur, beschrieben und wurden hinsichtlich ihrer Anwendbarkeit auf die nachhaltige Entwicklung bewertet.

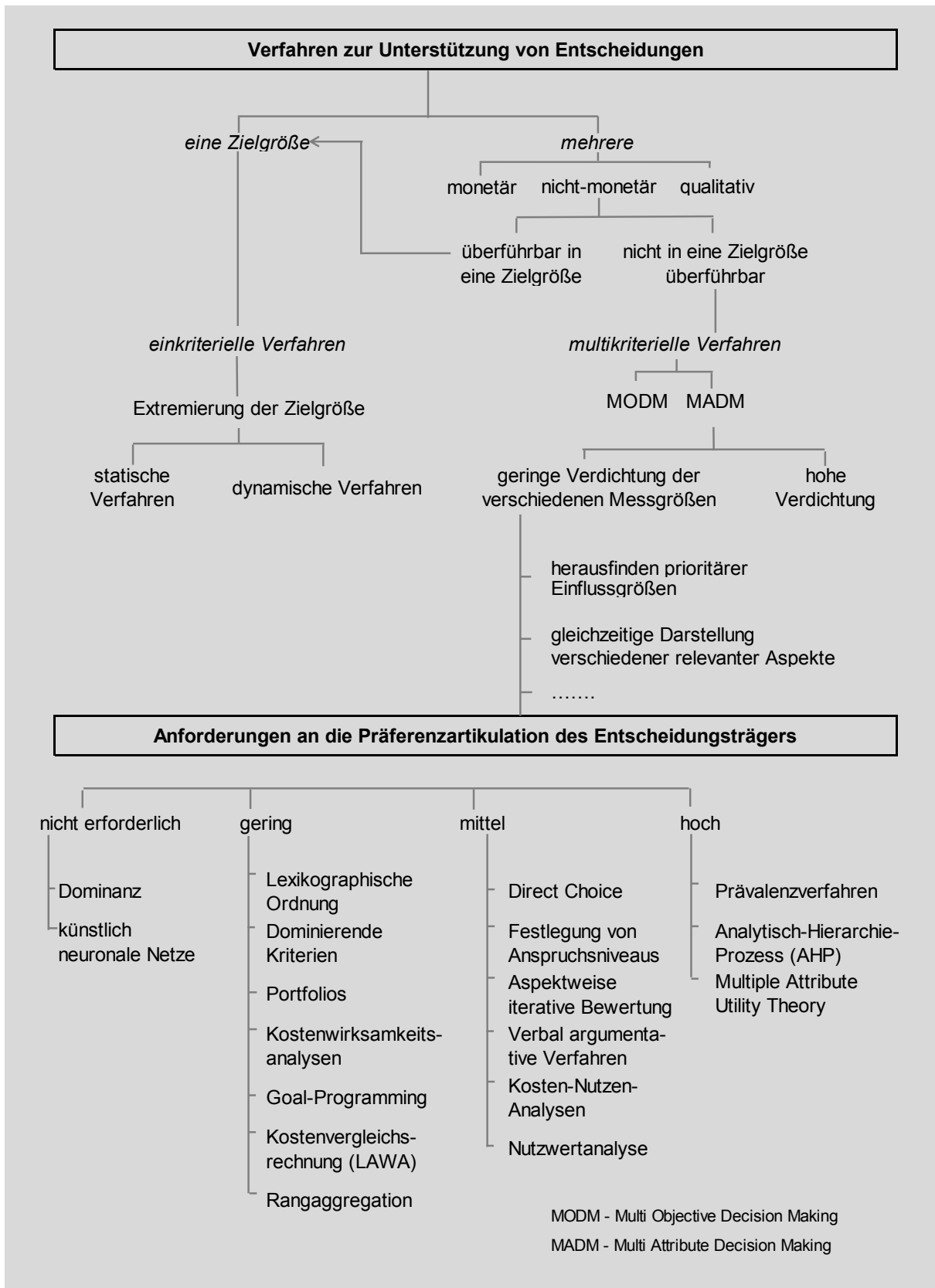


Bild 18: Verfahren zur Unterstützung von Entscheidungen (Schuh 2001)

In Herbst (2008) findet die Unterteilung von entscheidungsunterstützenden Methoden zum einen nach den Schwerpunkten Ökonomie, Ökologie und Gesellschaft statt. Zum anderen

werden sie je nach Objektumfang und –inhalt hierarchisch in die Mikro-, Meso- und Makroebene gegliedert (Tabelle 14). Dabei bezeichnet die Mikroebene einen kleinen Betrachtungsraum und damit einen kleinen Objektumfang wie beispielsweise Unternehmen oder Produkte. In die Mesoebene werden beispielsweise Großprojekte wie Kraftwerksanlagen oder Unternehmensverbände und in die Makroebene Maßnahmen mit großräumigem Struktureinfluss wie regionale Strukturveränderungen der Wasser- oder Energieversorgung eingeordnet. Von besonderem Interesse für diese Arbeit ist die Makroebene. Darin finden sich mehrdimensionale Verfahren wie die Kostenwirksamkeitsanalyse, die Nutzwertanalyse, der Analytische-Hierarchie-Prozess sowie die Operations-Research-Methode wieder. Sie stellen Verfahren für eine nachhaltige Bewertung vor dem Hintergrund der Kriterien Ökonomie, Ökologie und Gesellschaft dar.

Tabelle 14: Übersicht der Bewertungsverfahren Einordnung nach Herbst (2008)

| Anwendungsbereiche | Schwerpunkte | | |
|--------------------|--|---------------------------|------------------|
| | Ökologisch | Ökonomisch | Gesellschaftlich |
| <i>Mikroebene</i> | Produkt-Ökobilanz (LCA) | Dynamische Kostenrechnung | |
| | Betriebliche Ökobilanz | | |
| <i>Mesoebene</i> | Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) | | |
| | Mehrdimensionale Bilanzrechnung | | |
| | Materialintensität pro Serviceeinheit-methode (MIPS) | | |
| | Materialintensitätsanalyse | | |
| <i>Makroebene</i> | Kostenwirksamkeitsanalyse (KWA) | | |
| | Nutzwertanalyse (NWA) | | |
| | Analytisch-Hierarchie-Prozess (AHP) + Delphi-Methode | | |
| | Operation-Research-Methode (OR) | | |

Zur Beurteilung siedlungswasserwirtschaftlicher Projekte wird vorrangig das Verfahren zur Kosten-Nutzen-Untersuchung (KNU) eingesetzt. Unter die Kosten-Nutzen-Untersuchung zählt die Kosten-Nutzen-Analyse (KNA), welche sich nach Böhm et al. (2001) zur Bewertung von Umweltschutzmaßnahmen als schwierig gestaltet sowie die Kosten-Wirksamkeitsanalyse (KWA) und die Nutzwertanalyse (NWA). Die Nutzwertanalyse ist die konsequente Weiterentwicklung aus der Kosten-Wirksamkeitsanalyse (Herbst 2008). Literaturlauswertungen in Herbst (2008) haben gezeigt, dass Verfahren zur Kosten-Nutzen-Untersuchungen (KNU) zur Beurteilung siedlungswasserwirtschaftlicher Projekte vermehrt eingesetzt werden.

3.2.4 Auswahl der Bewertungsmethode

Das Spektrum der Entscheidungsverfahren reicht von traditionellen Entscheidungsverfahren mit nur einer Zielgröße, den einkriteriellen Verfahren, bis hin zu multikriteriellen Verfahren, mit mehreren Zielgrößen. Die einfachste und am weitesten verbreitetste entscheidungsunterstützende Methode ist die Checkliste. Hierbei werden Kriterien und Alternativen zusammengestellt. Die Kriterien stehen mit gleicher Gewichtung nebeneinander und für jede Alternative wird geprüft, ob dieses ein definiertes Kriterium erfüllt oder nicht. Als Ergebnis wird die Alternative gewählt mit den meist erfüllten Zielen (Brinkmeyer und Müller 1994). Ein einkriterielles Entscheidungsverfahren ist mit dem Ziel einer nachhaltigen Nutzung nicht möglich (Schuh 2001) und entfällt daher als Entscheidungsmethode.

In Schuh (2001) werden die in Bild 18 dargestellten multikriteriellen Entscheidungsverfahren auf Basis der Zielstellung *–Entscheidungsverfahren zur Umsetzung einer nachhaltigen Entwicklung–* bewertet. Dazu ist in der nachfolgenden Tabelle 15 eine zusammenfassende Bewertung der Entscheidungsverfahren, hinsichtlich dieser Zielstellung bzw. der o.g. Anforderungen, aufgeführt.

Tabelle 15: Zusammenfassende Bewertung der Entscheidungsverfahren hinsichtlich der Zielstellung einer nachhaltigen Entwicklung (Schuh 2001)

| Verfahren | Bewertungskriterien | | | | | | | | |
|--|---------------------|--|------------------------|--------------|------------------------------------|--------------------------------|-------------------------------------|---------------|---------------------------|
| | Vollständigkeit | Transparenz, Nachvollziehbarkeit, Objektivität | Genauigkeit, Validität | Reliabilität | Keinen Einfluss neuer Alternativen | Offenheit der Modellstrukturen | Praktikabilität, Wirtschaftlichkeit | Eindeutigkeit | Erforderlicher Dateninput |
| <i>Dominantverfahren</i> | ++ | ++ | ++ | ++ | ++ | ++ | ++ | - | + |
| <i>Neuronale Netze</i> | + | -- | + | ++ | ++ | -- | + | -- | ++ |
| <i>Lexikographische Ordnung</i> | -- | + | -- | - | ++ | + | ++ | + | ++ |
| <i>Dominierende Kriterien</i> | -- | ++ | -- | ++ | ++ | + | ++ | + | - |
| <i>Portfolios</i> | -- | + | -- | + | ++ | -- | ++ | - | ++ |
| <i>Kostenwirksamkeitsanalysen</i> | ++ | + | ++ | - | ++ | ++ | ++ | -- | ++ |
| <i>Goal-Programming</i> | ++ | ++ | - | ++ | ++ | + | ++ | ++ | + |
| <i>Kostenvergleichsrechnung der Ländergemeinschaft Wasser (LAWA)</i> | -- | + | -- | ++ | ++ | + | ++ | - | - |
| <i>Rangaggregation</i> | ++ | + | -- | - | -- | ++ | ++ | ++ | + |
| <i>Direct Choice</i> | -- | -- | -- | -- | -- | ++ | ++ | -- | ++ |
| <i>Anspruchsniveaus</i> | + | + | ++ | - | ++ | ++ | ++ | -- | ++ |
| <i>Aspektweise iterative Bewertung</i> | -- | -- | -- | -- | -- | ++ | ++ | -- | ++ |
| <i>Verbal argumentative Verfahren</i> | ++ | -- | -- | -- | + | ++ | ++ | -- | ++ |
| <i>Kosten-Nutzen-Analysen</i> | - | + | -- | - | ++ | + | + | + | -- |
| <i>Nutzwertanalyse</i> | ++ | + | ++ | ++ | ++ | ++ | ++ | ++ | + |
| <i>Prävalenzverfahren</i> | ++ | -- | -- | ++ | -- | - | -- | -- | - |
| <i>Analytisch-Hierarchie-Prozess (AHP)</i> | ++ | - | -- | -- | -- | - | -- | ++ | - |
| <i>Multiple Attribute Utility Theory (MAUT)</i> | ++ | + | ++ | ++ | ++ | - | -- | ++ | - |

Zusammenfassend wurde in Schuh (2001), auf Basis der Auswertung in Tabelle 15, die Nutzwertanalyse als ganzheitliche Entscheidungsfindung, im Hinblick auf eine nachhaltige Entwicklung, als vorteilhafte Methode erarbeitete. Die Methode des Anspruchsniveaus und der Dominanz sollten vor jeder Entscheidung geprüft werden. Die fehlende Eignung der anderen Verfahren bestätigt die Eignung der Nutzwertanalyse als entscheidungsunterstützende Methode. Gründe für die fehlende Eignung anderer Verfahren sind beispielsweise (Schuh 2001):

- fehlende konkrete Zielvorgaben einer nachhaltigen Entwicklung als Anwendungsvoraussetzung der Verfahren (Goal-Programming, Kostenvergleichsrechnung der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser),
- fehlende Nachvollziehbarkeit und Praktikabilität (Prävalenzverfahren, AHP, teilweise MAUT),
- die fehlende simultane Berücksichtigung aller Ziele einer nachhaltigen Entwicklung, d. h. mangelnde Vollständigkeit (lexikographische Ordnung, dominierende Kriterien, aspektweise iterative Bewertung, Portfolios).

Werden die Ergebnisse aus den Recherchen von Herbst (2008) und Schuh (2001) zusammengefasst, zeichnet sich ab, dass die Nutzwertanalyse ein entscheidendes Werkzeug für die Entscheidungsunterstützung in der wasserwirtschaftlichen und siedlungswasserwirtschaftlichen Praxis darstellt und sich darin etabliert hat. Aus diesem Grund wird in den nachfolgenden Ausführungen die Nutzwertanalyse als Werkzeug für die Entscheidungsunterstützung beschrieben und angewendet.

Wesentliche Vorteile der Nutzwertanalyse sind in der transparenten Modellstruktur und der unkomplizierten Anwendung zu sehen. Präferenzen des Entscheidungsträgers können gut durch funktionale Zusammenhänge untermauert werden. In Trostmann und Daldrup (1991) gilt als wesentlicher Vorteil der Nutzwertanalyse, dass die Problemerkennung strukturiert erfolgt. So wird der Nutzer gezwungen, das Problem besser zu erfassen und die Gefahr verringert wichtige Ziele zu vergessen. In der Nutzwertanalyse wird eine komplexe Bewertungsproblematik in einfache Teilaspekte zerlegt. Die Zusammenfassung der Bewertungen der Teilaspekte erfolgt zu einem Nutzwert (Bechmann 1978), dadurch Stärken und Schwächen der untersuchten Alternativen bewertet werden. Der Entscheidungsprozess ist damit transparent gestaltbar (Trostmann und Daldrup 1991).

3.2.5 Anforderungen an Indikatoren

3.2.5.1 Definition von Indikatoren

Indikatoren sind ein wichtiges Hilfsmittel für die quantitative Erfassung von Zuständen eines Systems. Sie sind notwendig, um fehlende direkte Messbarkeit von zahlreichen Bestandselementen einer bestimmten Zielstellung quantitativ zu erfassen. Sie ermöglichen die Vergleichbarkeit verschiedener Alternativen miteinander. In Schuh (2001) werden Indikatoren als:

- vereinfachte, aber aussagefähige Kenn- bzw. Messgrößen als Stellvertretergrößen bezeichnet,
- sie dienen zur Verdichtung und Reduzierung realer Informationen und Zusammenhänge.

Bezogen auf den menschlichen Gesundheitszustand können Indikatoren beispielsweise in Form der Körpertemperatur, Puls oder auch Blutdruck ausgegeben werden. Sie ersetzen nicht die anschließende genaue Diagnose (Schuh 2001).

In Meyer (2004) wurde festgestellt, dass wissenschaftliche Veröffentlichungen bereits in der Definition der Indikatoren auseinander gehen. So wird beispielsweise die Definition des Indikators in Gohl (2000) wie folgt angegeben: „Die beispielhafte, konkrete Beschreibung eines Merkmales bzw. eines Zustandes nennen wir Indikator (Indikator = Anzeiger). Diese Beschreibung, also der Indikator, sollte möglichst objektiv nachprüfbar sein, d.h. wenn er von verschiedenen Akteuren beobachtet wird, sollten diese nicht zu unterschiedlichen, sondern zu gleichen Beobachtungsergebnissen kommen. Es wird nicht immer gelingen, objektiv nachprüfbare Indikatoren zu finden, weil viele Merkmale der Problematik in der Entwicklungszusammenarbeit im Bereich der weichen (nicht eindeutig erfassbaren) Faktoren liegen und außerdem individuell (subjektiv) nur sehr unterschiedlich wahrgenommen werden können.“ Jede persönliche Meinung und jeder Beschreibung eines „Gegenstandes“ wird in Meyer (2004) bereits ein Indikator zugrunde gelegt. „Indikatoren sollen uns helfen, Beobachtungen realer Gegenstände zu klassifizieren, diese nicht beobachtbaren Phänomene zuordnen und dadurch schließlich eine seriöse Grundlage für eine Bewertung dieser Phänomene bilden“ (Meyer 2004).

Eine Verwendung von Ist-Soll-Vergleichen erfordert eine definitorische Unterteilung in Indikatoren und Indikatorwerten (Meyer 2004). Dazu wird in GTZ (2003) der Begriff Indikator als Kenngröße, der zur Abbildung eines bestimmten, nicht messbaren und oftmals komplexen Sachverhaltes, definiert. Es wird beschrieben, woran das Eintreten einer geplanten Veränderung gemessen werden kann, so dass Indikatoren quantitativ oder qualitativ sein können. Die Bewertung eines Ziels wird demnach mit dem Indikatorwert beschrieben. Auch dieser kann quantitativ oder qualitativ sein. Ist er qualitativ kann er aus einem objektiv nachprüfbarem Qualitätsmerkmal bestehen (GTZ 2003). Indikatoren können zur Identifikation von Problemen als Früherkennung, zur Verfolgung von Veränderungen im Zeitverlauf, als Fortschrittskontrolle im Hinblick auf das Erreichen eines gestellten Zieles sowie zum Vergleich von alternativen Lösungswegen als Lösungsoptimierung eingesetzt werden (Meyer 2004).

Indikatoren sind Bedingungen, an die eine Entscheidung geknüpft ist. Es sind Zielkriterien so zu formulieren, dass innerhalb der Indikatoren keine Überschneidungen auftreten, wodurch eine Nutzenunabhängigkeit der Indikatoren voneinander geschaffen wird. Wird ein Zielkriterium durch mehrere Indikatoren erreicht, ist die Unabhängigkeit nicht mehr vorhanden und das Ergebnis wird verfälscht. Dennoch ist eine vollständige Unabhängigkeit der Indikatoren zueinander schwer zu erreichen. Es ist sinnvoll bei einer großen Anzahl von Indikatoren Gruppen zusammenzufassen. Dabei ist zu beachten, dass eine zu hohe Aggregation der Indikatoren zu Unschärfe der Problemstellung bzw. eine zu geringe Aggregation zur Unübersichtlichkeit führen kann (Schuh 2001).

In Meyer (2004) werden Indikatoren als Vergleichsinstrumente, die Unterschiede oder Gemeinsamkeiten verschiedener Objekte auf einem gemeinsamen Vergleichsmaßstab anzeigen, bezeichnet. Dabei sind mindestens zwei verschiedene Ausprägungen bzw. Skalenwerte anzuzeigen.

In Meyer (2004) wird ausgesagt, dass ein guter Indikator gleichzeitig theoretische, methodische, praktische und politische Anforderungen erfüllen muss. Daher sind in der Regel Fachleute zu beteiligen, die zum einen das theoretische Fachwissen liefern und zum anderen Fachleute, die Hintergründe über die methodische Problematik der Datenerhebung haben. Insbesondere bei der Projektevaluationen sind Praktiker erforderlich, die Auskunft über die vor Ort gegebenen Kapazitäten und spezifischen Rahmenbedingungen geben können. Da Indikatoren zudem politisch sensibel sein können, wird die Einbindung von Entscheidungsträgern erforderlich. Sie begleiten den sozialen Prozess der Indikatorentwicklung. Mit Hilfe der Indikatoren soll das theoretische Konstrukt möglichst präzise abbildbar sein, so dass die Anzahl der Indikatoren so klein wie möglich gehalten werden kann (Meyer 2004, Herbst 2008).

3.2.5.2 *Entwicklung der Indikatoren*

Zum Aufbau eines Bewertungsmodells ist es notwendig relevante Indikatoren zu erstellen, an denen die Abwasserreinigungskonzeptionen gemessen werden können. In Herbst (2008) wurden in Anlehnung an Kriterienliste von ATV-DVWK (2002) und Hiessl et al. (2003) die Kriterien nach dem *Dreisäulenkonzept für Nachhaltigkeit* –Ökologie, Ökonomie, Soziales– strukturiert. Diesen drei Hauptkriterien des mehrdimensionalen Ansatzes werden jeweils zugehörige Kriterien und deren Unterkriterien zugeordnet. In Anhang 2 ist die Unterteilung der Kriterien nach Herbst (2008) zu finden. Ziel dieser Kriterienaufstellung in Herbst (2008) ist, die Bewertung von Abwasserinfrastruktursystemen für zentrale und dezentrale Systeme insbesondere im Hightech Bereich für Industrieländer. Ausgehend von diesem Dreisäulenkonzept für Nachhaltigkeit wurden in SuSanA (2008) fünf Kategorien für nachhaltige Sanitärsysteme vor dem Hintergrund einer nachhaltigen Entwicklung abgeleitet (Bild 19).

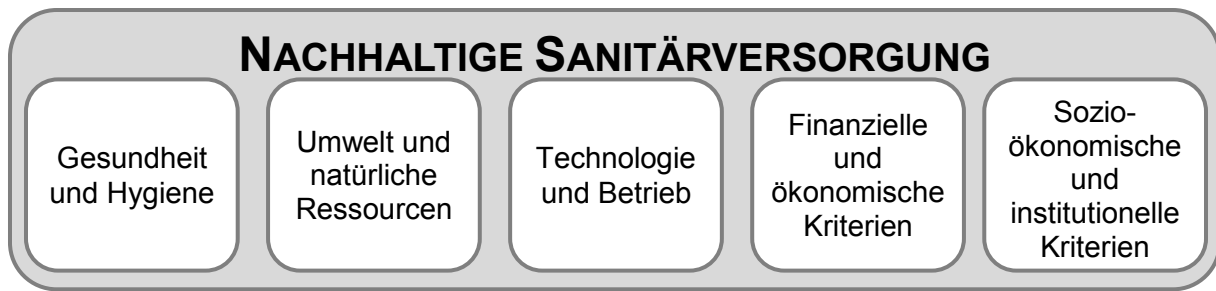


Bild 19: Nachhaltigkeitskriterien für eine neue Sanitärversorgung (SuSanA 2008)

Der Schutz und die Förderung menschlicher Gesundheit durch Sicherstellen einer sauberen Umwelt sowie Unterbrechung von Übertragungswegen von Krankheiten ist das Hauptziel der Sanitärversorgung und wird mit diesen Nachhaltigkeitskriterien umschrieben und daraus die Zielkriterien bestimmt. Diese Sanitärsysteme müssen wirtschaftlich tragbar, sozial akzeptiert, technisch und institutionell angepasst sowie zur Schonung der Umwelt und der Ressourcen beitragen. Im Detail werden diese fünf Kategorien nach SuSanA (2008) wie folgt definiert.

„Gesundheit und Hygiene: umfasst Risiken durch Kontakt mit Krankheitskeimen und Risikostoffen, die die öffentliche Gesundheit in allen Bereichen des Sanitärsystems gefährden können, d.h. von Toilette über Sammlung und Aufbereitung bis hin zur Wiederverwertung oder Entsorgung. Es umfasst auch Aspekte wie Hygiene, Ernährung und Verbesserung der Lebensbedingungen, die durch den Einsatz von bestimmten Sanitärsystemen erreicht werden können, sowie Auswirkungen auf entsprechende Unterlieger/innen.

Umwelt und natürliche Ressourcen: umfasst Energie, Wasser und andere natürliche Ressourcen, die für Bau, Betrieb und Unterhalt des Sanitärsystems benötigt werden, sowie die beim Betrieb freigesetzten Emissionen. Es beinhaltet außerdem den Grad des Recyclings und der praktizierten Wiederverwendung, sowie deren Auswirkungen (z.B. Abwassernutzung; Rückführung von Nährstoffen und organischer Substanz in die Landwirtschaft), und die Schonung von nicht-erneuerbaren Ressourcen, etwa durch die Produktion erneuerbarer Energie (z.B. Biogas).

Technologie und Betrieb: umfasst die Funktionalität und die Möglichkeit der lokalen Gemeindeverwaltung oder der Mitarbeiter/innen des lokalen Betreibers des gesamten Systems, inklusive Sammlung, Transport, Behandlung, Wiederverwendung und/oder Beseitigung eigenständig zu bauen, zu betreiben und zu überprüfen. Weitere wichtige, zu bewertende Aspekte sind die Robustheit des Systems bei Stromausfällen, Wassermangel, Überschwemmungen etc., sowie die Flexibilität und Anpassungsfähigkeit seiner technischen Komponenten an bereits vorhandene Infrastruktur oder an demografische und sozioökonomische Veränderungen.

Finanzielle und ökonomische Kriterien: beziehen sich auf die Fähigkeit von Haushalten und Gemeinden für Bau, Betrieb, Instandhaltung und Erneuerungen des Sanitärversorgungs-

Systems zu bezahlen. Neben der Beurteilung der direkten Kosten sollte dabei auch der direkte Nutzen berücksichtigt werden, der z.B. durch die zurückgewonnenen Produkte (Bodenverbesserer, Dünger, Energie und Wasser) entsteht. Externe Kosten resultieren z.B. aus Umweltverschmutzung und Gesundheitsrisiken, wohingegen der indirekte Nutzen die Erhöhung der landwirtschaftlichen Produktivität, Schaffung von Arbeitsplätzen, Verbesserung der Gesundheit und Reduzierung von Umweltrisiken umfasst.

Soziokulturelle und institutionelle Kriterien: die Kriterien in dieser Kategorie bewerten soziokulturelle Akzeptanz und Eignung des Systems in Bezug auf Bedienungsfreundlichkeit, soziale Wahrnehmung, Geschlechtersensitivität, Einfluss auf Menschenwürde, Beitrag zur Ernährungssicherheit, Vereinbarkeit mit gesetzlichen Rahmenbedingung, sowie stabilen und effizienten institutionellen Strukturen“ (SuSanA 2008).

3.2.5.3 Gewichtung der Indikatoren

Die Gewichtung ist ein essenzieller Bestandteil in multikriteriellen Entscheidungsverfahren. Kriterien sind in der Regel für die Beurteilung der Alternativen nicht gleich wichtig. Die Gewichtung von Kriterien ermöglicht daher, nach bedeutsamen und weniger bedeutsamen Kriterien bezüglich einer spezifischen Fragestellung zu unterscheiden. Gewichtungsfaktoren haben einen maßgeblichen Einfluss auf das Ergebnis.

Auch zur Bestimmung des Gewichtungsfaktors gibt es eine Vielzahl von Verfahren. In Eisenführ und Weber (1999) werden eine Vielzahl von Methoden vorgestellt. Beispielhaft sind hier zu nennen das Trade-Off-, Swing- und das Direct-Ratio-Verfahren sowie die Eigenvektormethode und Direct-Choice (Ruhland 2004). Zudem ist zwischen Nominalskalierung, Ordinalskalierung und Kardinalskalierung zu unterscheiden. Wobei die Ordinalskalierung eine Erweiterung der Nominalskalierung und die Kardinalskalierung eine Erweiterung der Ordinalskalierung ist (Zangemeister 1976).

Angewendet wird hier die Ordinalskalierung. Sie erlaubt einen Vergleich der betrachteten Objekte, lässt hingegen keine Aussage über die Güte der Objekte zu, so dass hiermit eine Rangfolge der Objekte erstellt werden kann. Dieses Verfahren ist für den Entscheidungsträger einfach umzusetzen. Es ist lediglich zu entscheiden, ob der Zielwert einer Alternative größer, gleich oder kleiner als der Zielwert der Vergleichsalternative, bezogen auf einen bestimmten Indikator, ist (Zangemeister 1976).

Die Rangordnung kann mit dem Rangordnungsverfahren und dem vollständigen Paarvergleich durchgeführt werden. Das Rangordnungsverfahren bewertet alle Alternativen gleichzeitig. Die Alternativen sind bezogen auf den betrachteten Indikator auf einer Skala von 1 bis n zu bewerten, so dass die Alternative mit dem höchsten Zielwert der Rang 1 zugeordnet wird. Beim vollständigen Paarvergleich wird die Rangordnung über einen ordinalen Paarvergleich der Kriterien erstellt (Zangemeister 1976).

4 Methoden

4.1 Ablauf der Entscheidungsfindung – Nutzwertanalyse

Die *Nutzwertanalyse*¹ ist ein nicht-monetäres, multikriterielles Bewertungsverfahren, welches alternative Lösungen unterschiedlicher Dimensionen miteinander vergleichbar macht, ohne monetarisiert zu sein, wodurch nicht die Kostenaspekte im Vordergrund gebracht werden (Böhm et al 2001). Sie erlaubt *Handlungsalternativen* in eine Reihenfolge zu bringen. Dazu werden Ziele in einen Zielkatalog in unter- und übergeordnete Ziele als *Zielkriterien* strukturiert. Für alle Ziele in der untersten Strukturebene werden messbare *Bewertungskriterien*, auch als *Indikatoren* bezeichnet, formuliert. Diese werden ihrer Bedeutung nach geordnet und mit *Gewichtungsfaktoren* versehen, so dass sie unterschiedlich stark in das Ergebnis einfließen. Das Ergebnis der Nutzwertanalyse ist die Aussage zur *relativen Vorteilhaftigkeit* einer Alternative.

Kennzeichnend für die Nutzwertanalyse ist daher, dass der Vergleich der Alternativen nicht nur aufgrund objektiver Informationen, wie beispielsweise Ablaufwerte von Klärtechniken, sondern gleichzeitig subjektive Informationen und Einschätzungen einfließen. Sie ist daher von den durchführenden Personen geprägt. Aufgrund der Einfachheit und der Transparenz (Ruhland 2004) der Nutzwertanalyse können Akteure bei der Durchführung, u.a. bei der Definition der Indikatoren, einbezogen werden (Frischknecht und Schmied 2009).

Aufgrund dessen wird in Herbst (2008) sowie in Ruhland (2004) eine Überprüfung der Entscheidung, welche durch die gewählte entscheidungsunterstützende Methode ausgegeben wurde, empfohlen. Möglichkeit dazu bietet eine *Sensitivitätsanalyse* oder die Anwendung mehrerer Entscheidungsverfahren. Die Absicherung des Bewertungsergebnisses kann verhältnismäßig einfach durch die Sensitivitätsanalyse durchgeführt werden. Dabei wird eine Variation der Gewichtungsfaktoren der Indikatoren durchgeführt. Verändert sich das Ergebnis nur geringfügig, ist der Einfluss der untersuchten Eingangsgröße auf das Ergebnis unkritisch (Herbst 2008).

Der gesamte Entscheidungsprozess lässt sich in drei Hauptschritte unterteilen (Bild 20). Im ersten Schritt werden die *Grundlagen* für den Entscheidungsprozess zusammengetragen. Dazu wird zunächst das Problem erörtert und erforderlichen *Rahmenbedingungen* zusammengetragen, die es ermöglichen, eine oder mehrere *Verfahrensalternativen* vorzuschlagen. Sind mehrerer Verfahrensalternativen aus den gegebenen Rahmenbedingungen entwickelt worden, die keine Präferenzaussage zulassen, wird der *Entscheidungsprozess* eingesetzt.

¹ Englische Übersetzung: multi-criteria, multi-attribute, multi-goal analyses, multi criteria decision making, scoring model (Böhm et al. 2001)

Schritt zwei ist der *Entscheidungsprozess* selbst. Als Entscheidungsprozess wurde in dieser Arbeit die Nutzwertanalyse gewählt. Sie wird in die fünf Hauptverfahrensschritte *Bestimmung der Indikatoren*, *Gewichtung der Indikatoren*, *Teilnutzungsbestimmung*, *Nutzwertermittlung* und *Aufstellen der Rangordnung der Alternativen* unterteilt (Böhm et al. 2001, Frischknecht und Schmied 2009).

Der nachfolgende Schritt drei dient zur Kontrolle. Unter Verwendung einer *Sensitivitätsanalyse* wird die Robustheit der Gesamtprioritäten geprüft. Dabei können die Gewichte variiert werden, um den Einfluss auf das Ergebnis der Nutzwertanalyse zu sehen. Die Sensitivitätsanalyse erlaubt es, das Verständnis und auch die Sicherheit der Entscheidung erhöhen.

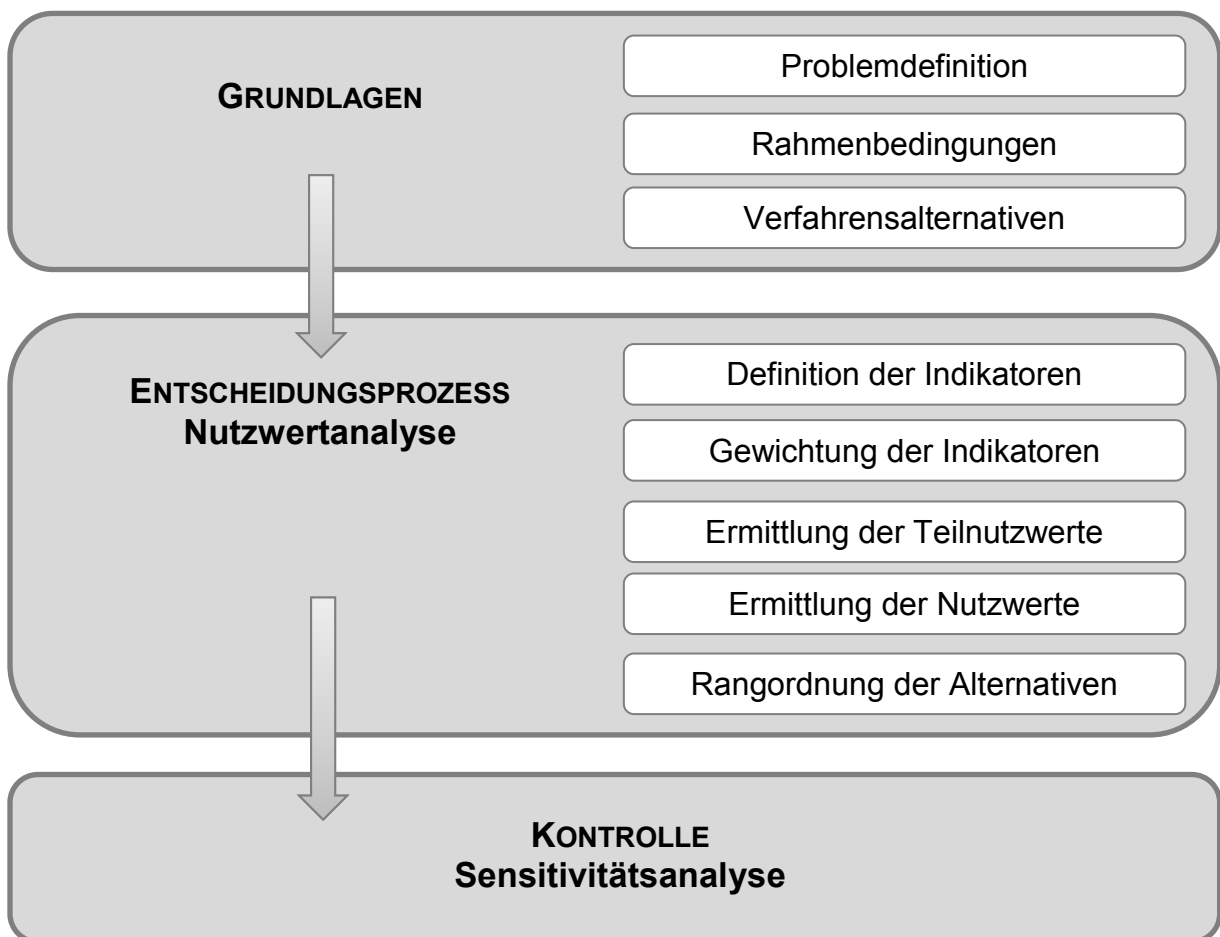


Bild 20: Arbeitsschritte der Entscheidungsfindung

4.1.1 Entwicklung der Indikatoren

Nach SuSanA (2008) sind die in Bild 19 dargestellten Nachhaltigkeitskriterien für die Planung, Ausbau und auch bei der Verbesserung von Sanitärsystemen zu berücksichtigen, so dass das Hauptziel der Sanitärversorgung, Schutz und Förderung menschlicher Gesundheit durch Sicherstellung einer sauberen Umwelt und Unterbrechung der Übertragungswege von

Krankheiten, zu erreichen. Unter Nachhaltigkeit wird zudem verstanden, dass das System neben der Wirtschaftlichkeit, sozialen Akzeptanz, technischen und institutionellen Anpasstheit auch die Umwelt und die natürlichen Ressourcen zu schonen hat. Die Entwicklung der Indikatoren im Rahmen dieser Arbeit wird daher auf Basis der Nachhaltigkeitskategorien der Sustainable Sanitation Alliance (SuSanA 2008) sowie unter Berücksichtigung der Kriterienliste von Herbst (2008) und den örtlich, lokal vorherrschenden Rahmenbedingungen, wie sie in Kapitel 5 dargestellt werden, erfolgen.

4.1.2 Gewichtung der Indikatoren

Die Gewichtung der Indikatoren wird anhand des *Paarweisen Vergleichs* durchgeführt. Dabei werden die Indikatoren in einer Matrix, der so genannten Dominanzmatrix, jeweils auf der x- und auf der y-Achse aufgetragen, und so einander gegenübergestellt und paarweise verglichen. Ist ein Indikator im direkten Vergleich wichtiger als ein anderer, erhält er die Bewertung von 1. Wird dieser als weniger wichtig bewertet, erhält er die Bewertung 0. Werden Indikatoren als gleich wichtig bewertet, erhalten sie jeweils die Bewertung 0,5. Nach vollständiger Bewertung der Indikatoren, werden die Einzelbewertungen der jeweiligen Kriterien summiert und auf 1 normiert, so dass gilt:

Das Kriterium mit der höchsten Bewertung erhält den höchsten Rang. Es gelte folgende Zuordnungsregel (verändert nach Zangemeister 1976):

$A_i = \{A_1, \dots, A_n\}$ Menge der Alternativen

$I_s = I_z = \{I_1, \dots, I_n\}$ Menge der Indikatoren

I_s Indikatoren der Spalte s

I_z Indikatoren der Zeile z

n Anzahl

s = z dann $e_{sz} = \{ \}$ Vergleich gleicher Indikatoren ausgeschlossen

falls $I_z < I_s$ dann $e_{sz} = 0$ e_{sz} – Bewertungsergebnis des Indikatorvergleichs I_s mit I_z

falls $I_z = I_s$ dann $e_{sz} = 0,5$

falls $I_z > I_s$ dann $e_{sz} = 1$

G_{sz} Summe der Bewertungsergebnisse e_{sz} der Spalten

$g_{sz} = G_{sz} / \sum G_{sz}$ Normierte Gewichte, $\sum_{i=1}^n g_{sz} = 1$

4.1.3 Bestimmung des Teilnutzens und Nutzwertes

Die Bestimmung des Teilnutzens bewertet die Zielerreichung der jeweiligen Alternativen in den Einzelkriterien. Die Transparenz des Verfahrens wird gewährleistet, indem die Bestimmung des Teilnutzwertes in zwei Schritten erfolgt.

Die Formulierung der Zielerreichung erfolgt in schlecht, unbefriedigend, befriedigend, gut und sehr gut und wird in den Indikatorwert von 1 bis 5 umformuliert (Tabelle 16). Eine Quantifizierung des Indikatorwertes erfolgt durch Bestimmung der Wertungspunkte (WP),

wodurch auch die Zielerreichung transparent gestaltet ist. Die Vergabe der Wertungspunkte und die Ableitung des Indikatorwerts ist in Kapitel 5.5.3 dargestellt.

Tabelle 16: Bestimmung der Indikatorwerte

| | Bewertung | | | | |
|---------------------------------------|------------------|----------------|--------------|-----|----------|
| <i>Zielerreichung</i> | schlecht | unbefriedigend | befriedigend | gut | sehr gut |
| <i>Indikatorwert I_w</i> | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |

Im zweiten Schritt wird der Indikatorwert I_w des jeweiligen Indikators mit dessen Gewichtung g_{sz} multipliziert. Das Ergebnis ist der Teilnutzen n_{A_i} des jeweiligen Indikators. Die Nutzwerte N_{A_i} werden durch Aggregation der Teilnutzen erreicht. Jeder Alternative wird damit ein Nutzwert zugewiesen und gibt an, in welchem Ausmaß die jeweilige Alternative die Vorgaben des Entscheidungsträgers erfüllt (Blohm und Lüder 1991, Eisenführ und Weber 1999).

$$n_{A_i} = g_{sz} * I_w \quad \text{Teilnutzwert der Alternativen } A_i$$

$$N_{A_i} = \sum_{i=1}^n g_{sz} * I_w \quad \text{Nutzwert der Alternativen } A_i$$

Für die Beurteilung der absoluten Vorteilhaftigkeit einer Alternative, bezüglich ihrer Indikatoren, ist ein Grenzwert anzugeben. Wobei die absolute Vorteilhaftigkeit angibt, dass ein Nutzwert über einen bestimmten Grenzwert liegt. Eine relative Vorteilhaftigkeit der Alternative liegt vor, wenn der Nutzwert größer ist, als die damit verglichenen Alternativen.

4.1.4 Sensitivitätsanalyse

Die Begründung der Gewichtungsfaktoren kann nur bedingt wissenschaftlich erfolgen, daher ist es umso wichtiger eine Sensitivitätsanalyse durchzuführen, die den Verlauf des Bewertungsergebnisses in Abhängigkeit von den Gewichtungsfaktoren aufzeigt. Es wird daher empfohlen, Gewichtungsfaktoren so zu variieren, dass das Verhältnis anderer Kriterien zueinander gleich bleibt und damit die Voraussetzung $\sum w_j = 1$ bzw. 100 % erfüllt ist. Damit ist es möglich, das sensitivste Kriterium zu ermitteln, und zu prüfen, welchen Einfluss auf das Gesamtergebnis besteht (Ruhland 2004).

4.2 Erhebung der Rahmenbedingungen in den Untersuchungsgebieten

4.2.1 Gunung Kidul, Indonesien

Auswahl und Darstellung

Aktuell wird in Indonesien auf der Insel Java ein Integriertes Wasserressourcen-Management Projekt durchgeführt. Ziel dieses IWRM ist die Verbesserung der Wasserver- und Abwasserentsorgung unter Beachtung sozialer, ökonomischer und ökologischer Rahmenbedingungen. Insgesamt wird Indonesien nicht mit Wasserknappheit in Verbindung gebracht. Indonesien

liegt in den feuchten Tropen und ist daher in den meisten Landesteilen durch ausreichend jährliche Niederschlagsmengen gekennzeichnet. Nach WHO (2011) besitzen knapp vier Fünftel der Bevölkerung einen gesicherten Zugang zu Trinkwasser. Dennoch gibt es im Land räumliche Unterschiede in Bezug auf die Versorgung mit Wasser. Beispielsweise ist es in Teilen Javas, Balis und der kleinen Sunda-Inseln eine Speicherung des Niederschlages aufgrund der weit fortgeschrittenen Verkarstung nicht möglich. Die genannten Inseln zeichnen sich trotz hoher Niederschläge durch eine enorme Wasserknappheit aus.



Bild 21: Geografische Einordnung des Untersuchungsgebietes Gunung Kidul¹

Im Focus dieser Arbeit steht die Insel Java (Bild 21). Java besteht aus mehreren Provinzen. Eine davon ist das Sonderverwaltungsgebiet Yogyakarta, welches in die Regierungsbezirke Kulon Progo, Sleman, Bantul und Gunung Kidul (Bild 22) unterteilt ist. Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Regierungsbezirk Gunung Kidul, welches in die drei naturräumlichen Großeinheiten Gunung Sewu, Wonosari Plateau und die aus tertiären vulkanischen Ablagerungen bestehenden Gebirgszüge Baturagung und Panggung gegliedert ist (Flathe und Pfeiffer 1965).

¹ Internetressource: Open Street Map

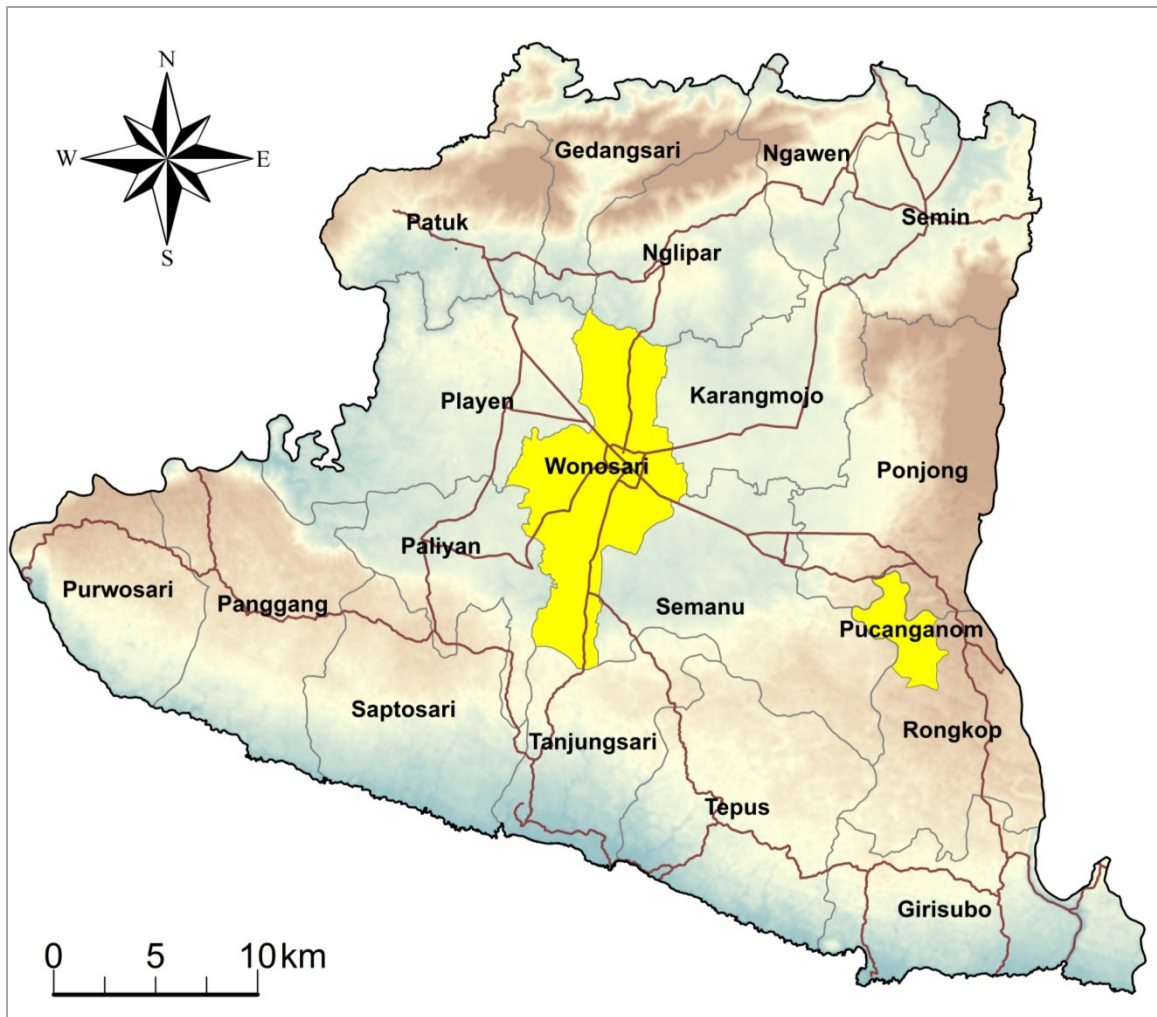


Bild 22: Darstellung des Untersuchungsgebietes Gunung Kidul mit der Bezirkshauptstadt Wonosari und dem Dorf Pucanganom (eigene Darstellung)

Im Vergleich zu Deutschland mit 770 mm/Jahr¹ (Station Karlsruhe) fallen in Gunung Kidul im Durchschnitt weitaus mehr als das doppelte an Niederschlägen mit 2.000 mm/Jahr. Diese versickern aufgrund des durchlässigen Kalksteines rasch in den Untergrund und werden dort über ein unterirdisches Höhlensystem in den Indischen Ozean entwässert. Der Boden bietet so gut wie keine Möglichkeit das Wasser zu speichern, so dass in der Trockenzeit akuter Wassermangel herrscht. Aufgrund dessen wird eine zusätzliche Wasserversorgung der Bevölkerung durch Nutzung unterirdischer Wasserressourcen angestrebt. Gleichzeitig werden durch höheres Wasserangebot größere Mengen an Abwasser generiert, die derzeit weitgehend unbehandelt in Gewässer oder auf dem Untergrund entsorgt werden. Der karstige Untergrund bietet so gut wie keine Reinigungsleistung, so dass besonders in der Regenzeit ein schneller Transport der Verunreinigungen in die unterirdischen Fließgewässer und damit in die Wasserressource gefördert wird.

¹ <http://www.klimadiagramme.de/rmn.html> (04.06.2013)

Im Vergleich zur Wasserversorgung wurde der Abwasserentsorgung bisher keine Aufmerksamkeit geschenkt, wodurch die verbleibenden oberirdischen und unterirdischen Wasserressourcen einer Kontaminationsgefahr durch unbehandelte Abwässer ausgesetzt sind. Wasserangebot und Wasserverbrauch sind im rurealem und im urbanem Raum unterschiedlich, wodurch das Abwasseraufkommen, wie Menge, Transportfähigkeit des Abwasser und die anfallenden Stoffströme, ebenso unterschiedlich sind.

In den untersuchten Regionen werden daher unterschiedliche Technologien zur Abwasserableitung und –behandlung erforderlich. Auf Basis dieser Rahmenbedingungen sind Indikatoren so zu gestalten, dass sie für die Bewertung von Abwassersystemen in anderen Regionen, vor allem aber in ländlichen Räumen von Entwicklungsländern, übertragbar und anwendbar sind.

Erhebung der Rahmenbedingungen

Der Regierungssitz von Gunung Kidul befindet sich in der einzigen Stadt dieses Regierungsbezirkes in Wonosari. Gunung Kidul ist in 18 Bezirke unterteilt, die wiederum aus insgesamt 144 Gemeinden bestehen (BPS 2012). Aus der Vielzahl der Bezirke wurden Rahmenbedingungen der nachfolgenden Regionen in untersucht:

- für den urbanen Raum: die Stadt Wonosari ,
- für den ruralen Raum des Bezirkes Ronkop die Gemeinden
 - Pucanganom,
 - Petir.

Die Untersuchungen und Erhebungen der Rahmenbedingungen in Wonosari wurden anhand von Fragebogen durchgeführt. Insgesamt wurden 259 Haushalte mittels eines persönlichen Interviews befragt. Der Fragebogen (Anhang 3) beinhaltet Themenbereich zur Wasserver- und Abwasserentsorgung auf Haushaltsebene. Im Speziellen wurden Daten für die folgenden Bereiche erhoben:

- soziale und ökonomische Stellung des Haushalts,
- Brauchwasserquellen des täglichen Bedarfs,
- Wassernutzung und -bedarf,
- Wasserqualität der verwendeten Wasserquelle,
- Toilettensystem sowie Abwasserableitung und -behandlung
- Grauwasserentsorgung,
- subjektive Zufriedenheit mit Wasserversorgung und Sanitäreinrichtungen.

Basis für die Fragebogen (Anhang 4 und 5) des ruralen Raumen war der Fragebogen für den urbanen Raum, um so eine Vergleichbarkeit der Rahmenbedingungen herzustellen. Der Fragenkatalog wurde um die Fragestellungen zur Wiederverwendung der anfallenden Stoffströme aus Haushalt, Garten und Viehhaltung erweitert, um Aufschluss über den Nährstoffbedarf, vorhandenes Nährstoffpotenzial und Wiederverwendungspotential der

Nährstoffe in der Landwirtschaft zu erhalten. Der Fragenkatalog wurde in 183 Haushalten durchgeführt.

Der Fragenkatalog wurde daher um die nachfolgenden Bereiche erweitert:

- Viehwirtschaft und Landwirtschaft,
- Düngemittelnutzung,
- Abfallmanagement auf Haushaltsebene,
- Wiederverwendungspotential und Akzeptanzfragen behandelter Stoffströme in der Landwirtschaft.

4.2.2 Tansania und Kenia

Zielstellung der Datenerhebung in Tansania und Kenia war es, ein Behandlungssystem für Abwasser und Abfall zu finden, welches nachweislich an die Region bzw. den Ort angepasst und nachhaltig ist, um die zu entwickelnden Zielkriterien und insbesondere Indikatoren zu verifizieren. Dazu wurden Abwasserbehandlungssysteme in den Staaten Kenia und Tansania ausgewählt.

Die Auswahl beschränkte sich zum einen auf Länder, deren politische Lage eine empirische Erhebung zulässt. Zum zweiten wurde die Auswahl der Standorte auf Erreichbarkeit des Standortes und Zugänglichkeit von Informationen über das Sanitärsystem sowie Projektleiter bzw. sonstige Kontaktpersonen eingeschränkt, so dass die Auswahl auf die ostafrikanischen Staaten Kenia und Tansania fiel. Insgesamt wurden so 29 Abwasserbehandlungssysteme recherchiert. Davon befinden sich 6 Systeme im ruralen und 23 im peri-urbanen Raum. In der nachfolgenden Tabelle 17 sind die erhobenen Systeme aufgelistet. Diese reichen von Komposttoiletten ohne Urinabtrennung, Komposttoilette mit Urinabtrennung (UDDT – urine diversion dehydration toilet), Anaerobe Stabilisierung mit Biogasproduktion als so genanntes Bio-center bis hin zur VIP Latrine (ventilated improved pit latrine).

Tabelle 17: Übersicht der besichtigten Orte

| Staat | Ort | Lage | Behandlungssystem | Anzahl |
|-----------------------|------------------------------|-------------|--|---------------|
| <i>Sansibar</i> | <i>Chube Island</i> | Rural | Komposttoilette ohne Urinabtrennung Sandfiltration - Grauwasserbehandlung | 1 |
| <i>Tansania</i> | <i>Dar es Salaam</i> | Peri-urban | UDDT (Trockentoiletten) | 4 |
| | | Peri-urban | Wassertoilette mit Septik Tank | 1 |
| | <i>Arusha</i> | Peri-urban | UDDT | 10 |
| <i>Kenya</i> | <i>Nairobi (Kibera Slum)</i> | Peri-urban | Biogassystem | 3 |
| | <i>Nakuru</i> | Peri-urban | UDDT | 4 |
| | <i>Kisumu</i> | Peri-urban | Biolatrine (nicht in Betrieb) | 1 |
| | <i>Maseno</i> | Rural | VIP-Latrinen (Trockentoiletten) | 3 |
| | <i>Mumias</i> | Rural | UDDT | 2 |
| Anzahl der Fragebögen | | | | 29 |

Über Fragebogen (Anhang 6) wurden Daten zu den nachfolgenden Bereichen erhoben:

- Allgemeine Informationen über Nutzer, Lage und Betriebsdauer,
- Wasserversorgung und Wassernutzungsverhalten
 - Quelle der Wasserversorgung
 - Wassermenge je Einwohner und Tag
- Anfall und Management von Müll, im Besonderen Biomüll
- Abwasseranfall, -ableitung und -behandlung
- Probleme in Bezug auf Sanitärversorgung, Abwasserbehandlung- und entsorgung
- Öffentliches Bewusstsein zur Abwasserfrage

Die Fragebögen wurden mit den Nutzern und Betreibern bearbeitet. Zusätzlich konnten mit dem Management von Chumbe Island, EEPKO, ROSA Arusha und Nakuru, Umande Trunst und KWAHO Interviews durchgeführt werden.

Die nachfolgende Karte (Bild 23) zeigt die geographische Lage der Städte in Tansania und Kenia. Zudem werden diese nachfolgend kurz beschrieben.



Bild 23: Übersichtskarte Ostafrika und der bereisten Orte¹

Tansania

Sansibar ist ein halbautonomer Teilstaat der Vereinigten Republik Tansania in Ostafrika 25 bis 50 km entfernt vom Festland im Indischen Ozean und besteht aus den beiden Hauptinseln Unguja und Pembar sowie einer Vielzahl kleiner abgelegener Inseln. Chumbe Island ist eine dieser kleinen Inseln, und befindet sich etwa 12 km süd-westlich von Sansibar Stadt. Es ist eine kleine unbewohnte Insel, dominiert von einem immergrünen üppigen Urwald, der fast ausschließlich auf Kalkfelsen wächst. Die Kalkfelseninsel besteht aus einem fossilen Korallenriff. Der Korallenfels ist stark durchklüftet und kann daher kaum Wasser halten. Der Urwald besteht daher aus Schlingpflanzen, Ranken und Wurzeln, die Wasser in Felsritzen

¹ <http://maps.google.de/> (05.03.2013)

suchen und Feuchtigkeit aus der Luft aufnehmen (Riedmiller 2001). Auf dieser Insel hat sich ein Öko-Hotel etabliert, welches unter Beachtung ökologischer Rahmenbedingungen betrieben wird.

*Dar es Salaam*¹ liegt an der Küste Tansanias und hat ein tropisches Klima. Es ist die größte sowie die reichste Stadt in Tansania und hat den Regierungssitz inne, wobei Dodoma die Hauptstadt von Tansania ist. Regional bildet sie ein wichtiges wirtschaftliches Zentrum. Zudem besteht Dar es Salaam aus drei Stadtteilen: Kinondoni im Norden, Ilala im Zentrum und Temeke im Süden der Stadt. Dar es Salaam ist eine der am stärksten wachsenden Städte der Welt. Das Bevölkerungswachstum beträgt durchschnittlich 4,39 %, so dass die Bevölkerung von 3.500 Einwohnern im Jahre 1867 auf 2.698.651 im Jahr 2005 wuchs, aufgrund dessen lebt ein großer Teil der Bevölkerung in informellen Siedlungen. Die Bevölkerungsdichte liegt bei 1.787 EW/km².

*Arusha*² ist eine Stadt im Norden von Tansania und die Hauptstadt der Region Arusha. Auch Arusha ist wie Dar es Saalam eine schnell wachsende Stadt mit einer Bevölkerungszahl von 504.178 im Jahr 2012. Bei einer Volkszählung im Jahr 1988 wurden 102.544 Einwohner in der Stadt Arusha gezählt. Die Region Arusha verfügt über ausreichend Wasser, ist daher dicht besiedelt und landwirtschaftlich geprägt. Aufgrund der hohen Arbeitslosigkeit leidet Arusha unter einer zunehmenden Verstädterung, da die Landbevölkerung zur Arbeitssuche in die Stadt zieht. Arusha ist in 17 Stadtteile unterteilt, davon wurden bei der Ortsbegehung die Stadteile Dadaja II, Sokoni und Lemara besucht. In diesen Stadtteilen wurden durch das Projekt Resource Oriented Sanitation (ROSA) Aktivitäten im Sanitärbereich durchgeführt.

Kenia

Nairobi ist die Hauptstadt von Kenia mit 3,1 Mio. Einwohnern. Mehr als die Hälfte der Einwohner von Nairobi wohnt in informellen Siedlungen. Das größte Slum ist Kibera mit einer geschätzten Einwohnerzahl von 1.5 Mio. Die meisten Bewohner Kiberas leben deutlich unter der Armutsgrenze und verdienen weniger als 1 \$ pro Tag (DFA 2006). Die Bewohner haben unzureichenden Zugang zur Grundversorgung wie Wasser und Sanitäreinrichtungen.

Nakuru ist die Hauptstadt der Provinz Rift Valley. Sie ist mit etwa 600.000³ Einwohner die viertgrößte Stadt von Kenia. Auch in Nakuru leben aufgrund des hohen Bevölkerungswachstums 190.000 Einwohner in informellen Siedlungen.

*Kisumu*¹ ist die Hauptstadt der Provinz Nyanza sowie Hauptort des gleichnamigen Bezirkes und mit etwa 322.734 Einwohnern die drittgrößte Stadt Kenias. Sie liegt im Nordosten des Victoriasees. Aufgrund der hohen Niederschläge von etwa 1.400 mm pro Jahr sind die

¹ <http://web.archive.org/web/20071008192125/http://www.kinondonimunicipality.go.tz/english2/index.html> (24.04.2013)

² <http://web.archive.org/web/20040503042247/http://www.tanzania.go.tz/census/census/maps.htm> (06.03.2013)

³ <http://practicalaction.org/total-sanitation-in-nakuru-slums> (06.03.2013)

Haupteinkommensquellen der Region vor allem agrarische Produkte im Besonderen aus der Zuckerproduktion sowie die Fischerei und die Textilindustrie.

Mumias ist mit 39.000 Einwohnern¹ eine mittelgroße Stadt in der Western Province und befindet sich zwischen dem Mount Elgon und dem Victoria-See, nord-westlich von Kisumu. Ein Großteil der Bevölkerung des Bezirkes lebt auf dem Lande. Auch hier ist die Zuckerproduktion die Haupteinkommensquelle, da sich auch diese Region durch sehr hohe Niederschlagsmengen auszeichnet.

¹ <http://www.citypopulation.de/Kenya.html> (06.03.2013)

5 Ergebnisse

5.1 Ergebnisse der Datenerhebung

5.1.1 Gunung Kidul, Indonesien

5.1.1.1 Ökologische Rahmenbedingungen

Relief, Böden, Hydrologie und deren Auswirkungen auf die Wasserknappheit

Die Region Gunung Sewu befindet sich im südlichen Teil von Gunung Kidul. Sie trägt den Namen *Land der tausend Hügel*, aufgrund der zahlreichen Karsthügel mit einer Höhe von 30 bis 70 Metern. Das Gebiet der Gunung Sewu hat sich im Laufe der Zeit durch Erosion der Riffkalke gebildet. Nördlich von Gunung Sewu befindet sich das Wonosari Plateau mit der Bezirkshauptstadt Wonosari. Diese Region weist weniger Erosionspuren auf, ist aber dennoch verkarstet. Der am häufigsten anzutreffende Bodentyp ist Terra Rossa, erkennbar an der rötlichen Färbung des Bodens. Der Boden Terra Rossa ist grundsätzlich arm an Humus, ist aber bei ausreichender Wasserversorgung fruchtbar. Aufgrund seiner lehmigen Beschaffenheit hat er einen günstigen Wasserhaushalt und kann eine gute Nährstoffversorgung sicherstellen. In Senken kann dieser Boden eine Mächtigkeit bis 30 m erreichen (Flathe und Pfeiffer 1965). Insbesondere an Hanglagen ist der Boden abgetragen, so dass Kalkstein zum Vorschein kommt. Nachteilig erweist sich der Boden für Bauwerke. Hohes Wasserspeichervermögen führt zu hohen Quell- und Schrumpfvorgängen des Bodens, die als Belastungen bei der Bauwerksplanung beachtet werden müssen.

Gelöste Kohlensäure im Versickerungswasser führt zu Lösungsverwitterung des Kalksteines entlang der Sickerwege entsprechend der Grundwasserfließrichtung, wodurch sich die charakteristische Oberflächenform der Gunung Sewu bildet. Grundwasser fließt in unterirdischen Höhlen und entlang von Spalten ab. Demnach ist der Oberflächenabfluss der Region sehr schwach, der Grundwasserleiter ist im Gegensatz dazu sehr gut ausgeprägt. Im Durchschnitt befindet sich der Grundwasserspiegel bei 12,5 Meter Tiefe, wobei Grundwasserschwankungen zwischen 4 und 5 Meter vorkommen. Während der Trockenzeit sinkt der Grundwasserspiegel um 10 bis 22 mm/d und steigt im Laufe der Regenzeit auf das ursprüngliche Niveau an, wobei Karstgebiete generell stark auf Niederschlagsereignisse reagieren, und damit mit einem schnellen Anstieg des Grundwasserspiegels zu rechnen ist. Hinzu kommt, dass Verunreinigungen im Karstsystem so gut wie nicht abgebaut werden können. Vorhersagen über das Kontaminationsrisiko können allerdings aufgrund der Heterogenität nicht getroffen werden, da Schadstoffe über lange Zeiträume gespeichert oder schnell transportiert werden ohne abgebaut zu werden (Goldscheider 2002).

Klima

Aufgrund der Lage in den wechselfeuchten Tropen bewegen sich die Temperaturen im Mittel ganzjährig zwischen 25 und 27° C. Niederschläge richten sich nach dem Monsunzyklus, so dass in der Region Gunung Sewu in den Monaten Juni bis Oktober die Regenhäufigkeit und –intensität abnimmt und damit zu einer ausgeprägten Trockenzeit führt. In der Regenzeit, welche von November bis März andauert, fallen etwa 70 % des jährlichen Niederschlages. Im Jahresdurchschnitt ist mit 2.000 mm Niederschlag zu rechnen. Zudem ist etwa alle fünf Jahre mit dem ENSO¹-Phänomen zu rechnen, wobei insbesondere die El Niño Phase einen hohen Einfluss ausübt. In Indonesien bewirkt die El Niño Phase ein Ausbleiben des Regens, so dass sich Trockenzeitperioden bis zu sieben Monaten verlängern können. Im Mittel werden die Niederschläge in der Trockenzeit um etwa 30 bis 50 % reduziert.

5.1.1.2 Sozioökonomische Rahmenbedingungen - Bevölkerung, Wirtschaft

Gunung Kidul wurde in der Vergangenheit oft als eine der ärmsten Regionen der Insel Java genannt. Grund dafür ist vor allem die Wasserknappheit. Über 80 % der Bevölkerung in Gunung Sewu sichern ihren Lebensunterhalt durch die Landwirtschaft. Andere Einkommensquellen in Gunung Sewu sind nur bedingt verfügbar. Hinzu kommt, dass die Haushalte etwa 15 % ihres Verdienstes in die Wasserversorgung investieren müssen (Nayono 2011).

Aufgrund der ökologischen Rahmenbedingungen wird, entgegen den anderen Regionen der Insel Java, kein Bewässerungsfeldbau durchgeführt. Trockenreis, Mais, Erdnüsse und Maniok sind die Hauptanbauprodukte dieser Region. Neben der Landwirtschaft wird Forst- und Viehwirtschaft betrieben, wobei Rinder als Statussymbol und Geldanlagen gelten und gleichzeitig wichtige Arbeiten in der Landwirtschaft leisten sowie Dunglieferanten für die Landwirtschaft sind. Im Vergleich zur mittleren Bevölkerungsdichte von Java mit etwa 1.000 EW/km² ist die Gunung Sewu mit 380 EW/km² relativ dünn besiedelt. Aufgrund des geringen landwirtschaftlichen Potenzials ist dies dennoch eine hohe Bevölkerungsdichte. Vergleichsweise dazu hat Deutschland eine Siedlungsdichte von etwa 230 EW/km². Bedingt durch die fehlenden Einkommensmöglichkeiten, verlassen insbesondere viele junge Menschen die ländlichen Gebiete und ziehen in Großstädte. Damit geht dem ländlichen Teil Javas Humankapital und damit qualifizierte Fachkräfte verloren. Als Ausgleich werden den Zurückgebliebenen, welche vor allem ältere Menschen und Kinder sind, Transferzahlungen gezahlt (Scholz et al. 2004).

Eine Grundversorgung an Bildung sowie gesundheitliche Basisversorgung ist in allen Gemeinden gesichert. In der Bezirkshauptstadt Wonosari ist ein Krankenhaus vorhanden, zudem ist jede Gemeinde mit einer Krankenstation ausgestattet. Generell werden die Versorgung in Bildung und Gesundheit gut aufgenommen, dennoch gelten sie mehrheitlich

¹ ENSO – El Niño Southern Oscillation; wird in die drei Phasen: Normalphase, El Niño und El Niña Phase unterschieden

als finanzielle Belastung (Scholz et al. 2004). Beispielsweise nimmt mit abnehmendem Nettoeinkommen, der Bildungsstand ebenfalls ab.

Für den urbanen Raum zeigen die Ergebnisse, dass 90 % der befragten Haushalte über ein regelmäßiges Einkommen verfügten. Dennoch leben etwa 50 % der Haushalte unterhalb der nationalen Armutsgrenze. Wird der Betrachtungsraum auf die 1 bzw. 2 Dollar-Grenze bezogen, leben 72 % der Befragten unter der 1-Dollar Grenze und 85 % unter der 2 Dollar-Grenze. Ähnlich verhalten sich die Ergebnisse für den ruralen Raum. Weniger als 10 % der befragten Haushalte im urbanen und ruralen Raum haben ein Einkommen pro Person und Tag, welches die 2 Dollar-Grenze überschreitet. Eine Übersicht dieser Ergebnisse ist in Bild 24 dargestellt. Die Klassifizierung dieser Ergebnisse erfolgt zunächst nach der 1 und 2 US Dollar-Grenze¹ sowie der nationalen Armutsgrenze von 182.636 IDR/(E*Monat) und der nationalen Armutsgrenze für den ruralen Raum von 161.831 IDR (BPS 2008). Wobei die 1 US Dollar-Grenze dem Mittelwert und die 2 US Dollar-Grenze dem Median der nationalen Armutsgrenzen der 15 ärmsten Länder der Welt entspricht. Basis für diese Einteilung bildet die 1,25 US Dollar-Grenze, die im Jahr 2005 von der Weltbank vorgeschlagen wurde (Chen und Ravallion 2008).

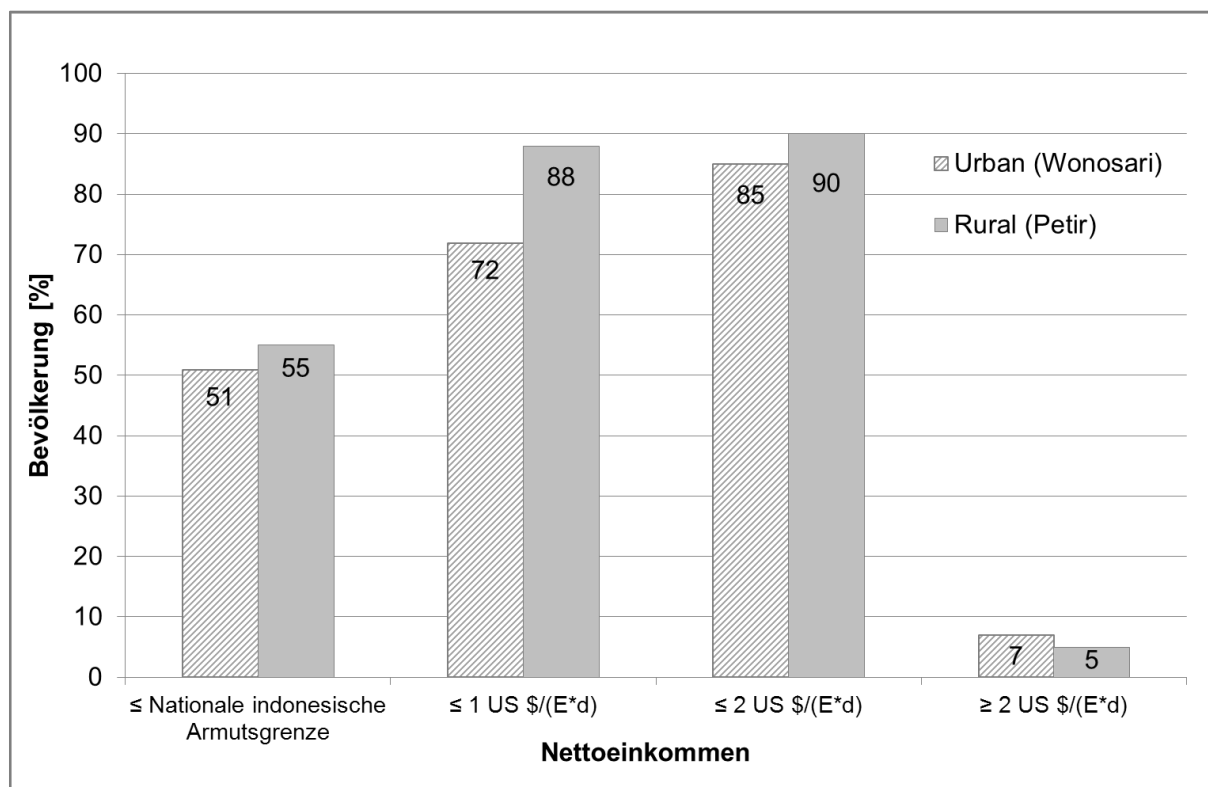


Bild 24: Nettoeinkommensverhältnisse für den ruralen und urbanen Raum
(Armutsgrenze national < 161.831 IRP/(E*Monat); Armutsgrenze rural < 182.636 IRP/(E*Monat))

¹ 1 US-Dollar entsprach am 20.04.2008 9661 IDR (Indonesische Rupiah), womit sich die 1 Dollar-Armutsgrenze pro Monat und Person auf 402.000 IDR errechnen lässt

5.1.1.3 Infrastrukturelle Rahmenbedingungen

Siedlungsstruktur

Pucanganom hat eine hohe Siedlungsdichte. Mehrere Häuser oder auch Dorfteile befinden sich auf der gleichen Höhenstufe. Straßen im Dorf sind durch zwei schmale Betonstreifen befestigt. Dorfteile sind durch einbahnige Asphaltstraßen miteinander verbunden.

Grundstücke haben eine Größe von etwa 100 bis 120 m², an die sich direkt die Nachbargrundstücke anschließen. Häuser haben eine mittlere Grundfläche von 54 m². Der restliche Platz des Grundstückes wird für Viehställe, Hausgarten und als Hof genutzt.

Abhängig vom Einkommen ist der Hof oder nur Teile des Hofes betoniert und versiegelt oder besteht insgesamt aus gestampftem, verdichtetem und unbepflanztem Erdreich. Der Versiegelungsgrad ist demnach gering, so dass es in der Regenzeit zu sehr starker Aufweichung des Bodens kommen kann.

Die landwirtschaftlichen Flächen von Pucanganom liegen außerhalb des Dorfes. Rinderställe sind meist an die Häuser angegliedert.

Wasserversorgung der Bevölkerung

Die Versorgung der Bevölkerung in Gunung Sewu mit Wasser erfolgt über Brunnenwasser aus hauseigenen Schacht- oder Bohrbrunnen, Leitungswasser, Quellen oder Bohrbrunnen, Regenwasserspeichern (Zisternen), über Tanklastwagen und teilweise über Stauteiche (Telaga¹). Nach Scholz et al. (2004) kann die Entwicklung der Wasserversorgung in 3 Perioden unterteilt werden (Bild 25). Bis zum Beginn der 1980er Jahre deckten Telaga 90 % des gesamten Wasserbedarfes. Wasser der Telaga wurde als Trink- und Kochwasser sowie als Brauchwasser verwendet. Telaga wurden zudem zum Baden, Waschen der Kleidung, Tränken und Waschen der Rinder oder auch teilweise als Fischteiche und zur kleinräumigen Bewässerung der benachbarten Felder genutzt. Bedingt durch Nutzungsverhalten erreichte die Wasserqualität Grenzwerte, die sich oberhalb der EU-Badegewässerrichtlinie (RL 2006/7/EG 2006) befinden², und damit eine Gefährdung der Gesundheit des Menschen darstellten, insbesondere bei der Nutzung als Trinkwasser.

Zudem trocknen die meisten Telaga wenige Wochen nach Ende der Regenzeit aus, so dass Ende der 1970er Jahre geschlossene Regenwasserspeicher eingeführt wurden. Aufgrund der geringen Speicherkapazität reichten diese nicht, um die Wasserversorgung für die gesamte Trockenzeit zu decken. Bereits Ende der 1980er Jahre wurden unterirdische Karstquellen zur Wasserversorgung genutzt. Allerdings wurde Wasser per Hand mit Wasserkanistern durch die engen Wege der Höhlen transportiert. Im Vergleich zum Telaga-Wasser hat es den Vorteil,

¹Natürliches oberirdisches Stehgewässer, das natürlich oder durch künstliche Verstärkung des Seeuntergrunds, Regenwasser speichert (Scholz et al. 2004)

²Obere Grenzwerte der EU-Badegewässerrichtlinie, welche auszeichnend für eine ausreichende Qualität eines Binnengewässers sind, sind beispielsweise für Intestinale Enterokokken 330 KBL/100 ml und 900 KBL/100 ml für *Escherichia coli*.

dass die Wasserqualität deutlich besser ist. Die zweite Periode der Wasserversorgung in Gunung Sewu begann Anfang bis Mitte der 1980er Jahre mit dem Bau eines unterirdischen Wehrs in der Bribin Höhle sowie der Implementierung des *Gunung Sewu Integrated Water Supply Plan*, welcher den Ausbau des Wasserleitungsnetzwerkes, die Förderung zum Bau von Regenwasserspeichern und Sanierung ausgewählter Telaga vorsah. Die Wasserversorgung mit Wasser aus der Bribin Höhle war aufgrund defekter Leitungen und Pumpen sowie Fehlkonstruktionen sehr unbeständig.

Die Nutzung der Telaga nahm trotz deren Sanierung ab. Neben den genannten Zugangsmöglichkeiten zu Wasser, entwickelten sich Unternehmen, die Wasser mittels Tanklastwagen anlieferten. Gegen Ende der zweiten Periode kostete die Anlieferung von 5 m³ Wasser bei guter Anbindung an die Straße 50.000 IDR (Scholz et al. 2004), im Jahr 2006 waren es bereits 100.000 IDR. Im Vergleich dazu kosten 10 m³ Leitungswasser durch die öffentliche Wasserversorgung PDAM¹ 17.000 IDR.

Die dritte Periode zur Wasserversorgung in Gunung Sewu begann Mitte bis Ende der 1990er Jahre. Hohe Investitionen in das Wasserversorgungssystem ermöglichten den Ausbau des Wasserleitungsnetzes. Eine Erweiterung der Wasserversorgung soll mit dem Projekt Integriertes Wasserressourcen Management erreicht werden.

Die Nutzung der Telaga insbesondere für Trink- und Kochwasser ging weiter zurück. Dennoch haben sie weiterhin eine Funktion als soziale Begegnungsstätte. Menschen treffen sich, zum Wäsche waschen und zum allgemeinen Informationsaustausch (Scholz et al. 2004). Zudem haben Telaga weiterhin die Funktion als Fischteich oder zum Waschen der Rinder.

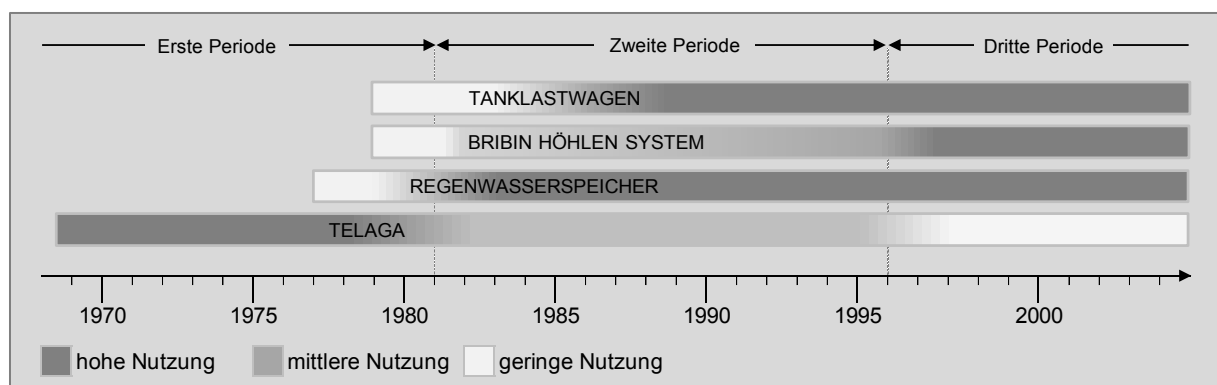


Bild 25: Entwicklung der Wasserversorgung im Gunung Sewu ab 1970 (bearbeitet nach Scholz et al. 2004)

Trotz Verbesserung der Wasserversorgung variieren die Wasserverfügbarkeit und damit der Wasserverbrauch in Gunung Kidul im Bereich von 10 bis 200 l/(E*d). Wasserverbrauchszahlen beziehen sich insbesondere auf die Nutzung und die Verfügbarkeit von Leitungswasser. Für die Bevölkerung in Gunung Sewu, gehen Scholz (et al. 2004) von einer Wasserverfügbarkeit von 20 bis 30 l/(E*d) aus. Der Wasserverbrauch in dem Dorf Petir

¹ Perusahaan Daerah Air Minum, öffentlicher Wasserversorger in Indonesien

variiert von 10 bis 500 l/d je Haushalt, woraus sich ein durchschnittlicher Wasserverbrauch je Haushalt von 50 l/d errechnen lässt. Nayono (2011) konnte einen durchschnittlichen Wasserverbrauch von etwa 271 l je Haushalt und Tag, was einem Wasserverbrauch von 54 l/(E*d) entspricht, für das Dorf Pucanganom ermitteln. Dazu ist in Bild 26 der mittlere Wasserverbrauch eines Haushaltes aufgezeigt, wobei der größte Anteil mit 157 l/d*HH bzw. 58 % für Körperhygiene, Waschen der Kleidung sowie religiöse Zwecke verwendet wird.

Für die Gemeinde Wonosari¹ in der Bezirkshauptstadt Wonosari gibt Guckes (2006) einen Wasserverbrauch von 200 bis 234 l/(E*d) und für die Gemeinde Siraman in Wonosari 130 bis 164 l/(E*d) an. Beide Gemeinden gelten, im Vergleich zu den anderen Gemeinden, als wohlhabend, daher auch der vergleichsweise hohe Wasserverbrauch. Insgesamt wird in der Bezirkshauptstadt im Durchschnitt 126 l/(E*d) Wasser verbraucht. Ursachen für die großen Unterschiede im Wasserverbrauch sind in den Wasserverbrauchszahlen für Heimindustrien begründet. Beispielsweise werden 105 l/d Wasser je Haushalt zur Verarbeitung von Hühnerfleisch, 25 l/d zur Herstellung von Krabbenchips oder bis zu 100 l/d je Haushalt zur Tempeherstellung benötigt. Kleintiere werden grundsätzlich nicht mit Wasser versorgt. Ihnen dienen als Wasserquelle Pfützen oder der Wassergehalt des Futters. Im Mittel werden für die Viehhaltung abhängig von der Tierart 2,3 l/d je Haushalt an Wasser aufgewendet. In Wonosari im Stadtteil Karangrejek entstehen teilweise bis zu 60 % des Wasserverbrauchs durch Bewässerung der Felder. Wasser wird dazu über Diesel- oder Elektropumpen auf die Felder gebracht. Im städtischen Bereich wird daher deutlich die von der WHO definierte Mindestwassermenge von 50 l/(E*d) (Bakir 2001) überschritten und im ländlichen Raum deutlich unterschritten.

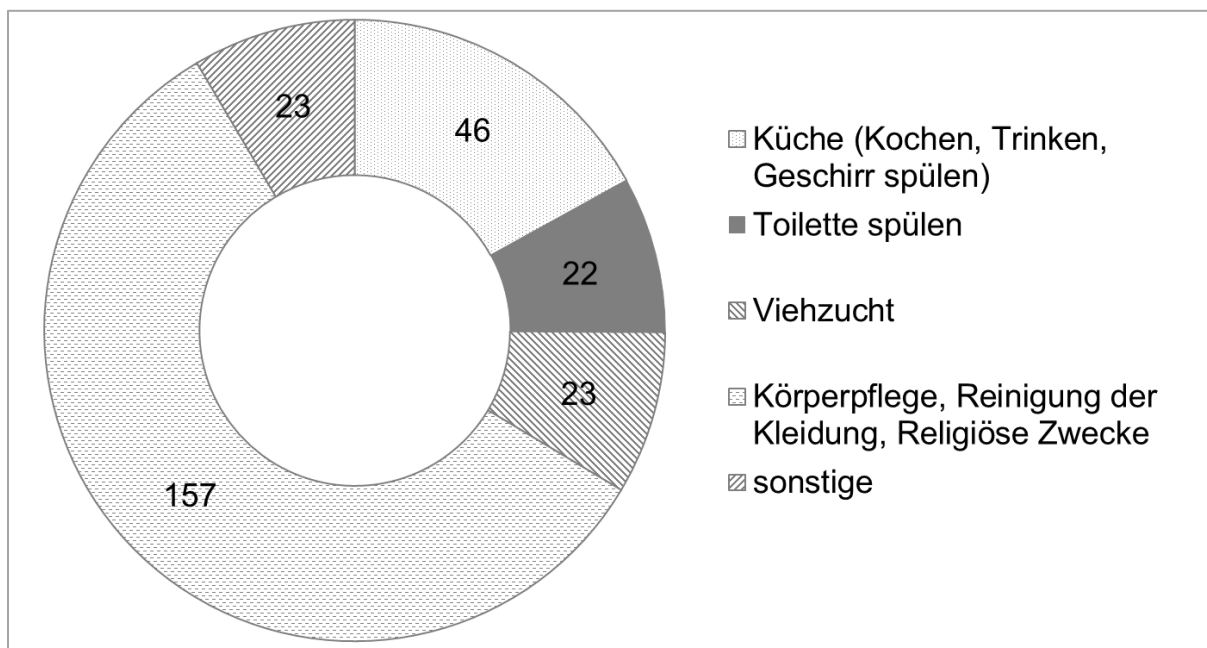


Bild 26: Täglicher Wasserverbrauch eines Haushaltes in Pucanganom (verändert nach Nayono 2011)

¹ Die Bezirkshauptstadt Wonosari ist in 14 Desa (Gemeinden) eingeteilt. Eine dieser Gemeinden trägt den gleichen Namen wie die Bezirkshauptstadt – Wonosari.

Trotz der scheinbar besseren Wasserqualität der unterirdischen Karst- und Grundwässer im Vergleich zu Telaga-Wasser, ist eine Aufbereitung dieser Wässer vor Nutzung als Trinkwasser zwingend erforderlich. Gründe dafür sind mangelnde bis keine Behandlung der Abwässer sowie die schlechte Filterkapazität des klüftigen Karstgesteines. Nachweislich besteht kein Schutz der Wasserressourcen vor pathogenen Keimen (Matthies et al. 2012). Zudem fallen mit der Erhöhung des Wasserangebotes größere Mengen an Abwasser an, die es zum einen zu behandeln gilt und die zum anderen ein höheres Transportvermögen für Verunreinigungen und Schadstoffe besitzen. Verstärkt wird das Transportvermögen in der Regenzeit (Matthies et al. 2012). Analysen von Matthies et al. (2012) zeigten, dass die analysierten Wasserproben die Grenzwerte der WHO – Trinkwasserrichtlinie (WHO 2011) deutlich überschritten.

Abwasseranfall, -entsorgung und –ableitung von häuslichen Abwässern

Die Abwasserentsorgung in dem Regierungsbezirk Gunung Kidul erfolgt zum größten Teil dezentral, teilweise auch semizentral. Zentrale Abwasserbehandlungssysteme, wie sie aus Deutschland bekannt sind, sind im Untersuchungsgebiet nicht vorhanden. Dezentral bedeutet in diesem Fall die Entsorgung des Abwassers am Haus. Semizentral beschreibt hier die Entsorgung und auch Behandlung der Abwässer mehrerer Haushalte bzw. einer Siedlung in einem System. Der Begriff semizentral wird in dieser Arbeit auch für Behandlungssysteme, wie die Kläranlage des Krankenhauses in Wonosari, verwendet. Das Krankenhaus besteht aus mehreren einstöckigen Gebäuden. Die Gebäude besitzen abhängig von ihrer Größe mehrere Klärgruben. Der Überlauf der Klärgruben wird in die Kläranlage des Krankenhauses geleitet und dort behandelt. Sind die Klärgruben voll, werden sie zu gegebener Zeit leer gepumpt, teilweise geschlossen und eine neue gebaut.

In Gunung Kidul wird zwischen dem Wasserklosett, Latrinen, der öffentlichen Toilette und der natürlichen Toilette unterschieden. Die Gesundheitsbehörde DINKES¹ empfiehlt bei Nutzung von Wasserklosetts den Bau einer Klärgrube mit anschließender Filtrationseinheit. Aufgrund der hohen Baukosten wird eine Filtrationseinheit in der Regel nicht realisiert. Der Boden der Klärgrube besteht meist aus einer gestampften Erdschicht, mit dem Ziel, dass die flüssige Abwasserphase in den Untergrund versickern kann. Dadurch werden sehr hohe Entleerungszeiten erreicht.

¹ Gesundheitsbehörde DINKES (indonesisch Dinas Kesehatan)

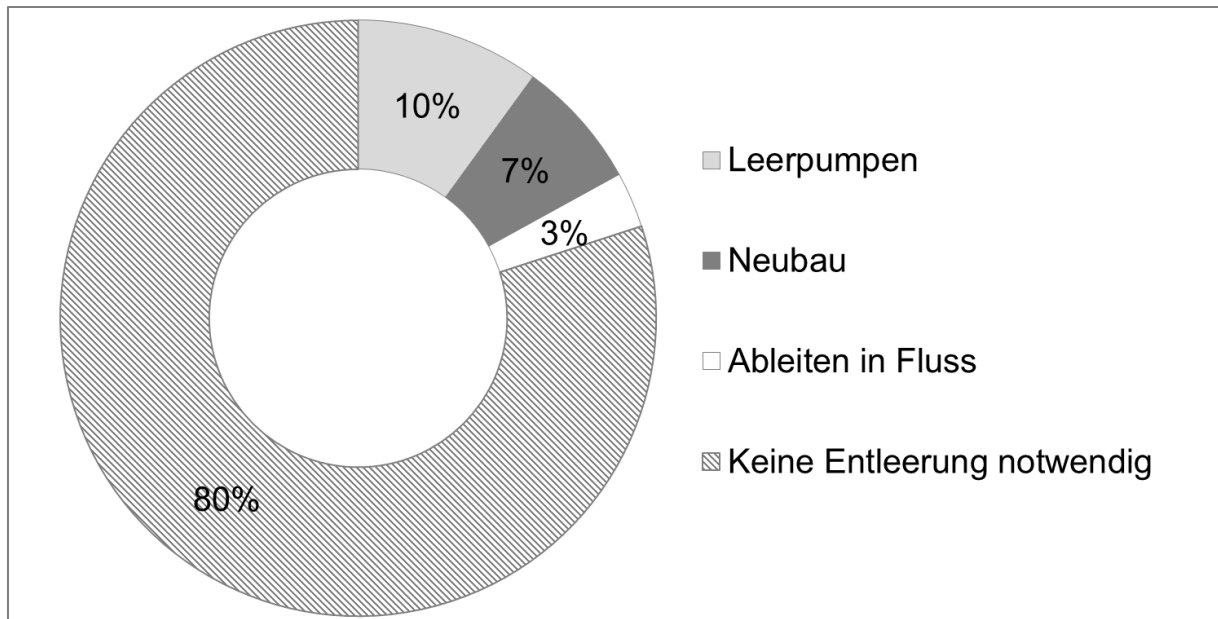


Bild 27: Maßnahmen bei Entleerung der Klärgruben in Wonosari

In der Bezirkshauptstadt Wonosari leiten etwa 80 % der Haushalte ihre Abwässer in Klärgruben und sind demnach mit einem Wasserklosett ausgestattet. Von diesen 80 % wurden 80 % der Klärgruben noch nie entleert. Eine regelmäßige Wartung der Klärgruben wird von 20 % der Haushalte durchgeführt, da ihre Klärgruben mit betonierter Sohle und Wänden ausgestattet ist. Davon leiten 3 % den Überstand der Klärgrube zu einem nahegelegenen Gewässer, 7 % bauen eine neue Klärgrube und 10 % führen eine Entleerung mittels eines Pumpwagens durch (Bild 27).

Es zeigt sich, dass mit steigendem Einkommen die Ausstattung des Bades, die Art der Toilette und insbesondere die Ableitung und Behandlung der Abwässer verbessert ist. Bei niedrigem Einkommen werden Abwässer unzureichend entsorgt und behandelt. Niedriger Standard im ruralen Raum bedeutet die Nutzung von Latrinen. Als höherer Standard gelten Wasserklosetts. Die Wahl der Toilettenart, insbesondere im ruralen Raum, wird durch das Wasserangebot, die Entfernung der Haushalte zur Hauptstraße und durch soziale Faktoren beeinflusst. Ein bedeutender sozialer Faktor ist der Einfluss des Oberhauptes des Gemeinde- bzw. Dorfteils¹ sowie der Nachbarn in dem sie leben. Beispielsweise verwenden im Dorfteil Dagangmati des Dorfes Petir 63 % der Haushalte zur Entsorgung der Fäkalien eine Latrine, da das Oberhaupt dieses Dorfteiles dieses Entsorgungssystem verwendet. Oberhäupter anderer Dorfteile von Petir nutzen Wasserklosetts. Können es sich die Haushalte leisten und empfinden sie dieses Sanitärsystem als angepasst, folgen sie deren Beispiel. Dennoch sind die Bewohner des ruralen Raumes aufgrund von Wassermangel und geringem Einkommen gezwungen Wasser zu sparen, wodurch etwa 34 % (Bild 28) der Haushalte in Petir ihre

¹ Gemeinde- bzw. Dorfteil wird in der indonesischen Sprache *Dusun* und das Oberhaupt dieser Gemeinde als *Dukuh* bezeichnet

Fäkalien in Latrinen entsorgen. Grauwasser aus der Körperpflege wird auf verschiedene Arten ohne jegliche Weiterverwendung und Behandlung entsorgt. Bild 28 stellt die Entsorgungswege von Grauwasser aus dem ruralen Raum für Petir und dem urbanem Raum für Wonosari dar. In Petir konnte ein Haushalt identifiziert werden, welcher Grauwasser in den Fischteich leitet. Im Vergleich dazu gaben 37 % der Haushalte an, ihr Grauwasser wieder zu verwenden. Insbesondere wird dort Grauwasser für Bewässerungszwecke (40 %) sowie zum Tränken, Waschen der Haustiere und in der Fischzucht (50 %) eingesetzt. 10 % nutzen das Grauwasser zur Toilettenspülung (Nayono 2011).

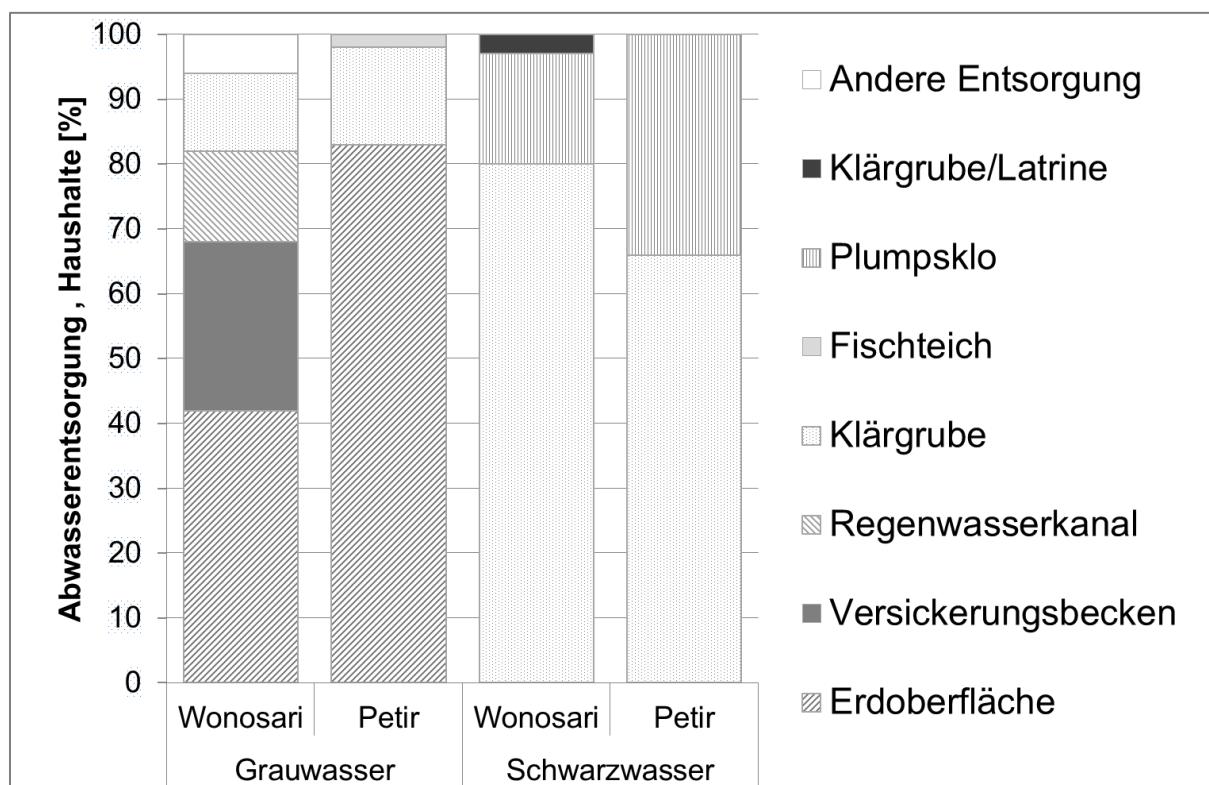


Bild 28: Entsorgung von Grauwasser und Schwarzwasser im urbanen (Wonosari) und ruralen Raum (Petir)

Aus den beschriebenen Toiletten- und Entsorgungssystemen lassen sich zwei Abwasserströme unterscheiden. Zum einen wird in dieser Region vorrangig *Schwarzwasser* generiert, welches durch Nutzung von Wasserklosetts oder beim Spülen von Latrinen entsteht. Hinzu kommt der *Grauwasserstrom* aus Küche und Bad. Zu den Abwasserströmen Schwarz- und Grauwasser kommt ein Stoffstrom aus Küchenabfällen und Rinderdung und wird als *Organisches Material* zusammengefasst.

Aufgrund der Inhomogenität der Wasserversorgung ist die Abwasserproduktion von Ort zu Ort und sogar von Haushalt zu Haushalt verschieden. Daher werden die anfallenden Abwassermengen basierend auf Erhebungen zur Nutzungsintensität der Toilette, insbesondere bei der Nutzung des Wasserklosetts, abgeschätzt. Im Durchschnitt wird die Toilette 3 mal pro Tag je Person zum Urinieren und 1 mal pro Tag zur Defäkation genutzt. Zum Spülen der Toilette nach dem Urinieren kann davon ausgegangen werden, dass 1 Liter und nach der

Defäkation 2 Liter Wasser nötig sind. Für einen Haushalt mit 5 Personen bedeutet das rechnerisch einen täglichen Wasserverbrauch von 25 l/d für die Toilette. Erhebungen von Nayono (2011) bestätigen diese Zahl, darin wird angegeben, dass etwa 22 l/d Wasser je Haushalt zum Spülen der Toilette verwendet werden (Bild 26).

5.1.1.4 Düngemittelbedarf und Nährstoffrückgewinnung

Einen hohen Stellenwert dieser Region hat die Landwirtschaft. Sie ist für eine Vielzahl der Menschen die Haupteinkommensquelle. Allerdings bietet der Boden in Gunung Kidul wenig Potenzial für hohe Ernteerträge. Ursache dafür ist die Degradation landwirtschaftlicher Nutzflächen durch Abtrag fruchtbaren Oberbodens. Zudem führen anthropogene Eingriffe, wie Abholzung zur landwirtschaftlichen Nutzung und Holzgewinnung sowie Übernutzung von Ackerflächen, zur weiteren Verschlechterung der Bodenqualität (Morgenroth 1999). Bauern sind daher zwingend auf die Düngung des Bodens angewiesen. Untersuchungen im ländlichen Gebieten haben gezeigt, dass an erster Stelle die Düngung Rinderdung steht. In der Regel wird sich streng an den festgelegten agrarischen Anbauzyklus gehalten, dargestellt in Bild 29, daher muss auch der Dünger zum richtigen Zeitpunkt zur Verfügung stehen. Beeinflusst werden die Anbauperioden in Gunung Sewu durch die Regenzeit. Die Anbauprodukte werden mit Einsetzen der Regenzeit gepflanzt. Hauptanbauprodukte des Regierungsbezirkes Gunung Kidul sind Reis, Mais, Maniok und Erdnüsse.

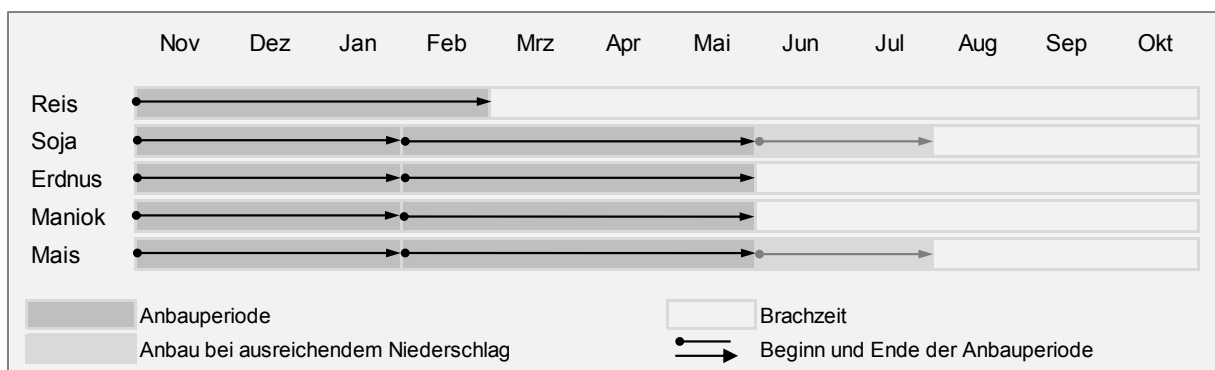


Bild 29: Anbauperioden des Trockenfeldbaus (verändert nach Joncic 2012)

Aufgrund der hohen Auslaugung der Böden geben nahezu 98 % der Bauern an, zusätzlich zum Rinderdung chemischen Dünger als Nährstoffquelle einzusetzen. In 80 % der Fälle verwenden die Bauern Urea, ein stickstoffreichen und kostengünstigen Dünger.

Aufgrund des hohen Nährstoffbedarfes der Böden und des geringen Einkommens der Bauern bietet sich an, menschliche Ausscheidungen entweder getrennt als Fäzes und Urin oder auch in Form von Fäkalien als Dünger und Bodenverbesserer in der Landwirtschaft zu verwenden. So könnten, abhängig von Anzahl der im Haushalt lebenden Personen und der Größe der Ackerfläche, durch Nutzung von Nährstoffen aus menschlichen Ausscheidungen in der Landwirtschaft etwa 15 % des Stickstoff- und 13 % des Phosphorbedarfes gedeckt werden. Insbesondere arme Bauern in Petir sind daran interessiert, menschliche Ausscheidungen in der

Landwirtschaft zu nutzen, um ihre Kosten zu reduzieren. 64 % würden Fäkalien, 15 % nur Urin und 8 % nur Fäzes in der Landwirtschaft einsetzen (Bild 30). Ähnliche Ergebnisse sind in Pucanganom zu verzeichnen. Erhebungen zeigen allerdings, dass nur 1 % bisher Erfahrungen mit der Verwendung menschlicher Ausscheidungen haben, aber 60 bis 70 % würden die Verwendung von menschlichen Ausscheidungen entweder nur als Urin, nur als Fäzes oder auch als Fäkalien akzeptieren (Nayono 2011), wobei eine Finanzierung zum Umbau der Toiletten beispielsweise als Trenntoilette von den Bauern finanziell nicht getragen werden kann. Der Einsatz menschlicher Ausscheidungen wird, wie auch schon die Art der Toilette, durch soziale Faktoren beeinflusst. So gaben die Befragten an, den Einsatz menschlicher Ausscheidungen in der Landwirtschaft zu befürworten, wenn ihre Nachbarn das ebenfalls täten. Gründe für die Ablehnung menschlicher Ausscheidungen in der Landwirtschaft sind nach Nayono (2011) unangenehme Gerüche, Produktion von ungesunden Lebensmitteln und Angst vor Krankheiten.

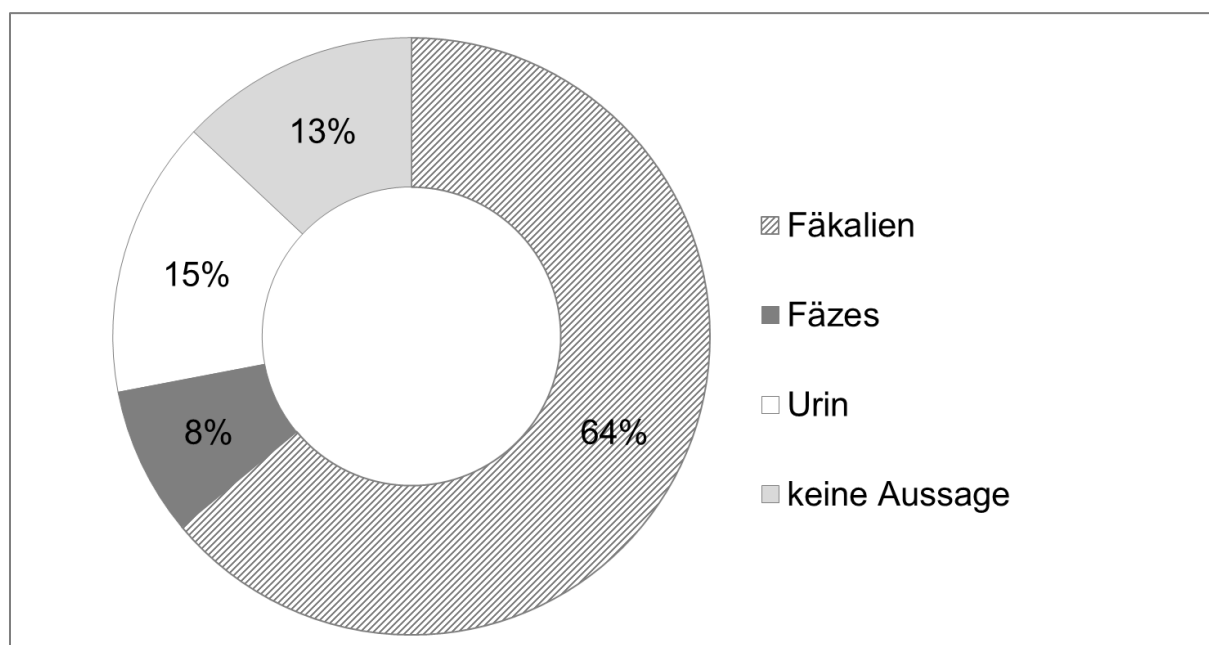


Bild 30: Akzeptanzaussagen zur Verwendung von menschlichen Ausscheidungen in der Landwirtschaft

5.1.1.5 Zusammenfassung der Rahmenbedingungen Gunung Kidul

Örtliche Rahmenbedingungen bieten eine wichtige Grundlage zur Eingrenzung und Entwicklung der Behandlungskonzepte. Daher wurde die Alternativliste anhand der Rahmenbedingungen im Untersuchungsgebiet Gunung Kidul, Indonesien erstellt. Die wichtigsten Schwerpunkte dazu sind in der nachfolgenden Tabelle 18 auf Grundlage der Ergebnisse in Kapitel 5.1 zusammengefasst.

Tabelle 18: Zusammenfassung der örtlichen Rahmenbedingung im Untersuchungsgebiet Gunung Kidul

| Rahmenbedingung | Beschreibung | Abgeleitete Kriterien |
|---------------------------|---|---|
| <i>Einkommen</i> | 90 % der Bevölkerung verfügen über ein regelmäßiges Einkommen | geringe Kosten im Bau, Betrieb und Wartung |
| | 50 % leben unter der nationalen Armutsgrenze | bedingt Eigenfinanzierung von Bau und Umbau der Behandlungssysteme |
| | 15 % des Einkommens für Wasserversorgung | hoher Anteil an Eigenleistung erforderlich |
| <i>Infrastruktur</i> | begrenzte Wasserverfügbarkeit | Systeme mit geringem Wasserverbrauch |
| | Mindestwassermenge von 50 l/(E*d) wird angestrebt | Flexibilität der Anlage durch Erhöhung des Wasserverbrauchs erforderlich |
| | Nutzung von Latrinen (Trockensystem); Wasserspültoiletten z.T. Entsorgung in Septic Tank Verbrennung des Restmülls | Stoffströme: Schwarzwasser und Fäkalien, Grauwasser, organisches Material, Restmüll incl. Plastik |
| | Schulpflicht für Kinder | Schulische Grundkenntnisse sind vorhanden Einfache verständliches System bei Bau Betrieb und Wartung |
| <i>Landwirtschaft</i> | Hoher Stellenwert und damit Haupteinkommensquelle | Wiederverwendung der Nährstoffe und des Wassers |
| | Verwendung von Rinderdung in der Landwirtschaft | Hohe Stabilisierung erforderlich |
| <i>Klima</i> | durchschnittliche Temperatur von 26 °C im gesamten Jahr | Gute biologische Umsetzungen möglich |
| | Regenzeit und Trockenzeit | Ausbringung des Düngers vor Beginn der Regenzeit |
| | hohe Niederschlagsmengen in Regenzeit | Schutz des Systems vor hohen Wassermengen Verhinderung von Ausschwemmung der Biomasse aus dem System |
| <i>Bodeneigenschaften</i> | Quellen und Schrumpfen des Bodens Terra Rossa teilweise schlechte Bearbeitung durch anstehendes Kalkgestein | Berücksichtigung der Belastungen durch das Erdreich bei Regenwetter möglichst wenig Tiefbau |

| Rahmenbedingung | Beschreibung | Abgeleitete Kriterien |
|--------------------------|---|---|
| <i>Siedlungsstruktur</i> | hohe Siedlungsdichte | wenig frei verfügbare Grundstücksfläche Semizentrale Systeme im Cluster |
| | Lage der landwirtschaftlichen Felder außerhalb des Dorfes | Volumen- und Gewichtreduzierung des Düngers zur Erleichterung des Transportes |
| | Bevölkerungswachstum 1,49 % | Möglichkeit zur Erweiterung der Anlage erforderlich |
| <i>Bevölkerung</i> | Auswanderung der Fachkräfte | Einfach in Bau, Betrieb, Wartung |
| | Telaga – soziale Begegnungsstätte – sozialer Austausch Nachbarschaften, Dorfoberhaupten haben einen hohen Einfluss auf Akzeptanz | Förderung der Akzeptanz in der Gemeinschaft |

5.1.2 Datenerhebung in Tansania und Kenia

5.1.2.1 Sozioökonomische Rahmenbedingungen

Mit Afrika wird häufig das Bild einer permanenten Krisenregion verbunden, die durch Hungersnöte, Dürrekatastrophen, Pandemien, gewaltsame Konflikte, korrupte Regierungen und fehlende Industrialisierungen geprägt ist. Ökonomisch gemessen ist Afrika das Schlusslicht der Weltgemeinschaft, da die ökonomische Entwicklung in den letzten Jahrzehnten im Vergleich zu anderen Kontinenten deutlich langsamer verläuft. Das Bevölkerungswachstum ist mit 2,5 % immer noch sehr hoch. Derzeit leben auf dem Kontinent Afrika 1.072 Mio. Einwohner. Im Jahr 2025 wird mit einem Bevölkerungsanstieg auf 1.446 Mio. gerechnet und bis 2050 soll die Bevölkerung auf 2.339 Mio. Einwohner anwachsen (DSW 2012).

Die Landwirtschaft zählt mit etwa 54 % zum primären Beschäftigungssektor. Trotz des hohen Bruttonationaleinkommens produziert die Landwirtschaft nicht genügend, um die eigene Bevölkerung zu ernähren (Bearth et al. 2007). Zudem konkurrieren, aufgrund des hohen Bevölkerungswachstums, die Menschen in Afrika immer mehr um die knappen Ressourcen wie Ackerland und Wasser. 63 % der Afrikaner leben von weniger als 2 US-Dollar pro Tag (DSW 2012). Zwischen 1980 und 2000 konnten ein Ansteigen der Anteile der Bevölkerung, die in absoluter Armut leben von 41,6 bis auf 46,4 % verzeichnet werden (Nearth et al. 2007). In Tansania beispielsweise leben nahezu 90 % der Bevölkerung unterhalb der nationalen Armutsgrenze von 1,25 US-Dollar pro Tag. Kenia verfügt als einziges ostafrikanisches Land über eine nennenswerte Industrie wie Rohölraffinerie, Stahl- und Zementindustrie (Gieler 2010).

Die Alphabetisierungsrate liegt in Kenia mit 81,5 % und in Tansania mit 78,2 % deutlich über den afrikanischen Durchschnitt mit 62,5 %¹. Trotz Schulpflicht in Kenia und Tansania brechen Grundschüler die Schule häufig ab oder die Eltern können sich den Schulbesuch der Kinder nicht leisten.

Negative Auswirkungen des Bevölkerungswachstum und der Arbeitslosigkeit sind in den Städten zu spüren. Immer mehr Menschen zieht es vom Land in die Stadt. Südlich der Sahara leben bereits 40 % der Bevölkerung in Städten. Mit einer Verstädterungsrate von vier Prozent wächst die Stadtbevölkerung in Afrika so schnell wie in keiner anderen Region (DSW 2011). Durch die hohen Verstädterungsraten werden die lokalen Behörden vor große Herausforderungen gestellt, um die Infrastruktur wie Strom- und Wasserversorgung und Abwasserentsorgung sicherzustellen.

5.1.2.2 Infrastrukturelle Rahmenbedingungen

Wasserversorgung

Im Jahr 2000 hatten in Afrika über 300 Mio.² Menschen keinen Zugang zu sauberem Trinkwasser. Wobei die Abdeckung der Wasserversorgung in Tansania von 38 % im Jahr 1990 bis auf 73 % im Jahr 2002 und in Kenia von 45 % bis auf 62 % gesteigert werden konnte (WHO und UNICEF 2012).

Dennoch ist aufgrund des großen Bevölkerungswachstums der Anschluss der Bevölkerung an eine verbesserte Wasserversorgung in den Städten scheinbar rückläufig. 1990 hatten noch 92 % der Bevölkerung in Kenia im urbanen Raum einen Anschluss zur Wasserversorgung. Im Jahr 2010 sank der Anschlussgrad aufgrund des hohen Bevölkerungswachstums auf 82 %. Im Vergleich von 1990 zum Jahr 2010 konnte eine Steigerung zum Zugang zur verbesserten Wasserversorgung im urbanen Raum in Kenia um 11,6 Mio. Einwohner erreicht werden konnte. In der nachfolgenden Tabelle 19 ist der Veränderung der Wasserversorgung in Kenia und Tansania in den Jahren 1990 und 2010 dargestellt.

Tabelle 19: Übersicht zur Entwicklung der verbesserten Wasser- und Sanitärversorgung in Kenia und Tansania (WHO und UNICEF 2012)

| Staat | Jahr | Bevölkerung (davon Urban) | Verbesserte Wasserversorgung | | | Verbesserte Sanitärversorgung | | |
|----------|------|------------------------------|---------------------------------|-------|----------|----------------------------------|-------|----------|
| | | | Urban | Rural | National | Urban | Rural | National |
| Kenia | 1990 | 23.447.000 (18 %) | 92 % | 33 % | 44 % | 18 % | 27 % | 25 % |
| | 2010 | 40.513.000 (22 %) | 82 % | 52 % | 59 % | 22 % | 32 % | 32 % |
| Tansania | 1990 | 25.479.000 (19 %) | 94 % | 46 % | 55 % | 10 % | 6 % | 7 % |
| | 2010 | 44.841.000 (26 %) | 79 % | 44 % | 53 % | 20 % | 7 % | 10 % |

¹ <http://www.afrika-auf-einen-blick.de>; <http://www.laenderdaten.de/bildung/alphabetisierung.aspx> (14.03.2013)

² <http://www.zeit.de/wissen/umwelt/2012-04/afrika-wasser-reserven> (25.04.13)

In den untersuchten Regionen wird die Wasserversorgung durch Nutzung von Schachtbrunnen, hauseigenen Leitungswasseranschlüssen, öffentlichen Wasseranschlüssen, Regenwasserspeichern und öffentlichen Wasserverkaufsstellen wie Wasserkioske oder Tanklaster, sichergestellt. 26 % der Haushalte sind an das öffentliche Leitungsnetz angeschlossen (Bild 31). Ein Drittel der befragten Haushalte sind darauf angewiesen ihre Wasserversorgung zusätzlich durch Zukauf von Wasser aus Wasserkiosken zu ergänzen. Dabei wird für 20 Liter Wasser ein Preis von 10 bis 250 TZS¹ (ca. 5 bis 12 € Cent) verlangt. Verglichen mit dem geringen Einkommen, sind das sehr hohe Kosten für eine Familie. Im Durchschnitt beträgt der tägliche Wasserverbrauch 100 bis 200 Liter für eine fünfköpfige Familie. In den untersuchten Regionen, steht für alle Haushalte Wasser in der näheren Umgebung zur Verfügung. Es sind keine langen Märsche über mehrere Stunden zur Wasserquelle nötig.

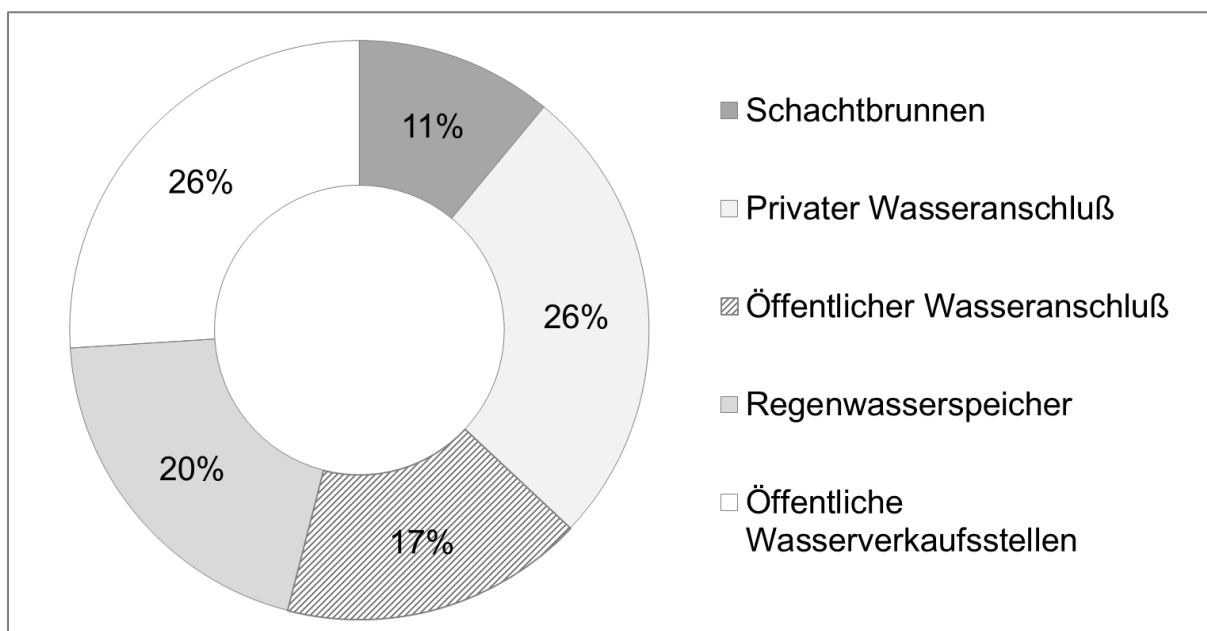


Bild 31: Wasserversorgung in den untersuchten Regionen

Sanitärversorgung, Abwasser- und Abfallentsorgung

Im Jahr 2000 hatten 500 Mio. Menschen in Afrika keinen Zugang zu adäquater Sanitärversorgung. Ein adäquates Sanitärsystem liegt nach WHO und UNICEF (2004) vor, wenn der Anschluss an ein Kanalnetz oder einer Klärgrube vorliegt. Als nicht verbesserte Systeme gelten nach WHO und UNICEF (2004) gemeinschaftlich oder öffentlich genutzte Latrinen. Nach Olbrisch (2006) gibt es Gemeinschaftssysteme, die die Kriterien eines verbesserten Sanitärsystems erfüllen. Das nachfolgende Bild 32 zeigt eine Weltkarte, in der übersichtlich die Versorgung der Weltbevölkerung mit Sanitärsystemen dargestellt ist. Die

¹ Tansania Schilling; 1 EUR \triangleq 2103,90 TZS (11.03.2013; <http://www.lexas.biz/wechselkurse/tansania.aspx>)

dunkelgraue Einfärbung zeigt deutlich, dass in Afrika der überwiegende Teil der Bevölkerung unzureichend mit adäquater Sanitärversorgung ausgestattet ist.

Dennoch werden ständig Maßnahmen zur Verbesserungen der Sanitärversorgung durchgeführt. Beispielsweise konnte auf nationaler Ebene für Tansania eine Verbesserung der Sanitärversorgung von 7 % im Jahr 1990 bis auf 10 % im Jahr 2010 erreicht werden. Damit wurde der Anschlussgrad von 1,8 Mio. im Jahr 1990 bis auf 4,5 Mio. Einwohner im Jahr 2010 erhöht (Tabelle 19). Dabei sind, aufgrund des Wassermangels, Trockentoiletten wie einfache Latrinen oder VIP Latrinen sehr verbreitet. Wasserspültoiletten mit angeschlossener Klärgrube sind vorrangig im urbanen Raum zu finden (WHO und UNICEF 2012).

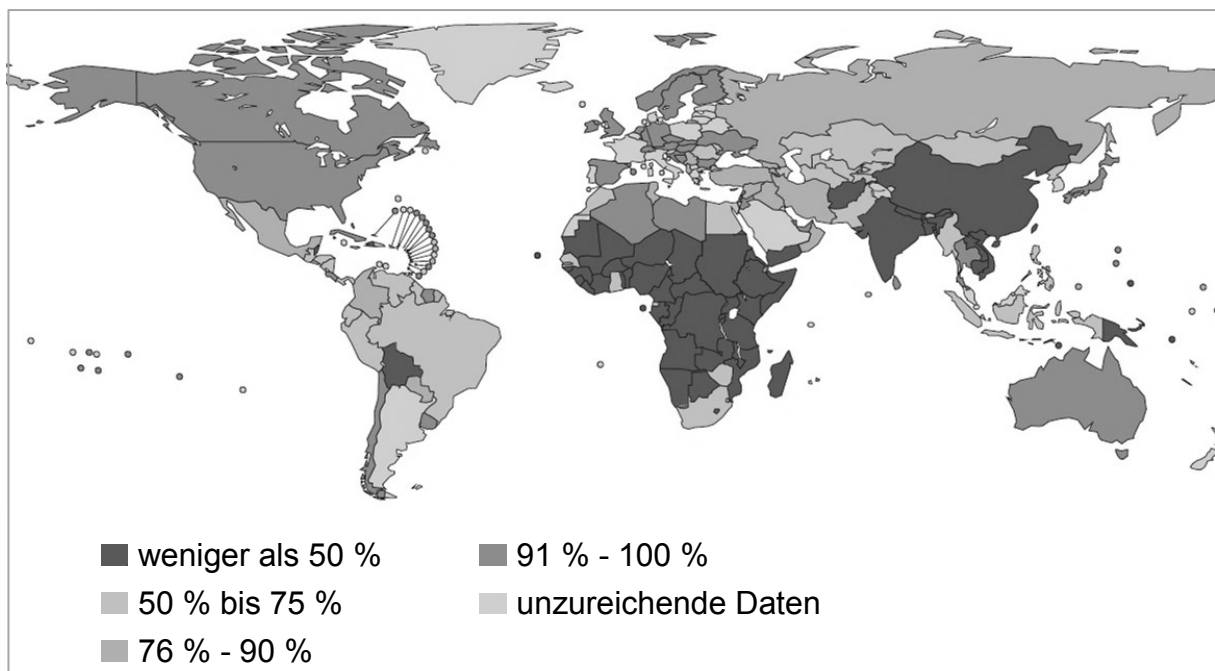


Bild 32: Anteil der Bevölkerung mit Zugang zu adäquater Sanitärversorgung im Jahr 2002 (WHO und UNICEF 2004)

Trockentoiletten - UDDT

Systeme wie Trockentoiletten (UDDT), dargestellt in Bild 33, bekannt auch als EcoSan Systeme, gelten in diesen trockenen Regionen als angepasst. Zum einen benötigen sie kein Wasser zum Betrieb, und zum anderen sind sie sehr kostengünstig im Vergleich zu Wasserspülssystemen. Zudem können die menschlichen Ausscheidungen wie Urin nach gewisser Lagerzeit und Fäzes nach der Kompostierung auf landwirtschaftlichen Flächen eingesetzt werden. Die Nutzung und der Betrieb dieser Systeme sind vergleichsweise einfach.

Fäzes und Urin werden am Anfallort – der Toilette – über das Separationssystem (Bild 34) sofort getrennt. Fäzes gelangt in die Kompostkammer (Bild 35), die sich direkt unter der Toilette befindet. Fäzes werden entweder mit Asche oder Strukturmaterialien versetzt, um so den Kompostierungsprozess zu verbessern, wodurch gleichzeitig eine unangenehme Geruchsentwicklung vermieden werden kann. Ist die erste Kompostkammer gefüllt, wird zur zweiten gewechselt. Während Kammer 2 in Benutzung ist, kann die Kompostierung in

Kammer 1 stattfinden. Ist auch Kammer 2 voll, wird nach Entleerung wieder zu Kammer 1 gewechselt. Urin wird in einen weitestgehend geschlossenen Behälter (Bild 36) geleitet. Der Kompost und der Urin, werden nach entsprechender Behandlung, in der Landwirtschaft zur Verbesserung der Bodenqualität sowie als Dünger genutzt.



Bild 33: Trockentoilette (UDDT) mit Kompostkammer



Bild 34: Separationssystem in der Trockentoilette



Bild 35: Separierter Fäzes versetzt mit Asche in der Kompostkammer



Bild 36: Separierter Urin im Behälter

In den Erhebungen waren 20 der 29 Systeme UDDT-Anlagen. Bei 55 % der UDDT-Systeme fand zwar eine Trennung von Urin und Fäkalien statt, aber Urin wurde entweder gemeinsam mit Grauwasser oder separat in den Untergrund eingeleitet, ohne eine weitere Behandlung oder Nutzung durchzuführen. Bei 45 % der UDDT-Systeme wird der Urin, wie vorgesehen, getrennt und gelagert, um ihn in der Landwirtschaft als Düngemittel zu nutzen. In dicht bebauten Siedlungen und bei Haushalten ohne eigene landwirtschaftliche Flächen fand keine Nutzung von Urin statt. Zudem war den Nutzern ohne landwirtschaftliche Flächen oder Hausgarten die Entsorgung der Fäkalien aus den Trockenkammern noch unklar. Zur Zeit der Datenerhebung waren alle Systeme noch in Benutzung, da noch keine der Kammern voll war.

Im Vergleich zu Wasserspültoiletten sind UDDT-Systeme im Betrieb deutlich günstiger. Zum einen wird kein Wasser zum Spülen benötigt und zum anderen ist weniger Volumen zu entsorgen. Dennoch wurden in Maseno anstelle der UDDT Systeme aus Kostengründen VIP Toiletten gebaut. In Arusha in einer Grundschule konnten beispielsweise nur 2 UDDT-Systeme gebaut werden, da die finanziellen Mittel nicht ausreichten, um die gesamte Schule mit neuen verbesserten Sanitärsystemen auszustatten. Die Nutzung der sanitären Einrichtungen wurde den Schülern untersagt und ist nur den Lehrern vorbehalten. Die Schüler nutzen daher weiterhin die VIP Latrinen. Die angedachte Multiplikatorwirkung findet daher nur begrenzt auf Lehrerebene statt.

Dennoch zeigt sich, dass die Vorteile von UDDT Anlagen insbesondere bei Haushalten mit angeschlossenen landwirtschaftlichen Flächen gesehen werden. Haushalte, die durch die

Projekträger eine längere Betreuung der Systeme erfahren haben, haben einen guten Umgang mit den Anlagen und insbesondere bei der Verwendung der Produkte gezeigt. Vor allem sind hier zwei Standorte in Mumias zu nennen. Zum einen wurden UDDT Anlagen in einer Schule und eine Anlage beim Direktor dieser Schule gebaut. Die Schüler sind vertraut mit der Nutzung und dem Betrieb des Systems, so dass Urin und Fäzes nach Behandlung auf den schuldeigenen landwirtschaftlichen Flächen zur Produktion von Mais genutzt werden. Ein entscheidender Punkt ist hier die Motivation des Schulleiters, welche sich auch bei der Nutzung und dem Betrieb des eigenen UDDT-Systems widerspiegelt. Beide Systeme wurden farbig angestrichen und Pflanzen gepflanzt, welche der Analreinigung dienen sollen. Der gespeicherte Urin und der Kompost werden auf landwirtschaftlichen Flächen genutzt.

Biogascenter

Für dicht besiedelte Regionen wie die informellen Siedlungen beispielsweise das Kibera Slum in Nairobi wurden zentrale Sanitäreösungen mit anaerober Stabilisierung unter Biogasproduktion für Schwarzwasser, die s. g. Biogascenter, erbaut. In Kibera besteht Mangel in allen Bereichen. Im Bereich der Infrastruktur sind dieses die Wasserversorgung, Sanitäreinrichtungen und Abwasserentsorgung, Müllentsorgung, Straßen und Fußwege, Regenwasserentwässerung oder auch fehlende Elektrizität.

Die Biogascenter bestehen aus mehreren Toiletten und Duschen, getrennt nach männlich und weiblich. Im Mittel wird die gemeinschaftliche Sanitäreanlage von 500 Einwohnern genutzt. Diese haben etwa 0,02 Euro für einen Toilettengang oder 1 Euro pro Monat je Familie für die Nutzung zu zahlen. Ziele dieser Biogascenter sind:

- die Verbesserung der hygienischen Bedingungen,
- Verbesserung der Wasser- und des Sanitärsystems,
- Reduzierung der Kosten im Wasser- und Sanitärbereich,
- Bereitstellung von Arbeitsplätzen und
- Bewusstseinsförderung im Bereich der nachhaltigen Sanitärsysteme.

Durch Einbeziehung der späteren Nutzer als Entscheidungsträger in die Planung, Bau und Betrieb konnten Kosten gering gehalten werden, der genaue Bedarf kann festgestellt werden und die Nutzer erfahren eine Sensibilisierung im Umgang mit Abfall- und Abwasser. Zudem fördern sie das Verantwortungsbewusstsein in Bezug auf das Biogascenter.



Bild 37: Biogascenter



Bild 38: Biogasdome des Biogascenter im Bau

Das Biogascenter wird als Nasssystem betrieben. Schwarzwasser gelangt in einen Dome mit einem Volumen von 18 m³, wo es unter Biogasproduktion anaerob stabilisiert wird. Biogas wird in einen konventionellen Gaskocher geleitet, um Duschwasser zu erwärmen. Grauwasser der Duschen wird unbehandelt und unkontrolliert aus dem Gebäude geleitet. Der flüssige Überstand des Faulschlammes wird ebenfalls unbehandelt nahe des Gebäudes versickert. Aufgrund der fehlenden Infrastruktur im Bereich des Straßenwesens und der weiten Entfernungen der Biogascenter zu möglichen Wegen sind Entleerungen und Abtransport des Faulschlammes, des Faulschlammwassers und des Grauwassers durch Tanklastwagen nicht möglich.

Komposttoilette ohne Urinabtrennung und Grauwasserfiltration

Auf der Chumbe-Insel, einem Naturreservat, bekannt für nachhaltige Bewirtschaftung und Schutz der naheliegenden Korallenriffe, wurden Bungalows mit Komposttoiletten ausgestattet. Fäkalien werden mit Strukturmaterialien wie trockenen Blättern aber auch mit Zusatz von Humus bedeckt. Die Kompostkammern werden in regelmäßigen Abständen von 2 Wochen entleert und nahe des Waldes gemeinsam mit Küchenabfällen einer Nachkompostierung unterzogen.

Grauwasser aus der Küche wird zunächst das Fett über einem Fettfang entzogen, zwischengespeichert und im Wechsel auf einen zweibeetigen Sandfilter geleitet. Stichproben haben gezeigt, dass 95 % des Gesamt-CSB durch den Sandfilter eliminiert werden können. Dieser besteht aus reinem Korallensand und damit zum größten Teil aus Calciumcarbonat, so dass aufgrund des pH-Wertes von 4,7 beim Passieren des Sandfilters Calciumcarbonat abgebaut wird und sich der pH-Wert im Ablauf im neutralen Bereich befindet. Grauwasser aus den Duschen wird naheliegend an den Gebäuden über eine Kiesfilter versickert.

Der reibungsfreie sichere Betrieb der Behandlungsanlagen auf Chumbe-Insel wird durch ausreichend Arbeitskräfte gewährleistet, die speziell für den Betrieb und die Wartung der Kompostanlagen und Filtersysteme angestellt wurden, um den nachhaltigen Betrieb zu gewährleisten.

Abwasser- und Abfallentsorgung

Die Abfallentsorgung in den untersuchten Haushalten ist typisch für Tansania und Kenia (ausgenommen der Abfallentsorgung von Chumbe-Insel). Eine Abfallentsorgung wie sie aus Deutschland bekannt ist, gibt es nicht. Nahezu 44 % der Haushalte entsorgen ihren gesamten Müll illegal in einer Grube oder verbrennen ihn. Bei 21 % der Haushalte wird der Abfall von einer Müllentsorgung abgeholt. 35 % können die biologischen Abfälle in der Landwirtschaft als Kompost nutzen oder verfüttern sie an ihre Tiere.

Trotz des großen Wassermangels wird auch Grauwasser kaum einer Wiederverwertung unterzogen. 80 % der befragten Haushalte versickern ihr Grauwasser gemeinsam mit Urin naheliegend am Haus oder in einer Pit-Latrine. Bei 4 % der Systeme wird Grauwasser in Klärgruben geleitet. Für 8 % dient Grauwasser als Wasser für Bewässerung und weitere 8 % behandeln das Grauwasser bevor es abgeleitet wird.

5.1.2.3 Zusammenfassung der Rahmenbedingungen für Tansania und Kenia

Als nachhaltige Sanitärversorgung gelten die 2 UDDT-Anlagen in Mumias. Sie erfüllen das Hauptziel der Sanitärversorgung - Schutz und die Förderung menschlicher Gesundheit durch Sicherstellen einer sauberen Umwelt. Zudem sind sie finanziell tragbar, sozial akzeptiert, technisch und institutionell angepasst und sie tragen zur Schonung der Umwelt und der Ressourcen bei.

Das zeigt die ordnungsgemäße Nutzung der Anlagen. Es erfolgt eine Kreislaufschließung der Nährstoffe durch Produktion von Humus aus Fäkalien und durch Nutzung von gelagertem Urin als Düngemittel bei der Pflanzenproduktion. Zudem werden Schüler in diesem Sanitärprojekt einbezogen, so dass eine Sensibilisierung im Umgang mit natürlichen Ressourcen erreicht wird.

Aufgrund dessen werden die Anlagen in Mumias als Vergleichssystem zur Prüfung anhand der Nutzwertmethode und den entwickelten Indikatoren herangezogen. Dazu sind in der nachfolgenden Tabelle 20 die Rahmenbedingungen von Mumias zusammengestellt.

Tabelle 20: Übersicht über die Rahmenbedingungen in Mumias

| Rahmen- bedingung | Beschreibung | Abgeleitete Kriterien |
|---|--|---|
| <i>Einkommen</i> | 54 % der Bevölkerung arbeiten im landwirtschaftlichen Sektor | geringe Kosten im Bau, Betrieb und Wartung |
| | 90 % leben unter der nationalen Armutsgrenze | bedingt Finanzierung von Bau und Umbau der Behandlungssystemen; hohen Anteil Eigenleistung in Form von Arbeitskraft erforderlich |
| <i>Infrastruktur</i> | begrenzte Wasserverfügbarkeit | Systeme mit geringem bis keinen Wasserverbrauch |
| | generell unzureichende Abwasserentsorgung | Stoffströme: Fäkalien, Grauwasser, organisches Material, Restmüll incl. Plastik |
| | Sanitärsystem vorrangig Trockensysteme i.d. R Latrinen | |
| | kaum Wiederverwendung von Abwasser bzw. dessen Produkten | |
| | unzureichende Müllentsorgung | |
| Schulpflicht für Kinder; Alphabetisierungsrate von 85,1 % | Schulische Grundkenntnisse vorhanden; Einfache, verständliche Systeme bei Bau, Betrieb und Wartung | |
| <i>Landwirtschaft</i> | Hoher Stellenwert und damit Haupteinkommensquelle | Potenzial zur Wiederverwendung der Nährstoffe und des Wassers vorhanden |
| | Verwendung von Rinderdung in der Landwirtschaft; | hohe Stabilisierung erforderlich |
| <i>Klima</i> | durchschnittliche Höchsttemperatur von 28 °C im gesamten Jahr | Gute biologische Umsetzungen möglich |
| | Feuchtsavanne, sommerliche Niederschläge, ca. 1.000 ¹ mm/Jahr | Ausbringung des Düngers vor Beginn der Regenzeit Schutz des Systems vor hohen Wassermengen, Verhinderung von Ausschwemmung der Biomasse aus dem System |
| <i>Siedlungsstruktur</i> | geringe Siedlungsdichte | Ausreichend Platz |
| | Lage landwirtschaftlicher Felder, direkt am Haus | Kurze Transportwege, Volumen- und Gewichtsreduktion nicht zwingend nötig |
| | Bevölkerungswachstum 2,5 % | Möglichkeit zur Erweiterung der Anlage muss gegeben werden |

¹ <http://www.wetterkontor.de> (14.03.2013)

Werden die Rahmenbedingungen von Mumias, mit denen von Pucanganom, Indonesien verglichen, ist festzustellen, dass die Abwasserbehandlungssysteme ähnliche Kriterien zu erfüllen haben. Besonders sind hier als Kriterien *Geringer Wasserverbrauch* und *Kostengünstige* Systeme im Lowtech und Lowcost Bereich zu nennen.

Weiterhin wird davon ausgegangen, dass die Gewichtung der Indikatoren bezogen auf Mumias vergleichbar mit der Gewichtung von Pucanganom sein wird, da wie bereits genannt, der Kostenfaktor eine wesentliche Rolle zur Erfüllung der Akzeptanz ist.

Es wird angenommen, dass die Schule neben dem landwirtschaftlichen Betrieb, den sie bisher durchführt haben, eine kleine Viehwirtschaft betrieben wird. So kann die gesamte Alternativliste aus Kapitel 5.2 auf die untersuchte Region in Mumias angewendet werden und die Systematik bleibt insgesamt vergleichbar.

5.2 Entwicklung der Alternativliste anhand der Rahmenbedingungen im Untersuchungsgebiet Gunung Kidul

In Kapitel 3.1.2 wurde eine Übersicht der Stoffströme aus dem Haushalt sowie deren Behandlungsmöglichkeiten auf Basis von Lowtech- und Lowcost-Systemen vorgestellt. Bild 11 zeigt die Übersicht über die genannten Verfahren. In den zu entwickelnden Lösungsvorschlägen werden die nachfolgenden Stoffströme betrachtet:

- Urin,
- Gelbwasser,
- Fäzes,
- Fäkalien
- Braunwasser,
- Schwarzwasser,
- Grauwasser,
- organische Materialien

Für die Behandlung bzw. Entsorgung der restlichen Abfall- und Wertstoffe wie Plastik sind gesonderte Konzepte und Verfahren notwendig und werden daher an dieser Stelle nicht berücksichtigt. Regenwasser bzw. Oberflächenabfluss sowie Aufbereitung von Trinkwasser ist ebenfalls unabhängig von den genannten Stoffströmen zu sehen, da auch sie gesonderte Behandlungsverfahren benötigen.

Ein wichtiger Stoffstrom für die Abwasserreinigungskonzeptionen ist das *Organische Material*, welches sich aus organischen Materialien aus Haushalt, Hausgarten, Landwirtschaft, dem so genannten Biomüll, und vor allem aus tierischen Ausscheidungen zusammensetzt. Im Vordergrund steht hier der Rinderdung, der deshalb stellvertretend für tierische Ausscheidungen genannt wird.

Die empfohlenen Alternativen sind das Ergebnis aus der Analyse der örtlichen Rahmenbedingung, der vorhandenen Stoffströme sowie bekannten Abwasserableitungs- und –behandlungssystemen im Lowtech- und Lowcost-Bereich, wobei die Kreislaufschließung des Wassers und der Nährstoffe zu beachten ist. Die Alternativen unterscheiden sich in erster Linie nach Stoffströmen. Im Weiteren stehen die Behandlungsverfahren im Vordergrund, wonach sich das System in das Einzugsgebiet wie zentral, semizentral und dezentral

unterscheiden lässt. Teilweise werden in den Alternativen gleiche Behandlungsmodulare verwendet. Der Biogasreaktor findet beispielsweise in mehreren Alternativen Anwendung. Diese sind grundsätzlich gleich in Bau, Betrieb und Wartung, unterscheiden sich lediglich in der Ausbaugröße und teilweise in den zu behandelnden Stoffströmen.

Tabelle 21: Übersicht zur Entwicklung der Alternativen und deren Bezeichnung

| Alternative | Synonym | Behandelte Stoffströme |
|--------------------|---------------------|---|
| <i>1 bis 4</i> | Schwarzwassersystem | Schwarzwasser, Grauwasser, organisches Material |
| <i>5 bis 7</i> | Braunwassersystem | Braunwasser, Urin bzw. Gelbwasser, Grauwasser, organisches Material |
| 8 | Trockensystem | Urin, Fäzes, Grauwasser, organisches Material Wasser aus Analreinigung |

5.2.1 Schwarzwassersystem – Alternativen 1 bis 4

Für die Schwarzwasserbehandlung sind in Bild 39 verschiedene Verfahrenskombinationen zusammengefasst. Daraus lassen sich vier sinnvolle Konzeptionen ableiten, diese sind unter Alternative 1 bis Alternative 4 genauer beschrieben. Verfahrenskombinationen mit gestrichelten Verbindungen werden in die Konzeptionen nicht aufgenommen. Grauwasser beispielsweise kann zwar grundsätzlich in die Klärgrube geleitet werden, zieht aber eine Vergrößerung der Klärgrube bei gleichbleibender Aufenthaltszeit mit sich. Zudem erfolgt eine Trennung der festen von der flüssigen Phase, bei der die flüssige Phase im Sandfilter behandelt wird, so dass ein direktes Zuleiten von Grauwasser zum Sandfilter bzw. zum Vorlagebehälter günstiger ist. Ähnliche Wirkung hat das Einleiten von Faulschlamm in den Biogasreaktor. Mit Einleitung von Faulschlamm in den Biogasreaktor wird ein größeres Reaktorvolumen erforderlich. Der Biogasertrag verringert sich bei gleichbleibender Aufenthaltszeit, da Kohlenstoffverbindungen aufgrund von Durchschnittstemperaturen bereits in der Klärgrube abgebaut werden. Aus diesem Grund findet auch diese Verfahrenskombination in den Konzeptionen keine Anwendung. Zudem ist eine Co-Kompostierung von Schwarzwasser und auch Braunwasser (siehe Kapitel 5.2.2) unter den gegebenen Bedingungen nicht sinnvoll, da eine Entwässerungseinheit für Braunwasser zusätzliche Kosten in Bau, Betrieb und Wartung bedeuten bzw. durch Phasentrennung über Sedimentation in der festen Phase der Wasseranteil zu hoch für eine Kompostierung ist.

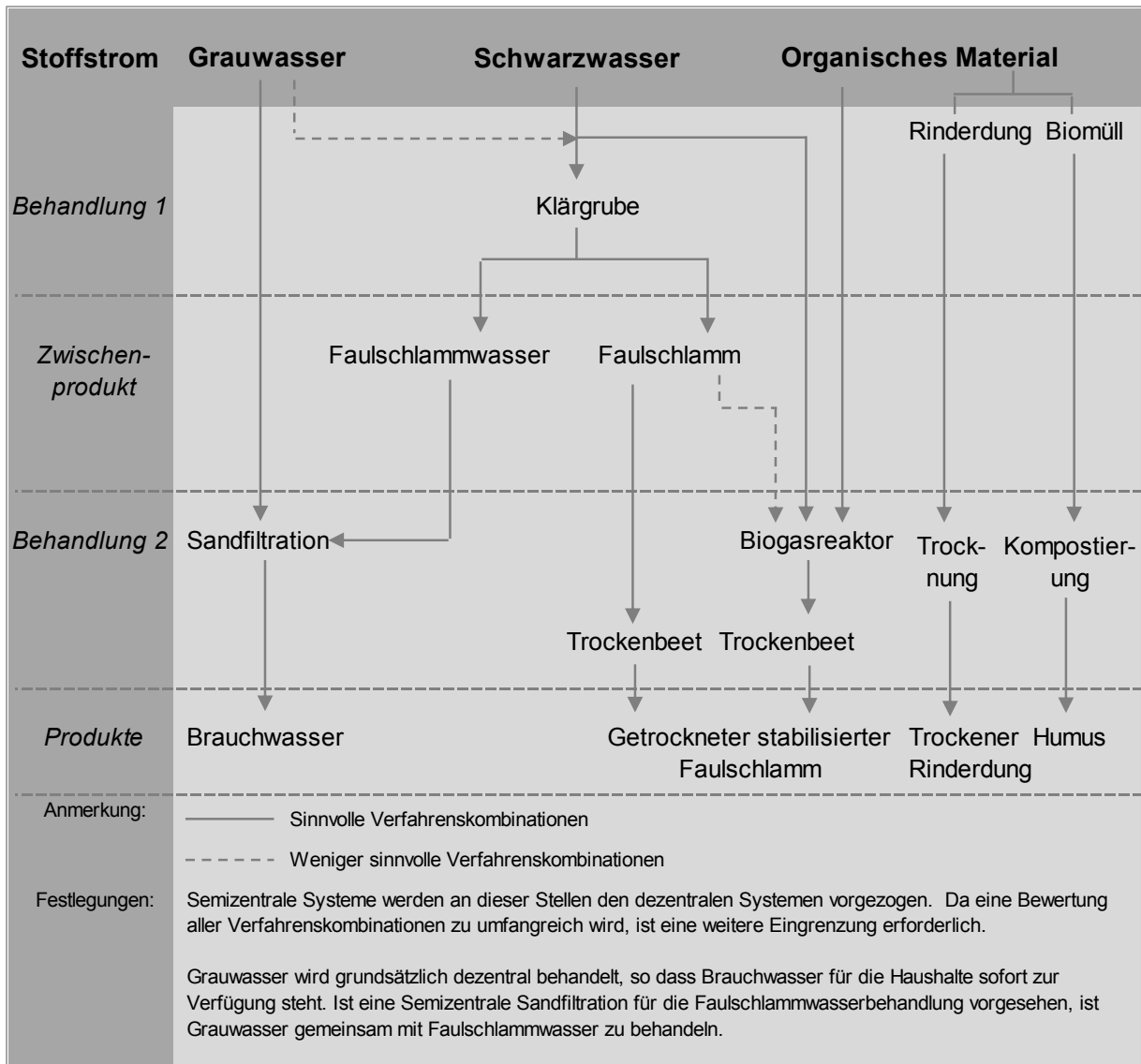


Bild 39: Verfahrenskombination zur Erstellung der Schwarzwasserkonzeptionen

Alternative 1: DEWATS – zentral

Die Alternative 1 (Tabelle 22 und Bild 40) sieht eine gemeinsame Schwarzwasser- und Grauwasserbehandlung in einem zentralen System vor. Als Verfahren wird das DEWATS-System (siehe Kapitel 3.1.3.2) gewählt, mit den Modulen 2-Kammer Absetzbecken, Anaerobic Baffled Reactor und Anaerobfilter sowie einem Kiesfilter. Ein weiteres Modul ist der Biogasreaktor (siehe Kapitel 3.1.3.3), bei dem organisches Material als Co-Vergärung anaerob unter Produktion von Biogas stabilisiert wird. Der Faulschlamm des Biogasreaktors wird einem Schlammbett zugeführt, wo dieser bis zur Verwertung auf den landwirtschaftlichen Flächen trocknen kann. Im Gegensatz zur Schwarzwasserbehandlung ist vorgesehen, dass die Behandlung der organischen Materialien als dezentrales System ausgeführt wird.

Tabelle 22: Übersicht Alternative 1

| Stoffstrom | Behandlungsmodul | Produkt | Struktur |
|---|-------------------------|------------------------------------|-----------------|
| <i>Grauwasser</i> <i>Schwarzwasser</i> | DEWATS | Faulschlamm Faulschlammwasser | Zentral |
| <i>Organisches Material</i> | Biogasreaktor | Biogas, Faulschlamm, getrocknet | Dezentral |

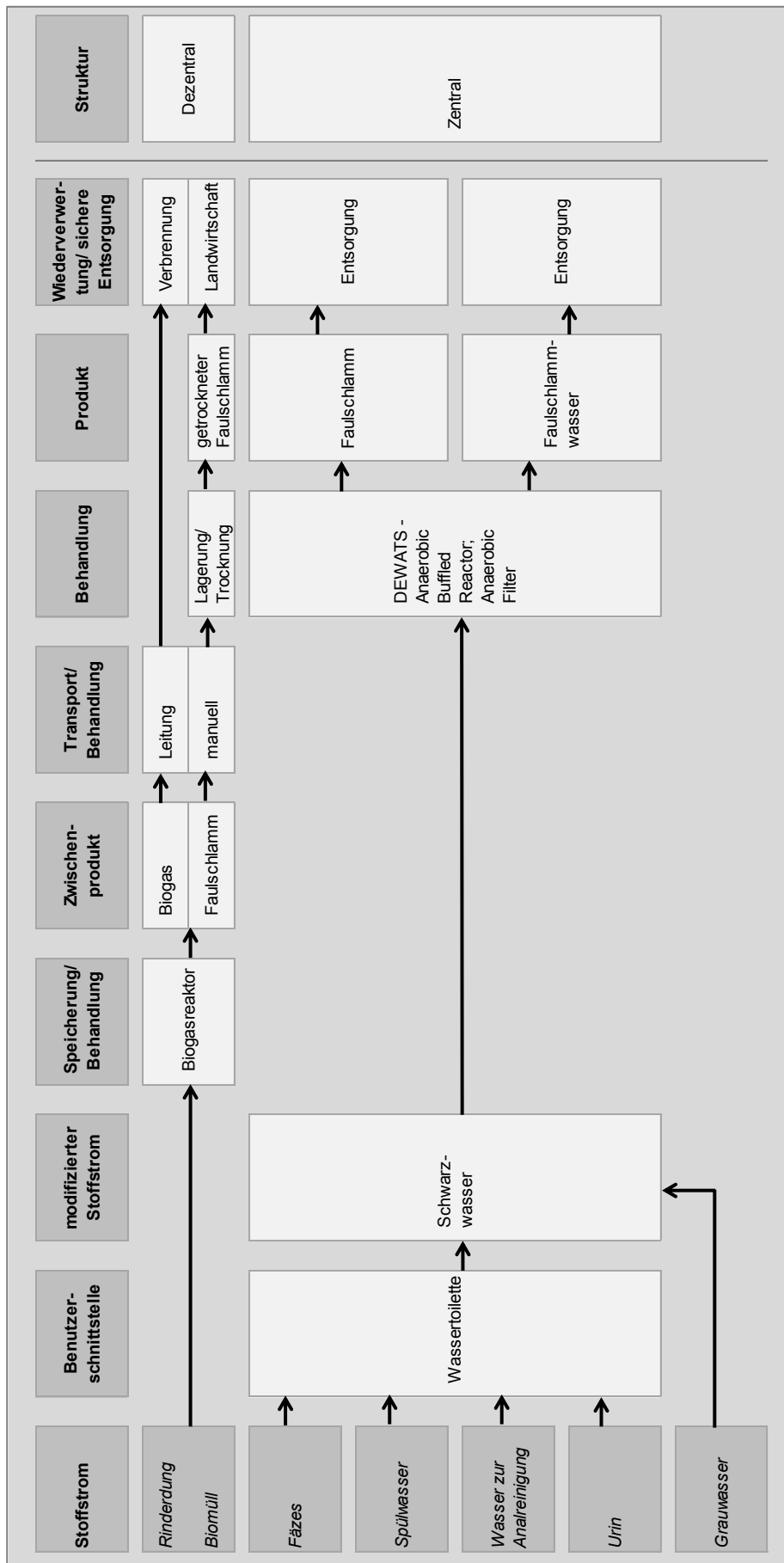


Bild 40: Verfahrensschema Alternative 1

Alternative 2:

Die Alternative 2 (Tabelle 23 und Bild 41) sieht eine semizentrale anaerobe Stabilisierung von Schwarzwasser, gemeinsam mit den organischen Materialien, in einem Biogasreaktor vor, so dass hier als Produkte Biogas und Faulschlamm entstehen. Grauwasser wird getrennt behandelt, da es im Vergleich zum Schwarzwasser und in Bezug auf den Volumenstrom einen geringeren Feststoffanteil und damit einen geringeren Verschmutzungsgrad aufweist. Es wird am Haus dezentral aerob in einem Sandfilter behandelt.

Tabelle 23: Übersicht Alternative 2

| Stoffstrom | Behandlungsmodul | Produkt | Struktur |
|---|-------------------------|-----------------------------------|-----------------|
| <i>Schwarzwasser</i> <i>Organisches Material</i> | Biogasreaktor | Faulschlamm, getrocknet Biogas | Semizentral |
| <i>Grauwasser</i> | Sandfiltration | Brauchwasser | Dezentral |

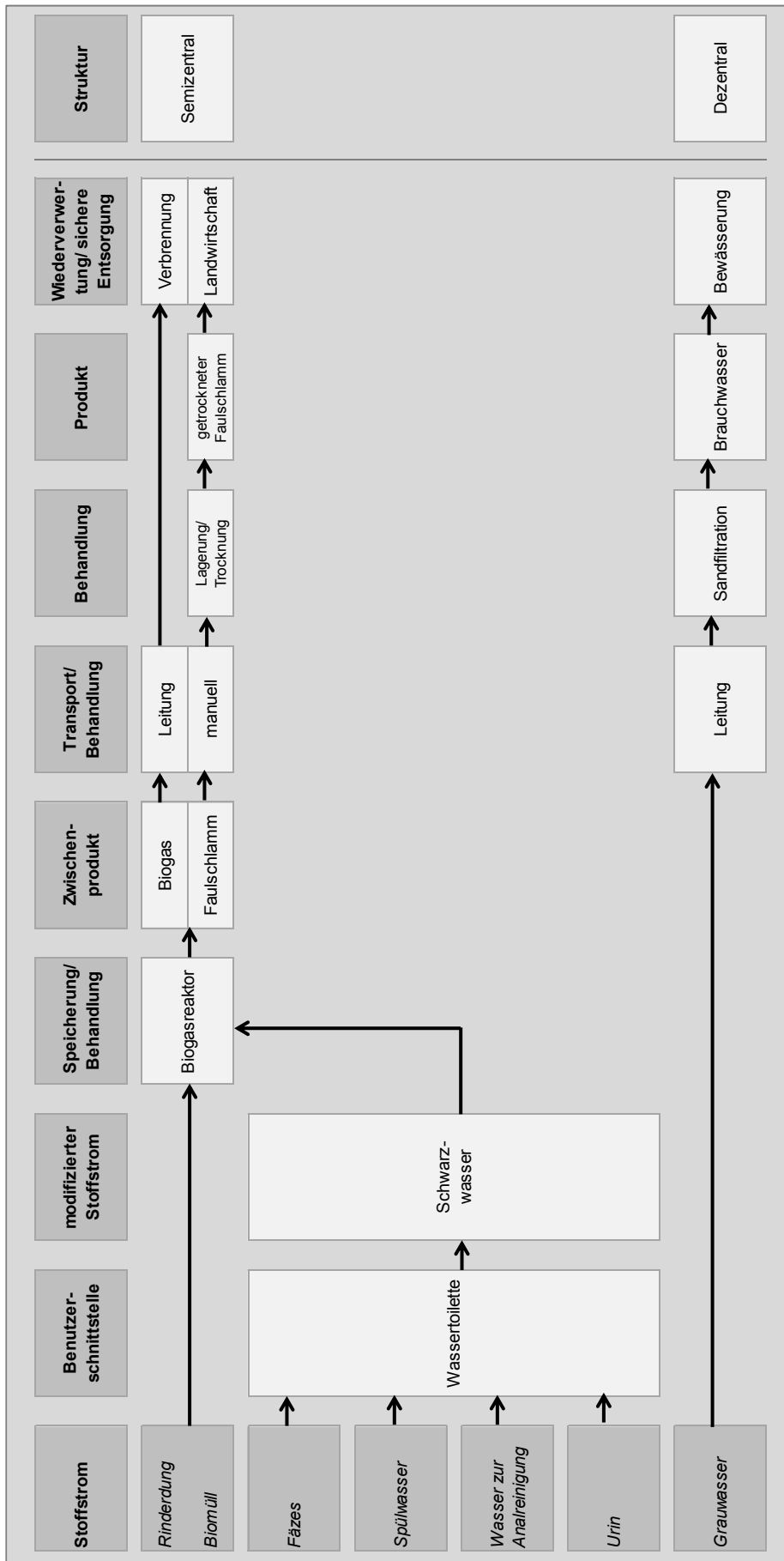


Bild 41: Verfahrensschema Alternative 2

Alternative 3:

Alternative 3 (Tabelle 24 und Bild 42) stellt die klassische indonesische Behandlung des Schwarzwasserstroms dar. Schwarzwasser wird separat von Grauwasser in eine semizentrale Klärgrube geleitet. Dort finden eine anaerobe Stabilisierung sowie eine Separation der feststoffreichen und feststoffarmen Phase statt. Die feststoffreiche Phase wird nach anaerober Stabilisierung auf ein Trockenbeet gebracht. Die feststoffarme Phase wird gemeinsam mit Grauwasser in einem semizentralen aeroben Sandfilter behandelt. Organische Materialien werden in einem semizentralen Biogasreaktor unter Produktion von Biogas anaerob stabilisiert.

Tabelle 24: Übersicht Alternative 3

| Stoffstrom | Behandlungsmodul | Produkt | Struktur |
|--|-------------------------|---|-----------------|
| <i>Schwarzwasser</i> | Klärgrube | Faulschlamm, getrocknet Faulschlammwasser | Semizentral |
| <i>Grauwasser/ Faulschlammwasser aus Schwarzwasserbehandlung</i> | Sandfiltration | Brauchwasser | Semizentral |
| <i>Organisches Material</i> | Biogasreaktor | Biogas Faulschlamm, getrocknet | Semizentral |

Anmerkung: Um Grauwasser gemeinsam mit Faulschlammwasser behandeln zu können, muss die Grauwasserbehandlung ebenso semizentral sein.

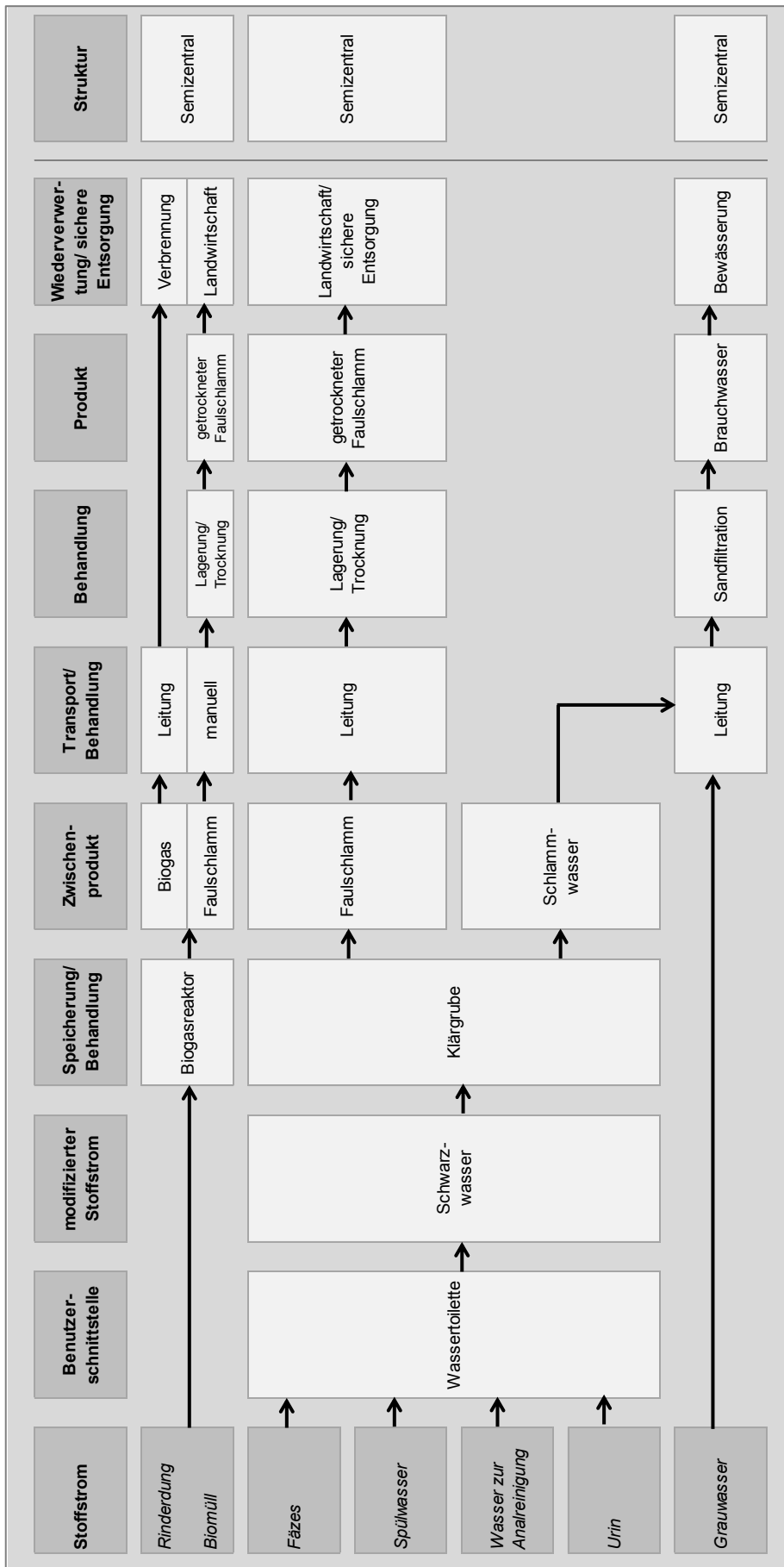


Bild 42: Verfahrensschema Alternative 3

Alternative 4:

Die Alternative 4 (Tabelle 25 und Bild 43) ist vergleichbar mit Alternative 3. Sie unterscheiden sich in der Behandlung der organischen Materialien. Biomüll wird am Haus dezentral kompostiert. Rinderdung wird nach Trocknung vor der Aussaat direkt auf das Feld gebracht.

Tabelle 25: Übersicht Alternative 4

| Stoffstrom | Behandlungsmodul | Produkt | Struktur |
|--|----------------------------|--|-----------------|
| <i>Schwarzwasser</i> | Klärgrube | Faulschlamm, getrocknet Faulschlammwasser | Semizentral |
| <i>Grauwasser/ Faulschlammwasser aus Schwarzwasserbehandlung</i> | Sandfiltration | Brauchwasser | Semizentral |
| <i>Biomüll Rinderdung</i> | Kompostierung Trocknung | Humus Rinderdung, getrocknet | Dezentral |

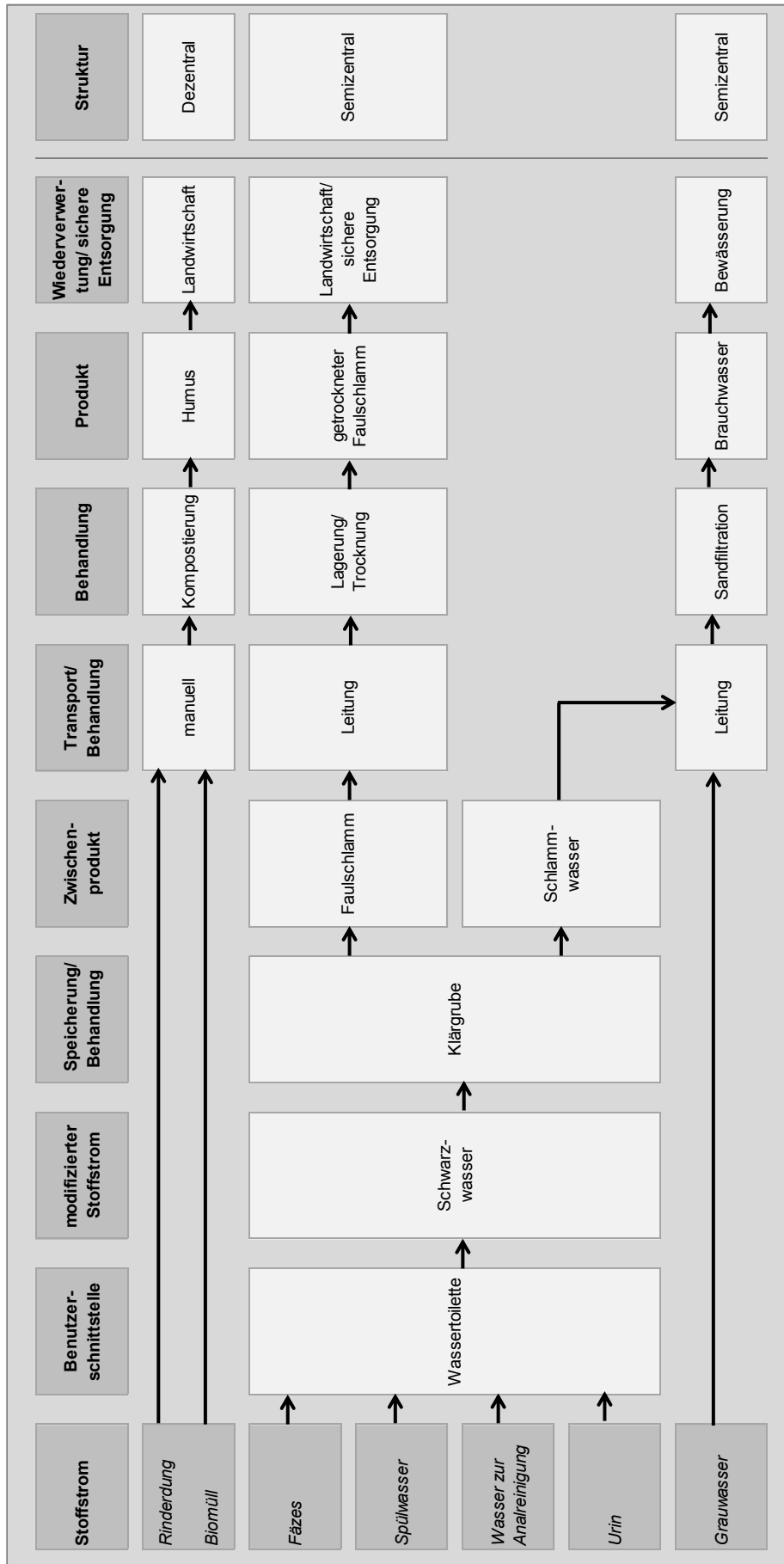


Bild 43: Verfahrensschema Alternative 4

5.2.2 Braunwassersystem – Alternativen 5 bis 7

Die nachfolgende Braunwasserkonzeption (Bild 44) ähnelt grundsätzlich der Schwarzwasserkonzeption. Hier ist der bedeutende Unterschied in der getrennten Ableitung und Behandlung des Urins zu sehen. Gelbwasser findet keine Berücksichtigung, da zur Behandlung des Urins in allen Alternativen mit getrennter Ableitung von Urin nur der Lagerungsprozess als Behandlung vorgesehen ist. Da eine gute Hygienisierung von Urin nur erreicht werden kann, wenn Urin nicht mit Wasser verdünnt wird.

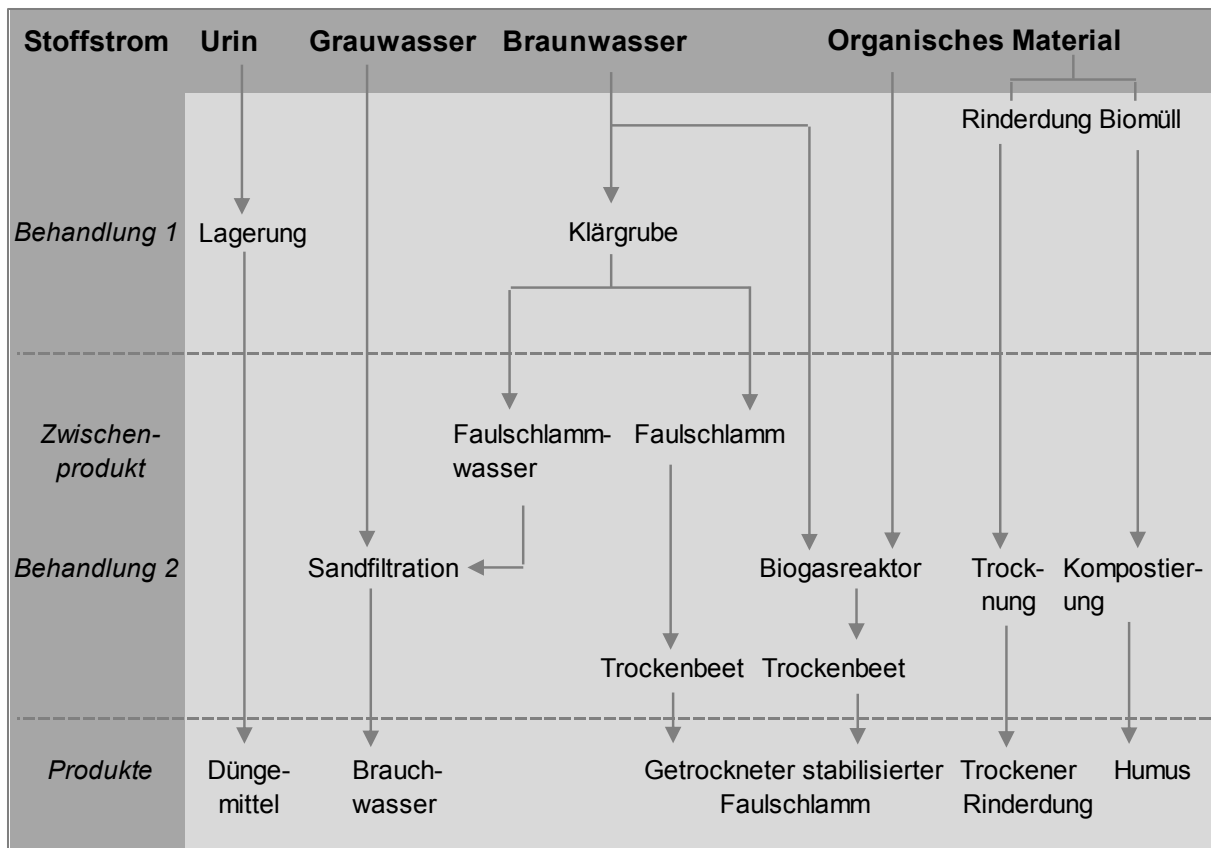


Bild 44: Verfahrenskombination zur Braunwasserkonzeption

Alternative 5:

Alternative 5 ist vergleichbar mit Alternative 2 (Tabelle 26 und Bild 45). Der Unterschied besteht darin, dass Urin dezentral separiert, abgeleitet und behandelt wird. Braunwasser wird semizentral im Biogasreaktor gemeinsam mit organischen Materialien anaerob stabilisiert. Grauwasser wird dezentral einer aeroben Sandfiltration zugeführt.

Tabelle 26: Übersicht Alternative 5

| Stoffstrom | Behandlungsmodul | Produkt | Struktur |
|-------------------------------------|------------------|-----------------------------------|-------------|
| Urin | Lagerung | Düngemittel | Dezentral |
| Braunwasser Organisches Material | Biogasreaktor | Faulschlamm, getrocknet Biogas | Semizentral |
| Grauwasser | Sandfiltration | Brauchwasser | Dezentral |

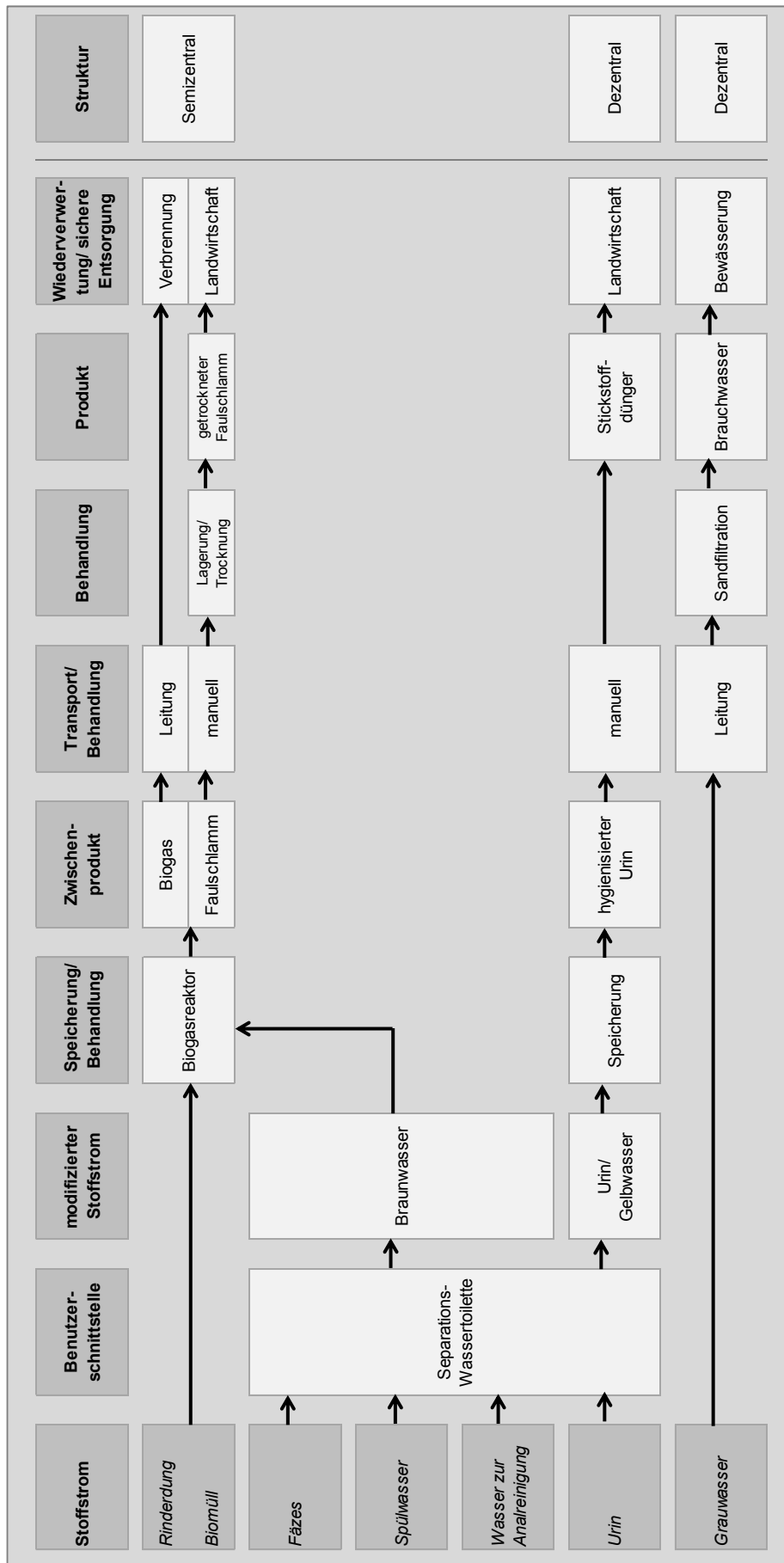


Bild 45: Verfahrensschema Alternative 5

Alternative 6

Alternative 6 gleicht Alternative 3 (Tabelle 27 und Bild 46). Auch hier unterscheidet sich die Konzeption in der getrennten dezentralen Ableitung und Behandlung von Urin. Braunwasser, Grauwasser und organisches Material werden semizentral behandelt, wobei Braunwasser in eine Klärgrube, Grauwasser in eine Sandfiltration und organisches Material in einen Biogasreaktor geleitet werden.

Tabelle 27: Übersicht Alternative 6

| Stoffstrom | Behandlungsmodul | Produkt | Struktur |
|--|-------------------------|---|-----------------|
| <i>Urin</i> | Lagerung | Düngemittel | Dezentral |
| <i>Braunwasser</i> | Klärgrube | Faulschlamm, getrocknet Faulschlammwasser | Semizentral |
| <i>Grauwasser/ Faulschlammwasser aus Schwarzwasserbehandlung</i> | Sandfiltration | Brauchwasser | Semizentral |
| <i>Organisches Material</i> | Biogasreaktor | Biogas Faulschlamm, getrocknet | Semizentral |

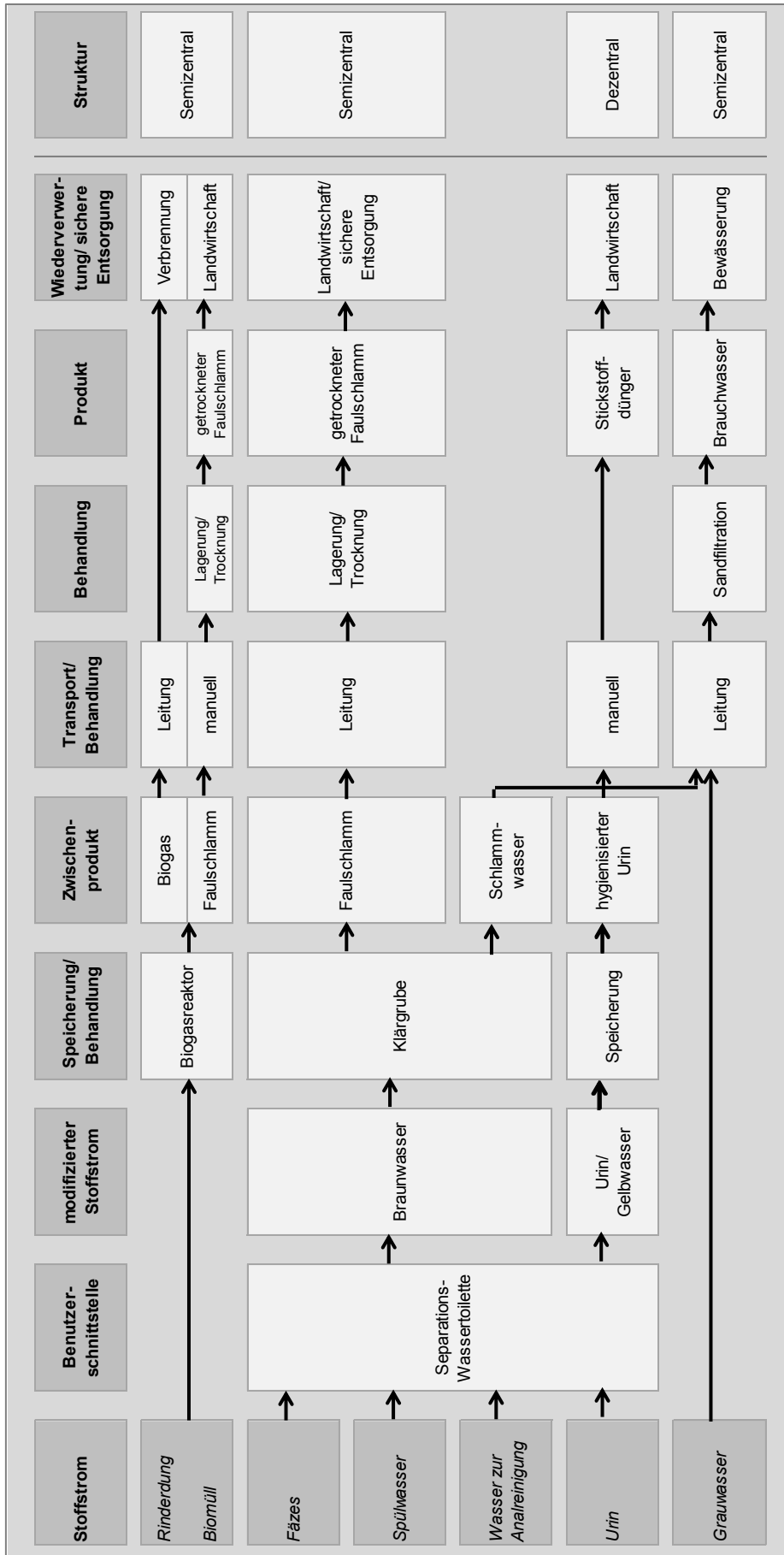


Bild 46: Verfahrensschema Alternative 6

Alternative 7:

Alternative 7 (Tabelle 28 und Bild 47) ähnelt Alternative 4. Auch hier mit dem Unterschied, dass Urin von Braunwasser dezentral separiert, abgeleitet und behandelt wird. Braunwasser wird semizentral in einer Klärgrube und Grauwasser ebenfalls semizentral mittels Sandfiltration behandelt. Biomüll wird dezentral kompostiert und Rinderdung wird dezentral getrocknet.

Tabelle 28: Übersicht Alternative 7

| Stoffstrom | Behandlungsmodul | Produkt | Struktur |
|--|----------------------------|---|-----------------|
| <i>Urin</i> | Lagerung | Düngemittel | Dezentral |
| <i>Braunwasser</i> | Klärgrube | Faulschlamm, getrocknet Faulschlammwasser | Semizentral |
| <i>Grauwasser/ Faulschlammwasser aus Schwarzwasserbehandlung</i> | Sandfiltration | Brauchwasser | Semizentral |
| <i>Biomüll Rinderdung</i> | Kompostierung Trocknung | Humus Rinderdung, getrocknet | Dezentral |

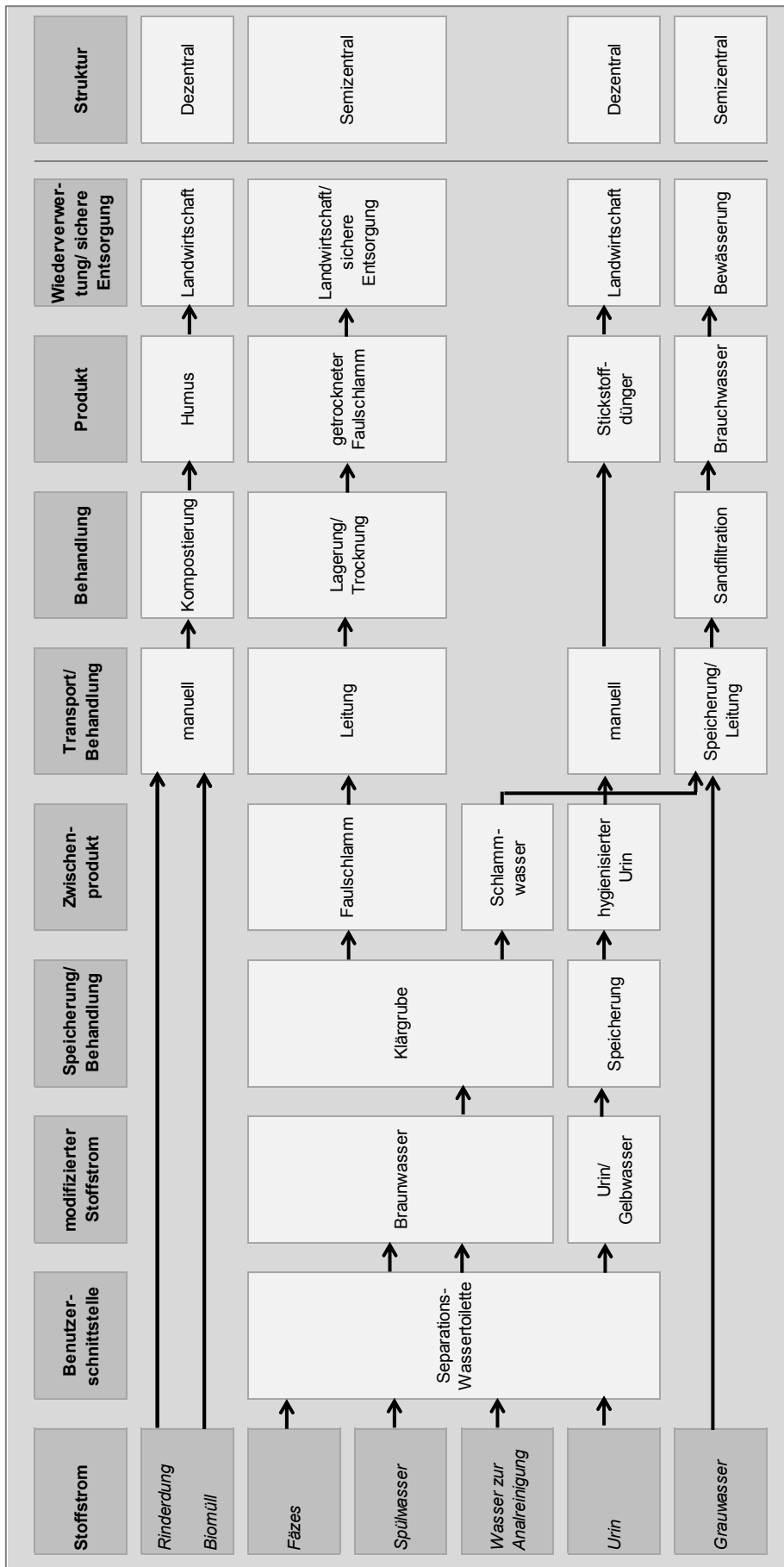


Bild 47: Verfahrensschema Alternative 7

5.2.3 Trockensystem – Alternative 8

Für die Trockensystem-Konzeption (Bild 48) wird nachfolgend nur eine Möglichkeit der Stoffstrombehandlung vorgestellt. Diese ist in Tabelle 29 und Bild 49 dargestellt. Die Alternative 8 ist insgesamt ein dezentrales System. Es wird ohne Verwendung von Spülwasser betrieben und wird daher als Trockensystem bezeichnet.

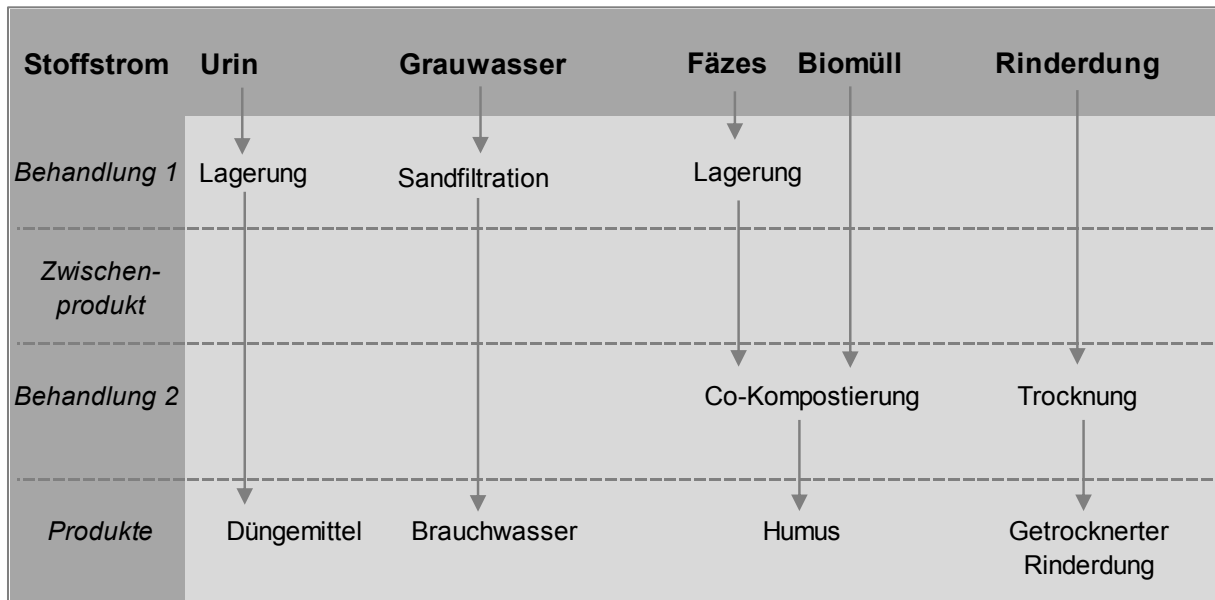


Bild 48: Übersicht zum Trockensystem

Urin und Fäzes werden separiert und getrennt abgeleitet und behandelt. Wobei Urin, wie in den Alternativen zuvor, bis zur Stabilisierung und zur Düngezeit gelagert wird. Fäzes und Biomüll werden bei einer Co-Kompostierung aerob stabilisiert. Wasser zur Analreinigung wird nicht mit Urin oder Fäzes abgeleitet, es wird separiert und der Grauwasserbehandlung zugeleitet, und gemeinsam mit Grauwasser mittels Sandfiltration behandelt. Rinderdung wird entsprechend der konventionellen indonesischen Weise getrocknet und zur Düngezeit auf die Ackerflächen gebracht.

Tabelle 29: Übersicht Alternative 8

| Stoffstrom | Behandlungsmodul | Produkt | Struktur |
|-------------------------|--------------------------------|------------------------|-----------|
| Urin | Lagerung | Düngemittel | Dezentral |
| Fäzes | Lagerung/ Nachkompostierung | Humus | |
| Grauwasser | Sandfiltration | Brauchwasser | Dezentral |
| Biomüll/gelagerte Fäzes | Kompostierung | Humus | Dezentral |
| Rinderdung | Trocknung | Rinderdung, getrocknet | |

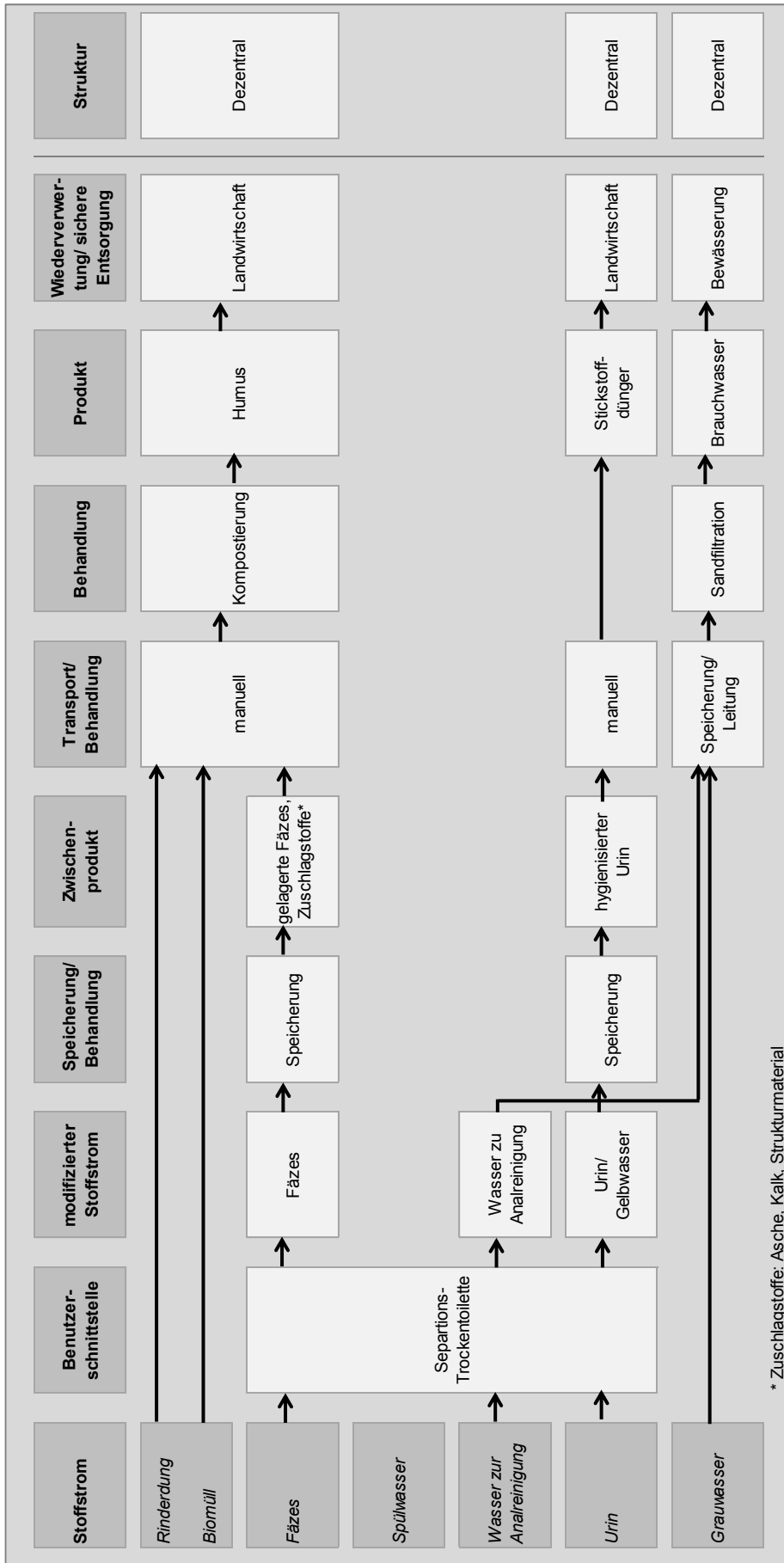


Bild 49: Verfahrensschema Alternative 8

5.3 Entwicklung der Zielkriterien und Indikatoren anhand der Rahmenbedingungen der Region Gunung Kidul

5.3.1 Ableitung der Zielkriterien und Indikatoren unter Beachtung der Nachhaltigkeitskriterien

Basierend auf den fünf Nachhaltigkeitskriterien für eine nachhaltige Sanitärversorgung und den Rahmenbedingungen vor Ort werden zunächst die Zielkriterien, die das Behandlungssystem zu erfüllen hat, aufgestellt. Aus den Zielkriterien werden die wichtigsten Indikatoren abgeleitet. Es wurde berücksichtigt, dass die Zielkriterien teilweise durch mehrere Nachhaltigkeitskriterien beschrieben werden können. Beispielsweise wird das Zielkriterium *Geringer Energieverbrauch* durch die Nachhaltigkeitskriterien *Umwelt und natürliche Ressource* sowie *Finanzielle und ökonomische Kriterien* gleichermaßen erfasst. Eine Übersicht über die Nachhaltigkeitskriterien, Zielkriterien und Indikatoren ist in Tabelle 30 dargestellt. Zielkriterien, die aus den Nachhaltigkeitskriterien abgeleitet wurden, werden mit '++' angezeigt. Das Zeichen '+' verdeutlicht weitere Zuordnungen der Zielkriterien zu den Nachhaltigkeitskriterien, welche aber eher indirekt mit der Erfüllung der Nachhaltigkeitskriterien in Zusammenhang stehen. Sie haben daher bei der Indikatorentwicklung indirekten Zugang, für deren Erfüllung wurde bereits ein Indikator formuliert. Nach Meyer (2004) ist darauf zu achten, dass insbesondere bei der Entwicklung der Indikatoren eine Dopplung der Indikatoren bzw. eine Erfüllung der Zielkriterien durch mehrere Indikatoren zu vermeiden ist.

Nachhaltigkeitskriterium: Gesundheit und Hygiene

Aus dem Nachhaltigkeitskriterium *Gesundheit und Hygiene* wird das Zielkriterium *Vermeidung Kontakt mit Krankheitserregern und Risikostoffen* abgeleitet, woraus sich im Weiteren das Zielkriterium *Hohe Reinigungsleistung* ableiten lässt. Mit dem Zielkriterium *Geringe akustische, visuelle und olfaktorische Beeinträchtigung* soll erreicht werden, dass das System insbesondere unangenehme Gerüche sowie visuelle und akustisch nicht auffallen soll. Geruchsentwicklung steht in engem Zusammenhang mit der *Reinigungsleistung*. Bei sicherem Betrieb und damit guter Reinigungsleistung treten keine Gerüche auf. Daher werden aus den drei Zielkriterien die Indikatoren **Reinigungsleistung** und **Wahrnehmung** abgeleitet.

Nachhaltigkeitskriterium: Umwelt und natürliche Ressourcen

Zur Schonung der Umwelt und aufgrund der vorherrschenden Rahmenbedingung, wie z.B. geringes Einkommen, ist die Anforderung und damit ein Zielkriterium an die Technologie, dass sie möglichst ohne Energie zu betreiben ist. Gleiches gilt für die Nutzung lokaler Ressourcen. Ziel ist, dass kein zusätzlicher Wasserverbrauch zum Betrieb benötigt und der Wasser- und Nährstoffkreislauf geschlossen wird. Indirekt beschreibt das Zielkriterium *Kreislaufschließung* das Nachhaltigkeitskriterium *Gesundheit und Hygiene*. Der Wasser- und auch Nährstoffkreislauf kann nur geschlossen werden, wenn eine entsprechende Reinigungsleistung vorliegt. Zudem impliziert eine hohe Reinigungsleistung eine gefahrlosere

Wiederverwendung oder sichere Entsorgung der Produkte und damit den Schutz des Menschen vor Krankheitserregern. Ähnlicher Zusammenhang gilt für das Zielkriterium *Mehrwert für die Landwirtschaft*. Dieses Zielkriterium kann nur erfüllt werden, wenn eine entsprechende Reinigungsleistung vorliegt, und kann auch nur dann das Nachhaltigkeitskriterium *Finanzielle und ökonomische Kriterien* erfüllen.

Für einen sicheren und nachhaltigen Betrieb ist eine weitere Anforderung an die Technologie, dass sie unabhängig hinsichtlich natürlicher Standortfaktoren wie Temperatur, Bodenbeschaffenheit und Gefälle ist. Im Gegensatz dazu sind diese natürlichen Gegebenheiten zu nutzen, um beispielsweise Ressourcen wie Energie zu schonen, indem vorhandenes Gefälle zum Betrieb genutzt wird. Aus dem Nachhaltigkeitskriterium *Umwelt und natürliche Ressourcen* werden daher die Indikatoren **Energieverbrauch**, **Standortfaktoren** und **Ressourcen** abgeleitet. Der Indikator *Standortfaktoren* beschreibt gleichermaßen das Zielkriterium *Unabhängigkeit des Systems* hinsichtlich natürlicher Standortfaktoren bei gleichzeitiger Nutzung natürlicher Standortfaktoren, wenn sie von Vorteil für das System sind.

Nachhaltigkeitskriterium: Technologie und Betrieb

Das Nachhaltigkeitskriterium *Technologie und Betrieb* beschreibt Zielkriterien, die sich vor dem Hintergrund der gegebenen Randbedingungen einen sicheren Betrieb stellen. Dazu gehören das Zielkriterium *Flexibilität gegenüber Veränderungen* wie Wasserverbrauch und –bedarf, Überschwemmung sowie sozioökonomischen und demographischen Wandel. Damit wird umschrieben, dass sich die Anforderungen an das System verändern können und das System bis zu einem gewissen Grad robust dagegen ist. Zum einen generell durch Veränderung der Abwassermengen, die beispielsweise mit Zunahme des Wasserverbrauchs steigen können. In Gunung Kidul ist das Wasserangebot gleich dem Wasserverbrauch. Steigt das Wasserangebot über den Wasserbedarf, ist davon auszugehen, dass sich ein entsprechender Wohlstand entwickelt. Es kann davon ausgegangen werden, dass bei einer größeren Wasserverfügbarkeit größere Wassermengen in der Toilette und zur Körperreinigung verwendet oder Hausgärten eher mit Leitungswasser als mit Brauchwasser bewässert werden. Vor dem Hintergrund der jetzigen Situation und dem jetzigen Abwasseranfall sind *Kurze Leitungswege, Kurze Transportwege, Einfache Bauweise und Kurze Bauzeit, Einfache bis keine technischen Geräte, Geringer Wartungsaufwand, Einfacher Betrieb* und *Geringer Platzbedarf* Zielkriterien, die, neben der technologischen Anforderung an das System, die Nachhaltigkeitskriterien *Finanzielle und ökonomische Kriterien* sowie *Soziokulturelle und institutionelle Kriterien* beschreiben. Zudem stehen sie im Zusammenhang mit der Erfüllung der Zielkriterien *Geringe Kosten und Bildungsniveau*. Sind Systeme teuer, werden sie nicht gebaut, fehlt die entsprechende Bildung können sie nicht betrieben und gewartet werden. Zusammengefasst werden daraus die Indikatoren **Flexibilität** und **Komplexität** abgeleitet. Wobei *Komplexität* alle Unterindikatoren zu Bau, Betrieb und

Wartung sowie Leitungslänge und Platzbedarf abbildet und Flexibilität die Veränderung der bisher bestehenden Randbedingungen beschreibt.

Nachhaltigkeitskriterium: Finanzielle und ökonomische Kriterien

Wie bereits genannt wird das Nachhaltigkeitskriterium *Finanzielle und ökonomische Kriterien* teilweise durch vorangehende Zielkriterien abgedeckt. Die *Einfache Bauweise, Betrieb und Wartung* sind ebenfalls vor dem Hintergrund *Geringe Kosten* ein wichtiges Zielkriterium. Die *Produktion von erneuerbarer Energien* sowie die *Wiederverwertung von Produkten* umschreibt neben dem Nachhaltigkeitskriterium *Umwelt und natürliche Ressourcen* das Nachhaltigkeitskriterium *Finanzielle und ökonomische Kriterien*, da hier beispielsweise durch Verwendung der Produkte der Abwasserbehandlung in der Landwirtschaft mineralischer Dünger reduziert oder mit der Nutzung von Biogas zum Kochen oder auch zum Verkauf, Kosten bzw. Arbeitskraft für Feuerholz gespart werden können. Zudem kann der Überschuss insbesondere an Biogas in Generatoren geleitet und zur Stromerzeugung genutzt werden. Wichtige Indikatoren für die genannten Zielkriterien sind daher **Kosten** und **Produktivität**. Der Indikator *Kosten* bestimmt alle Kosten, die mit dem System in Zusammenhang stehen, *Produktivität* steht im Gegensatz dazu für den Gewinn der mit dem System zu erreichen ist. Das kann in Form direkter finanzieller Mittel aber auch indirekt durch Einsparung von beispielsweise Dünger sein.

Nachhaltigkeitskriterium: Soziokulturelle und institutionelle Kriterien

Die *Hohe Akzeptanz* gegenüber einem System ist eines der wichtigsten Zielkriterien, sie lässt sich aus den vier o.g. Nachhaltigkeitskriterien ebenso ableiten und bildet so eine wichtige Basis zur Erfüllung aller Zielkriterien. Eine wichtige Grundlage für die *Akzeptanz* bilden Rahmenbedingungen wie das *Bildungsniveau* sowie der *Einfluss von Nachbarschaften und der höheren Dorfebene*. Daher ist ein weiteres Zielkriterium die *Unabhängigkeit des Ausbildungsniveaus* der Bevölkerung sowie *Geringe Verantwortlichkeiten* der Nutzer gegenüber dem System, um einen sicheren Betrieb zu gewährleisten. Für die *Akzeptanz* wird kein extra Indikator gebildet, da das Zielkriterium *Akzeptanz* durch Erfüllung aller Indikatoren und damit aller Zielkriterien erfüllt ist. Sie steht in engem Zusammenhang mit allen Zielkriterien und kann daher als leitendes Zielkriterium bezeichnet werden. Zur Erfüllung des Nachhaltigkeitskriteriums *Soziokulturelle und institutionelle Kriterien* werden daher die Indikatoren **Bildung** und **Verantwortlichkeit** gebildet.

Tabelle 30: Entwicklung der Indikatoren auf Basis der Nachhaltigkeitskriterien und Zielkriterien

| ZIELKRITERIEN | NACHHALTIGKEITSKRITERIEN | | | | |
|---|--------------------------|----------------------------------|-------------------------|---------------------------------------|--|
| | Gesundheit und Hygiene | Umwelt und natürliche Ressourcen | Technologie und Betrieb | Finanzielle und ökonomische Kriterien | Soziokulturelle, und institutionelle Kriterien |
| <i>Vermeidung Kontakt mit Krankheitserregern, Risikostoffen</i> | ++ | | | | |
| <i>Hohe Reinigungsleistung</i> | ++ | | + | | |
| <i>Geringe akustische, visuelle, olfaktorische Beeinträchtigung</i> | ++ | | + | | |
| <i>Geringer bis kein Energieverbrauch</i> | | ++ | | + | |
| <i>Kurze Transportwege</i> | | ++ | | | |
| <i>Nutzen natürlicher, lokal verfügbarer Ressourcen</i> | | ++ | | + | |
| <i>Kein zusätzlicher Wasserverbrauch</i> | | ++ | | + | |
| <i>Kreislaufschließung: Wasser und Nährstoffe</i> | | ++ | | + | |
| <i>Unabhängigkeit gegenüber natürlicher Standortfaktoren</i> | | ++ | + | | |
| <i>Nutzung natürlicher Gegebenheiten</i> | | ++ | + | + | |
| <i>Kurze Leitungswege</i> | | ++ | + | + | |
| <i>Geringer Platzbedarf</i> | | ++ | + | + | |
| <i>Flexibilität gegenüber Veränderungen</i> | | | ++ | | + |
| <i>Einfache, kurze Bauweise</i> | | | ++ | + | + |
| <i>Einfache bis keine technologischen Geräte</i> | | | ++ | + | + |
| <i>Geringer Wartungsaufwand</i> | | | ++ | + | + |
| <i>Einfacher Betrieb</i> | + | | ++ | + | + |
| <i>Mehrwert für die Landwirtschaft</i> | | + | | ++ | |
| <i>Produktion erneuerbarer Energie</i> | | + | | ++ | |
| <i>Geringe Kosten bei Bau, Betrieb und Wartung</i> | | | | ++ | + |
| <i>Hohe Akzeptanz</i> | ++ | ++ | ++ | ++ | ++ |
| <i>Unabhängigkeit des Ausbildungsniveaus</i> | | | + | | ++ |
| <i>Geringe Verantwortlichkeiten</i> | | | + | | ++ |
| INDIKATOREN | Reinigungsleistung | Energieverbrauch | Flexibilität | Kosten | Verantwortlichkeit |
| | Wahrnehmung | Standortfaktoren Ressourcen | Komplexität | Produktivität | Bildung |

5.3.2 Zusammenfassung und Beschreibung der Indikatoren

Wie bereits erwähnt und in Mayer (2004) gefordert, ist darauf zu achten, dass die Indikatoren sich inhaltlich nicht doppeln bzw. nicht eng voneinander abhängen. Daher wurden aus 23 Zielkriterien nur 11 Indikatoren abgeleitet und nachfolgend erläutert.

Reinigungsleistung

Der Indikator Reinigungsleistung steht vor dem Hintergrund der Wiederverwendung und Schließung des Nährstoff- und Wasserkreislaufes. Mit einer hohen Reinigung der Abwasserströme, wird die Gefahr vor Verbreitung von Krankheitserregern sowie die olfaktorische Beeinträchtigung minimiert. Eine gute Reinigungsleistung kann nur erreicht werden, wenn ein sicherer Betrieb gewährleistet ist.

Wahrnehmung

Ein Abwassersystem ist so zu planen und installieren, dass visuell und akustisch sowie olfaktorisch keine Beeinträchtigungen zu erwarten sind.

Energieverbrauch

Der Indikator Energieverbrauch beschreibt alle Zielkriterien, die während der Bau-, der Betriebs und der Wartungsphase Energie benötigen. Diese gehen insbesondere vor dem Hintergrund der Schonung der Umwelt ein.

Standortfaktoren

In die Bewertung der Standortfaktoren gehen natürliche Gegebenheiten wie Temperatur, Gefälle sowie Bodenbeschaffenheit ein. Weitere Parameter, die sich aus der Siedlungsstruktur ergeben sind zudem kurze Leitungswege, zur Vermeidung von Verstopfungen und geringer Platzbedarf. Einerseits sollte das System möglichst unabhängig gegen diese Faktoren sein, sollte aber auf der anderen Seite diese Faktoren positiv für sich nutzen können, wie die Nutzung natürlichen Gefälles, um das System unter Nutzung der Gravitation zu betreiben und beispielsweise Pumpen und Energie zu sparen.

Ressourcen

Die Schonung der Umwelt wird mit dem Indikator Ressourcen beschrieben. Dieser beinhaltet das Ziel, der Schließung des Wasser- und Nährstoffkreislaufes, unter Verwendung des Produktes aus dem Behandlungssystem in der Landwirtschaft. Zudem beschreibt dieser Indikator die Nutzung natürlicher sowie lokal verfügbare Ressourcen insbesondere zum Bau der Anlage, so dass neben der Schonung der Umwelt Kosten für lange Transportwege für Materialien entfallen können.

Flexibilität

Der Indikator Flexibilität beschreibt wie anpassungsfähig bzw. robust ein System gegenüber Veränderungen wie Wasserverbrauch und -bedarf und damit Abwasseranfall, Überschwemmung, sozioökonomischen und demographischen Veränderungen ist.

Komplexität

Mit der Komplexität werden alle Zielkriterien erfasst, die sich mit Bau, Betrieb und Wartung des Systems befassen. Die Komplexität eines Systems steht in engem Zusammenhang mit den Kosten, da der Indikator Kosten eine große Bedeutung hat, wird dieser getrennt von der Komplexität betrachtet, so dass hier nur technologische Parameter einfließen.

Kosten

Wie bereits in der Komplexität beschrieben, beinhaltet der Indikator Kosten alles was in Zusammenhang mit den Kosten für Bau, Betrieb und Wartung steht, wobei auch Kosten einen wichtigen Bestandteil in der Akzeptanz bildet.

Produktivität

Die Produktivität beschreibt die Nutzbarkeit der entstehenden Produkte aus der Stoffstrombehandlung. Diese könnten beispielsweise Brauchwasser, Schlamm oder auch regenerative Energie aus Biogas sein.

Bildung

Der Indikator Bildung gibt an, welche Bedeutung die Ausbildung und das Systemverständnis der Nutzer und Betreiber hat, um ein System bauen, betreiben und warten zu können. Zum Indikator Bildung zählen zudem der religiöse und der nachbarschaftliche Einfluss, denn religiöse Gegebenheiten, aber auch nachbarschaftliche Belange, können sich ggf. auch negativ auf die Auswahl eines Systems auswirken.

Verantwortlichkeiten

In der Bewertung der Verantwortlichkeiten findet der Anschlussgrad bzw. die Größe des Systems Berücksichtigung. Je größer der Anschlussgrad eines Systems ist bzw. je zentraler eine Anlage gebaut wird, desto zentraler sind die Verantwortlichkeiten zu verteilen. Für ein zentrales System sind die Verantwortlichkeiten je Haushalt viel geringer zu bewerten, als bei geringen Anschlussgraden im dezentralen Bereich.

5.4 Gewichtung der Indikatoren für die Region Gunung Kidul

Wie in Kapitel 4.1.1 dargelegt besitzen die Indikatoren abhängig von der gestellten Fragestellung eine unterschiedliche Wichtigkeit. Die Gewichtung der Indikatoren ist insbesondere durch die Rahmenbedingungen der zu untersuchenden Region geprägt. Im nachfolgenden wird daher die Indikatorgewichtung für die Region Gunung Sewu am Beispiel des Dorfes Pucanganom auf Basis der in Kapitel 5.1 dargelegten Rahmenbedingungen vorgenommen. Durchgeführt wird die Gewichtung anhand des paarweisen Vergleichs. Dazu sind die Indikatoren in einer Matrix (Tabelle 31) aufgeführt, wobei die Indikatoren zum einen in die Spalte und in die Zeile aufgeführt werden, so dass jeder Indikator der Spalte I_s mit jedem Indikator der Zeile I_z verglichen werden kann. Ist der Indikator der Spalte wichtiger als der Indikator der Zeile, wird die Bewertung von 1 vergeben. Sind beide Indikatoren gleich

wichtig ist eine Bewertung von 0,5 zu vergeben und ist der Indikator der Spalte weniger wichtig als der Indikator der Zeile wird eine Bewertung von 0 vergeben. Gleiche Indikatoren werden nicht miteinander verglichen. Nach Abschluss der Bewertung werden die Bewertungen aufsummiert und auf 1 normiert und eine Rangliste erstellt. Am Beispiel der Indikatoren Reinigungsleistung und Kosten wird das Vorgehen beim paarweisen Vergleich, wie er in Tabelle 31 durchgeführt wird, näher erläutert.

Reinigungsleistung

Insgesamt wird an dieser Stelle der Reinigungsleistung keine hohe Wichtigkeit zugeordnet, da die Erstellung der Alternativen auf dem Grundsatz der Kreislaufschließung beruht und daher grundsätzlich so ausgelegt ist, dass die Produkte in der Landwirtschaft wiederverwertbar sind. Ein direkter Vergleich der Indikatoren Wahrnehmung, Kosten, Verantwortlichkeiten, Bildung und Produktivität mit der Reinigungsleistung zeigt, dass sie wichtiger für die Erfüllung des Zielkriteriums Akzeptanz sind. Wie beispielsweise in den Rahmenbedingungen genannt, lebt ein hoher Anteil Bevölkerung in Gunung Kidul unterhalb der nationalen Armutsgrenze. Aufgrund dessen wird der Indikator Kosten als wichtiger eingeordnet als der Indikator Reinigungsleistung. Beim paarweisen Vergleich der Reinigungsleistung mit den Indikatoren Wahrnehmung, Kosten, Verantwortlichkeiten, Bildung und Produktivität erhält die Reinigungsleistung daher eine Bewertung von 0 Punkten. Im Gegensatz dazu erhalten die Indikatoren Wahrnehmung, Kosten, Verantwortlichkeiten, Bildung und Produktivität im Vergleich zur Reinigungsleistung jeweils 1 Punkt.

Indikatoren die sich eher auf den Betrieb des Systems und die Technologie beziehen wie Energieverbrauch, Komplexität, Ressourcen und Standortfaktoren werden mit der Reinigungsleistung gleich gesetzt, da auch sie wie der Indikator Reinigungsleistung im Zusammenhang mit der Technologie zu sehen sind, und daher in diesem Falle nicht als wichtiger oder weniger wichtig eingestuft werden. Der Indikator Reinigungsleistung erhält aufgrund der gleichen Wichtigkeit zu den Indikatoren Energieverbrauch, Komplexität, Ressourcen und Standortfaktoren jeweils 0,5 Punkte.

Der Indikator Flexibilität wird als weniger wichtig im Vergleich zur Reinigungsleistung gesehen, da sich die Situation und damit die Rahmenbedingungen vor Ort nicht schnell verändern werden, so dass das System nicht zwingend flexibel sein muss. Grundsätzlich ist eine Veränderung der Situation vor Ort nur möglich, wenn die Wasserverfügbarkeit deutlich erhöht wird. Abwanderungen von jungen Leuten und Fachpersonal könnte so entgegengewirkt werden, da sich mit Erhöhung des Wasserangebotes ein höherer Lebensstandard einstellen könnte. Insgesamt wäre dann mit einem höheren Bevölkerungswachstum in dieser Region zu rechnen. Im Vergleich zum Indikator Flexibilität erhält die Reinigungsleistung daher 1 Punkt.

Kosten

Wie bereits genannt, ist das Einkommen in Gunung Kidul so gering, dass der Indikator Kosten ein wichtiges Kriterium und damit ein wichtiger Indikator bei der Auswahl eines Systems darstellt, so dass der Indikator Kosten beim paarweisen Vergleich oftmals wichtiger ist als die vergleichenden Indikatoren. Ein Beispiel ist hier der Vergleich zur Bildung. Aus der Auflistung der Rahmenbedingung geht vor, dass zwar die Schulbildung als wichtig und nützlich angesehen wird, aber dennoch als finanzielle Belastung der Familien gilt. Sobald Kosten eingespart werden können, rücken daher andere Präferenzen in den Hintergrund. Beispielsweise wird angenommen, dass eine olfaktorische, visuelle oder akustische Belastung eines Systems akzeptiert wird, wenn es Kosten spart. Daher wird der Indikator Kosten wichtiger als die Wahrnehmung bewertet. Gleiches gilt für den Vergleich zum Indikator Ressourcen. Sobald Kosten eingespart werden, ist aus Sicht der Bewohner die Zielstellung zur Schonung der Ressourcen zweitrangig und weniger wichtiger als die Kosten. Im Vergleich zu den Indikatoren Reinigungsleistung, Wahrnehmung, Standortfaktoren, Ressourcen, Flexibilität und Bildung erhält der Indikator Kosten jeweils 1 Punkt.

Für die Indikatoren Energieverbrauch, Komplexität und Produktivität gilt indirekt, dass sie Kosten sparen können. Beispielsweise können bei Produktion und Nutzung von Biogas, Kosten und Arbeitskraft für Holz gespart werden. Ein einfaches und weniger komplexes System kann zudem Arbeitskraft bzw. Kosten für Facharbeiter einsparen. Daher wird der Indikator Kosten als gleich wichtig angesehen und erhält im Vergleich zu den Indikatoren Energieverbrauch, Komplexität und Produktivität jeweils 0,5 Punkte.

Tabelle 31: Gewichtung der Indikatoren unter Verwendung des paarweisen Vergleichs

| <i>Indikatoren I_z</i> | Indikatoren I_s | | | | | | | | | | |
|---|-------------------------------------|--------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------|---------------------|--------------------|---------------|----------------------|----------------|---------------------------|
| | Reinigungsleistung | Wahrnehmung | Energieverbrauch | Standortfaktoren | Ressourcen | Flexibilität | Komplexität | Kosten | Produktivität | Bildung | Verantwortlichkeit |
| <i>Reinigungsleistung</i> | - | 1 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0 | 0,5 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Wahrnehmung</i> | 0 | - | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0 | 0,5 | 1 | 1 | 0,5 | 1 |
| <i>Energieverbrauch</i> | 0,5 | 0,5 | - | 1 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 |
| <i>Standortfaktoren</i> | 0,5 | 0,5 | 0 | - | 0,5 | 0 | 0,5 | 1 | 0 | 0,5 | 0,5 |
| <i>Ressourcen</i> | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | - | 0,5 | 0,5 | 1 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Flexibilität</i> | 1 | 1 | 0,5 | 1 | 0,5 | - | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Komplexität</i> | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0 | - | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0 |
| <i>Kosten</i> | 0 | 0 | 0,5 | 0 | 0 | 0 | 0,5 | - | 0,5 | 0 | 0,5 |
| <i>Produktivität</i> | 0 | 0 | 0,5 | 1 | 1 | 0 | 0,5 | 0,5 | - | 0 | 0,5 |
| <i>Bildung</i> | 0 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0 | 0 | 0,5 | 1 | 1 | - | 0,5 |
| <i>Verantwortlichkeit</i> | 0 | 0 | 0,5 | 0,5 | 0 | 0 | 1 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | - |
| <i>Summe G_{sz}</i> | 3 | 4,5 | 4,5 | 6 | 4 | 1 | 6 | 8 | 6 | 5,5 | 6,5 |
| <i>Normierte Gewichte g_{sz}</i> | 0,055 | 0,082 | 0,082 | 0,109 | 0,073 | 0,018 | 0,109 | 0,145 | 0,109 | 0,100 | 0,118 |
| <i>Rangordnung</i> | 10 | 7 | 7 | 3 | 9 | 11 | 3 | 1 | 3 | 6 | 2 |

Aus der Gewichtung lässt sich eine Rangordnung für die Indikatoren ableiten (Tabelle 32). Als wichtigster Indikator mit einer Gewichtung von 0,145 wurde der Indikator Kosten ermittelt, und bildet damit einen zentralen Faktor zur Erfüllung des Zielkriteriums Akzeptanz. Die zweitwichtigsten Indikatoren mit einer Gewichtung von 0,118 sind Verantwortlichkeit und Produktivität. Für die Indikatoren Standortfaktoren und Komplexität wurde der Rang 3, mit einer Gewichtung von 0,109, ermittelt. Wenn auch auf Rang 6, ist die Bildung immer noch ein gewichtiger Indikator zur Ermittlung der besten Alternative. Mit 0,082 bzw. 0,073 liegen Wahrnehmung und Energieverbrauch bzw. Ressourcen im deutlichen Abstand auf

Rang 7 und 9. Die Indikatoren Reinigungsleistung und Flexibilität unterscheiden sich in ihrer Wichtigkeit deutlich von den anderen Indikatoren. Mit einer Gewichtung von 0,055 und 0,018 haben sie geringen Einfluss bei der Bewertung der Alternativen. Insbesondere, da die Reinigungsleistung bereits bei der Erstellung der Systeme von Bedeutung war.

Tabelle 32: Rangordnung der Indikatoren

| Indikator | Normiertes Gewicht der Indikatoren g_{sz} | Rang |
|---------------------------|---|-------------|
| <i>Kosten</i> | 0,145 | 1 |
| <i>Verantwortlichkeit</i> | 0,118 | 2 |
| <i>Produktivität</i> | 0,109 | 3 |
| <i>Standortfaktoren</i> | 0,109 | 3 |
| <i>Komplexität</i> | 0,109 | 3 |
| <i>Bildung</i> | 0,100 | 6 |
| <i>Wahrnehmung</i> | 0,082 | 7 |
| <i>Energieverbrauch</i> | 0,082 | 7 |
| <i>Ressourcen</i> | 0,073 | 9 |
| <i>Reinigungsleistung</i> | 0,055 | 10 |
| <i>Flexibilität</i> | 0,018 | 11 |
| <i>Summe</i> | 1,000 | - |

5.5 Bestimmung des Teilnutzens und des Nutzwertes für die Alternativen des Dorfes Pucanganom der Region Gunung Kidul

5.5.1 Darstellung der Systemgrenze

Um den Betrachtungshorizont vergleichbar für alle Alternativen zu machen, ist zuvor die Systemgrenze zu definieren. Die betrachtete Systemgrenze, dargestellt in Bild 50, beginnt mit dem Anfall der Stoffströme und endet beim Produkt aus der Stoffstrombehandlung.

In die Bewertung der Alternative gehen daher nur Parameter ein, die für Bau, Betrieb und Wartung des Behandlungssystems direkt erforderlich sind. Sekundäre Emissionen, die beispielsweise aus der Energienutzung des Systems oder durch Transport von Materialien entstehen, werden nicht direkt berücksichtigt. Sie finden allerdings indirekt, beispielsweise bei der Bewertung des Indikators Ressourcen, Berücksichtigung, da der Indikator Ressourcen die Nutzung lokaler Ressourcen und die Schonung der Umwelt bewertet. Die Verwertung der Produkte wird dahingehend betrachtet, dass mit dem Indikator Produktivität die Nährstofffrachten im Produkt beachtet werden

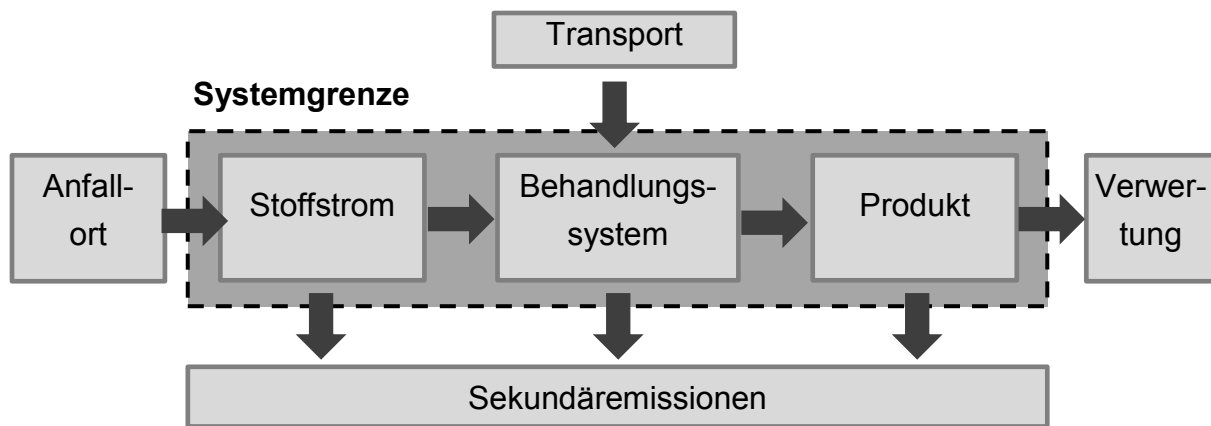


Bild 50: Schematische Darstellung der Systemgrenze

5.5.2 Bewertung der Indikatoren

In Hinsicht auf die Erfüllung der Zielkriterien aus Kapitel 5.3 wurde eine Bewertungsmatrix (Tabelle 33), zur Bewertung der Indikatoren in Bezug auf eine bestimmte Alternative, erstellt. Die Bewertungsskala der Indikatorwerte reicht von 1 bis 5 Punkten, wobei 1 eine schlechte und 5 eine sehr gute Wertung ist. Um eine möglichst objektive und transparente Ermittlung der Indikatorwerte zu erhalten, werden den Indikatorwerten Wertungspunkte vergeben. Die Vergabe der Wertungspunkte ist nachfolgend in Kapitel 5.5.3 detailliert erläutert und findet in Kapitel 5.5.4. bei der Bewertung der Alternativen Anwendung.

Tabelle 33: Bewertungsmatrix zur Zuordnung von Wertungspunkten zur Ermittlung des Indikatorwertes

| Indikatoren | Wertungspunkte WP | | | | |
|--|-------------------------|--------------------|--|---------------------------------|-----------------------|
| | 0 - 60 % | 61 - 70 % | 71 - 80 % | 81 - 90 % | 91 - 100 % |
| Reinigungsleistung | | | | | |
| Wahrnehmung | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 |
| Energieverbrauch | -3 | -1 / -2 | 0 | 1 / 2 | 3 |
| Standort-faktoren | -5 / -4 | -3 / -2 | -1 bis 1 | 2 / 3 | 4 / 5 |
| Ressourcen | -4 | -3 / -2 | -1 bis 1 | 2 / 3 | 4 |
| Flexibilität | 0 / 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Komplexität | -5 / -4 | -3 / -2 | -1 bis 1 | 2 / 3 | 4 / 5 |
| Kosten | 0 / 1 | 2 | 3 | 4 | 5 / 6 |
| Produktivität | 0 - 20 % | 21 - 40 % | 41 - 60 % | 61 - 80 % | 81 - 100 % |
| Bildung | -6 / -5 | -4 bis -2 | -1 bis 1 | 2 bis 4 | 5 / 6 |
| Verantwortlichkeit | hoch, Personenebene (P) | Haushaltsebene (H) | mittel, Cluster-ebene ¹ (C) | Siedlungsebene ² (S) | gering, Dorfebene (D) |
| Indikatorwerte I_w | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |

¹ Häuserverbund

² Straßenverbund

5.5.3 Vergabe der Wertungspunkte

Reinigungsleistung

Zur Bewertung der Reinigungsleistung der Abwassersysteme wird die eliminierte CSB-Fracht als Referenzparameter herangezogen. Dazu ist eine CSB-Bilanz zu erstellen, bei der die CSB-Frachten der eingehenden Stoffströme mit denen der nicht verwertbaren Produkte verglichen werden. Sie sind die Berechnungsgrundlage für die Bestimmung der Reinigungsleistung. Wurde die Reinigungsleistung einer Alternative ermittelt, wird diese in Tabelle 33 übertragen und Indikatorwert abgelesen. Liegt beispielsweise eine Reinigungsleistung einer Alternative von 80 % vor, erhält sie einen Indikatorwert für den Indikator Reinigungsleistung von 3 Punkten.

Im Rahmen dieser Arbeit werden verschiedene Prozesse und Verfahren miteinander verglichen, bei denen es nicht möglich ist einen direkten Vergleich der Ablaufkonzentrationen durchzuführen. Hier gilt eine Reinigungsleistung zu 100 %, wenn das gesamte Produkt in der Landwirtschaft wiederverwertet werden kann und kein Nebenprodukt wie Sickerwasser entsteht. Im Besonderen gilt diese Annahme für die feststoffreichen Phasen. Für Stoffflüsse, die keiner 100 %-igen Wiederverwertung zugeordnet werden können, ist die Eliminationsleistung zu prüfen, dies gilt vor allem für die feststoffarmen Phasen. Generell gilt, dass für die Produkte aus der Stoffstrombehandlung eine gefahrlose Entsorgung sichergestellt wird.

Wahrnehmung

Der Indikator Wahrnehmung wird durch akustische, visuelle, olfaktorische und körperliche Beeinträchtigungen bestimmt. Dazu wird bei der Bewertung in die Betriebsphase und die Wartungsphase unterschieden. In der Betriebsphase werden die akustischen, visuellen und olfaktorischen Beeinträchtigungen bewertet. In der Wartungsphase sind vor allem die olfaktorischen und körperlichen Beeinträchtigungen zu bewerten. Dazu wird jeweils geprüft, inwieweit eine der 4 möglichen Beeinträchtigungen vorliegt und in Tabelle 34 die Wertungspunkte abgelesen und aufsummiert. Die Summe der Wertungspunkte wird in Tabelle 33 übertragen und darin der Indikatorwert für den jeweiligen Indikator abgelesen.

Liegt bei einer Alternative beispielsweise nur eine Beeinträchtigung im körperlichen Bereich vor, wird für die olfaktorische und akustische Wahrnehmung im Betrieb und die olfaktorische Wahrnehmung bei der Wartung jeweils 1 Wertungspunkt vergeben. Insgesamt erhält diese Alternative 3 Wertungspunkte. Werden diese 3 Wertungspunkte in Tabelle 33 übertragen, ist dieser Alternative ein Indikatorwert von 4 zuzuordnen. Würden keine Beeinträchtigungen vorliegen, würde die Alternative 4 Wertungspunkte und damit einen Indikatorwert von 5 Punkten erhalten.

Tabelle 34: Wertungspunkte des Indikator *Wahrnehmung*

| Wahrnehmung | | Wertungspunkte | |
|--------------------|---------------------------|---|-----------------------------------|
| | | Beeinträchtigung liegt nicht vor | Beeinträchtigung liegt vor |
| <i>Betrieb</i> | <i>olfaktorisch</i> | 1 | 0 |
| | <i>akustisch/ visuell</i> | 1 | 0 |
| <i>Wartung</i> | <i>olfaktorisch</i> | 1 | 0 |
| | <i>körperlich</i> | 1 | 0 |
| Summe | | 4 | 0 |

Energieverbrauch

Generell ist im ruralen Bereich mit Energiemangel zu rechnen, so dass der Strombedarf teilweise nicht über den gesamten Tag abgedeckt werden kann. Der Energieverbrauch ist daher für den Bau, den Betrieb und die Wartung eines Systems zu bewerten. Zudem wird für das Bewertungsverfahren davon ausgegangen, dass für gleiche Baumaßnahmen wie Betonieren gleiche Gerätschaften verwendet werden oder die Herstellung von Mauerwerk keine elektrischen Geräte benötigt.

Werden Geräte und Maschinen verwendet, die dauerhaft eine hohe Leistung benötigen wie Baumaschinen, Pumpen und Motoren wird für diese, wie in Tabelle 35 dargestellt, ein Wertungspunkt von -1 vergeben. Kurzzeitig hoher Stromverbrauch oder dauerhaft geringer Stromverbrauch erhält die Wertung von 0 Wertungspunkten. Wird keine Energie bzw. geringe Energie benötigt, wie für Beleuchtungszwecke, wird ein Wertungspunkt von 1 vergeben.

Wird für den Bau, den Betrieb und die Wartung einer Alternative beispielsweise jeweils 1 Punkt vergeben, da der Energieverbrauch als gering eingestuft wird, erhält diese Alternative insgesamt 3 Wertungspunkte. Nach Tabelle 33 erhält diese Alternative daher einen Indikatorwert von 5.

Tabelle 35: Wertungspunkte für den Indikator *Energieverbrauch*

| Energieverbrauch | Wertungspunkte | | |
|-------------------------|-------------------------------|-------------------------------------|------------------------------------|
| | nein; ggf. Beleuchtung | ja; kurzzeitig hohe Leistung | ja, dauerhaft hohe Leistung |
| <i>Bau</i> | 1 | 0 | -1 |
| <i>Betrieb</i> | 1 | 0 | -1 |
| <i>Wartung</i> | 1 | 0 | -1 |
| Summe | 3 | 0 | -3 |

Standortfaktoren

Systeme sollten möglichst unabhängig von standortspezifischen Faktoren sein. In der Bewertung der Standortfaktoren gehen die Parameter Gefälle, Temperatur, Untergrundbeschaffenheit, Platzbedarf und Leitungslänge ein. Die Bewertung der Parameter Gefälleinfluss, Temperatureinfluss und Untergrundbeschaffenheit wird in positiv, kein Einfluss und negativ eingeteilt (Tabelle 36). Positiv bedeutet, dass der Parameter unterstützend bei Bau, Betrieb oder Wartung wirkt.

In der Region Gunung Sewu sind vor allem lehmiger Boden und Kalksteinboden zu finden. Lehmiger Boden hat im Vergleich zu Kalkstein den Vorteil, dass er gut zu bearbeiten ist, und Tiefbauarbeiten gut durchgeführt werden können. Verursacht, aber insbesondere durch Quellen in der Regenzeit, zusätzliche Lasten auf die Bauwerke, die bei unsachgemäßer Ausführung sogar zerstörend wirken können, insbesondere in der Bauphase. Kalkstein hingegen verursacht keine Lasten im Tiefbau und bietet eine gute Standfestigkeit, lässt sich aber schwer bearbeiten. Vor dem Hintergrund der schlechten Baubedingungen und begrenzten Möglichkeiten bei der Bauausführung sind diese Parameter unbedingt zu beachten. Liegen positive und negative Einflüsse gleichzeitig vor, könnten sie mit einer Wertung von 0 versehen werden.

Der Parameter Platzbedarf ist immer in engem Zusammenhang mit dem tatsächlichen Standort zu sehen. Ist eine Anlage zwar groß, aber es ist ausreichend Fläche vorhanden, ist ein Wertungspunkt von 1 zu vergeben. Steht bei der gleichen Anlage wenig Fläche zu Verfügung, ist eine Wertung von 0 bzw. -1 zu vergeben. Der Parameter Leitungslänge wird als kurz, mittel und lang bewertet, falls keine Leitung verlegt wird, ist zu prüfen, ob eine andere Transportvariante verwendet wird. Ist kein anderer Transport nötig, wird die Leitungslänge mit 1 bewertet, andernfalls ist zu prüfen welche Länge der Transportweg hat, anhand derer dann eine Wertung erfolgt.

Tabelle 36: Wertungspunkte für den Indikator Standortfaktoren

| Standortfaktoren | Wertungspunkte | | |
|----------------------------------|----------------|---------------|---------|
| | 1 | 0 | -1 |
| <i>Gefälleinfluss</i> | positiv | kein Einfluss | negativ |
| <i>Klima-/Temperatureinfluss</i> | positiv | kein Einfluss | negativ |
| <i>Untergrundbeschaffenheit</i> | positiv | kein Einfluss | negativ |
| <i>Platzbedarf</i> | niedrig | mittel | hoch |
| <i>Leitungslänge</i> | kein bis kurz | mittel | lang |
| Summe | 5 | 0 | -5 |

Ressourcen

Die Bewertung des Indikators Ressourcen (Tabelle 37) berücksichtigt zum einen die Nutzung lokaler Materialien und zum anderen die Verwertung der Produkte in der Landwirtschaft. Der Indikator Ressourcen bewertet daher die Nutzung lokaler Materialien, die lokal hergestellt, lokal erhältlich oder aus natürlichen Ressourcen wie Holz hergestellt sind. Materialtransporte werden dadurch vermieden, so dass Sekundäremissionen reduziert werden.

Mit dem Parameter Wasserverbrauch wird bestimmt, ob Wasser zum sicheren Betrieb des Systems nötig ist. Aufgrund der geringen Wasserverfügbarkeit im Untersuchungsgebiet, wird der Gebrauch von wenig bis kein Wasser positiv mit 1 gewertet. Ist eine Wiederverwendung der Produkte möglich, wird auch hier eine positive Bewertung von 1 vergeben.

Insgesamt kann der Indikator Ressourcen für die Bewertung einer Alternative 4 Wertungspunkte erhalten. Nach Tabelle 33 erhält der Indikator Ressourcen bei 4 Wertungspunkten so ein Indikatorwert von 5.

Tabelle 37: Wertungspunkte für den Indikator Ressourcen

| Ressourcen | Wertungspunkte | | |
|-------------------------------------|----------------|-------------------|------|
| | 1 | 0 | -1 |
| <i>lokale Materialien</i> | ja | teilweise | nein |
| <i>natürliche Ressourcen</i> | ja | teilweise | nein |
| <i>Wasserverbrauch beim Betrieb</i> | kein | gering bis mittel | hoch |
| <i>Wiederverwendung Produkte</i> | ja | teilweise | nein |
| Summe | 4 | 0 | -4 |

Flexibilität

Ist ein System anpassungsfähig bzw. unabhängig und damit flexibel gegenüber veränderlicher Rahmenbedingungen, wie sie in Tabelle 38 aufgeführt sind, erhält der Indikator Flexibilität eine hohe Bewertung. Sind die Parameter erfüllt, erhalten sie 1 Wertungspunkt.

Die Strom- und die Wasserversorgung in der Region Gunung Sewu sind unregelmäßig. Es kann zu Stromausfällen oder insbesondere in der Trockenzeit zu geringer Wasserverfügbarkeit kommen. Im Gegensatz dazu können Maßnahmen durch die Regierung die Wasserverfügbarkeit langfristig sichern und erhöhen. Zudem ist mit Veränderung der Bevölkerungsdichte aufgrund des ständigen Bevölkerungswachstums zu rechnen. Abwassermengen und –beschaffenheit verändern sich saisonal aufgrund der Regen- und Trockenzeit und langfristig aufgrund des Bevölkerungswachstums. Es ist daher zu prüfen, ob die Alternativen anpassungsfähig auf Veränderungen durch Stromausfälle, Abwasser-

belastungen und Bevölkerungswachstum sind, und dahingehend die neuen Bedingungen mittragen können bzw. erweiterbar sind.

Des Weiteren ermöglicht eine deutliche Verbesserung der Wasserverfügbarkeit eine Verbesserung der Ernteerträge und damit eine Steigerung des Einkommens, wodurch ein Wachsen des Wohlstandes erreicht werden kann. Bei entsprechend hohem Wohlstand ist es nicht mehr gewünscht, den Betrieb des eigenen Abwasserbehandlungssystems durch den eigenen Haushalt durchzuführen, Biogas würde möglicherweise nicht mehr als Heizquelle in der Küche verwendet und mineralischen Dünger den eigenen organischen Dünger ersetzen. Daher ist zu bewerten, ob eine Steigerung des Wohlstandes negative Auswirkungen auf den Betrieb und die Wartung des Abwasserbehandlungssystems hat.

Tabelle 38: Wertungspunkte für den Indikator Flexibilität

| Flexibilität | Wertungspunkte | |
|--|-----------------------|----------|
| | 1 | 0 |
| <i>Stromversorgung</i> | ja | nein |
| <i>Wasserversorgung</i> | ja | nein |
| <i>Abwassermenge, - beschaffenheit</i> | ja | nein |
| <i>Bevölkerungswachstum/-dichte</i> | ja | nein |
| <i>Wohlstand/ Einkommen</i> | ja | nein |
| Summe | 5 | 0 |

Komplexität

Die Komplexität bewertet die Bauweise, Bauzeit, Betriebsaufwand, Wartungsaufwand und einzusetzende Geräte in Bau, Betrieb und Wartung (Tabelle 39). Der Parameter Bauweise, Betriebsaufwand und Wartungsaufwand ist vor allen in Bezug der zur Verfügung stehenden Arbeitskräfte zu sehen, inwieweit örtliche Arbeiter das System realisieren können.

Liegt beispielsweise ein System vor, bei dem die Bauweise als komplex einzustufen ist, ist ein Wertungspunkt für die Bauweise von -1 zu vergeben. Sind im Gegenzug Arbeitskräfte im Ort vorhanden, die ein komplexes System realisieren können, kann die Bauweise mit einem Wertungspunkt von 1 bewertet werden.

Generell werden Wertungspunkte für den Indikator Komplexität im Bereich von - 1 über 0 bis 1 vergeben. Wobei die negative Bewertung -1 bei komplexen Systemen, positive Bewertungen von 1 bei einfachen und Wertungen von 0 bei einer mittleren Komplexität des Systems vergeben werden. Insgesamt kann der Indikator Komplexität maximal 5 und minimal -5 Wertungspunkte erhalten. Erreicht eine Alternative beispielsweise bei der Bewertung des

Indikators Komplexität -3 Wertungspunkte, ist nach Tabelle 33 ein Indikatorwert von 2 zu vergeben.

Tabelle 39: Wertungspunkte für den Indikator Komplexität

| Komplexität | Wertungspunkte | | |
|------------------------|------------------------|--------|---------|
| | 1 | 0 | -1 |
| <i>Bauweise</i> | einfach/ nicht wichtig | mittel | komplex |
| <i>Bauzeit</i> | kurz/ nicht wichtig | mittel | lang |
| <i>Betrieb</i> | einfach/ nicht wichtig | mittel | komplex |
| <i>Wartungsaufwand</i> | einfach/ nicht wichtig | mittel | komplex |
| <i>Geräte</i> | einfach/ nicht wichtig | mittel | komplex |
| Summe | 5 | 0 | -5 |

Kosten

Um die Kosteneinschätzung zu vereinfachen wurde der Indikator Kosten in die wichtigsten Kostenparameter unterteilt. Dazu zählt die *Produktion von Energie*, beispielsweise in Form des regenerativen Energieträgers Biogas, dieses kann anstelle von Feuerholz zum Kochen verwendet werden. Der Parameter *Finanzielle Unterstützung* wird zwar hier in der Arbeit mit einem Wertungspunkt 0 versehen, aber in Indonesien gibt es immer wieder Programme der Regierung, die Sanitärsysteme und deren Abwasserbehandlung fördern, beispielsweise gab es 2011 ein Programm mit dem Namen SANIMAS (Sanitation for Community). Kosten für Bau, Lohn, Betrieb und Wartung werden an dem weit verbreiteten System Klärgrube gemessen. Sind die Kosten der Alternative im Vergleich dazu kleiner oder in einer vergleichbaren Größe, wird 1 Wertungspunkt vergeben. Sind die Kosten der Alternative deutlich größer, wird ein Wertungspunkt von 0 vergeben. Insgesamt kann die eine Alternative bei der Bewertung des Indikators Kosten 6 Wertungspunkte erhalten. Damit würde es 5 Indikatorwerte erreichen.

Generell gibt es unterschiedlichen Ausführungen von Klärgruben, wie Betonbauweise, Mauerwerk, Naturstein sowie nach unten hin geschlossene oder offene Grube. Daher sind die Kosten für die indonesischen Klärgruben nicht genau schätzbar. Hier werden Kosten für den Bau von Klärgruben in Höhe von 100 bis 200 Euro angesetzt. In der Regel baut jeder Haushalt seine Klärgrube selbst, ggf. unterstützen Nachbarn beim Bau, so dass Kosten in der Regel für Verpflegung anfallen und damit als niedrig einzuordnen sind. Bei nach unten hin offenen Klärgruben entstehen sehr geringe Wartungskosten, da ein Entleeren erst nach vielen Jahren erforderlich wird bzw. eine neue Klärgrube gebaut werden muss. Betriebskosten fallen nicht an.

Tabelle 40: Wertungspunkte für den Indikator Kosten

| Kosten | Wertungspunkte | |
|--------------------------------------|-----------------------|----------|
| | 1 | 0 |
| <i>Produktion von Energie/Dünger</i> | ja | nein |
| <i>Finanzielle Unterstützung</i> | ja | nein |
| <i>Baukosten</i> | niedrig | hoch |
| <i>Lohnkosten</i> | niedrig | hoch |
| <i>Betriebskosten</i> | niedrig | hoch |
| <i>Wartungskosten</i> | niedrig | hoch |
| Summe | 6 | 0 |

Produktivität

Aufgrund der Vergleichbarkeit wird davon ausgegangen, dass jedes System die gleichen Nährstoff- und Schadstofffrachten zu behandeln hat, die sich allerdings in Form von verschiedenen Stoffströmen ausdrücken. Als Referenzparameter zur Bewertung der Produktivität werden an dieser Stelle Phosphor (als Gesamtphosphor) und Stickstoff (als Gesamtstickstoff) sowie Biogas und ggf. Wasser verwendet. Dazu wurde eine Nährstoffbilanz erstellt. Diese beinhaltet die eingetragenen spezifischen Nährstofffrachten, Nährstoffverluste, die während der Behandlung entstehen, sowie die Nährstofffrachten der Produkte und, wenn vorhanden, Biogas. Diese werden in Prozent angegeben, wobei an dieser Stelle im Besonderen die Nährstofffrachten der Produkte für die Bewertung der Produktivität entscheidend sind. Da die Alternativen vor dem Hintergrund der Kreislaufschließung von Nährstoffen und Wasser sowie Nutzung regenerativen Energien erstellt wurden, wird grundsätzlich davon ausgegangen, dass die Produkte wiederverwertbar sind.

Auf Grundlage der in Kapitel 3.1.4 aufgeführten Nährstoffverluste, werden folgende Annahmen getroffen. Für den Prozess der Urinlagerung wird daher ein Stickstoffverlust von 30 % und Phosphorverluste von 0 % angenommen. Für die Bewertung der Verfahren Kompostierung von Rinderdung und –mist Stickstoffverluste von 50 % angesetzt. Die geringen Phosphorverluste werden vernachlässigt und mit 0 % angenommen. Für die Behandlung von Grauwasser ohne Fäkalfiltrat mittels Sandfiltration werden Stickstoffverluste von 68 % und Phosphorverluste von 89 % angenommen. Wird Grauwasser mit Schlammwasser mit Hilfe eines Sandfilters behandelt werden Stickstoffverluste von 41 % und Phosphorverluste von 75 % erreicht.

Tabelle 41: Annahmen zu Nährstoffverlusten zur Beurteilung der Produktivität

| Produktivität | Annahmen Nährstoffverlust [%] | |
|---|-------------------------------|----------------|
| | Gesamtstickstoff | Gesamtphosphor |
| <i>Urinlagerung</i> | 30 | 0 |
| <i>Trocknung - Rinderdung</i> | 50 | 0 |
| <i>Kompostierung – Rinderdung/ -mist</i> | 50 | 0 |
| <i>Lagerung, Trocknung anaerob stabilisierten Schlammes</i> | 10 | 0 |
| <i>Sandfiltration: Grauwasser ohne Fäkalfiltrat</i> | 68 | 89 |
| <i>Sandfiltration: Schlammwasser</i> | 41 | 75 |

Bildung

Bildung beschreibt hier den erforderlichen Bildungsgrad und das Systemverständnis, das erforderlich ist, um das System sicher betreiben zu können. Dazu wird die Bewertung in die Betreiberebene und die Nutzerebene eingeteilt, wobei diese abhängig von System den gleichen Personenkreis betreffen können.

Für die Bewertung der Bildung werden Wertungspunkte für die Parameter *Systemverständnis und technisches Verständnis* bzw. *allgemeiner Bildungsgrad* und *Religion* bzw. *Nachbarschaften* vergeben (Tabelle 42). Das Systemverständnis und das technische Verständnis bewertet generell, ob ein Verständnis für das System und die Technik in Bau, Betrieb, Wartung und Wiederverwendung der Produkte erforderlich ist. Gleiches gilt für den allgemeinen Bildungsgrad. Aufgrund des geringen Bildungsgrades, insbesondere der ländlichen Bevölkerung, sollten für die Nutzung und den Betrieb keine hohen Schulabschlüsse wie Mittelschule oder Fachabschlüsse erforderlich sein. Die religiösen und nachbarschaftlichen Einflüsse sind bei der Wertung der Bildung einzubeziehen, sie bilden eine Grundlage zur Förderung der Akzeptanz. Abhängig vom vorhandenen Systemverständnis und dem Einfluss der Religion sowie Nachbarschaften, können Schulungen auf Betreiber- und Nutzerebene erforderlich werden. Diese haben zudem positiven Einfluss auf die Akzeptanz und den sicheren Betrieb des Systems. Zu unterscheiden sind die Schulungen in ihrem Umfang, Anzahl der Durchführungen, Zeitraum und Anzahl der beteiligten Personen.

Für die Bewertung des Indikators Bildung können maximal 6 und minimal -6 Wertungspunkte vergeben werden. Erreicht eine Alternative bei der Bewertung des Indikators Bildung beispielsweise 4 Wertungspunkte, erhält sie nach Tabelle 33 einen Indikatorwert von 4.

Tabelle 42: Wertungspunkte für den Indikator Bildung

| Bildung | | Wertungspunkte | | |
|----------------|--|-----------------|-----------------------|----------------|
| Ebene | Parameter | 1 | 0 | -1 |
| Betreiberebene | <i>Systemverständnis/ technisches Verständnis; ggf. allgemeiner Bildungsgrad</i> | niedrig | mittel | hoch |
| | <i>Religion</i> | Kein Einfluss | mittlerer Einfluss | hoher Einfluss |
| | <i>Schulungen</i> | kleiner Aufwand | mittlerer Aufwand | hoher Aufwand |
| Nutzerebene | <i>Systemverständnis/ technisches Verständ- nis; ggf. allgemeiner Bildungsgrad</i> | niedrig | mittel | hoch |
| | <i>Religion/ Nachbarschaft</i> | kein Einfluss | mittlerer Einfluss | hoher Einfluss |
| | <i>Schulungen</i> | kleiner Aufwand | mittlerer Aufwand | hoher Aufwand |
| Summe | | 6 | 0 | -6 |

Verantwortlichkeiten

Die Verantwortlichkeiten beziehen sich im Besonderen auf die Betreiberebene. Die Nutzerebene wird nicht berücksichtigt, da jeder Nutzer für die sachgerechte Nutzung der Toilette, unabhängig vom Behandlungssystem, selbst die Verantwortung trägt. Es werden Verantwortlichkeitsebenen von der Personenebene über die Clusterebene bis hin zur Dorfebene berücksichtigt. Kleine dezentrale Systeme bedeuten hohe Verantwortlichkeiten, die bis in die Personen- bzw. Haushaltsebene hineinreichen. Mit steigender Größe der Systeme sinkt die persönliche Verantwortlichkeit. Die Verantwortlichkeiten sind in Tabelle 33 einzuordnen und die Indikatorwerte abzulesen. Ist beispielsweise der Betrieb eines Systems auf Haushaltsebene durchzuführen, erhält der Indikator Verantwortlichkeiten einen Indikatorwert von 2.

5.5.4 Bewertung der Alternativen – Vergabe der Wertungspunkte und Indikatorwerte

Anhand des in Kapitel 5.5.1 dargelegten Bewertungsverfahrens für die Indikatoren wird in der Tabelle 45 die Bewertung für die Alternativen 1 bis 8 vorgenommen. Dazu werden zunächst die Wertungspunkte ermittelt und daraus die Indikatorwerte bestimmt. Anhand der Alternativen 1 und 8 wird die Vergabe der Wertungspunkte nachfolgend beispielhaft erläutert. Alternative 1 ist ein zentrales System bei dem Grauwasser und Schmutzwasser anaerob mit einer DEWATS-Konzeption, vorgestellt in Kapitel 3.1.3.2, behandelt werden. Organische Materialien werden in einem semizentralen System unter Produktion von Biogas in einem Biogasreaktor anaerob stabilisiert. Alternative 8 ist insgesamt ein dezentrales System bei dem Urin und Fäzes ohne Zugabe von Spülwasser getrennt abgeleitet und behandelt werden. Fäzes werden gemeinsam mit Biomüll kompostiert, Rinderdung wird getrocknet und Grauwasser mittels Sandfiltration behandelt. Eine kurze Übersicht über die in Kapitel 5.2 erarbeiteten Alternativen 1 und 8 ist in der nachfolgenden Tabelle 43 dargestellt.

Tabelle 43: Verfahrensschema Alternative 1 und 8

| Alternative | Anschluss | Stoffstrom | Behandlungsmodul | Produkt |
|-------------|-------------|-----------------------------|--------------------------------|---------------------------------------|
| 1 | Zentral | Grauwasser Schwarzwasser | DEWATS | Faulschlamm Faulschlammwasser |
| | Semizentral | Organisches Material | Biogasreaktor | Biogas, Faulschlamm, getrocknet |
| 8 | Dezentral | Urin | Lagerung | Düngemittel |
| | | Fäzes | Lagerung/ Nachkompostierung | Humus |
| | | Biomüll | | |
| | | Rinderdung | Trocknung | Rinderdung, getrocknet |
| | | Grauwasser | Sandfiltration | Brauchwasser |

Reinigungsleistung

Die Reinigungsleistung der Alternative 1 wird, auf Grundlage der in Kapitel 3.1.3.2 durchgeführten Recherche, mit 90 % bewertet. Alternative 8 hingegen erhält aufgrund der Wiederverwertbarkeit des gesamten Stoffstroms eine Wertung von 100 %. Daraus werden die Indikatorwerte von 4 für Alternative 1 und von 5 für Alternative 8 ermittelt.

Wahrnehmung

Für die Wahrnehmung erhält die Alternative 1 Wertung von 2 Wertungspunkten und damit einen Indikatorwert von 3, da ein DEWATS-System mit Austreten von unangenehmen Gerüchen verbunden ist. Der Reaktorraum des DEWATS-Systems wird unterirdisch gebaut, wodurch keine visuellen Beeinträchtigungen zu erwarten sind. Zudem arbeitet das System geräuschlos. Das Biogassystem der Alternative 1 kann je nach Bauform teilweise oberirdisch installiert sein und damit störend wirken. Für beide Systeme sind bei der Wartung keine körperlichen Beeinträchtigungen zu erwarten, da die Wartung mit Pumpen durchgeführt wird.

Alternative 8 erhält 2 Wertungspunkte und damit einen Indikatorwert von 3 für den Indikator Wahrnehmung. Es sind keine visuellen, olfaktorischen und akustischen Beeinträchtigungen im Betrieb zu erwarten. Daher werden für den Betrieb 2 Wertungspunkte vergeben. Allerdings ist die Wartung des Systems per Hand durchzuführen, das kann zu unangenehmen Gerüchen und körperlicher Anstrengung führen, so dass für die Wartung 0 Wertungspunkte vergeben wird.

Energieverbrauch

Der Energieverbrauch für die Alternative 1 wird insgesamt mit einer Wertung von 1 Wertungspunkt versehen. Das System benötigt für Betonarbeiten im Bau kurzzeitig hohe Energieleistung zum Betreiben des Betonmischers. Während des Betriebs der Anlage wird keine Energie benötigt. Allerdings werden für die Wartung der DEWATS-Anlage kurzzeitig hohe Energieleistungen erforderlich, da der Faulschlamm aus dem System gepumpt werden muss.

Im Vergleich dazu wird für Bau, Betrieb und Wartung der Alternative 8 keine Energie nötig. Das System wird gemauert, der Mörtel dafür wird per Hand hergestellt. Betrieb und Wartung sind auch per Hand durchzuführen. Daher wird Alternative 8 mit 3 Wertungspunkten versehen. Insgesamt erhält Alternative 1 einen Indikatorwert von 4 und Alternative 8 einen Indikatorwert von 5.

Standortfaktoren

Zur Realisierung der Alternative 1 ist der Klima- bzw. der Temperatureinfluss als einziger Parameter positiv zu werten. Die topographischen Bedingungen im Untersuchungsgebiet werden negativ bewertet, da kaum Gefälle vorhanden ist. Das System wird in den Untergrund eingebaut, so dass es bei felsigem Untergrund Schwierigkeiten beim Ausheben der Baugrube, oder bei lehmigem Untergrund Probleme bei der Bauausführung geben könnte. Daher wird die Untergrundbeschaffenheit mit einem Wertungspunkt von -1 bewertet. Weiterhin werden der Platzbedarf und die Leitungslänge negativ bewertet. Aufgrund der hoher Siedlungsdichte ist wenig Baugrund vorhanden. Lange Leitungen sind vor dem Hintergrund der Grabarbeiten, des geringen Gefälles und der damit auftretenden Probleme beim Feststofftransport als negativ zu bewerten. Daher wird die Alternative 1 mit -3 Wertungspunkten und 2 Indikatorwert bewertet.

Auf Alternative 8 wirken sich das Klima, der Platzbedarf und die Leitungslänge positiv auf die Bewertung aus. Das Gefälle und die Untergrundbeschaffenheit haben keinen Einfluss, da kein längerer Transport von Feststoffen nötig ist und das System oberirdisch gebaut wird. Alternative 8 wird daher mit 3 Wertungspunkten und einem Indikatorwert von 4 versehen.

Ressourcen

Für die Alternativen 1 und 8, werden ausschließlich natürliche sowie lokal verfügbare Materialien wie Zement, Sand und Holz zur Erstellung der Bauwerke verwendet werden. Zum Betrieb der Alternative 1 ist aufgrund der langen Leitungswege für den Feststofftransport ein entsprechend hoher Wasserverbrauch erforderlich. Zudem werden der anfallende Faulschlamm und das Faulschlammwasser nicht wiederverwendet. Die Alternative 1 erhält in Bezug auf den Indikator Ressourcen 0 Wertungspunkte und damit einen Indikatorwert von 2. Alternative 8 hingegen, erhält 4 Wertungspunkte bzw. einen Indikatorwert von 5, da sie neben der Nutzung lokaler Ressourcen und lokal verfügbarer Materialien kein Wasserverbrauch zum Betrieb des Systems benötigt. Zudem sind alle anfallenden Produkte wiederverwertbar.

Flexibilität

Die Bewertung der Alternative 1 hinsichtlich des Indikators Flexibilität erreicht 2 Wertungspunkte. Das System benötigt zum Betrieb keine Stromversorgung und ist daher unabhängig von der Stromversorgung. Zudem ist es unabhängig gegenüber wachsendem Wohlstand. Aufgrund seiner Zentralität hat die Bevölkerung keinen Bezug zum System und dessen Produkten. Hingegen ist es nicht unabhängig gegenüber der Wasserversorgung. Wasser ist für den Betrieb zwingend notwendig. Verändert sich die Abwassermenge, aufgrund von Bevölkerungswachstum, kann das System diese nur bis zu einem gewissen Grad mittragen, ohne dass die Reinigungsleistung abnimmt. Eine Erweiterung des Systems ist nur bedingt möglich. Die Alternative 1 erhält daher 2 Indikatorwerte.

In Bezug auf die Alternative 8 erhält der Indikator Flexibilität 4 Wertungspunkte und damit 4 Indikatorpunkte. Das System ist im Betrieb unabhängig gegenüber Stromversorgung und Wasserverbrauch. Steigt die Anzahl der Nutzer, ist eine häufigere Entleerung der Kompostkammer bzw. des Urintanks erforderlich. Bei deutlicher Zunahme der Nutzer wie mit steigendem Bevölkerungswachstum kann dieses dezentrale System, dort wo erforderlich, bei geringen Kosten neu errichtet werden. Im Gegensatz dazu könnte das System bei deutlichem Anstieg des Wohlstandes, die neuen Qualitätsanforderungen an das Sanitärsystem nicht erfüllen. Bewohner dieser Region präsentieren ihr hohes Einkommen und ihren Wohlstand gern indem Bäder und Toiletten dem Stand der Technik entsprechen. Als Stand der Technik werden Wasserklosett, fließendes Wasser sowie gekachelte Böden und Wände bezeichnet. Zudem ist damit zu rechnen, dass die Wartung und die Verwendung der Produkte in der Landwirtschaft nicht mehr gewünscht sind.

Komplexität

Der Indikator Komplexität wird vor dem Hintergrund bewertet, dass im Ort kein Fachpersonal zur Realisierung der Alternativen wohnt und damit die Parameter Bauweise, Bauzeit, Betrieb, Wartungsaufwand und Geräte aus Sicht einfacher Landarbeiter zu bewerten sind.

Alternative 1 erhält zur Bewertung des Indikators Komplexität insgesamt -1 Wertungspunkt. Insbesondere die zu realisierenden Biogassysteme werden in der Bauweise als komplex und lang eingestuft und damit mit jeweils -1 Wertungspunkten versehen. Der Betrieb und der Wartungsaufwand werden als mittel eingestuft, da zur Produktion des Biogases eine regelmäßige Beschickung mit Substrat erforderlich ist, sowie ggf. Verstopfungen beseitigt werden müssen, der Gasdruck, Gasleitungen und auch Gaskocher regelmäßig zu kontrollieren sind. Für die Baumaßnahme sind keine speziellen Geräte erforderlich, daher wird hier die Wertung von 1 vergeben. Alternative 1 erhält damit einen Indikatorwert von 3.

Alternative 8 erhält insgesamt 1 Wertungspunkt. Bauweise, Bauzeit und die verwendeten Geräte sind mit 1 zu bewerten, da in Bezug auf diese Parameter das System einfach einzuordnen ist. Der Betrieb und der Wartungsaufwand sind zwar generell einfach und per Hand durchführbar, werden aber als sehr nutzerunfreundlich eingestuft und daher als komplex bewertet. Der Indikatorwert für Alternative 8 ist daher 3.

Kosten

Der Indikator Kosten der Alternative 1 erhält eine Wertung von 2 und damit einen Indikatorwert von 2. Kosten aus Produktion und Wiederverwertung von Biogas können eingespart werden. Baukosten und Lohnkosten werden als hoch eingestuft. Die Betriebskosten sind niedrig. Treten aber Verstopfungen in der Leitung auf, können hohe Wartungskosten auftreten. Von einer finanziellen Unterstützung wird an dieser Stelle nicht ausgegangen.

Alternative 8 erhält insgesamt 5 Wertungspunkte und einen Indikatorwert von 5. Das System ist in den Kostenparametern Bau-, Lohn-, Betrieb- und Wartungskosten günstig. Mit der Produktion von Dünger können Kosten für Mineraldünger eingespart werden. Auch hier wird davon ausgegangen, dass es keine finanzielle Unterstützung gibt.

Produktivität

In der nachfolgenden Tabelle 44 ist das Verfahren zur Bewertung der Produktivität dargelegt. Dazu sind für die Alternativen 1 bis 8 die Produkte sowie deren Verluste aufgetragen. Für das Produkt Biogas wird angenommen, dass keine Verluste entstehen und 100 % des entstehenden Biogases wiederverwendet werden können. Aus den verbleibenden Stickstoff- und Phosphoranteilen wird eine mittlere Summe gebildet. Die *Mittlerer Summe* der Phosphor- und Stickstoff- sowie Biogasanteile werden aufsummiert und eine *Mittlere Summe normiert auf 100 %* ausgegeben, welche als Grundlage für die Wertungspunkte dient.

Für Alternative 1 – dem DEWATS-System – gilt, dass die Produkte aus der Schwarzwasserbehandlung wie Faulschlammwasser und Faulschlamm nicht wieder verwendet werden. Daher wird der Nährstoffertrag zu 0 % gesetzt.

Für Alternative 1 ergibt sich eine mittlere Summe zu 54 % und für Alternative 8 zu 67 %. Für den Indikator Produktivität wird daher nach Tabelle 33 ein Indikatorwert für Alternative 1 von 3 und für Alternative 8 ein Indikatorwert von 4 ermittelt.

Tabelle 44: Bewertung der Produktivität zur Ermittlung des Teilnutzwertes der Alternativen

| Alternative | Stoffströme | Produkte | Nährstofftrag und Biogas unter Abzug der Nährstoffverluste [%] | | | Mittlere Summe normiert auf 100 % [%] |
|-----------------------|-------------|--------------------------|--|------------------|------------------|---------------------------------------|
| | | | Biogas | N _{ges} | P _{ges} | |
| 1 | OM | getrockneter Faulschlamm | - | 85 | 100 | - |
| | SW | Faulschlamm | - | 0 | 0 | - |
| | SW | Faulschlammwasser | - | 0 | 0 | - |
| | OM | Biogas | 100 | - | - | - |
| Mittlere Summe | | | 100 | 28 | 33 | 54 |
| 2 | OM/SW | getrockneter Faulschlamm | - | 85 | 100 | - |
| | GW | Brauchwasser | - | 32 | 11 | - |
| | OM/SW | Biogas | 100 | - | - | - |
| Mittlere Summe | | | 100 | 59 | 56 | 71 |
| 3 | OM | getrockneter Faulschlamm | - | 85 | 100 | - |
| | SW | getrockneter Faulschlamm | - | 85 | 100 | - |
| | GW/FSW | Brauchwasser | - | 59 | 25 | - |
| | OM | Biogas | 100 | - | - | - |
| Mittlere Summe | | | 100 | 76 | 75 | 84 |
| 4 | RD/BM | Humus | - | 50 | 100 | - |
| | SW | getrockneter Faulschlamm | - | 85 | 100 | - |
| | GW/FSW | Brauchwasser | - | 59 | 25 | - |
| Mittlere Summe | | | - | 65 | 75 | 70 |
| 5 | OM/BW | getrockneter Faulschlamm | - | 85 | 100 | - |
| | U | Stickstoffdünger | - | 67 | 100 | - |
| | GW | Brauchwasser | - | 32 | 11 | - |
| | OM/BW | Biogas | 100 | - | - | - |
| Mittlere Summe | | | 100 | 61 | 70 | 77 |
| 6 | OM | getrockneter Faulschlamm | - | 85 | 100 | - |
| | BW | getrockneter Faulschlamm | - | 85 | 100 | - |
| | U | Stickstoffdünger | - | 76 | 100 | - |
| | GW/FSW | Brauchwasser | - | 59 | 25 | - |
| | OM | Biogas | 100 | - | - | - |
| Mittlere Summe | | | 100 | 76 | 81 | 86 |
| 7 | RD/BM | Humus | - | 50 | 100 | - |
| | BW | getrockneter Faulschlamm | - | 85 | 100 | - |
| | U | Stickstoffdünger | - | 76 | 100 | - |
| | GW/FSW | Brauchwasser | - | 59 | 25 | - |
| Mittlere Summe | | | - | 68 | 81 | 74 |
| 8 | OM/F | Humus | - | 50 | 100 | - |
| | U | Stickstoffdünger | - | 67 | 100 | - |
| | GW | Brauchwasser | - | 59 | 25 | - |
| Mittlere Summe | | | - | 59 | 75 | 67 |

Kurzbezeichnungen der Stoffströme:

BM: Biomüll
 BW: Braunwasser
 F: Fäzes

FSW: Faulschlammwasser
 GW: Grauwasser
 OM: Organisches Material

RD: Rinderdung
 SW: Schwarzwasser
 U: Urin

Bildung

Aufgrund der zentralen Betriebsweise muss das Systemverständnis in der Betreiberebene hoch sein. Religion und Nachbarschaften haben daher keinen Einfluss auf den Betrieb. Im Gegensatz dazu muss zum Betrieb des Systems auf Nutzerebene kein hohes Systemverständnis vorhanden sein. Die Nutzung unterscheidet sich nicht von der bisherigen Nutzung der Toiletten, da diese wie bisher mit Wasser betrieben werden müssen. Daher erreicht die Alternative 1 bei der Bewertung des Indikators Bildung 4 Wertungspunkte und einen Indikatorwert von 4.

Bei Alternative 8 hingegen wird der Betrieb des Systems durch die Nutzer durchgeführt, wodurch in der Bewertung die Betreiberebene gleich der Nutzerebene gesetzt wird. Das Systemverständnis beim Betrieb ist generell als gering einzuordnen. Die Nutzung hingegen erfordert ein mittleres Systemverständnis. Die Nutzer müssen ihr Wassernutzungsverhalten ändern, da das System wasserlos arbeitet und damit kein Wasser zum Spülen verwendet werden darf, Wasser aus der Körperreinigung ist getrennt zu entsorgen und es ist darauf zu achten, dass Urin und Fäzes ordnungsgemäß getrennt werden. Zudem ist nach der Defäkation Strukturmaterial oder Asche auf die Fäzes zu geben. Einen hohen Einfluss auf die Wahl der Alternative 8 haben religiöse Hintergründe und Nachbarschaften, insbesondere vor dem Hintergrund der Wiederverwendung der Produkte in der Landwirtschaft. Daher ist ein hoher Aufwand zur Förderung des Systemverständnisses und der Kreislaufwirtschaft zu betreiben, um eine angemessene Akzeptanz des Systems bei der Bevölkerung zu erreichen. Insgesamt wird die Alternative 8 daher mit -3 Wertungspunkten und 2 Indikatorwerten versehen.

Verantwortlichkeiten

Aufgrund der Zentralität des DEWATS-Systems und der Semizentralität des Biogassystems, liegen die Verantwortlichkeiten für die Alternative 1 auf Dorf- und Siedlungsebene. Daraus ergibt sich nach Tabelle 33 ein Indikatorwert von 5 für Alternative 1. Alternative 8 erhält einen Indikatorwert von 1, da die Verantwortlichkeit zum Betrieb des Systems auf Personenebene liegt.

Zur Ermittlung des Nutzwertes für alle 8 Alternativen wurden in der nachfolgenden Tabelle 45 die Wertungspunkte (WP) sowie deren Indikatorwerte (IW) zusammengefasst. Durchgeführt wurde die Vergabe der Wertungspunkte auf Basis des Wertungsverfahrens nach Kapitel 5.5.3. Basierend auf Tabelle 33 wurden die Wertungspunkte in Indikatorwerte übertragen.

Tabelle 45: Wertungspunkte der Alternativen in Bezug auf die Indikatoren; Standort Pucanganom

| Indikatoren | WP – Wertungspunkt I _w – Indikatorwert, Zuordnung nach Tabelle 33 | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------|---|----------------|---------------|----------------|---------------|----------------|---------------|----------------|---------------|----------------|---------------|----------------|---------------|----------------|---------------|----------------|
| | Alternative 1 | | Alternative 2 | | Alternative 3 | | Alternative 4 | | Alternative 5 | | Alternative 6 | | Alternative 7 | | Alternative 8 | |
| | WP | I _w | WP | I _w | WP | I _w | WP | I _w | WP | I _w | WP | I _w | WP | I _w | WP | I _w |
| <i>Reinigungsleistung</i> | 90 | 4 | 100 | 5 | 100 | 5 | 100 | 5 | 100 | 5 | 100 | 5 | 100 | 5 | 100 | 5 |
| <i>Wahrnehmung</i> | 2 | 3 | 3 | 4 | 3 | 4 | 3 | 4 | 3 | 3 | 3 | 4 | 3 | 4 | 2 | 3 |
| <i>Energieverbrauch</i> | 1 | 4 | 1 | 4 | 1 | 4 | 2 | 4 | 1 | 4 | 2 | 4 | 2 | 4 | 3 | 5 |
| <i>Standortfaktoren</i> | -3 | 2 | 2 | 4 | 0 | 3 | 2 | 4 | 2 | 4 | 0 | 3 | 2 | 4 | 3 | 4 |
| <i>Ressourcen</i> | 0 | 2 | 3 | 4 | 3 | 4 | 3 | 4 | 3 | 4 | 3 | 4 | 3 | 4 | 4 | 5 |
| <i>Flexibilität</i> | 2 | 2 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 4 | 4 |
| <i>Komplexität</i> | -1 | 3 | -1 | 3 | -1 | 3 | 3 | 4 | -2 | 2 | -2 | 2 | 2 | 4 | 1 | 3 |
| <i>Kosten</i> | 2 | 2 | 2 | 2 | 4 | 4 | 5 | 5 | 4 | 4 | 4 | 4 | 5 | 5 | 5 | 5 |
| <i>Produktivität</i> | 54 | 3 | 71 | 4 | 84 | 4 | 70 | 4 | 77 | 4 | 86 | 4 | 74 | 4 | 67 | 4 |
| <i>Bildung</i> | 4 | 4 | 3 | 4 | 3 | 4 | 4 | 4 | 0 | 3 | 0 | 3 | 1 | 3 | -3 | 2 |
| <i>Verantwortlichkeit</i> | D | 5 | C | 3 | C | 3 | H | 2 | H | 2 | C | 3 | H | 2 | P | 1 |

5.5.5 Berechnung des Nutzwertes

Unter Einbeziehung der Gewichtungsfaktoren können die Teilnutzwerte der Indikatoren bezogen auf die jeweilige Alternative sowie die Nutzwerte für die gesamte Alternative errechnet werden. Die Berechnung der Teilnutzwerte und der Nutzwerte basiert auf den Gleichungen aus Kapitel 4.1.3 und den Indikatorwerten aus Tabelle 45. Der Teilnutzwert und der Nutzwert ist für alle Alternativen in Tabelle 46 dargestellt.

Insgesamt liegen die Alternativen bei ihrer Bewertung eng bei einander. Die Nutzwerte liegen im Bereich von 3,1 bis 3,9. Alternative 4 stellt hierbei die beste Alternative mit einem Nutzwert von 3,9 dar. Alternative 1 dagegen ist mit einem Nutzwert von 3,1 die ungünstigste Alternative.

Tabelle 46: Ermittlung des Teilnutzwertes (nAi) und des Nutzwertes (NAi); Standort Pucanganom

| Indikatoren | g _{sz} | Alternative 1 | | Alternative 2 | | Alternative 3 | | Alternative 4 | | Alternative 5 | | Alternative 6 | | Alternative 7 | | Alternative 8 | |
|--------------------|-----------------|----------------|-----------------|----------------|-----------------|----------------|-----------------|----------------|-----------------|----------------|-----------------|----------------|-----------------|----------------|-----------------|----------------|-----------------|
| | | I _w | n _{Ai} | I _w | n _{Ai} | I _w | n _{Ai} | I _w | n _{Ai} | I _w | n _{Ai} | I _w | n _{Ai} | I _w | n _{Ai} | I _w | n _{Ai} |
| Reinigungsleistung | 0,055 | 4 | 0,22 | 5 | 0,275 | 5 | 0,275 | 5 | 0,275 | 5 | 0,275 | 5 | 0,275 | 5 | 0,275 | 5 | 0,275 |
| Wahrnehmung | 0,082 | 3 | 0,246 | 4 | 0,328 | 4 | 0,328 | 4 | 0,328 | 3 | 0,246 | 4 | 0,328 | 4 | 0,328 | 3 | 0,246 |
| Energieverbrauch | 0,082 | 4 | 0,328 | 4 | 0,328 | 4 | 0,328 | 4 | 0,328 | 4 | 0,328 | 4 | 0,328 | 4 | 0,328 | 5 | 0,41 |
| Standortfaktoren | 0,109 | 2 | 0,218 | 4 | 0,436 | 3 | 0,327 | 4 | 0,436 | 4 | 0,436 | 3 | 0,327 | 4 | 0,436 | 4 | 0,436 |
| Ressourcen | 0,073 | 2 | 0,146 | 4 | 0,292 | 4 | 0,292 | 4 | 0,292 | 4 | 0,292 | 4 | 0,292 | 4 | 0,292 | 5 | 0,365 |
| Flexibilität | 0,018 | 2 | 0,036 | 3 | 0,054 | 3 | 0,054 | 3 | 0,054 | 3 | 0,054 | 3 | 0,054 | 3 | 0,054 | 4 | 0,072 |
| Komplexität | 0,109 | 3 | 0,327 | 3 | 0,327 | 3 | 0,327 | 4 | 0,436 | 2 | 0,218 | 2 | 0,218 | 4 | 0,436 | 3 | 0,327 |
| Kosten | 0,145 | 2 | 0,29 | 2 | 0,29 | 4 | 0,58 | 5 | 0,725 | 4 | 0,58 | 4 | 0,58 | 5 | 0,725 | 5 | 0,725 |
| Produktivität | 0,109 | 3 | 0,327 | 4 | 0,436 | 4 | 0,436 | 4 | 0,436 | 4 | 0,436 | 4 | 0,436 | 4 | 0,436 | 4 | 0,436 |
| Bildung | 0,100 | 4 | 0,4 | 4 | 0,4 | 4 | 0,4 | 4 | 0,4 | 3 | 0,3 | 3 | 0,3 | 3 | 0,3 | 2 | 0,2 |
| Verantwortlichkeit | 0,118 | 5 | 0,59 | 3 | 0,354 | 3 | 0,354 | 2 | 0,236 | 2 | 0,236 | 3 | 0,354 | 2 | 0,236 | 1 | 0,118 |
| Nutzwerte | N _{Ai} | | 3,1 | | 3,5 | | 3,7 | | 3,9 | | 3,4 | | 3,5 | | 3,8 | | 3,6 |
| Rangordnung | | | 8 | | 5 | | 3 | | 1 | | 5 | | 7 | | 2 | | 4 |

5.6 Verifizierung der Ergebnisse anhand der Rahmenbedingungen von Mumias, Kenia

Die Verifizierung der Ergebnisse, insbesondere in Hinsicht auf die Anwendbarkeit der Indikatoren, erfolgt auf Basis der Rahmenbedingungen von Tansania und Kenia. Zusammengefasst werden sie am Beispiel des Dorfes Mumias in Kenia. Die Ergebnisse der Datenerhebung haben gezeigt, dass die Anlagen in Mumias angepasst und nachhaltig sind (siehe Kapitel 5.1.2.3).

5.6.1 Bewertung der Alternativen

In der nachfolgenden Tabelle 47 sind die Wertungspunkte und die Indikatorwerte für die Alternativen 1 bis 8 bezogen auf den Standort Mumias dargestellt. Insbesondere wurde die Bewertung der Alternative für die Schule in Mumias erstellt.

Indikatoren, die sich ausschließlich auf die Technologien beziehen, bleiben in ihre Wertung und der Vergabe der Wertungspunkte unverändert, so wie sie in Kapitel 5.5.4 für den Standort Pucanganom erarbeitet wurden. Diese sind *Reinigungsleistung*, *Energieverbrauch*, *Ressourcen*, *Flexibilität*, *Produktivität* und *Verantwortlichkeiten*. Der Indikator *Komplexität* ist abhängig vom Vorhandensein von Fachpersonal vor Ort. Es wird wie bei der Bewertung der Indikatoren für den Standort Pucanganom angenommen, dass Fachpersonal nicht vorhanden ist, so dass die Bewertung des Indikators *Komplexität* die gleichen Wertungspunkte erhält wie in Tabelle 45 für Pucanganom dargestellt. Ähnliches gilt für den Indikator *Kosten*. Die Ermittlung der Kosten bezieht sich zum einen auf das System selbst, so dass in diesen Punkten keine andere Bewertung vergeben wird, im Vergleich zur Bewertung der Alternativen beim Standort Pucanganom. Lediglich der Parameter *Finanzielle Unterstützung* könnte eine Veränderung in der Bewertung ergeben. An dieser Stelle wird aber angenommen, dass es keine finanzielle Unterstützung durch Programme der Regierung oder NGO's gibt. Der Indikator *Kosten* erhält daher für den Standort Mumias die gleiche Bewertung wie beim Standort Pucanganom.

Daher gilt es, die Indikatoren *Standortfaktoren*, *Bildung* und *Wahrnehmung* zu bewerten. Die Bewertung wird, wie bereits für den Standort Pucanganom, beispielhaft an den Alternativen 1 und 8 durchgeführt.

Standortfaktoren

In Mumias ist das Klima und insbesondere die hohe mittlere Jahrestemperatur als positiv für die Alternative 1 zu bewerten. Fehlendes Gefälle und die lange Leitungslänge wirken sich negativ beim Betrieb aus. Aufgrund der geringeren Siedlungsdichte im Vergleich zu Pucanganom, sind sehr lange Leitungen erforderlich, um ausreichend Anschlussgrade für das System zu erreichen. Der Platzbedarf ist als Mittel einzustufen, da das System unterirdisch gebaut wird. Aufgrund des schwer zu bearbeitenden Bodens wird die Untergrundbe-

schaffenheit mit -1 bewertet. Insgesamt erhält die Alternative 1 daher -2 Wertungspunkte und damit einen Indikatorwert von 2.

Bei Alternative 8 wirken die hohen Temperaturen, der geringe Platzbedarf und die kurze Leitungslänge positiv. Das Gefälle und der Untergrund haben keinen Einfluss, da zum einen keine Leitungen zu verlegen sind, und zum zweiten das System komplett oberirdisch gebaut wird. Alternative 8 erhält daher für die Bewertung der Standortfaktoren 3 Wertungspunkte und einen Indikatorwert von 4.

Wahrnehmung

Die Wahrnehmung wird bei Alternative 1 mit 2 Wertungspunkten und damit mit 3 Indikatorwerten bewertet. Die Bewertung ist vergleichbar mit der Bewertung der Wahrnehmung aus Kapitel 5.5.4. Das System wird mit unangenehmen Gerüchen verbunden. Eine Beeinträchtigung im akustischen und visuellen Bereich ist nicht gegeben, da das System unterirdisch gebaut wird und geräuschlos arbeitet. Störend wirken könnte das Biogassystem, welches teilweise oberirdisch gebaut wurde. Körperliche Beeinträchtigungen sind nicht zu erwarten.

Alternative 8 erhält 3 Wertungspunkte für den Indikator Wahrnehmung. Beeinträchtigungen könnten vorliegen bei der Wartung des Systems. Ansonsten sind Trockensysteme insbesondere Latrinen und VIP-Latrinen verbreitet in Tansania und Kenia. Die Wartung im olfaktorischen Bereich erhält eine Wertung von 0, da Pit- und VIP-Latrinen i.d.R. keine Entleerung erfahren bzw. lange Standzeiten haben, bevor eine Wartung in Form von Entleerung erforderlich ist. Ist die Latrine voll, wird der Standort gewechselt, so dass keine olfaktorische Beeinträchtigung, insbesondere beim Standortwechsel, zu erwarten ist. Alternativ 8 erhält damit 4 Indikatorpunkte.

Bildung

Die Alternative 1 erhält 0 Wertungspunkte und einen Indikatorwert von 3 für der Bewertung des Indikators Bildung. Auf Betreiberebene ist ein hohes Systemverständnis und technisches Verständnis erforderlich und ein hoher Aufwand für Schulungen zu erwarten. Religiöse Einflüsse sind nicht zu erwarten, da der Betrieb zentral geregelt ist und sich die Wartung auf wenige Personen beschränkt, die i.d.R. dafür angestellt wurden. Im Vergleich dazu ist das Systemverständnis auf Nutzerebene als mittel einzustufen. Entgegen den Gewohnheiten ist die Toilette mit Wasser zu betreiben, so dass es zu schnellem Systemausfall kommen kann, wenn diese ohne Wasser benutzt wird. Aus diesem Grund könnten beispielsweise Nachbarn oder Bekannte einen negativen Einfluss auf die Nutzung des Systems ausüben. Der Einfluss von Nachbarschaften wird daher als mittel bewertet. Ansonsten ist die Benutzung einfach, so dass der Aufwand für Schulungen als gering einzustufen ist.

Bei Alternative 8 hingegen ist der Betreiber gleichzeitig der Nutzer, wodurch in der Bewertung die Betreiberebene gleich der Nutzerebene gesetzt wird. Das Systemverständnis

beim Betrieb ist generell als gering einzuordnen, da es vergleichbar mit der Nutzung von Latrinen ist. Es ist nur darauf zu achten, dass nach der Defäkation Strukturmaterial oder Asche zuzufügen ist. Es ist mit geringem Einfluss durch Religion und Nachbarschaften zu rechnen. Da die Nutzung und der Betrieb Teil des Schulbetriebes ist, wird hier der Aufwand für Schulungen als gering erachtet. Das System wird mit 6 Wertungspunkten bewertet und erhält daher ein Indikatorwert von 5.

Tabelle 47: Wertungspunkte der Alternativen in Bezug auf die Indikatoren; Standort Mumias

| Indikatoren | WP – Wertungspunkt I _w – Indikatorwert (nach Tabelle 33) | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------|---|----------------|---------------|----------------|---------------|----------------|---------------|----------------|---------------|----------------|---------------|----------------|---------------|----------------|---------------|----------------|
| | Alternative 1 | | Alternative 2 | | Alternative 3 | | Alternative 4 | | Alternative 5 | | Alternative 6 | | Alternative 7 | | Alternative 8 | |
| | WP | I _w | WP | I _w | WP | I _w | WP | I _w | WP | I _w | WP | I _w | WP | I _w | WP | I _w |
| <i>Reinigungsleistung</i> | 90 | 4 | 100 | 5 | 100 | 5 | 100 | 5 | 100 | 5 | 100 | 5 | 100 | 5 | 100 | 5 |
| <i>Wahrnehmung</i> | 2 | 3 | 3 | 4 | 3 | 4 | 3 | 4 | 3 | 4 | 3 | 4 | 3 | 4 | 3 | 4 |
| <i>Energieverbrauch</i> | 1 | 4 | 1 | 4 | 1 | 4 | 2 | 4 | 1 | 4 | 2 | 4 | 2 | 4 | 3 | 5 |
| <i>Standortfaktoren</i> | -2 | 2 | 0 | 3 | 0 | 3 | 0 | 3 | 0 | 3 | 0 | 3 | 0 | 3 | 3 | 4 |
| <i>Ressourcen</i> | 2 | 2 | 3 | 4 | 3 | 4 | 3 | 4 | 3 | 4 | 3 | 4 | 3 | 4 | 4 | 5 |
| <i>Flexibilität</i> | 2 | 2 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 4 | 4 |
| <i>Komplexität</i> | -1 | 3 | -1 | 3 | -1 | 3 | 3 | 4 | -2 | 2 | -2 | 2 | 2 | 2 | 1 | 3 |
| <i>Kosten</i> | 2 | 2 | 2 | 2 | 4 | 4 | 5 | 5 | 4 | 4 | 4 | 4 | 5 | 4 | 5 | 5 |
| <i>Produktivität</i> | 54 | 3 | 71 | 4 | 84 | 4 | 70 | 4 | 77 | 4 | 86 | 4 | 74 | 4 | 67 | 4 |
| <i>Bildung</i> | 0 | 3 | 3 | 4 | 3 | 4 | 4 | 4 | 0 | 3 | 0 | 3 | 1 | 3 | 6 | 5 |
| <i>Verantwortlichkeit</i> | D | 5 | C | 3 | C | 3 | H | 2 | H | 2 | C | 3 | H | 3 | P | 1 |

5.6.2 Berechnung des Nutzwertes

In der nachfolgenden Tabelle 46 ist die Berechnung des Teilnutzwertes und des Nutzwertes für die Alternativen 1 bis 8 dargestellt. Insgesamt befinden sich die Alternativen in einem Nutzwertbereich zwischen 3 und 4. Alternative 8, welche das komplett dezentrale Trockensystem darstellt, ist hierbei die beste Lösung für diesen Standort mit einem Nutzwert von 4. Alternative 1, das zentrale DEWATS-System, befindet sich bei dieser Bewertung in der Rangordnung an Stelle 8.

Tabelle 48: Ermittlung des Teilnutzwertes (n_{Ai}) und des Nutzwertes (N_{Ai}); Standort Mumias

| Indikatoren | g _{Sz} | Alternative 1 | | Alternative 2 | | Alternative 3 | | Alternative 4 | | Alternative 5 | | Alternative 6 | | Alternative 7 | | Alternative 8 | |
|--------------------|-----------------|----------------|-----------------|----------------|-----------------|----------------|-----------------|----------------|-----------------|----------------|-----------------|----------------|-----------------|----------------|-----------------|----------------|-----------------|
| | | I _W | n _{Ai} | I _W | n _{Ai} | I _W | n _{Ai} | I _W | n _{Ai} | I _W | n _{Ai} | I _W | n _{Ai} | I _W | n _{Ai} | I _W | n _{Ai} |
| Reinigungsleistung | 0,055 | 4 | 0,22 | 5 | 0,275 | 5 | 0,275 | 5 | 0,275 | 5 | 0,275 | 5 | 0,275 | 5 | 0,275 | 5 | 0,275 |
| Wahrnehmung | 0,082 | 3 | 0,246 | 4 | 0,328 | 4 | 0,328 | 4 | 0,328 | 4 | 0,328 | 4 | 0,328 | 4 | 0,328 | 4 | 0,328 |
| Energieverbrauch | 0,082 | 4 | 0,328 | 4 | 0,328 | 4 | 0,328 | 4 | 0,328 | 4 | 0,328 | 4 | 0,328 | 4 | 0,328 | 5 | 0,41 |
| Standortfaktoren | 0,109 | 2 | 0,218 | 3 | 0,327 | 3 | 0,327 | 3 | 0,327 | 3 | 0,327 | 3 | 0,327 | 3 | 0,327 | 4 | 0,436 |
| Ressourcen | 0,073 | 2 | 0,146 | 4 | 0,292 | 4 | 0,292 | 4 | 0,292 | 4 | 0,292 | 4 | 0,292 | 4 | 0,292 | 5 | 0,365 |
| Flexibilität | 0,018 | 2 | 0,036 | 3 | 0,054 | 3 | 0,054 | 3 | 0,054 | 3 | 0,054 | 3 | 0,054 | 3 | 0,054 | 4 | 0,072 |
| Komplexität | 0,109 | 3 | 0,327 | 3 | 0,327 | 3 | 0,327 | 4 | 0,436 | 2 | 0,218 | 2 | 0,218 | 2 | 0,218 | 3 | 0,327 |
| Kosten | 0,145 | 2 | 0,29 | 2 | 0,29 | 4 | 0,58 | 5 | 0,725 | 4 | 0,58 | 4 | 0,58 | 4 | 0,58 | 5 | 0,725 |
| Produktivität | 0,109 | 3 | 0,327 | 4 | 0,436 | 4 | 0,436 | 4 | 0,436 | 4 | 0,436 | 4 | 0,436 | 4 | 0,436 | 4 | 0,436 |
| Bildung | 0,1 | 3 | 0,3 | 4 | 0,4 | 4 | 0,4 | 4 | 0,4 | 3 | 0,3 | 3 | 0,3 | 3 | 0,3 | 5 | 0,5 |
| Verantwortlichkeit | 0,118 | 5 | 0,59 | 3 | 0,354 | 3 | 0,354 | 2 | 0,236 | 2 | 0,236 | 3 | 0,354 | 3 | 0,354 | 1 | 0,118 |
| Nutzwerte | N _{Ai} | | 3 | | 3,4 | | 3,7 | | 3,8 | | 3,4 | | 3,5 | | 3,5 | | 4 |
| Rangordnung | | | 8 | | 6 | | 3 | | 2 | | 6 | | 4 | | 4 | | 1 |

6 Diskussion

6.1 Gewichtung der Indikatoren und Bewertung der Alternativen

Die Gewichtung und die Bewertung der Indikatoren im Hinblick auf die jeweilige Alternative wurde vor dem Hintergrund einer objektiven Entscheidungsführung durchgeführt. Dennoch wurde, durch Berücksichtigung der örtlichen Rahmenbedingungen, die Gewichtung der Indikatoren sowie die Bewertung der Alternativen der Fokus auf eine Bewertung aus Sicht der Nutzer gelegt. So dass eine Lösung erhalten werden konnte, die unter den erarbeiteten 8 Alternativen die angepassteste und nachhaltigste Lösung für die spezifische Region darstellt.

Zur Übersicht wurden in Tabelle 49 nochmals Indikatoren in Bezug zu den Nachhaltigkeitskriterien dargestellt. Dabei werden 11 Indikatoren den 5 Nachhaltigkeitskriterien zugeordnet.

Tabelle 49: Zuordnung der Indikatoren zu deren Nachhaltigkeitskriterien

| | NACHHALTIGKEITSKRITERIEN | | | | |
|-------------|--------------------------|----------------------------------|-------------------------|---------------------------------------|--|
| | Gesundheit und Hygiene | Umwelt und natürliche Ressourcen | Technologie und Betrieb | Finanzielle und ökonomische Kriterien | Soziokulturelle, und institutionelle Kriterien |
| INDIKATOREN | Reinigungsleistung | Energieverbrauch | Flexibilität | Kosten | Verantwortlichkeit |
| | Wahrnehmung | Standortfaktoren | Komplexität | Produktivität | Bildung |
| | | Ressourcen | | | |

In Bild 51 werden die normierten Gewichte der Indikatoren sowie die Punktevergabe, wie sie in Tabelle 31 unter Verwendung des paarweisen Vergleichs durchgeführt wurde, dargestellt. Jeder Indikator wurde dabei mit jedem Indikator direkt verglichen und mit den Punkten 1, 0 oder 0,5 bewertet. Wobei die Vergabe von 1 Punkt bedeutet, dass der Indikator wichtiger ist, als der vergleichende Indikator. Wurden 0,5 Punkte vergeben waren beide Indikatoren in ihrer Wichtigkeit gleichwertig. Hat der Indikator 0 Punkte erhalten, war der vergleichende Indikator wichtiger.

Um die Punktevergabe sichtbar zu machen, wurden die Anzahl der vergebenen Punkte 1, 0 und 0,5 in Form einer gestapelten Säule für jeden Indikator dargestellt. Zudem wurde die normierte Gewichtung, dargestellt als Linie, auf die Säulen gelegt.

Auffällig ist hier die grau ausgefüllte Fläche des Säulendiagramms. Sie stellt die Punktevergabe von 0,5 dar. Zu erkennen ist, dass beim direkten Vergleich der Indikatoren, die Indikatoren oftmals als gleichwertig gewertet wurden, so dass jeweils 0,5 Punkte vergeben wurden. Insgesamt wurden dabei 58 mal 0,5 Punkte und jeweils 26 mal 1 und 0 Punkte vergeben, d.h. 55 % des Indikatorvergleichs beim paarweisen Vergleich wurden mit 0,5 bewertet und damit den Indikatoren eine gleiche Wichtigkeit vorausgesetzt.

Werden nun dazu die normierten Gewichte der Indikatoren betrachtet, scheint der Wertebereich von 0,018 für den Indikator *Flexibilität* bis hin zum Indikator *Kosten* mit einem normierten Gewicht von 0,145 weit zu reichen. Der Indikator *Flexibilität* hat für die Bewertung der Technologien in den untersuchten Regionen¹ eine sehr geringe Wichtigkeit. Hingegen sind die Indikatoren *Kosten* mit 0,145 und *Produktivität*, *Komplexität* und *Standortfaktoren* mit jeweils 0,109 von hoher Wichtigkeit.

Der Median mit 0,100 und das arithmetische Mittel mit 0,091 der normierten Gewichte zeigen, dass es, abgesehen von den Indikatoren *Flexibilität* und *Reinigungsleistung* mit 0,055, keine sehr großen Unterschiede in den Gewichtungen der Indikatoren gibt. Sie liegen in einem Bereich von bis 0,82 bis 0,145. Hier spiegelt sich die hohe Anzahl der Punktevergabe von 0,5 Punkten beim paarweisen Vergleich wieder.

Die Bewertung und damit das Ergebnis erreichen dadurch eine höhere Stabilität, insbesondere im Hinblick auf die Sensitivitätsanalyse, wie sie nachfolgend in Kapitel 6.4 durchgeführt werden wird. Veränderungen in den Indikatorgewichten verursachen daher bei der Sensitivitätsanalyse geringere Auswirkungen auf das Ergebnis bei der Nutzwertermittlung, und üben einen geringen Einfluss die Rangordnung der Alternativen aus.

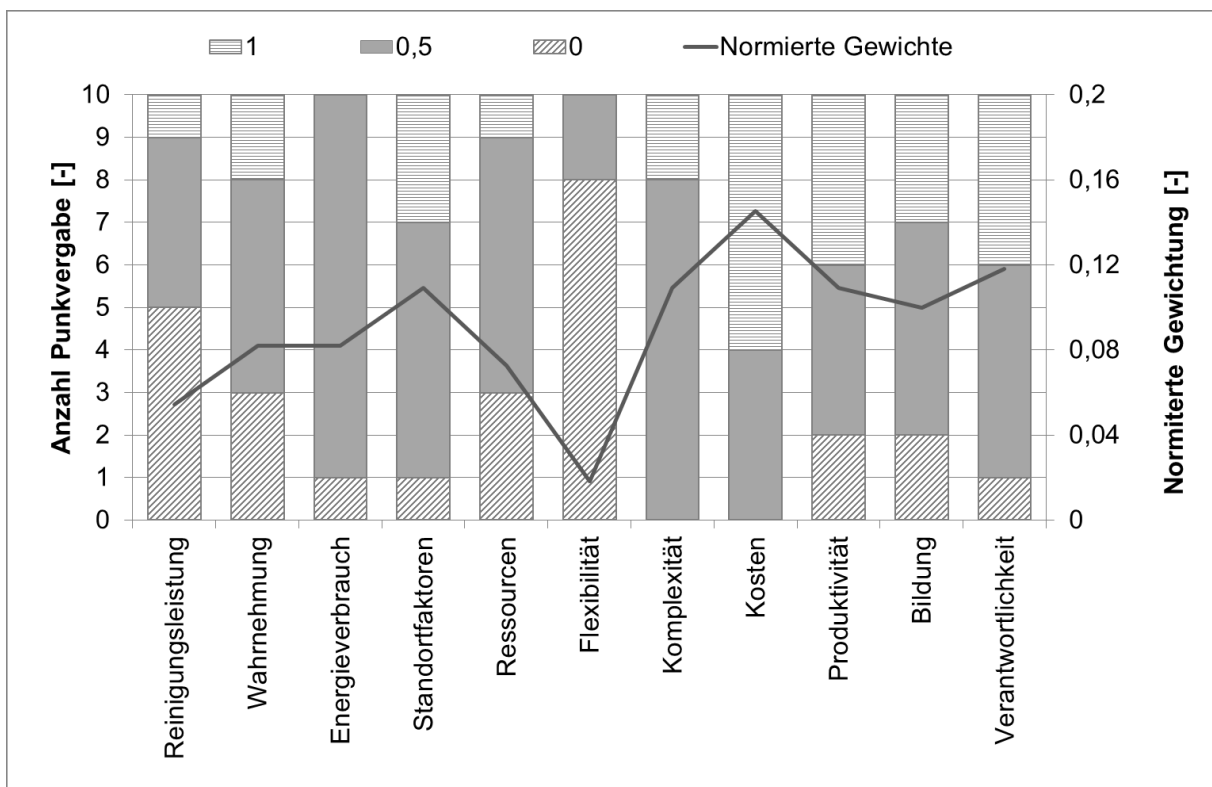


Bild 51: Punktevergabe bei der Gewichtung und normierte Gewichte

¹ Für die beiden Untersuchungsgebiete Pucanganom und Mumias wurden wie in Kapitel 5.1.2.3 dargestellt, gleiche Gewichtungen für die Indikatoren angenommen.

Werden die Indikatorgewichtungen nun auf die Nachhaltigkeitskriterien bezogen, wird deutlich, welche Zuordnung der Indikatoren entscheidend für die Technologieauswahl ist. Dazu wurden die normierten Gewichte der Indikatoren den Nachhaltigkeitskriterien zugeordnet, nochmals einer Normierung auf 100 % unterzogen und als Säulendiagramm in Bild 52 dargestellt. Die Wertigkeit der Indikatoren bzw. die dargestellten Gewichtungen der Indikatoren (Bild 52) sind daher relativ zu dem jeweiligem Nachhaltigkeitskriterium zu sehen, und untereinander nicht direkt vergleichbar.

Insgesamt ist ersichtlich, dass das Nachhaltigkeitskriterium *Finanzielle und ökonomische Kriterien* mit einer Wichtigkeit von 28 % das wichtigste Nachhaltigkeitskriterium, gefolgt vom Nachhaltigkeitskriterium *Soziokulturelle und institutionelle Kriterien* mit 24 %, für die untersuchten Regionen, ist. Hier wird deutlich, dass ein System in diesen Regionen nur akzeptiert werden kann, wenn es insbesondere die finanzielle und auch die soziokulturelle Situation der Gemeinschaft nicht belastet. Aus Sicht der Nutzer sind technologische Belange von untergeordneter Wichtigkeit, wie das Nachhaltigkeitskriterium *Technologie und Betrieb* mit einer Wichtigkeit mit 14 % zeigt. Diese Nachhaltigkeitskriterien beinhalten Zielkriterien, die im engen Zusammenhang mit dem Bau, Betrieb und Wartung des Systems stehen. Aus Sicht der gewählten Alternativen sind diese Indikatoren tatsächlich weniger wichtig, da die Alternativen vor dem Hintergrund einer angepassten nachhaltigen Technologie erstellt wurden.

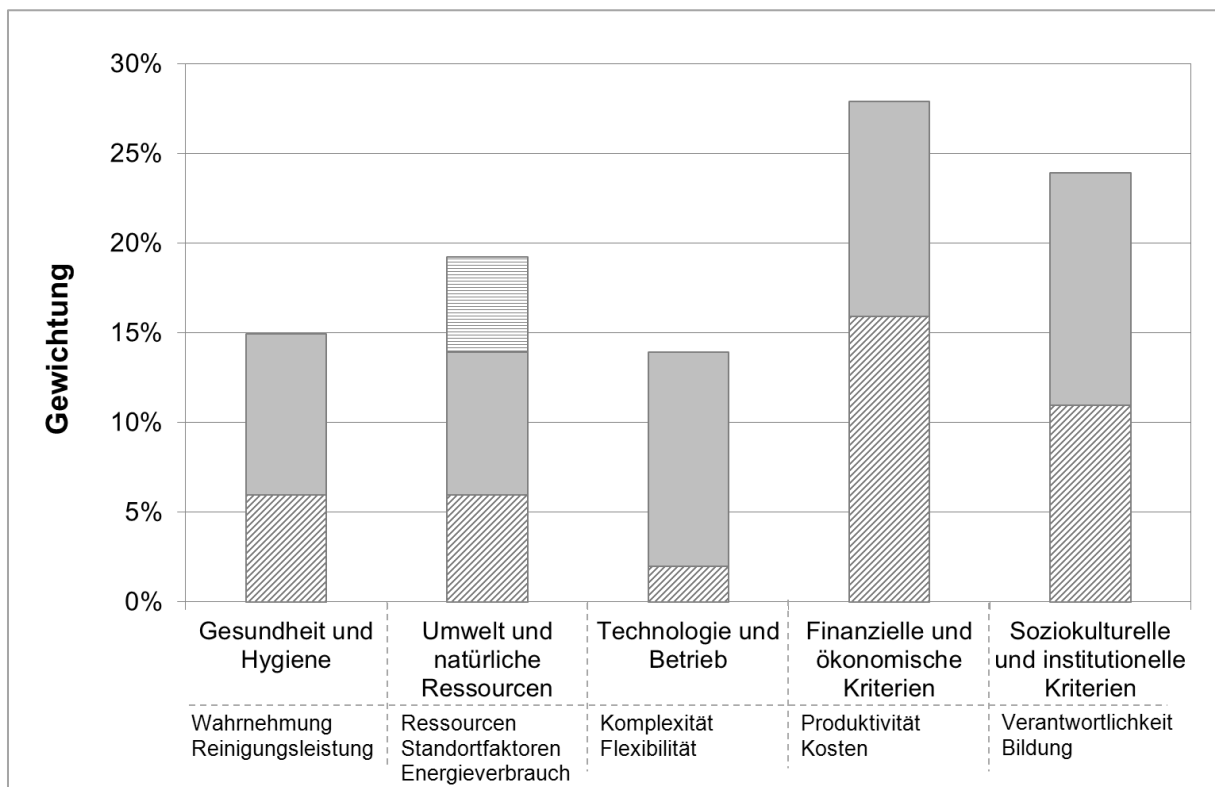


Bild 52: Wichtigkeit der Nachhaltigkeitskriterien

6.2 Bewertung der Alternativen

In dem nachfolgenden Bild 53 wurden für die Alternativen 1 bis 8 der untersuchten Regionen Pucanganom und Mumias die Nutzwerte dargestellt, so wie sie in Tabelle 46 und Tabelle 48 ermittelt wurden. Die Nutzwerte der Alternativen liegen insgesamt in einem sehr engen Wertebereich, der für die Region Pucanganom von 3,128 bis 3,946 und für die Region Mumias von 3,028 bis 3,992 reicht. Insgesamt liegen damit die Alternativen im Bereich von befriedigend bis gut. Entscheidend für die geringen Unterschiede in den Nutzwerten, waren die Einschränkungen und Anforderungen an die Alternativen, die keine große Variation in der Verfahrenstechnik ermöglichen. Anforderungen an die Technologie waren beispielsweise:

- Behandlung innerhalb der Ort- und Teilortsgrenzen
- nachhaltig und angepasst,
- Wasser- und Nährstoffkreislauf sollte geschlossen werden,
- kostengünstig
- Verwendung einer einfachen Technologie.

Zudem erreicht Alternative 3 und 6 gleiche Nutzwerte für beide Standorte. Ursache hierfür liegt in der Annahme, dass für beide Regionen die gleichen Gewichtungen für die Indikatoren gewählt wurden. Zudem unterscheidet sich die Berechnung der Nutzwerte nur in den Bewertungen der Indikatoren *Bildung*, *Standortfaktoren* und *Wahrnehmung*. Da sich die Bewertung der Indikatoren *Reinigungsleistung*, *Energieverbrauch*, *Ressourcen*, *Flexibilität*, *Produktivität* und *Verantwortlichkeiten* im weiteren Sinne auf die Technologie beziehen, welche demnach für beide Standorte gleich ist, gibt es bei deren Bewertung keine Unterschiede. Weiterhin wurden für die Indikatoren *Komplexität* und *Kosten* gleiche Annahmen in beiden Regionen getroffen. Beispielsweise war nicht klar, inwieweit Fachpersonal in beiden Standorten vorhanden ist, so dass davon ausgegangen wurde, dass kein Fachpersonal in beiden Orten verfügbar ist. Für den Indikator *Kosten* wurde zudem angenommen, dass eine Unterstützung des Projektes durch finanzielle Bezuschussung nicht vorhanden ist.

Dennoch wird durch die Bewertung der 3 Indikatoren *Bildung*, *Standortfaktoren* und *Wahrnehmung*, eine unterschiedliche Rangordnung der Alternativen, bezogen auf die jeweilige Region, erreicht. Für Pucanganom ist dabei die beste Lösung Alternative 4, mit einem Nutzwert von 3,946, welches eine Schwarzwasserbehandlung in der Klärgrube sowie eine Kompostierung des organischen Materials vorsieht. Im Gegensatz dazu stellt die Alternative 8 die beste Lösung für den Standort Mumias dar, die einen Nutzwert von 3,992 erreicht hat. Alternative 8 ist das Trockensystem mit Trennung von Urin und Fäzes und ebenfalls einer Kompostierung des organischen Materials. Wobei aber auch für den Standort Mumias Alternative 4 einen vergleichbar hohen Nutzwert erreicht von 3,837 und damit auf Rang 2 gelangt.

Deutliche Unterschiede bei den errechneten Nutzwerten sind bei den Alternativen 7 und 8 erkennbar. Für den Standort Pucanganom erreicht Alternative 8 den Rang 4, wobei sie hingegen bei Mumias den Rang 1 erhält. Alternative 7 hingegen erreicht für den Standort Mumias nur Rang 4 und für die Region Pucanganom Rang 2. Alternative 1 ist beim Vergleich der beiden Standorte jeweils auf Rang 8.

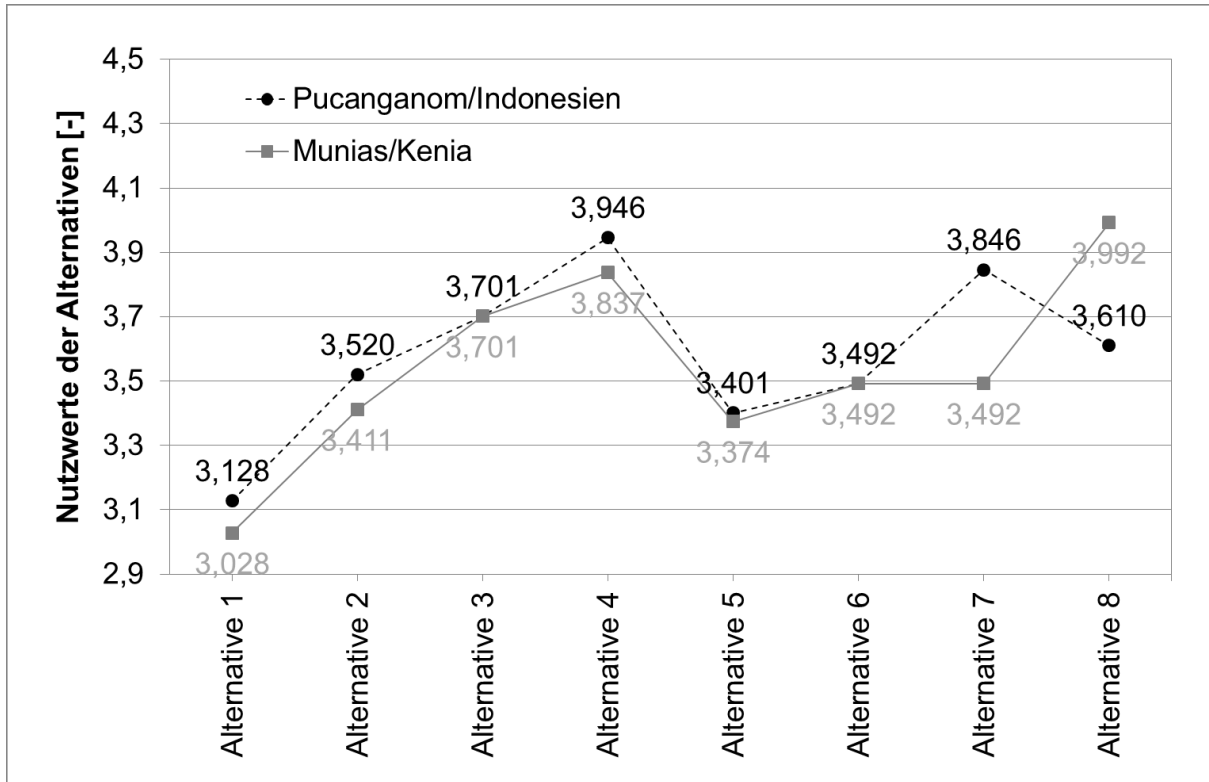


Bild 53: Nutzwerte der Alternativen 1 bis 8 der untersuchten Regionen Pucanganom und Mumias im Vergleich

Ursachen für die geringen Nutzwerte der Alternative 1 zeigt die Darstellungen Teilnutzwerte in Bild 54. Dazu werden die Teilnutzwerte der Alternativen, die die besten Lösungen der Regionen sind – Alternative 4 für Pucanganom und Alternative 8 für Mumias, im Vergleich zu Alternative 1, welche die ungünstigste Lösung für beide Regionen ist, in Bild 54 dargestellt. Wobei aufgrund der Übersichtlichkeit lediglich die Teilnutzwerte der Alternative 1 vom Standort Mumias aufgetragen wurden.

Deutliche Vorteile zeigen die Alternativen 4 und 8 bei den Teilnutzwerten Kosten und Produktivität, welche gleichzeitig das Nachhaltigkeitskriterium *Finanzielle und ökonomische Kriterien* darstellen sowie Energieverbrauch, Standortfaktoren und Ressourcen, welche das Nachhaltigkeitskriterium *Umwelt und natürliche Ressourcen* vertreten. Gleichzeitig zeigen sich hier die Nachteile der Alternative 1. Insbesondere die Indikatoren *Standortfaktoren*, *Ressourcen*, *Kosten*, *Produktivität* und *Bildung* sind für den geringen Nutzwert der Alternative 1 verantwortlich. Zusammengefasst bedeutet es, dass das DEWATS-System als zentrale Anlage mit einem vergleichbar hohen Wasserverbrauch, der notwendig zum sicheren Betrieb des zentralen Systems ist, und der vergleichbar geringen Nutzbarkeit der Produkte in

der Landwirtschaft für beide Regionen, im Vergleich zu den anderen Alternativen, nicht geeignet ist.

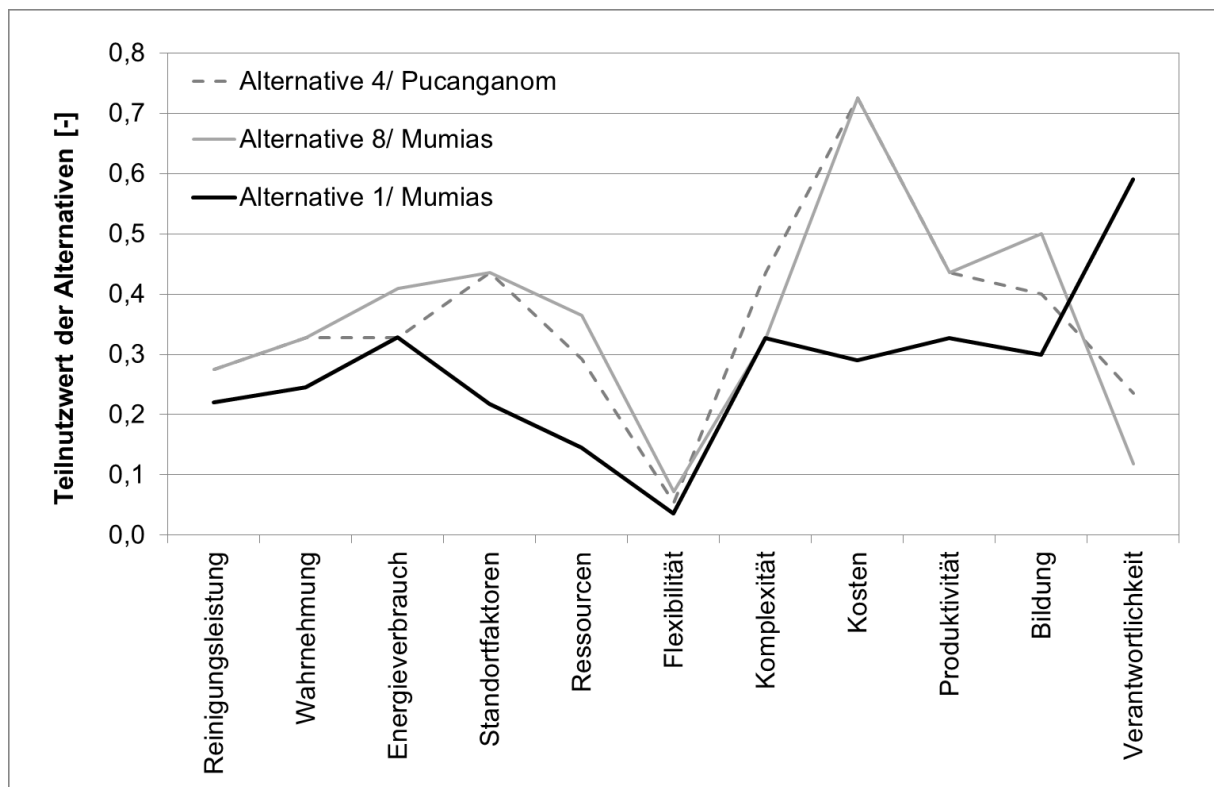


Bild 54: Teilnutzwerte der Alternativen 1 und 8 des Standortes Mumias sowie Teilnutzwerte der Alternative 4 des Standortes Pucanganom

Alternativen 2,3,5,6 und 7 zeichnen sich durch die Behandlung der feststoffreichen Phase mit Biogassystemen aus bzw. erfordern eine Trennung von Gelbwasser bzw. Urin von Braunwasser. Insbesondere die Alternativen 5, 6 und teilweise 7 schlagen eine Trennung von Urin und Fäkalien vor, diese erreichten aber eine deutlich schlechtere Bewertung als Alternativen ohne Trennung. Alternative 7 besitzt allerdings gleichermaßen wie Alternative 4 den Kostenvorteil, so dass beim Standort Pucanganom Alternative 7 den Rang 2 erreicht. Hier spiegelt sich die Wichtigkeit des Nachhaltigkeitskriteriums *Finanzielle und ökonomische Kriterien* wieder. Der Mehrwert, der durch die Produktion der regenerativen Energie Biogas erreicht wird, kann den Kostenvorteil nicht übertreffen. Alternativen, die eine Behandlung der feststoffreichen Phase im Biogasreaktor vorsehen, erreichen daher bei beiden Standorten maximal die Ränge 5 bis 7.

6.3 Verifizierung der Ergebnisse

Alternative 4 und 8, bezogen auf ihre Region, zeichnen sich besonders als kostengünstiges System aus, bei dem auch als Voraussetzung keine besonderen Vorkenntnisse und Schulungen notwendig sind, um einen sicheren Betrieb zu gewährleisten. Diese Systeme lehnen sich sehr stark an die Sanitärsysteme an, die bereits in Pucanganom bzw. Mumias genutzt werden. Alternative 4 bezogen auf Pucanganom, lässt eine Nutzung von Wasser zur Körperreinigung nach dem Toilettengang zu. Dennoch ist nur so viel Wasser nötig wie

tatsächlich für die Körperhygiene und zum Spülen der Ausscheidungen in die Klärgrube mit kurzen Leitungswegen notwendig ist. Im Gegensatz dazu sind die Schüler in Mumias Latrinen gewohnt, bei denen kein Wasser zum Spülen der Ausscheidungen oder für die Hygiene notwendig ist. Aufgrund dessen wurde in Mumias als beste Lösung das Trockensystem, Alternative 8 identifiziert.

Eine Implementierung von unbekanntem, neuen Systemen erfordert einen höheren Aufwand bei Schulungen und ein ausreichend langes Monitoring und Begleitung des Betriebes und der Wartung, um die Nachhaltigkeit des Systems sicherzustellen. Besonders im ländlichen Raum in Entwicklungsländern kann fehlendes oder zu kurzes Monitoring zum Scheitern des Projektes führen. Oftmals sind die finanziellen Mittel so knapp, dass die zur Implementierung ausreichen, aber keine ausreichende Nachbetreuung für Betrieb und Wartung bereitstellen.

Es hat sich gezeigt, dass Alternative 8, die bereits nach der Feldbegehung als angepasste und nachhaltige Lösung für den Standort Mumias identifiziert wurde, im theoretischen Modell dieser Arbeit, ebenso die beste Lösung für den Standort Mumias ist. Es wurde damit bestätigt, dass die Indikatoren, die anhand der Rahmenbedingungen von Gunung Kidul entwickelt wurden, übertragbar auf die ländlichen Regionen in Tansania und Kenia sind. Damit wurde nachgewiesen, dass die 11 Indikatoren in ländlichen Regionen in Entwicklungs- und Schwellenländern für die Bewertung und Auswahl von semi- bis dezentralen Abwasserbehandlungssystemen angewendet werden können.

Mit der Verifizierung der Indikatoren an einer zweiten Region wurde der modellhafte Charakter der Indikatoren nachgewiesen, die damit den üblichen Strukturen in Entwicklungs- und Schwellenländern entsprechen. Sie zeichnen sich damit als übertragbar aus. Es wird daher davon ausgegangen, dass die Indikatoren auf weitere ländliche Regionen in Entwicklungsländern übertragbar sind.

6.4 Sensitivitätsanalyse

Dennoch ist zu beachten, dass eine rein objektive Bewertung, insbesondere von außenstehenden Entscheidungsträgern nicht zu treffen ist, da sie teilweise im Ermessen des Entscheidungsträgers liegt, insbesondere wenn Randbedingungen nicht ganz klar sind. Daher ist es sinnvoll, zur Prüfung der Gewichtung eine Sensitivitätsanalyse durchzuführen. Dabei werden die Gewichtungen der Indikatoren verändert und die Auswirkung auf Nutzwerte ermittelt. Dieses wird nachfolgend am Beispiel des Standortes Pucanganom (PA) durchgeführt. Dargestellt sind, je Alternative, 4 Nutzwerte, die sich aus 4 verschiedenen Gewichtungen ableiten lassen. Ziel war es die größten und kleinsten Gewichte zu vertauschen, um möglichst große, sichtbare Auswirkungen bei der Ermittlung der Nutzwerte zu erhalten. Die Gewichtungen wurden wie folgt verändert:

- Gewichtung aus dem paarweisen Vergleich - als Referenz

- Tausch der größten und der geringsten Gewichtung – Indikatoren *Kosten* und *Flexibilität*,
- Tausch der zweitgrößten und zweitkleinsten Gewichtung - Indikatoren *Verantwortlichkeit* und *Reinigungsleistung*,
- gleiche Gewichtung von 1/11 für alle Indikatoren.

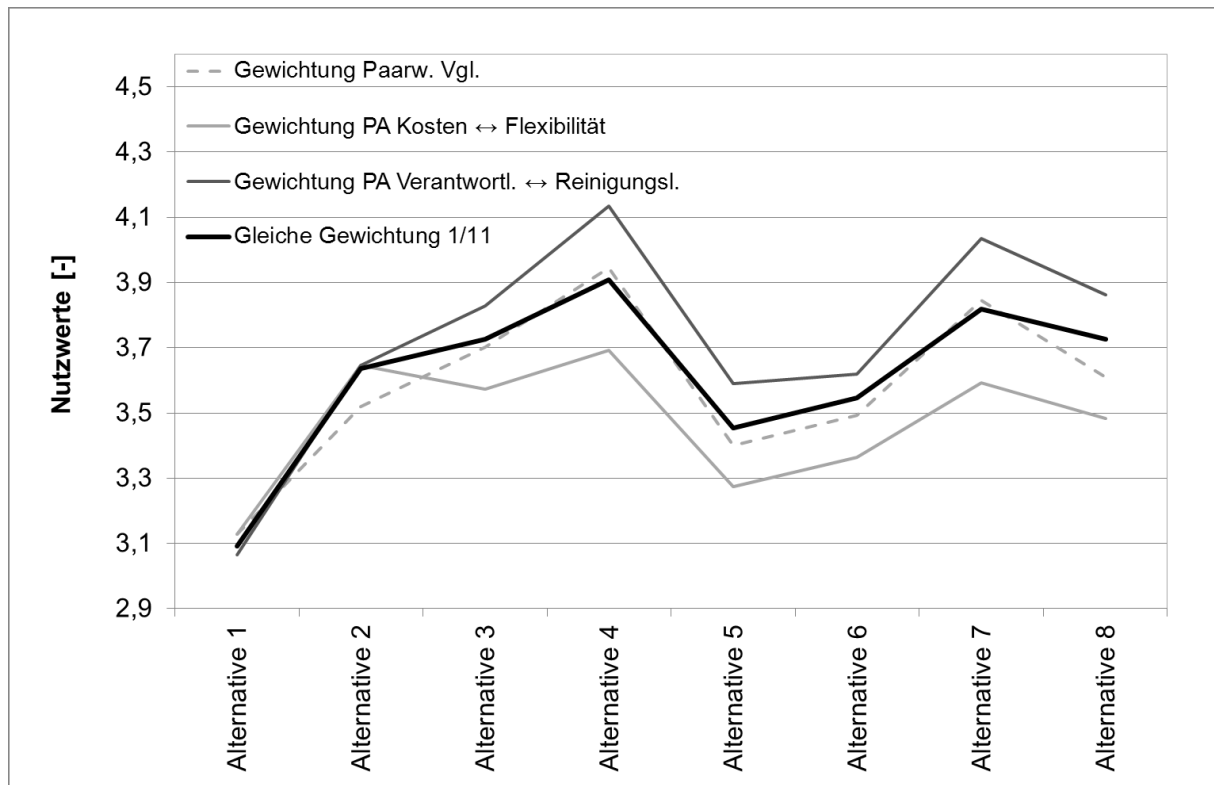


Bild 55: Sensitivitätsanalyse - Nutzwerte der Alternativen 1 bis 8 bei Variation der Indikatorgewichtung

Bei der Sensitivitätsanalyse wird deutlich, dass die Nutzwerte der Alternative 1 für den Standort Pucanganom sich kaum verändern und damit weiterhin den Rang 8 belegen. Alternative 4 bleibt für Pucanganom in allen Varianten die beste Lösung, auch wenn sich in den Nutzwerten der Alternative 4 größere Unterschiede ergeben, im Vergleich zu den Nutzwerten, die mit den Gewichtungen aus dem paarweisen Vergleich ermittelt wurden. Insbesondere beim Tausch der Gewichtungen *Kosten* und *Flexibilität*, welche zum einen den wichtigsten und den am wenigsten wichtigsten Indikatoren darstellen, liegen die Nutzwerte der Alternativen in einem engeren Wertebereich. Dieser reicht von einem Nutzwert der Alternative 1 mit 3,128 bis hin zum Nutzwert der Alternative 4 mit 3,692, so dass es innerhalb dieses Wertebereiches zu Verschiebungen der Rangordnung kommen und damit weniger repräsentativ sein kann. Im Vergleich dazu konnte es durch die getauschten Gewichtungen der Indikatoren *Reinigungsleistung* und *Verantwortlichkeit* zu einer Erweiterung des Wertebereichs kommen. Im Vergleich zu den Nutzwerten aus dem paarweisen Vergleich haben hier Alternative 8 und Alternative 3 die Rangordnung vertauscht. Sie liegen auf den

Rängen 3 und 4. Wobei die Nutzwerte dieser Alternativen sich nur sehr gering mit 3,862 für Alternative 8 und 3,827 für Alternative 3 unterscheiden.

Dennoch hat sich die beste und schlechteste Lösung für diesen Standort bei der Sensitivitätsanalyse bestätigt, wodurch davon auszugehen ist, dass ein anderer Entscheidungsträger diese beiden Lösungen ebenfalls als beste und schlechteste Lösung erhalten hätte.

6.5 Qualität der Entscheidung

Im Vergleich zum rein intuitiven Abwägen von Stärken und Schwächen einzelner Entscheidungen erweist sich der Einsatz von entscheidungsunterstützenden Methoden bei der Technologieauswahl als vorteilhaft. Nach- und auch Vorteile von Technologien können besser und vergleichend herausgearbeitet werden, so dass insbesondere komplexe Entscheidungsprobleme in Einzelentscheidungen zergliedert werden sowie der Einfluss einzelner Parameter transparent gestaltet werden kann. Die Entscheidung lässt sich einfacher begründen und bietet Grundlage für konstruktive Diskussionen (Eisenführ und Weber 1999, Ruhland 2004).

Dennoch darf nicht vergessen werden, dass trotz Zergliederung des Entscheidungsprozesses insbesondere bei der Erstellung der Indikatorgewichtung die Gefahr des subjektiven Einflusses in sich birgt, da die Gewichtung nur bedingt wissenschaftlich begründet werden kann. Aufgrund dessen und um auch die Indikatorgewichtung und deren Einfluss auf die Nutzwerte transparent und wissenschaftlich begründbar zu gestalten, ist eine Sensitivitätsanalyse von Vorteil und zwingend erforderlich.

7 Zusammenfassung

In dieser Arbeit wurde eine Methodik erstellt, die es ermöglicht, nachweislich eine angepasste und nachhaltige Abwassertechnologie für den ländlichen Raum in Entwicklungsländern zu ermitteln. Rahmenbedingungen der Region Gunung Kidul, Indonesien boten eine Grundlage für die Entwicklung von Indikatoren. Die Indikatoren wurden in einem entscheidungsunterstützenden Verfahren angewendet, um semi- bis dezentralen Abwasserbehandlungssysteme zu bewerten.

Unter Anwendung der Nutzwertanalyse wurde eine Methode als entscheidungsunterstützendes Verfahren gewählt, welches eine leicht verständliche Vorgehensweise bietet, die es fachfremden Personen, Entscheidungsträgern und Nutzern ermöglicht, gleichermaßen in das Entscheidungsverfahren eingebunden zu werden.

Unter Beachtung der fünf Nachhaltigkeitskriterien für eine nachhaltige Sanitärversorgung wurden aus der Schnittmenge der Technologieindikatoren und den Rahmenbedingungen der Region Gunung Kidul die wichtigsten Indikatoren zur Bewertung von Abwasserbehandlungssystemen abgeleitet. Die nachfolgend genannten Indikatoren sind gültig für semi-urbane und rurale Regionen von Entwicklungs- und Schwellenländern.

- Reinigungsleistung
- Wahrnehmung
- Energieverbrauch
- Standortfaktoren
- Ressourcen
- Flexibilität
- Komplexität
- Kosten
- Produktivität
- Verantwortlichkeit
- Bildung

Die Gewichtungen der Indikatoren sind standortspezifisch auf Basis der Rahmenbedingungen zu ermitteln und können demnach, abhängig vom Standort, verschiedene Gewichtungen erhalten. Als wichtigster Indikator für die Standorte Pucanganom und Mumias wurde der Indikator *Kosten*, und im Vergleich der unwichtigste Indikator *Flexibilität*, ermittelt.

Auf Basis der Rahmenbedingungen des Dorfes Pucanganom wurde eine Alternativliste für semi- bis dezentrale Abwasserbehandlungssysteme im Lowcost und Lowtech Bereich erstellt. Zur Verifizierung der Ergebnisse, im Besonderen der Indikatoren, wurde diese Alternativliste auf Mumias angewendet. Grundsätzlich ist für jede Region eine neue Alternativliste auf Basis der vor Ort vorherrschenden Rahmenbedingungen zu erstellen.

Unter Verwendung der Nutzwertanalyse wurde als beste Lösung für das Dorf Pucanganom in der Region Gunung Kidul, Indonesien eine Alternative (Alternative 4) ermittelt, die die Behandlung des Schwarzwasserstroms darstellt. Schwarzwasser wird separat von Grauwasser in eine semizentrale Klärgrube geleitet. Dort finden eine anaerobe Stabilisierung sowie eine Separation der feststoffreichen und feststoffarmen Phase statt. Die feststoffreiche Phase wird

nach anaerober Stabilisierung auf ein Trockenbeet gebracht und die feststoffarme Phase wird gemeinsam mit Grauwasser in einem semizentralen aeroben Sandfilter behandelt. Biomüll wird am Haus dezentral kompostiert. Rinderdung wird nach Trocknung vor der Aussaat direkt auf das Feld gebracht. Die Produkte aus der Stoffstrombehandlung sind zur Verbesserung der Bodenqualität und als Dünger in der Landwirtschaft einsetzbar.

Als beste Lösung für den Standort Mumias, Kenia wurde eine Alternative (Alternative 8) mit Hilfe der Nutzwertanalyse identifiziert, die insgesamt ein dezentrales System ist. Sie wird ohne Nutzung von Spülwasser betrieben und wird als Trockensystem bezeichnet. Urin und Fäzes werden separiert, getrennt abgeleitet und behandelt. Wobei Urin bis zur Stabilisierung und zu Beginn der Düngezeit gelagert wird. Fäzes und Biomüll werden bei einer Co-Kompostierung aerob stabilisiert. Wasser zur Analreinigung wird separiert und der Grauwasserbehandlung zugeleitet, und gemeinsam mit Grauwasser mittels Sandfiltration behandelt. Rinderdung wird getrocknet und zur Düngezeit auf die Ackerflächen gebracht. Die Produkte von Alternative 4 sind in der Landwirtschaft wiederverwendbar.

Mit der Verifizierung der Indikatoren anhand der Rahmenbedingungen des Standortes Mumias, Kenia konnte nachgewiesen werden, dass die Indikatoren, welche anhand der Region Gunung Kidul entwickelt wurden, übertragbar auf ländliche Regionen in Tansania und Kenia sind, um semi- bis dezentrale Abwasserbehandlungssysteme zu bewerten. Die Indikatoren besitzen einen modellhaften Charakter, die den üblichen Strukturen in Entwicklungs- und Schwellenländern entsprechen, wodurch sich die Indikatoren als übertragbar auszeichnen. Es wird daher davon ausgegangen, dass die Indikatoren auf weitere ländliche Regionen in Entwicklungsländern übertragbar sind.

8 Literatur

ABFKLÄRV (1992): Klärschlammverordnung. vom 15.04.1992 (BGBl. I S. 912), geändert durch Artikel 9 der Verordnung vom 9. November 2010 (BGBl. I S. 1504).

ABWV (2004): Abwasserverordnung - Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer. Juni 2004 (BGBl. I S. 1108, 2625), geändert durch Artikel 5 Absatz 8 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212).

ACKERMANN, K. (2010): Brauchwasser (Grauwasser) - Recycling mit ingenieurökologischen und technischen Verfahren in Europa und Entwicklungsländern. Interdisziplinäres Projekt, Hochschule RheinMain.

AMON, B.; AMON, T.; BOXBERGER, J.; ALT, C. (2001): Emissions of NH₃, N₂O and CH₄ from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading). Nutrient Cycling in Agroecosystems 60, 103-113. Zitiert in Raupp und Oltmanns (2006).

ATV-DVWK-ARBEITSBERICHT (2002): Überlegungen zu einer nachhaltigen Siedlungswasserwirtschaft. ATV-DVWK Arbeitsbericht der Arbeitsgruppe GB-5.1: Nachhaltige Siedlungswasserwirtschaft, Hrsg: GFA Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V.: Hennef.

BAKIR, H. (2001): Water Demand Management and Pollution Control: Key to securing and safeguarding the water supplies of MENA in the 21st Century; WHO (Hrsg.), Online Publikation: www.emro.who.int/publications/CEHA-ESCWA.pdf (21.01.2013).

BASTIAN, A.; BORNEMANN, C.; HACHENBERG, M.; OLDENBURG, M.; SCHMELZER, M.; BUTZEN, A.; WERRES, F.; BALSAA, SCHNEIDER, R.J.; KAUB, J.-M.; LONDONG, J.; SIMONS, J.; CLEMENS, J.; RECHENBURG, A.; HOGREBE, M. (2005): Nährstofftrennung und -verwertung in der Abwassertechnik am Beispiel der Lambertsmühle. Verein zur Förderung der Agrikulturchemie e.V., Institut für Pflanzenernährung, Bonn, ISBN 3-937941-02-9.

BEARTH, T.; BECKER, B.; KAPPEL, R.; KRÜGER, G.; PFISTER, R. (HRSG.) (2007): Afrika im Wandel. vdf Hochschulverlag AG, ETH Zürich.

BECHMANN, A. (1978): Nutzwertanalyse, Bewertungstheorie und Planung. Haupt-Verlag, Bern.

BERGER, W.; LORENZ-LADENER, C. (2008): Kompost-Toiletten - Sanitärsysteme ohne Wasser. 1. Auflage, Staufien bei Freiburg.

BIDLINGMAIER, W. (1980): Faktoren zur Steuerung der gemeinsamen Kompostierung von Abwasserschlamm mit organischem Strukturmitteln. Bielefeld: Erich Schmidt-Verlag.

BIDLINGMAIER, W. (2000): Biologische Abfallverwertung. Stuttgart: Eugen Ulmer Verlag.

BISCHOFBERGER, W.; DICHTL, N.; ROSENWINKEL, K.-H.; SEYFRIED, C.-F.; BÖHNKE, B. (HRSG.) (2005): Anaerobtechnik. 2. Auflage, Springer: Berlin, Heidelberg.

BLANK, A. (2009): Einfluss der Abwassertemperatur auf Bemessung, Auslegung und Reinigungsleistung von Scheibentauchkörpern. Dissertation, Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Universität Karlsruhe (TH).

BLOHM, H.; LÜDER, K. (1991). Investition. 7. Auflage, München: Verlag Vahlen.

BMU (HRSG.) (2012): Deutsches Ressourceneffizienzprogramm (ProgRess) – Programm zur nachhaltigen Nutzung und zum Schutz der natürlichen Ressourcen, Berlin.

Wasserwirtschaft in Deutschland, Bonn.

BMZ (2008): Entwicklungszusammenarbeit im Bereich Siedlungshygiene und Abwassermanagement. Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (Hrsg.) BMZ Spezial 158.

BMZ (2011): Chancen schaffen – Minds of change: Zukunft entwickeln – Enhancing Opportunities. Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (Hrsg.) BMZ Spezial 158, Online-Publikation: http://www.bmz.de/de/publikationen/reihen/sonderpublikationen/Chancen_schaffen.pdf (13.06.2012).

BÖHM, E., HILLENBRAND, T., LIEBERT, J., SCHLEICH, J., WALZ, R. (2001): Kosten-Wirksamkeitsanalyse von nachhaltigen Maßnahmen im Gewässerschutz., Forschungsbericht 2999 21 289 UBA-FB 000221, Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung ISI, Karlsruhe.

BOND, T.; TEMPLETON, M. R. (2011): History and future of domestic biogas plants in the developing world. Energy for Sustainable Development, S. 347-354.

BPS (2008): Badan Pusat Statistik: The overview of poverty in Indonesia in March 2008. No. 37/07/Th. XI, Online Publikation: <http://www.bps.go.id/releases/files/eng-kemiskinan-01jul08.pdf?> (19.05.2009).

BPS (2012): Badan Pusat Statistik: Statistik Provinsi D.I. Yogyakarta, Online Publikation: <http://yogyakarta.bps.go.id/ebook/Daerah%20Istimewa%20Yogyakarta%20Dalam%20Angka%202012/index.html#/1> (21.02.2013).

BRINKMEYER, D.; MÜLLER, R. A. E. (1994): Entscheidungsunterstützung mit dem AHP. Zeitschrift für Agrarinformatik 5, 82 – 92.

BROCKHOFF, K. (1976): Scoring-Modelle in der Forschungsplanung. ZfBf-Kontaktstudium 28, 203 – 212.

BRUNNER, P. G. (2002): Bodenfilter zur Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem. Hrsg. LfU – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: Siedlungswasserwirtschaft.

BUCHER, H.; SCHLÖMER, C.; LACKMANN, G. (2004): Bevölkerungsentwicklung in den Kreisen der Bundesrepublik Deutschland zwischen 1990 und 2020. Informationen zur Raumentwicklung, 3/4, 107 – 126.

BURGHARDT, M. (2006): Projektmanagement – Leitfaden für die Planung, Überwachung und Steuerung von Projekten. 7. Auflage, Publicis Corporate Publishing, Erlangen.

BUW (2009): Abwasserbehandlung: Gewässerbelastung, Bemessungsgrundlagen, Mechanische Verfahren, Biologische Verfahren, Reststoffe aus der Abwasserbehandlung, Kleinkläranlagen. Weiterbildendes Studium Wasser und Umwelt (Hrsg.), Bauhaus-Universität Weimar.

BUW (2007): Siedlungswasserwirtschaft im ländlichen Raum – Teil Abwasserentsorgung. Weiterbildendes Studium Wasser und Umwelt (Hrsg.), Bauhaus-Universität Weimar.

CHEN, S.; RAVALLION, M. (2008): The developing world is poorer than we thought, but no less successful in the fight against poverty. Policy research working paper 4703. World Bank (Hrsg.), Online Publikation: <https://openknowledge.worldbank.org/bitstream/handle/10986/6322/WPS4703.pdf?sequence=1> (18.01.2013)

CHOI, R. (2006): Umweltbewusstsein und der Wandel zur nachhaltigen Entwicklung unter Berücksichtigung der Mobilitätsproblematik - Eine empirische Vergleichsstudie zwischen Deutschland und Südkorea. Dissertation Freie Universität Berlin, Fachbereich Erziehungswissenschaft und Psychologie.

CSEHI, K. (1997): Ammoniakemission bei der Kompostierung tierischer Exkremate in Mieten und Kompostqualität. Dissertation Universität Hohenheim, Institut für Agrartechnik.

DEUTSCHER BUNDESTAG (2001): Erster Bericht der Enquete-Kommission: Nachhaltige Energieversorgung unter den Bedingungen der Globalisierung und der Liberalisierung. Drucksache 14/7509, Berlin.

DEUTSCHER BUNDESTAG (2002): Schlussbericht der Enquête-Kommission: Demographischer Wandel – Herausforderungen unserer älter werdenden Gesellschaft an den Einzelnen und die Politik. Drucksache 14/8800, Berlin.

DESTATIS (2009): Umwelt - Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung. - Fachserie 19 Reihe 2.1, Statistisches Bundesamt: Wiesbaden.

DFA (2006): Workshop in design and problem solving in Kibera, Kenya. April – July 2006, Online-Publikation: www.designforafrica.com (24.04.2013).

DIMPL, E. (2010): Small-scale electricity generation from biomass - part II: Biogas. Technical report, GTZ-HERA - Poverty-oriented Basic Energy Service.

DREYER, A. (1974): Scoring-Modelle bei Mehrfachzielsetzungen. Zeitschrift für Betriebswirtschaft 44, 255 – 274.

DSW (2011): Infoblatt - Afrika südlich der Sahara: Daten und Fakten. Deutsche Stiftung Weltbevölkerung (Hrsg.), Online-Publikation: http://www.weltbevoelkerung.de/uploads/tx_tspagefileshortcut/Daten_und_Fakten_09.11.pdf (07.03.2013).

DSW (2012): Datenreport der Stiftung Weltbevölkerung- Soziale und demographische Daten weltweit. Deutsche Stiftung Weltbevölkerung (Hrsg.), Online-Publikation: http://www.weltbevoelkerung.de/fileadmin/user_upload/PDF/Datenreport/Datenreport_2012.pdf (08.03.2013).

DWA-M 115-2 (2005): Indirekteinleitung nicht häuslichen Abwassers - Teil 2: Anforderungen, DWA Regelwerk, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (Hrsg.), Hennef: DWA.

DWA (2009): Neuartige Sanitärsysteme. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (Hrsg.). DWA-Fachausschuss KA-1 Neuartige Sanitärsysteme. Hennef: DWA.

EDER, B.; SCHULZ, H. (2006): Biogas-Praxis. Grundlagen, Planung, Anlagenbau, Beispiele, Wirtschaftlichkeit. Staufen: ökobuch Verlag.

EISENFÜHR, F.; WEBER, M. (1999): Rationales Entscheiden, 3. Auflage, Springer: Berlin.

ENGLERT, R.; KULLE, E.-P. (1999): Abwasserbehandlung mit Keimreduzierung in einem Wasserschutzgebiet. Wasser und Boden 3 (51), 13-18.

FACH, S.; NDUNG’U, P. (2009): Fragebogen zur Bewertung der sanitären Situation von verbesserten sanitären Einrichtungen in Tansania und Kenia. Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Karlsruher Institut für Technologie.

FAO (1996): Biogas Technology: A training manual for extension. Consolidated Management Services Nepal, FAO/TCP/NEP/4415-T, Online-Publikation: <http://www.fao.org/docrep/008/ae897e/ae897e00.htm> (12.12.12).

FISCHEDICK, M.; ELLENBECK, T. (2004): Kurzstudie - Innovative Technologien für Entwicklungsländer: Aktuelle Ansätze zur Energie-, Trinkwasser- und Nahrungsbereitstellung. Abschlussbericht, Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH, Wuppertal, Online-Publikation: http://www.wupperinst.org/uploads/tx_wiprojekt/2102-report-de.pdf (20.10.2010).

FLATHE, H.; PFEIFFER, D. (1965): Grundzüge der Morphologie, Geologie und Hydrogeologie im Karstgebiet Gunung Sewu/ Java (Indonesien). Geologisches Jahrbuch, Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.) Wiesbaden, 83, S. 533 – 562.

FUCHS, S. (2003): Retentionsbodenfilter – Betriebserfahrungen / Konsequenzen. ATV-DVWK-Regenwassertage 15./16.6.2003, Landau (Tagungsband), Hennef.

FRISCHKNECHT, P.; SCHMIED, B.: (2009): Umgang mit Umweltsystemen: Methodik zum Bearbeiten von Umweltproblemen unter Berücksichtigung des Nachhaltigkeitsgedankens. 4. Auflage, Hochschulschriften zur Nachhaltigkeit HSN 40, oekom Verlag: München.

GALLERT, C.; WINTER, J. (1999): Bacterial metabolism in wastewater treatment systems. Biotechnology, Volume 11a: Environmental Processes I Wastewater treatment. H.-J. Rehm, G. Reed, A. Pühler and P. Stadler (eds.) Volume ed. J. Winter Wiley-VCH Weinheim, Chapter 2, 17-53.

GELLER, G.; NETTER, R.; KLEYN, K.; LENZ, A. (1992): Bewachsene Bodenfilter zur Reinigung von Wässern – Ergebnisse und Empfehlungen aus einem 5-jährigem BMFT Forschungsvorhaben. Korrespondenz Abwasser 39, 886 – 899.

GIELER, W. (2010): Afrika – Lexikon: Geographie, Geschichte, Kultur, Politik und Wirtschaft. Peter Lang - Internationaler Verlag der Wissenschaften: Frankfurt am Main.

GLATHE, H. (1985): Biologie der Rotteprozesse bei der Kompostierung von Siedlungsabfällen. In: Kumpf, Maas, Straub: Handbuch Müll- und Abfallbeseitigung. Zitiert in Naudascher (2001).

GOLDSCHIEDER, N. (2002): Hydrogeology and vulnerability of karst systems - examples from the Northern Alps and Swabian Alb. Dissertation, Universität Karlsruhe (TH), Fakultät Bau-, Geo-, Umweltwissenschaften.

GOTAAS, H. B. (1956): Composting, Sanitary Disposal, and Reclamation of Organic Wastes. World Health Organization, Geneva. Zitiert in Naudascher (2001), s.o..

GOTTSCHALL, R. (1992): Kompostierung – Optimale Aufbereitung und Verwendung organischer Materialien im ökologischen Landbau. 5. Auflage, Verlag C.F. Müller Karlsruhe. Zitiert in Naudascher (2001), s.o..

GTZ (2003): Die Begriffswelt der GTZ, Eschborn, Online-Publikation: <http://www.gtz.de/glossar/> (27.06.2012).

GTZ (2005): Data sheets for ecosan projects: Gebers collective housing project Orhem, Sweden. Deutsche Gesellschaft für technische Zusammenarbeit (GTZ), Online-Publikation: http://www.susana.org/docs_ccbk/susana_download/2-1216-en-ecosan-pds-008-sweden-gebers-2005.pdf (27.06.2012).

GUCKES, J. (2006): Städtische Wasserversorgung und Abwasserentsorgung in Karstgebieten Javas: Probleme und Lösungsmöglichkeiten - Dargestellt am Beispiel der Stadt Wonosari, Indonesien. Diplomarbeit, Institut für Geographie, Justus - Liebig Universität Gießen.

GUJER, W.: (2007): Siedlungswasserwirtschaft. Berlin, 3. Auflage, Springer-Verlag: Berlin Heidelberg.

GUNNERSON, C.G.; STUCKEY, D.C. (1986): Anaerobic digestion - principles and practices for biogas systems. In: World Bank, 178.

GUTTERER, B., SASSE, L., PANZERBIETER, T., & RECKERZÜGEL, T. (2009): Decentralised Wastewater Treatment Systems (DEWATS) and Sanitation in Developing Countries. A Practical Guide. (A. Ulrich, S. Reuter, & B. Gutterer, Hrsg.) Leicestershire: Loughborough University.

HANEAUS, Å.; HELLSTRÖM, D.; JOHANSSON, E. (1996): Conversion of urea during storage of human urine. Vatten, 52, 263-270.

HAHN, H. H. (2001): Agricultural use of sewage sludge - A controversial issue. In: Sewage Sludge Disposal sustainable and/or reliable solutions. Kroiss, H. (Hrsg.). Wiener

Mitteilungen, Wasser, Abwasser, Gewässer, Bd. 171, S. 11-20, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien.

HAHN, H. H. (2003): HAHN, H.H. (2003): Gewässerschutz in der Fläche – Herausforderungen der Wasser-Rahmenrichtlinie, Krebs, P.; Kühn, V. (Hrsg.) Dresdner Berichte, Band 23, 15-32, Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft, Technische Universität Dresden.

HAUFF, V. (1987) (HRSG.): Unsere gemeinsame Zukunft. Der Brundtland-Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung. Eggenkamp Verlag, Greven 1987.

HAGENDORF, U.; DIEHL, K. (2001): Keimelimination in bewachsenen Bodenfiltern. Wasser und Boden 53 (3), 16-18.

HEMMERLING, U., PASCHER, P. NAB, S., LUETGEBRUNE, C. (2011): Situationsbericht 2011: Trends und Fakten zur Landwirtschaft. Deutscher Bauernverband (Hrsg.), Rohr – KommunikationEventAGRAR, Meckenheim, Online-Publikation: <http://www.situationsbericht.de/> (14.09.2011).

HENZE, M.; BUNDGAARD, E. (1982): Bemessung von kombinierten Nitrifikations- und Denitrifikationsanlagen. GWF – Wasser/Abwasser, 123 (5), 240-246.

HERBST, H. (2008): Bewertung zentraler und dezentraler Abwasserinfrastruktursysteme. Dissertation, Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen, Fakultät für Bauingenieurwesen.

HISSL, H.; HILLENBRAND, T.; GANDENBERGER, C.; KLUG, S.; PETERS, A.; TETTENBORN, F. (2010): Dezentrales Urbanes Infrastruktur System DEUS 21. BMBF Abschlussbericht 02WD0850, Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung ISI, Karlsruhe.

HISSL, H., TOUSSAINT, D., BECKER, M., DYRBUSCH, A., GEISLER, S., HERBST, H., PRAGER, J. U. (2003): Alternativen kommunaler Wasserversorgung und Abwasserentsorgungssysteme AKWA 2100. Technik Wirtschaft und Politik Schriftenreihe des Fraunhofer-Instituts für Systemtechnik und Innovationsforschung. ISI, 53, Physica Verlag: Heidelberg.

HILLENBRAND, T.; HISSL, H. (2006): Sich ändernde Planungsgrundlagen für Wasserinfrastruktursysteme. Teil 1: Klimawandel, demographischer Wandel, neue ökologische Anforderungen. KA - Abwasser, Abfall (53) 12, 1265 - 1271.

HILLENBRAND, T.; HISSL, H. (2007): Sich ändernde Planungsgrundlagen für Wasserinfrastruktursysteme. Teil 2: Technologischer Fortschritt und sonstige Veränderungen. In: KA - Abwasser, Abfall (54) 1, 47 - 53.

HILLENBRAND, T.; NIEDERSTE-HOLLENBERG, J.; MENGER-KRUG, E.; KLUG, S.; HOLLÄNDER, R.; LAUTENSCHLÄGER, S.; GEYLER, S. (2010): Demografischer Wandel als Herausforderung für die Sicherung und Entwicklung einer kosten- und ressourceneffizienten Abwasserinfrastruktur. Abschlussbericht Umweltbundesamt, UBA-Texte 36/2010.

HÖGLUND, C.; STENSTROM, T.A.; ASHBOLT, N. (2002). Microbial risk assessment of source-separated urine used in agriculture. Waste Management and Research 20, 150–161.

- HOFFMEISTER, W. (2008): Investitionsrechnung und Nutzwertanalyse: Eine entscheidungsorientierte Darstellung mit vielen Beispielen und Übungen. 2. Auflage Berliner Wissenschafts-Verlag, BWV: Berlin.
- HÖNER, G.; BAHLO, K. (1996): Keimelimination bei der Abwasserreinigung in bewachsenen Bodenfiltern. *Wasser und Boden* 9 (48), 13-16.
- INSANI, S. (2009): Case report on nutrient recovery in rural area: Case study of Petir village, Gunungkidul Regency, Yogyakarta Special Province, Indonesia. Masterarbeit, Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Universität Karlsruhe.
- JÖNSSON, H.; RICHERT STINZING, A.; VINNERÅS, B.; SALOMON, E. (2004): Guidelines on the use of urine and faeces in crop production. EcoSanRes Publications, Report 2004-2.
- KAISER, M. (2011): Erstellung eines Konzeptes für eine angepasste Abwasserbehandlungsanlage im ländlichen Gebiet am Beispiel des Dorfes Pucanganom, Java, Indonesien. Diplomarbeit, Professur für Siedlungswasserwirtschaft, Bauhaus-Universität Weimar.
- KAYSER, K. (2003): Nitrifikation in Teich- und Bodenfilteranlagen. Dissertation Universität Hannover, Fachbereich Bauingenieur- und Vermessungswesen.
- KEYSERS, C.; GETHKE, K.; PINNEKAMP, J. (2008): Grauwassernutzung im Hotel- und Gaststättengewerbe. 2. Aachener Kongress Dezentrale Infrastruktur 28. - 29.10.2008 TH Aachen (Hrsg.), Institut für Siedlungswasserwirtschaft, 20/1-20/15
- KIRCHMANN, H.; PETTERSON, S. (1995): Human urine – Chemical composition and fertilizer use efficiency. *Fertilizer Research* 40, 149–154.
- KLUGE, T.; KOZIOL, M.; LUX, A.; SCHRAMM, E.; VEIT, A. (2003): Netzgebundene Infrastrukturen unter Veränderungsdruck - Sektoranalyse Wasser. netWORKS-Papers, Nr. 2; Deutsches Institut für Urbanistik: Berlin, Online-Publikation: <http://www.networks-group.de/veroeffentlichungen/> (05.06.2012).
- KOCH, M.; SCHLESINGER, R. (2003): Dezentrale Abwasserentsorgung - neue Erkenntnisse, hygienische Aspekte. Tagungsband „Wasser, Abwasser – Wertstoffe für die Lausitz?“, Laut.
- KÖLZOW, H. (1938): Von der Abwasserbeseitigung zur Abwasserverwertung. Deutsches Museum von Meisterwerken der Naturwissenschaft und Technik: Abhandlungen und Berichte, VDI Verlag: Berlin, (2) 10, 29 – 56.
- KOPPE, P.; STOZEK, A. (1999): Kommunales Abwasser. 4. Auflage, Vulkan-Verlag GmbH.
- KÖRNER, I; STÖPPLER-ZIMMER, H (1999): Nährstofffreisetzung bei der Kompostierung und bei der Vergärung: Abschlussbericht; Teilvorhaben 10.b Teil 1 und Teil 2.
- KÖRNER, I. (2008): Stickstoffhaushalt bei der Kompostierung : Bilanzen, Gehalte, Umsetzungs- und Austragsprozesse. *Hamburger Berichte* 33, Stuttgart : Verlag Abfall aktuell.
- LANGE, J.; OTTERPOHL, R. (2000): Abwasser - Handbuch zu einer zukunftsfähigen Wasserwirtschaft - Ökologie Aktuell. 2. Auflage, Verlag Mall.

LINKE, M. (2002): Afrika – Lehrhandbuch. Westermann: Braunschweig.

LOLL, U. (1983): Stabilisierungskennwerte bei anaeroben Ausfäulungen von Klärschlämmen. Anaerobe Abwasser- und Schlammbehandlung – Biogastechnologie. Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie Bd. 36. Hrsg. Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung. Oldenbourg Verlag GmbH. München.

LWK (2011): Nährstoff-, Gülle und Jauchefallzahlen sowie Nährstoffgehalte im Erntegut – Nährstoffausscheidung landwirtschaftlicher Nutztiere je Stellplatz und Jahr, Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Online-Publikation: <http://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/2/nav/340/article/8505.html> (27.9.2011).

NAYONO, S. (2011): Datenblatt zur Datenerhebung in Pucanganom. Interne Auskunft.

MANG, H. – P.; WERNER, C.; KIMMICH, S. (2003): Ultimativ konsequent. Umwelt Magazin 3, 18 – 23.

MARCHAIM, U. (1992): Biogas Processes for Sustainable Development. FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations (Hrsg.), Agriculture Services Bulletin, 95, Online-Publikation: (<http://www.fao.org/docrep/T0541E/T0541E0c.htm> (20.01.2012).

MATTHIES, K.; BRÄNDLE, K.; OBST, U. (2012): Sensible water quality of karst regions in emerging countries – appropriate and sustainable water treatment. IWRM Karlsruhe 2012 Conference Proceedings, 34 - 40

MAURER, M.; PRONK, W.; LARSEN, T.A. (2006): Treatment processes for source separated urine. Water Research 40, 3151– 3166.

MAURER, M., SCHWEIGER, P., LARSEN, T. A. (2003): Nutrients in urine – energetical aspects of removal und recovery. Water Science and Technology 48 (1), 37-46.

MEYER, W. (2004): Indikatorenentwicklung: eine praxisorientierte Einführung. Arbeitspapier, CEval - Centrum für Evaluation, Fak. 05 Empirische Humanwissenschaften, Universität des Saarlandes; Saarbrücken. Online-Publikation: http://www.ssoar.info/ssoar/files/usbkoeln/2008/231/2956_indikatorenentwicklungpraxisorientierteeinindikato.pdf (16.04.2012).

MITSDÖRFFER, R. (1991): Charakteristika der zweistufigen thermophilen, mesophilen Schlammfäulung unter Berücksichtigung kinetischer Ansätze. Dissertation, Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft Band 109, Technische Universität München.

MÖLLER, K.; MÜLLER, T. (2012): Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review. Engineering in Life Sciences 12 (3), 242 – 257.

MORGENROTH, S. (1999): Sozioökonomische Rahmenbedingungen und Landnutzung als Bestimmungsfaktoren der Bodenerosion in Entwicklungsländern - Eine überregionale empirische Analyse im Kontext der Agrarentwicklung. Dissertation, Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät, Humboldt-Universität Berlin.

MUDRACK, K.; KUNST, S. (2003): Biologie der Abwasserreinigung. 5. Auflage, Heidelberg; Berlin: Spektrum Akademischer Verlag.

- MÜLLER, B.; MEYER-KÜNZEL, M.; RUDOLPH, A.; REGENER, M. (2007): Soziodemographischer Wandel in Städten und Regionen - Entwicklungsstrategien aus Umweltsicht. Forschungsbericht Umweltbundesamt, UBA-Texte 18/07.
- MÜLLER, K. (2009): Strukturhebung der Wasserver- und Abwasserentsorgung der indonesischen Stadt Wonosari und ihrer ruralen Umgebung. Diplomarbeit, Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Universität Karlsruhe.
- MÜLLER, V. (2002): Ein Beitrag zur Bilanzierung von Bodenfiltern. Dresdner Berichte, Band 21, Institut für Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft. Technische Universität Dresden.
- NAUDASCHER, I. (2001): Kompostierung menschlicher Ausscheidungen durch Verwendung biologischer Trockentoiletten – mit besonderer Berücksichtigung des Kleingartenbereichs. Karlsruhe: Universität Karlsruhe – Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft.
- NOHLEN, D. (HRSG.) (2000): Lexikon Dritte Welt : Länder, Organisationen, Theorien, Begriffe, Personen. 11. Auflage, Reinbek bei Hamburg : Rowohlt.
- NUSCHELER, F. (2004): Lern- und Arbeitsbuch Entwicklungspolitik : eine grundlegende Einführung in die zentralen entwicklungspolitischen Themenfelder Globalisierung, Staatsversagen, Hunger, Bevölkerung, Wirtschaft und Umwelt. 5. Auflage, Bonn : Dietz.
- OLBRISCH, S. (2006): Optimierung der Abwasserentsorgung aus Siedlungsgebieten im subsaharischen Afrika: Ein Beitrag zur Stadtentwicklungsplanung. Diplomarbeit, Universität Bonn und BORDA.
- OLDENBURG, M; PETER-FRÖHLICH, A; DLABACS, C; PAWLOWSKI, L.; BONHOMME, A (2007): EU demonstration project for separate discharge and treatment of urine, faeces and greywater – Part II: Cost comparison of different sanitation systems. *Water Science and Technology* 56 (5), 251 - 257.
- OLDENBURG, M., ZIMMERMANN, J., BASTIAB, A., OTTERPOHL, R.: (2003): Das teilstromorientierte Abwasserkonzept der Lambertsmühle – Konzept, Betrieb, Forschungsvorhaben. Tagungsband: Das Projekt Lambertsmühle - Zukunftsfähiges Abwassermanagement im ländlichen Raum?, Wupperverband, Wuppertal
- ORB, R. K. (2012): Rückhalt hygienerrelevanter Bakterien in mischwasserbeschickten Retentionsbodenfiltern- Konstruktive Hinweise. Dissertation, Fakultät für Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften, Karlsruher Institut für Technologie.
- ORTENBLAD, H. (2005): The use of digested slurry within agriculture, Online Publikation: http://gis.lrs.uoguelph.ca/agrienvarchives/bioenergy/download/ts_agr.pdf (29.01.2013).
- ORTH, H. (2007): Centralised versus decentralised wastewater systems? *Water Science and Technology* 56 (5), 259–266.
- OTTERPOHL, R.; ABOLD, A.; OLDENBURG, M. (1999): Source control in urban sanitation management: ten systems with reuse of resources. *Water Science and Technology* 39 (5), 153-160.

PAHORE, M. M.; ITO, R.; FUNAMIZU, N. (2011): Performance evaluation of an on-site volume reduction system with synthetic urine using a water transport model. *Environmental Technology*, 32 (9), 953 – 970.

PARKINSON, R.; GIBBS, P.; BURCHETT, S.; MISSELBROOK, T. (2004): Effect of turning regime and seasonal weather conditions on nitrogen and phosphorus losses during aerobic composting of cattle manure. *Bioresource Technology* 91, 171-178. Zitiert in Raupp und Oltmanns (2006).

PETER-FRÖHLICH, A.; PAWLOWSKI, L.; BONHOMME, A.; OLDENBURG, M. (2007): EU demonstration project for separate discharge and treatment of urine, faeces and greywater – Part I: Results. *Water Science and Technology* 56 (5), 239 – 249.

PETER-FRÖHLICH, A.; KRAUME, I.; LESOUËF, A.; OLDENBURG, M. (2004): Separate Ableitung und Behandlung von Urin, Fäkalien und Grauwasser – ein Pilotprojekt. *KA – Abwasser, Abfall* 51 (1), 38 – 43.

PLOCHL, M.; HEIERMANN, M (2006): Biogas Farming in Central and Northern Europe: A Strategy for Developing Countries? *Agricultural Engineering International: the CIGR Ejournal*. Invited Overview No. 8. Vol. VIII. March, 2006, Online-Publikation: <http://ecommons.library.cornell.edu/bitstream/1813/10559/1/Invited%20Overview%20Ploch%20final%2027Feb2006.pdf> (13.07.2012).

RAUPP, J.; OLTMANN, M. (2006): Reduzierung von Nährstoffverlusten während der Stallmistrotte durch Beeinflussung der Rottebedingungen. *Literaturstudie und Auswertung eigener Rotteversuche*. Bericht über Untersuchungen am IBDF, Institut für Biologisch-Dynamische Forschung, Darmstadt, Online-Publikation: <http://orgprints.org/8098/1/r-studie-fin07.pdf> (05.12.2012).

RIBE, H.; DOHMANN, M. (1997): Leistungsverbesserung von biologischen Kläranlagen durch Nachschaltung von Bodenfilterstrecken. *AWT Abwassertechnik* 2, 32 - 36.

RL 91/271/EWG (1991): Richtlinie des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser - 91/271/EWG, *ABl. L* 135 vom 30.5.1991, S. 40.

RL 98/83/EG (1998): Richtlinie des Rates über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (31998L0083), *ABl. L* 330 vom 05.12.1998, S. 32 – 54.

RL 2000/60/EG (2001): Richtlinien des Europäischen Parlament und des Rat der Europäischen Union vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, *ABl. L* 327 vom 22.12.2000, S. 1.

RL 2006/7/EG (2006): Richtlinie des europäischen Parlaments und des Rates über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG, *ABl. L* 64 vom 4.3.2006, S. 37–51

ROBERTSON, W. D. (2012): Phosphorus Retention in a 20-Year-Old Septic System Filter Bed. *Journal of Environmental Quality* 41 (5), 1437–1444.

- RUDOLPH, K.-U., SCHÄFER, D. (2001): Untersuchung zum internationalen Stand und Entwicklung alternativer Wassersysteme. BMBF-Forschungsvorhaben 02WA0074, Institut für Umwelttechnik und Management, Universität Witten/Herdecke GmbH, Witten.
- RÜFFLER, H. (1966): Untersuchungen zur Charakterisierung aerob – biologisch stabiler Schlämme. *Vom Wasser*, 254 - 282 (Zitiert in Loll 1983).
- RUHLAND, A. (2004): Entscheidungsunterstützung zur Auswahl von Verfahren der Trinkwasseraufbereitung an den Beispielen Arsenentfernung und zentraler Enthärtung. Dissertation, Fakultät III – Prozesswissenschaften der Technischen Universität Berlin.
- RUSTIGE, H.; PLATZER, C (2002): Pflanzenkläranlagen im Einzugsgebiet stehender Oberflächengewässer, AZ 14178-06. AKUT Umweltschutz Ingenieurgesellschaft, Biesenthal. Abschlussbericht im Verbundvorhaben Bewachsene Bodenfilter als Verfahren der Biotechnologie
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2009): Bevölkerung Deutschlands bis 2050 - 12. koordinierte Bevölkerungsvorausberechnung. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.
- SAATY, T. L. (1977): A scaling method for priorities in hierarchical structures. *Journal of Mathematical Psychology* 15, 234–281.
- SAATY, T. L. (2000): *Fundamentals of the Analytic Hierarchy Process*. RWS Publications, Pittsburgh.
- Sasse, L. (1984): *Die Biogas-Anlage : Entwurf und Details einfacher Anlagen; Veröffentlichung von Deutschen Zentrum für Entwicklungstechnologien - GATE in: Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH. Vieweg: Braunschweig. ISBN 3-528-02003-2. Engl. Ausg. u.d.T.: Sasse, Ludwig: Biogas plants.*
- Sasse, L. (1998): *DEWATS - Decentralized Wastewater Treatment in Developing Countries*. BORDA Bremen.
- SCHLESINGER, R. (2003): *Dezentrale Abwasserentsorgung - neue Erkenntnisse, hygienische Aspekt*. Diplomarbeit, Fachhochschule Lausitz, Fachbereich Architektur, Bauingenieurwesen und Versorgungstechnik, Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Gewässerschutz.
- SCHMITT, T.; JANSEN, J.; Valerius, B. (2010): *Handlungsempfehlungen für eine moderne Abwasserwirtschaft - Studie im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz*.
- SCHOLZ, U.; UNGER, B.; LUX, T. (2004): *Verbundprojekt Erschließung und Bewirtschaftung unterirdischer Karstfließgewässer in Mitteljava, Indonesien: Teilprojekt 6 - Sozioökonomische Analyse der potenziellen Wassernutzer*. Abschlussbericht, Institut für Geographie, Justus - Liebig Universität Gießen..
- SCHUH, H. (2001): *Entscheidungsverfahren zur Umsetzung einer nachhaltigen Entwicklung*. Dresdner Beiträge zur Betriebswirtschaftslehre, Nr. 45/01. TU Dresden Fakultät Wirtschaftswissenschaften, Online-Publikation: <http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:swb:14-1004080356265-19915> (16.01.2013).

SCHÜTTE, H.; FEHR, G. (1992): Neue Erkenntnisse zum Bau und Betrieb von Pflanzenkläranlagen. KA Korrespondenz Abwasser 39, 872 – 879.

SCHÜRMAN, B.; EVERDING, W.; MONTAG, D.; PINNEKAMP J. (2012): Fate of pharmaceuticals and bacteria in stored urine and during precipitation and drying of struvite. Water Science and Technology 65 (10), 1774–1780.

SMLU (2004): - Abwasserinvestitionen im ländlichen Raum: Entscheidungsfindung am Beispiel des Ortsteils Putzkau der Gemeinde Schmölln-Putzkau, Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Referat 43 (Hrsg.): Online Publikation: www.smul.sachsen.de (04.02.2013).

SCHWARZ, M. (2004): Mikrobielle Kolmation von abwasserdurchsickerten Bodenkörpern: Nucleinsäuren zum Nachweis von Biomasse und Bioaktivität. Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Universität Karlsruhe (TH).

SINGH, S; HABERL, R; MOOG, O; SHRESTHA, RR; SHRESTHAD, P; SHRESTHA, R. (2009): Performance of an anaerobic baffled reactor and hybrid constructed wetland treating high-strength wastewater in Nepal-A model for DEWATS Ecological Engineering 35(5), 654-660.

SIEDENTOP, S.; SCHILLER, G.; KOZIOL, M.; WALTER, J.; GUTSCHE, J.-M.: (2006): Siedlungsentwicklung und Infrastrukturfolgekosten – Bilanzierung und Strategieentwicklung. Endbericht Forschungsprogramm *Aufbau Ost*, Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS) und Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (BBR).(Hrsg.), Online-Publikation Nr. 3. Online-Publikation: http://www.uni-stuttgart.de/ireus/publikationen/Siedentop_etal_2006.pdf (05.06.2012).

SIEGEL, A., LÖFFLER, H. (2008): Orientierung für Eigentümer und Planer Nutzen-Kosten-Bewertung dezentraler Abwasserbehandlung - Schnelle Orientierung für Betroffene und Planer: Anschauliches Arbeitsmaterial zur Bewertung von Anlagen und Verfahren. wwt-special, Special Abwasser Dezentral 6, 35-52, Online Publication: www.wwt-online.de (24.03.2012)

SOMMER, S. G. (2001): Effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability of cattle deep litter. European Journal of Agronomy 14, 123-133. Zitiert in Raupp und Oltmanns (2006).

SUSANA (2011): Fallstudie für nachhaltige Sanitärversorgungsprojekte - Ökologische Siedlung mit Komposttoiletten Allermöhe, Hamburg, Deutschland. Sustainable Sanitation Alliance (SuSanA), Online-Publikation: <http://www.susana.org/lang-en/case-studies> (27.06.2012).

SUSANA (2009): Case study of sustainable sanitation projects Ecological housing estate, Flintenbreite, Lübeck, Germany (draft). Sustainable Sanitation Alliance (SuSanA), Online-Publikation: <http://www.susana.org/lang-en/case-studies> (28.06.2012).

SUSANA (2009B): Case study of sustainable sanitation projects Effluent reuse from constructed wetland system Haran Al-Awamied, Syria. Sustainable Sanitation Alliance (SuSanA), Online-Publikation: <http://www.susana.org/lang-en/case-studies> (28.06.2012).

SUSANA (2009c): Case study of sustainable sanitation projects Blackwater and greywater reuse system Chorrillos, Lima, Peru. Sustainable Sanitation Alliance (SuSanA), Online-Publikation: <http://www.susana.org/lang-en/case-studies> (28.06.2012).

SuSanA (2008): Mehr Nachhaltigkeit bei Sanitaerversorgungs-Konzepten (in German) - Towards more sustainable sanitation solutions - SuSanA Vision Document. Sustainable Sanitation Alliance (SuSanA), Online Publikation: http://www.susana.org/docs_ccbk/susana_download/2-266-de-susana-vision-statement-v-1-2-feb-2008-german-2009.pdf (18.10.2012).

TEICHGRÄBER, B. (1988): Zur Nitrifikation von Abwässern mit geringer Säurekapazität, TU Braunschweig, Schriftenreihe. Heft 45.

THEWS, G., MUTSCHLER, E., VAUPEL, P., SCHAIBLE, H.-G. (2007): Anatomie, Physiologie, Pathophysiologie des Menschen. Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft Stuttgart. 6. Auflage.

TRINKWV (2001): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung)

TROSTMANN, A.; DALDRUP, B. (1991): Angewandte Nutzwertanalyse zur Auswahl eines CAQSystems. QZ – Zeitschrift für Industrielle Qualitätssicherung, 36 (6), 359-362.

TURCOVIĆ, R. (2009): Sauerstoffregime in abwasserdurchsickerten Filtersanden. Dissertation, Institut für Wasser und Gewässerentwicklung Universität Karlsruhe (TH).

UDERT, K. M.; LARSEN, T.A.; GUJER, W. (2006): Fate of major compounds in source-separated urine, Water Science and Technology 54, 413–420.

ULÉN, B. (1993): Losses of nutrients through leaching and surface runoff from manure containing composts. Biolog. Agriculture and Horticulture 10, 29-37. Zitiert in Raupp und Oltmanns (2006).

UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG (2008): Merkblatt Gülle-Festmist-Jauche-Silagesickersaft-Gärreste Gewässerschutz (JGS-Anlagen), Online Publikation: https://www.landwirtschaft-bw.info/servlet/PB/show/1222964_11/mlr_JGS-Merkblatt%20BW%20August%202008.pdf (29.08. 2012)

UN (2010): The Millennium Development Goals Report 2010. UN Department of Economic and Social Affairs (Hrsg.), Online-Publikation: <http://www.un.org/millenniumgoals/pdf/MDG%20Report%202010%20En%20r15%20-low%20res%2020100615%20-.pdf> (14.09.2011).

GOHL, E. (2000): Prüfen und Lernen. Praxisorientierte Handreichung zur Wirkungsbeobachtung und Evaluation. Verband Entwicklungspolitik deutscher Nicht-Regierungsorganisationen, Bonn: VENRO.

WALDHOF, A. (2008): Hygienisierung von Mischwasser in Retentionsbodenfiltern (RBF). Dissertation, Universität Kassel, Fachbereich Bauingenieurwesen.

WEINGÄRTNER, D. (2009): Aerobe biologische Grauwasserbehandlung: Abbaubarkeit von Grauwässern unterschiedlicher Herkunft am Beispiel Deutschlands und Brasiliens. Diplomarbeit Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Universität Karlsruhe (TH).

WERNER, U.; STÖHR, U.; HEES, N. (1989): Biogas plants in animal husbandry. Eschborn: Deutsche Gesellschaft für technische Zusammenarbeit (GTZ).

WHO; UNICEF (2004): Meeting the MDG drinking water and sanitation target: A mid-term assessment of progress, Online Publikation: http://www.who.int/water_sanitation_health/monitoring/jmp04_3.pdf (07.03.2013).

WHO (2006): Guidelines for safe use of wastewater, excreta and greywater. World Health Organization (Hrsg.), Volume 4: Excreta and greywater use in agriculture.

WHO; UNICEF (2006): Meeting the MDG Drinking Water and Sanitation Target. The urban and rural challenge of the decade, Online Publikation: http://www.who.int/water_sanitation_health/monitoring/jmpfinal.pdf (18.10.2010).

WHO (2011): Guidelines for drinking-water quality. World Health Organization (Hrsg.), Auflage 4, Malta: Gutenberg.

WHO; UNICEF (2012): Progress on drinking water and sanitation, 2012 update. United States of America; ISBN 978-924-1503297, Online Publikation: http://www.who.int/water_sanitation_health/monitoring/en/ (13.03.2013)

WILDERER, P. A.; PARIS, S. (2001): Integrierte Ver- und Entsorgungssysteme für urbane Gebiete. Abschlussbericht BMBF 02WA0067, Lehrstuhl und Versuchsanstalt für Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Garching.

WILHELMI, M.; FUCHS, S. (2008): Abschlussbericht zur Untersuchung der Verfahrenskombination Bodenfiltration und UV-Bestrahlung zur Reduzierung der Keimbelastung von Mischwasser. Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Universität Karlsruhe (TH).

WINKLER, I. (2011): Lebenselixier und letztes Tabu: Die Menschenrechte auf Wasser und Sanitärversorgung. Deutsches Institut für Menschenrechte, Essay Nr. 11: Berlin.

WOHLSAGER, S.; CLEMENS, J.; NGUYET, P. T.; RECHENBURG, A.; ARNOLD, U (2010): Urine - A Valuable Fertilizer with Low Risk after Storage in the Tropics. Water Environment Research, 82 (9), 840 – 847.

ZANGEMEISTER, C. (1976). Nutzwertanalyse in der Systemtechnik. Eine Methodik zur multidimensionalen Bewertung und Auswahl von Projektalternativen. 4. Auflage. München: Wittmannsche Buchhandlung.

ZIMMERMANN, H.-J.; GUTSCHE, L. (1991): Multi-Criteria-Analyse : Einführung in die Theorie der Entscheidungen bei Mehrfachzielsetzungen. Berlin ; Heidelberg [u.a.] : Springer.

9 Anhang

Anhang 1: Tabellarische Zusammenstellung der Geschichtlichen Entwicklung der Abwasserableitung und -behandlung (AbwV 2004, BUW 2009, BUW 2007, Gujer 2007, Herbst 2008, Kolzow 1938, Lange und Otterpohl 2000, RL 2000/60/EG 2001, Schlesinger 2003)

| Zeit | Beschreibung |
|----------------------|---|
| Mittelalter | Dezentrale Wasserver- und Abwasserentsorgung |
| | Wasserversorgung über hauseigenen Brunnen bzw. Schöpfen von Wasser aus Flüssen und Seen |
| | Niederschlagswasser versickert zwischen Pflastersteinen oder wird bei undurchlässigen Boden über bescheidene Rinnen abgeleitet |
| | Fäkalien werden in Gruben entsorgt und gemeinsam mit tierischem Mist auf's Feld oder in Gärten zur Dünung gebracht |
| | Überschüssige Jauchmassen und Gülle wurden mit Niederschlags- und Brauchwasser in Rinnensteinen weggespült, erreichten aber selten das Gewässer |
| | |
| 1800 | Abwasserableitung in großen Städten wurde durch Gräben sichergestellt |
| | Stau des Abwassers in Gräbern, aufgrund geringen Gefälles |
| | Verbreitung schlechter Gerüche und Epidemien |
| 1831 | Choleraepidemien in Europa, Forderung der Verbesserung hygienischer Zustände |
| | |
| Mitte 19 Jhd. | Einführung zentraler Wasserversorgung und Schwemmkanalisation |
| | Wohnungsnot, katastrophale hygienische Zustände |
| | Trinkwasserversorgung über grundstückseigene Ziehbrunnen |
| | Sicherstellung der Abwasserentsorgung mittels Sickergruben, nahe Ziehbrunnen |
| | Verunreinigung des Trinkwassers mit Keimen aus Abwasserentsorgung |
| | |
| 1842 | Einführung der Schwemmkanalisation in Hamburg |
| 1852 | Einführung der Wasserversorgung in Berlin |
| | Wohnungen in besseren Gegenden wurden mit Wasserversorgung ausgestattet; Wohnung wurden mit Spülklosetts und Bäder ausgestattet |
| | Ableitung der Abwässer über Rinnsteine |
| 1878 | Einführung der Schwemmkanalisation in Berlin |
| | |
| | Weitere Verbreitung der Schwemmkanalisation |
| | Einleitung der Abwässer in nahegelegene Gewässer |
| | Verlagerung der Probleme aus den Städten in Gewässer |

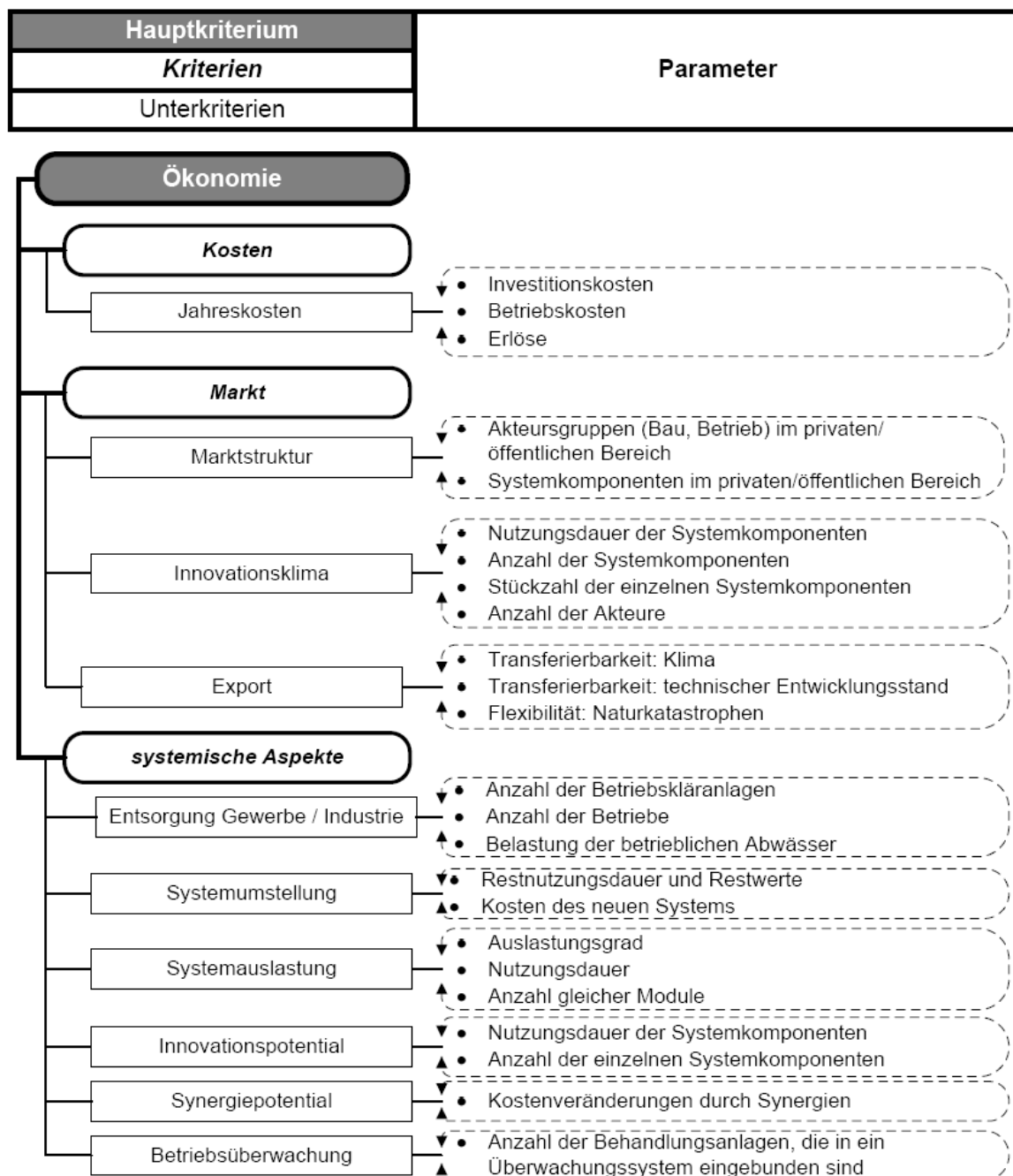
| Zeit | Beschreibung |
|-----------------------|--|
| 1882 | Trennung von Regenwasser- und Mischwasserkanalisation in flachen Gebieten aus wirtschaftlichen Gründen bspw. Eberfeld (1868 in England eingeführt) |
| | Einbau von Notauslässen in Kanalisation (Regenwasserschwellen) zur Vermeidung von Rückstau in Mischwasserkanälen |
| Ende 19. Jh. | Seuchen in Großstädten wie Thyphus, Cholera, Pocken |
| 1883 | Entdeckung der Cholerabakterien von Robert Koch |
| | Erkenntnis über Ausbreitung von Krankheitserregern aus Fäkalien |
| | Diskussionen über richtigen Weg der Fäkalienentsorgung |
| | 1) hygienisch einwandfreie Lösung durch Abschwämmen der Fäkalien in zentrale städtische Kanalisation |
| | 2) Nutzung des Dügewertes der Fäkaliein in Landwirtschaft: Anhänger des Abfuhrsystems; Ableitung von Grau- und Regenwasser über Kanalisation |
| | |
| | Beginn der zentralen Behandlung von Abwasser |
| | Gesetzliche Regelungen zum Gewässerschutz, Forderung nach Abwasserbehandlung |
| 1870 | Bau von Rieselfeldern in Berlin |
| | Entsorgung der Abwässer über Rieselfelder, bis dahin als Standardverfahren zur Abwasserentsorgung |
| | landwirtschaftliche Verwertung des häuslichen Abwassers ermöglichen hohe Ernteerträge insbesondere Nutzung für Tierfutter |
| | Einrichtung von Vorklärmaßnahmen, zum Schutz der Rieselfelder |
| | Nutzung der Anaerobschlämme für Düngezwecke |
| | |
| 1887 | Erste deutsche Kläranlage mit Absetzbecken, Rechen, Sandfang in Frankfurt Niederrad |
| 1895 | Erstes biologisches Reinigungsverfahren in Deutschland |
| | |
| Anfang 20. Jh. | Ausbau zentraler Abwasserbehandlung |
| | Verwertung der Schlämme größer Städte in Faulkammern |
| | Verwertung des Faulschlammes unter Zumischung von Torf als Düngemittel |
| | Nutzung des entstehenden Gases zur Beheizung und Energienutzung der technischen Einrichtungen der Abwasseranlagen |

| Zeit | Beschreibung |
|---------------------|--|
| 1902 | 19 von 45 Städten (> 50.000 EW) entsorgten ihre Fäkalien über Abfuhrsystem (Heidelberger Tonnensystem) |
| | Verbreitung der wassergespülten Toilette, Tonnenabfuhrsystem war überfordert und konnte sich nicht durchsetzen |
| 1904 | verstärkter Einsatz von Tropfkörpern |
| 1906 | Entwicklung des Emscherbrunnens |
| 1925 | Erstes deutsches Belebtschlammverfahren in Recklinghausen gebaut ¹ |
| 2. Weltkrieg | Zerstörung vorhandener Abwasserinfrastruktur |
| ab 1945 | Verstärkter Bau von Trenn- und Mischkanalisation – weitere Zentralisierung der Abwasserinfrastruktur |
| 1950er | Verstärkte Anforderungen an Gewässerschutz in Bezug auf Kohlenstoffelimination |
| | Aufschwung - Verstärkte Belastung der Gewässer durch synthetische und organische Chemikalien und Schwermetalle |
| 1960er | Rahmenbedingungen in Form von Leistungsanforderungen an die Abwasserreinigung |
| 1976 | Aufstellung von Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer |
| 1988 | Verschärfung der Mindestanforderungen an Phosphor und Ammonium |
| 1991 | Mindestanforderung bezüglich anorganischen Stickstoffes (Denitrifikation) werden verschärft |
| 1991 | Forderung der EU-Kommunalabwasserrichtlinie, dass alle Gemeinden ab 2.000 EW mit Kanalisation auszustatten sind |
| 1996 | Beseitigung von häuslichen Abwassers durch dezentrale Anlagen gesetzlich geregelt |
| 2000 | Wasserrahmenrichtlinie - Beschränkung zur Einleitung prioritärer Stoffe |
| 2002 | Novellierung der Abwasserverordnung; für Kleinkläranlagen gelten gleiche Mindestanforderung wie für kommunale bis 1.000 EW |
| 2005 | Betrieb von ausschließlich biologischen Kleinkläranlagen erlaubt |

¹ <http://www.ruhrverband.de/chronik> (29.07.2013)

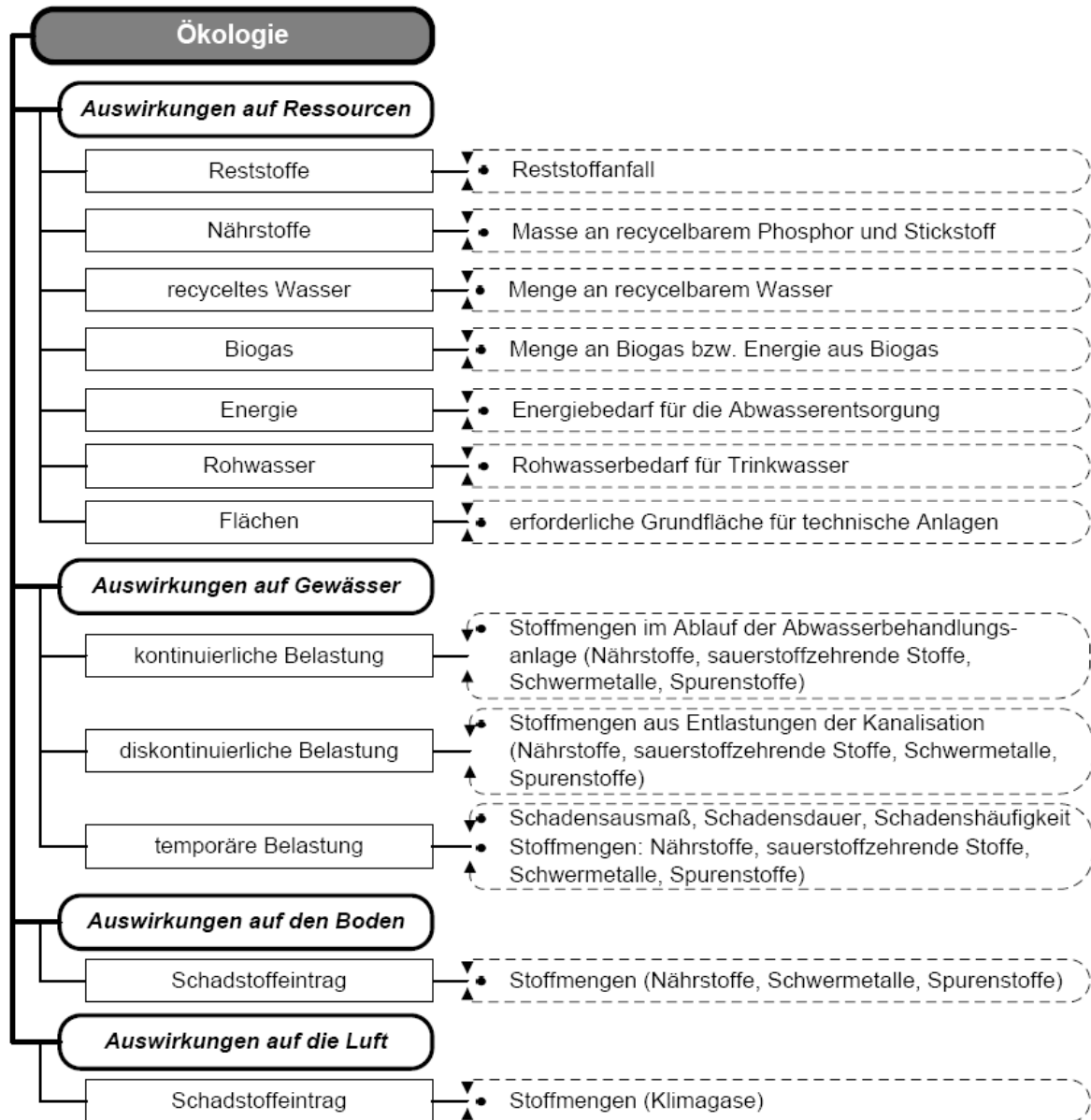
Anhang 2: Darstellung der Kriterien, Unterkriterien und Parameter zur ökonomischen, ökologischen Bewertung und Bewertung gesellschaftlicher Aspekte (Herbst 2008)

Ökonomische Bewertung



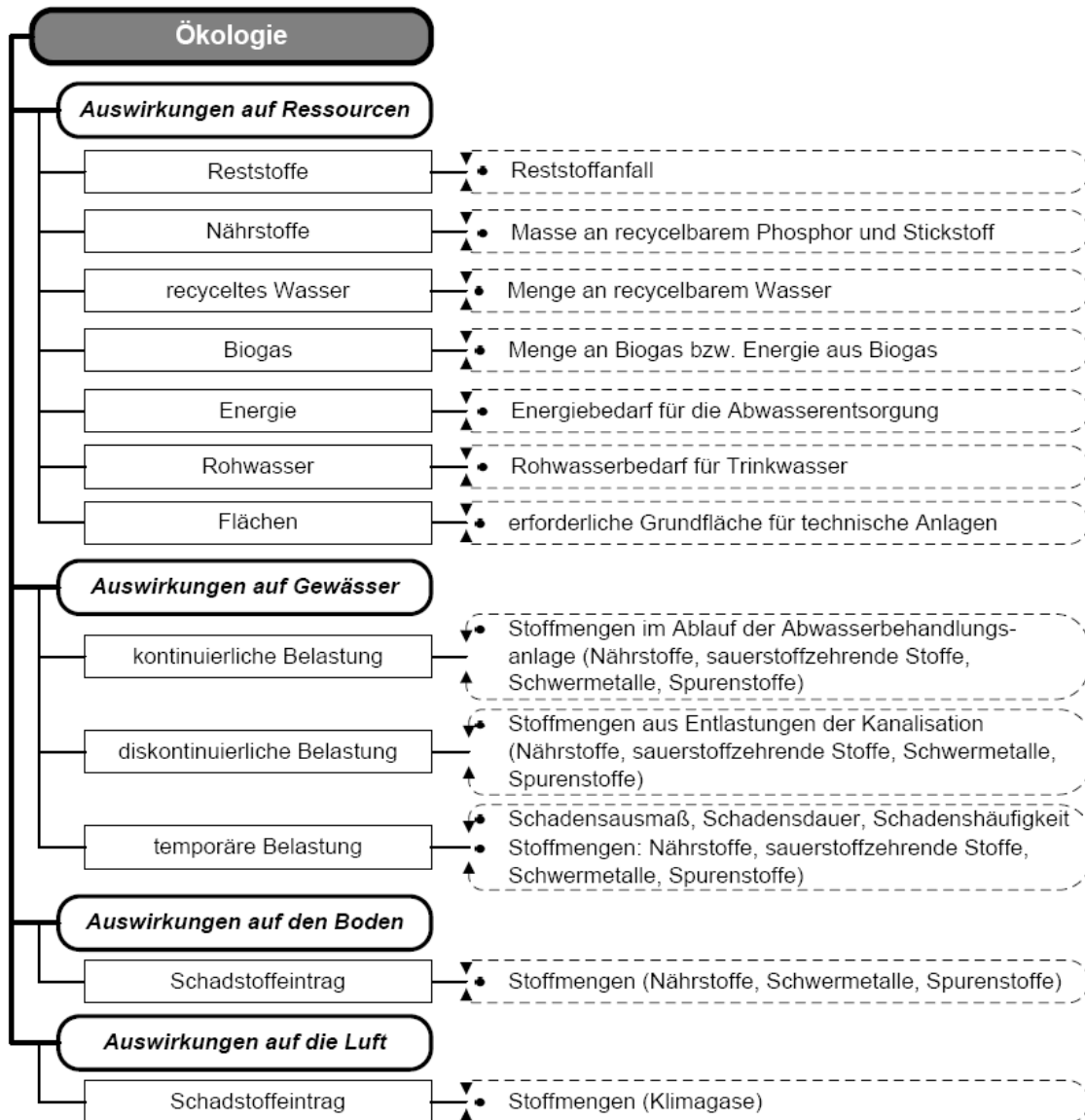
Ökologische Bewertung

| Hauptkriterium | Parameter |
|------------------|-----------|
| <i>Kriterien</i> | |
| Unterkriterien | |



Bewertung gesellschaftlicher Aspekte

| Hauptkriterium | Parameter |
|------------------|-----------|
| <i>Kriterien</i> | |
| Unterkriterien | |



Anhang 3: Fragebogen zur Bestimmung der Rahmenbedingungen für den urbanen Raum – Wonosari (Müller 2009)

Water supply and Wastewater in Kecamatan Wonosari**Date:****Desa::****Dusun:****GPS:****Sampling:**

a) yes

b) no

Material walls

a) bricks

b) bamboo

c) wood

d) Others:

Material floor

a) tiles

b) soil

c) cement

d) Others:

Questionnaire**Desa and dusun****Name head of household:****General information***How many persons live in your household?*

a) Number of adults: _____

b) Number of children: _____

Education father

- | | |
|--------------------------|------------------|
| a) SD | b) SLTP / SMP |
| c) SLTA / STM / SMK | d) Diploma |
| e) Sarjana | f) Master |
| g) Did not attend school | h) Others: _____ |

Education mother

- | | |
|--------------------------|------------------|
| a) SD | b) SLTP / SMP |
| c) SLTA / STM / SMK | d) Diploma |
| e) Sarjana | f) Master |
| g) Did not attend school | h) Others: _____ |

What kind of profession is pursued by the head of household?

- | | |
|--------------------------|--|
| a) farmer | b) farm labourer |
| c) government | d) police |
| e) pensioner PNS/POLRI | f) housemaid / home help |
| g) home industry | h) entrepreneur (small scale business) |
| i) cattle-breeder | j) private doctor |
| k) artist | l) entrepreneur (big scale business) |
| m) labourer construction | n) Others: |

How many private cars/motorcycles/bicycles do you own?

- | | |
|--------------------|-------------------------------|
| a) cars: _____ | b) motorcycles: _____ |
| c) bicycles: _____ | d) Others (e.g. becak): _____ |

In total: How many Rupiah does your family roughly dispose of every month?

_____ Rupiah every _____ month

Water quality and water supply

What facilities do you mainly use for daily water supply? Please check all facilities you use!

- | | |
|----------------------------|------------------|
| a) Dug well | b) Drilled well |
| c) Pipe water | d) Public tap |
| e) rain water storage tank | f) Others: _____ |

If you use pipe water: Who is the supplier of the pipe water?

- | | |
|---------|------------------|
| a) PDAM | b) Others: _____ |
|---------|------------------|

Quality pipe water

- | | |
|--|--|
| a) Rainy season: the water is coloured red or yellow | b) Dry season: the water is coloured red or yellow |
| c) Water quality is always good | d) Others: _____ |

How many sumur/PAH etc. belong to your house??

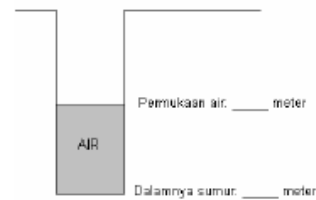
- | | |
|-------------------------|-----------------------------|
| a) Number of dug wells: | b) Number of drilled wells: |
| c) Number PAH: | d) Others: _____ |

How deep is your well (in meters)?

_____ meters

How many meters is it from the earth's surface to the water surface of your well?

_____ meters



Please estimate: How much water does your household need for toilet, washing, drinking and cooking (litres per day/week/month)?

- | | | |
|--|--|---|
| <p>a) For pipe water:</p> <p>_____ m³ per month</p> <p><u>or</u></p> <p>Rupiah per month: _____</p> <p><u>or</u></p> <p>per day: _____ buckets</p> <p>1 bucket: _____ l</p> | <p>b) well:</p> <p>_____ l per day</p> <p><u>or</u></p> <p>per day: _____ buckets</p> <p>1 bucket: _____ l</p> | <p>c) for PAH/Tank water:</p> <p>_____ l per day</p> <p><u>or</u></p> <p>per week: _____ tanks</p> <p>per month: _____ tanks</p> <p>1 tank: _____ l</p> |
|--|--|---|

During which months there is not enough water available?

Months: _____

What do you do, when there is water shortage?

- | | |
|-------------------|-------------------------------|
| a) Buy tank water | b) Take water from public tap |
| c) Dig a new well | d) Deepen old well |
| e) Others: _____ | |

How would you describe the situation of your water supply?

- | | |
|---------------------|-----------|
| a) More than enough | b) enough |
| c) not enough | |

Did you or a member of your household have to be treated by a doctor or in hospital due to one or several of the following diseases in 2007 or 2008? Please check the appropriate answers!

- | | |
|--------------|--|
| a) Diarrhoea | b) Cholera |
| c) Polio | d) Hepatitis A or E |
| e) Typhus | f) There are no such diseases in our household |

Waste water**What kind of toilet do you use?**

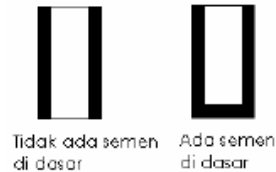
- a) Cemplung
Depth: _____ meters
- b) Leher Angsa / Kloset
- c) Public toilet
- d) Others: _____

Do you use a septic tank?

- a) Yes
- b) no → if not, directly to **question 3.6**
- c) I don't know

Is there cement at the bottom of your septic tank?

- a) Yes, there is cement
- b) No cement
- c) I don't know

**How many meters is it from the earth's surface to the bottom of your septic tank?**
_____ meters**What do you do when the septic tank is full?**

- a) It's never full
- b) Construct a new one
- c) Pump the faeces out
- d) Others: _____

Where do you put the waste water of the kamar mandi?

- a) To storage tank where water can trickle into the ground
- b) Directly to drainage channel
- c) To septic tank
- d) To the ground
- e) Others: _____

How much waste do you produce every day?

_____ buckets per day
litres

one bucket approx. _____

Opinion**Do you think it is all right to let your waste water trickle into the underground?**

- a) Yes
b) No
c) I don't know.

Do you think your wastewater should be treated?

- a) Yes
b) No
c) I don't know

**If there were any plans to improve/change the wastewater situation in your desa:
Would you want to support with money or manpower??**

- a) We support with money.
b) We help with manpower.
c) We help with money and manpower
d) We don't participate.
e) I don't know

What do you think could be improved concerning the waste water facilities in your house?

- a) Nothing, everything is fine
b) Our wastewater should be treated.
c) We need a better toilet
d) I don't know
e) We want a better/bigger septic tank
f) We need a better kamar mandi
g) We need a new storage tank for the waste water of the kamar mandi
h) Others: _____

Anhang 4: Fragebogen zur Bestimmung der Rahmenbedingungen für den ruralen Raum – Petir (Insani 2009)

Name of the Household :

Dusun :

General Information

1. How many people live permanently in your house?

Berapa banyak orang yang tinggal menetap (permanen) di rumah anda?

Adults: _____ Children: _____

2. What is household's main job?

Apa pekerjaan utama kepala keluarga anda?

- | | |
|--|-------------------------------|
| a. Petani (Peasant) | f. Pedagang/wiraswasta (|
| b. Buruh tani (Farm worker) | g. Pegawai Toko (Shop worker) |
| c. Pegawai negeri sipil (Public servant) | h. Peternak (Farmer) |
| d. POLRI (Police or Army) | i. Sopir/transport |
| e. Pensiunan PNS/POLRI (Pension) | j. Buruh bangunan (Labour) |
| | k. Others: _____ |

3. How much household's earn money per month (IDR)?

Berapa Rupiah pendapatan rata-rata keluarga secara keseluruhan setiap bulan?

- a. < 100.000
- b. 100.000 – 300.000
- c. 300.000 – 500.000
- d. 500.000 – 1.000.000
- e. > 1.000.000

Agriculture

1. Do you cultivate/have a cropland/rice paddy field?

Apakah Anda berladang/ memiliki ladang/sawah?

- a. Ya
- b. Tidak → langsung ke bagian **Solid Waste and Wastewater**

2. How large is your rice paddy field or cropland?

Berapa luas area sawah dan atau ladang yang Anda miliki:

Sawah (Wet rice paddy field) : pasang*

Ladang (Dry farming land) : pasang

* 1 pasang = 0.1 Ha

3. What kind of crops do you cultivate?

Apa jenis tanaman yang Anda tanam?

| Crops <i>Jenis tanaman</i> | Self Consumption <i>Dikonsumsi sendiri</i> | Sale <i>Dijual</i> |
|-------------------------------|---|-----------------------|
| Rice paddy (padi) | kg | kg |
| Maize (jagung) | kg | kg |
| Soya bean (kedelai) | kg | kg |
| Cassava (ketela) | kg | kg |
| Peanuts (kacang tanah) | kg | kg |

4. Do you buy fertilizer for your cropland?

Apakah Anda membeli pupuk untuk ladang Anda?

- a. Ya b. Tidak → langsung ke no 12

5. Who pay for pesticides and fertilizer?

Siapa yang membayar pengeluaran untuk pupuk dan pestisida?

- a) Pribadi (self support) c) Perusahaan (company)
b) Pemerintah (government) d) Others _____

6. What kind of fertilizer do you use?

Jenis pupuk apa yang Anda gunakan?

- a. Pupuk UREA _____ kg /musim tanam
b. Pupuk TS/SP36 _____ kg /musim tanam
c. Pupuk NPK _____ kg /musim tanam
d. Pupuk kandang (livestock manure)
e. Others: _____

7. Do you have livestock?

Apa Anda memiliki hewan ternak?

- a. Ya b. Tidak → langsung ke no 11

8. How much livestock do you own or rent?

Berapa banyak hewan ternak yang Anda miliki atau gado?

- Sapi (cow) : _____ ekor
- Kambing/domba (sheep/goat): _____ ekor
- Ayam (poultry) : _____ ekor

- c. Bakar, kemudian dibawa ke ladang
(Burn and take it to cropland)
- d. Langsung dibawa ke kandang
- e. (Directly mixed it with livestock manure)
- e. Dibuat kompos (make it as compost)
- f. Dibiarkan saja (leave it)
- g. Others: _____

9. What do you do with your green waste?

Apa yang Anda lakukan terhadap sampah kebun Anda?

- a. Bakar, kemudian dibiarkan saja
(Burn and leave it)
- b. Bakar, kemudian dipakai untuk pupuk tanaman rumah
(Burn and use it for gardening)
- c. Bakar, kemudian dibawa ke lading
- d. Langsung dibawa ke kandang
(Directly mixed it with livestock manure)
- e. Dibuat kompos (make it as compost)
- f. Dibiarkan saja (leave it)
- g. Others: _____

Perception

1. Do you think that wastewater from WC still has value?

Menurut anda apakah air limbah WC masih memiliki nilai guna?

- a) Ya, untuk/sebagai (for/as) _____
- b) Tidak
- c) Tidak tahu

2. Are you satisfied with existing sanitation facilities?

Apakah anda sudah puas dengan fasilitas sanitasi yang ada saat ini?

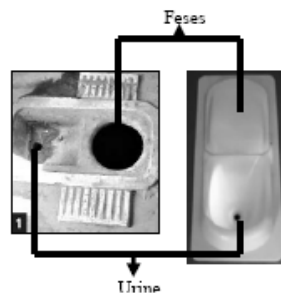
- a) Ya, semua baik-baik saja (Yes, everything is fine)
- b) Kita membutuhkan toilet yang lebih baik (We need better toilet facility)
- c) Saya tidak tahu (I don't know)
- d) Others: _____

3. If you have to use toilette which faeces and urine is separated, do you have any objection? Why?

Jika Anda harus menggunakan toilet dimana kotoran dan urine akan terpisah, apakah Anda keberatan?

- a. Ya
- b. Tidak

Mengapa? _____



4. If you have to use WC/toilette without using water, is there any objection?

Jika Anda harus menggunakan WC/toilet hemat atau tanpa air, apakah Anda keberatan?

- a. Ya, karena _____
- b. Tidak
- c. Tidak tahu

5. **If you were given a chance to get a free fertilizer or compost, but you have to process it by your self, are you interested?**

Jika ada kesempatan untuk mendapatkan pupuk atau kompos secara cuma-cuma, tapi Anda harus mengusahakannya sendiri, apakah Anda berminat?

- a. Ya b. Tidak

6. **Faeces contains nutrition for vegetation. Do you want to use it as fertilizer?**

Kotoran manusia adalah salah satu sumber nutrisi tanaman. Apakah Anda mau menggunakan pupuk dari kotoran manusia?

- a. Ya b. Tidak

7. **Urine contains nutrition for vegetation. Do you want to use it as fertilizer?**

Urine manusia adalah sumber nutrisi tanaman.

Apakah Anda mau menggunakan urine sebagai pengaya tanah di ladang Anda?

- a. Ya b. Tidak

Anhang 5: Fragebogen zur Bestimmung der Rahmenbedingungen für den ruralen Raum – Pucanganom (Kaiser 2011)

QUESTIONNAIRE PUCANGANOM HOUSE (MAP)

General Information

Household members

| Household members | N |
|-------------------|---|
| 2 | |
| 3 | |
| 4 | |
| 5 | |
| 6 | |
| 7 | |
| 8 | |
| 9 | |
| 14 | |
| Total | |

Daily water consumption per household

| Water consumption | Statistics | Water consumption (liter/day/household) |
|---|------------|---|
| cooking drinking, and utensil washing | Mean | |
| | Mode | |
| bathing, clothes washing, and religious use | Mean | |
| | Mode | |
| flushing toilette | Mean | |
| | Mode | |
| livestock use | Mean | |
| | Mode | |
| others | Mean | |
| | Mode | |

Reason for not reusing greywater

| if not yet done, why? | N | % |
|---------------------------------------|---|---|
| no need, water is enough | | |
| do not want to use, dirty | | |
| no facility for grey water collection | | |
| do not know | | |
| other | | |
| Total | | |

Activities reusing greywater

| | N | % |
|--------------------|---|---|
| toilet/flushing | | |
| Livestock drinking | | |
| Livestock cleaning | | |

| | | |
|-----------------|--|--|
| Watering plants | | |
| nothing | | |
| other | | |

Preference of public facilities (washing, bathing, toileting)

| | |
|-----|----|
| Yes | No |
| | |

Acceptance on public facility (only washing/bathing)

| | |
|-----|----|
| Yes | No |
| | |

Acceptance on public washing facility (only toileting)

| | |
|-----|----|
| Yes | No |
| | |

Acceptance of using composting/UD toilette

| | |
|-----|----|
| Yes | No |
| | |

Acceptance of processing feces/urin

| | | |
|-------|-----|----|
| | Yes | No |
| Feces | | |
| Urin | | |

Acceptance of using humanure/urin fertilizer

| | | |
|-----------------|-----|----|
| | Yes | No |
| humanure | | |
| Urin fertilizer | | |

If no-→ Why not?

Anhang 6: Fragebogen zur Bestimmung der Rahmenbedingungen für den ruralen Raum – Tansania und Kenia (Fach und Ndung'u 2009)
General Information

Name of Project: _____

Location: _____ Country: _____

Date: _____

1. For how long has the facility being in operation? _____ months/years
2. Where is the facility located?
 (a) Urban area (b) Peri-urban area (c) Rural area
3. On a normal day, how many persons use the facility?
 (a) Number of adults: _____ (b) Number of children: _____
4. What facilities are mainly used for daily water supply?
 (a) Dug well (d) Public tap
 (b) Drilled well (e) Rain water storage tank
 (c) Piped water (f) Other _____
5. Approximately, how much water is used on a normal day?
 (a) Drinking water is about _____ litres or _____ bottles of _____ litres
 (b) Bathing/showering/washing clothes is about _____ buckets of _____ litres
 (c) Water metre reading is about _____ m³ per month
6. Approximately how much wastewater is generated in a day?
 (a) Kitchen: _____ buckets or _____ litres
 (b) Bathroom: _____ buckets or _____ litres
 (c) Washing/cleaning: _____ buckets or _____ litres
 (d) Other: _____ buckets or _____ litres
7. How is the water generated from the kitchen handled?
 (a) Connected to main sewer (d) Drain to constructed wetland/pond
 (b) Use for gardening/farming (e) Other _____
 (c) Drain to septic tank
8. How is the water generated from bathroom and from washing handled?
 (a) Connected to main sewer (d) Drain to constructed wetland/pond
 (b) Use for gardening (e) Other _____
 (c) Drain to septic tank

9. If a septic tank is in use: size: _____ litres
- a. What's the approximate depth below surface? _____ metres
- b. Is the septic tank sealed with cement at the bottom?
[] a. Yes [] b. No [] c. I don't know
- c. What happens when the tank is full?
[] a. Pump the faeces out [] c. Its never full
[] b. Construct a new one [] d. Other: _____
10. How is kitchen waste handled?
[] a) Use as animal feed
[] b) Directly mix with animal manure
[] c) Use for gardening
[] d) Compost: [] separately [] mix with other waste _____
11. **Do you rear any animals? [] yes [] no; if yes, which ones _____
- What do you do with the animal waste?
[] a) Use it for gardening
[] b) Use it for farming
[] c) Compost it: [] separately [] mix with other waste _____
12. What wastewater treatment technology(s) is in use in this facility?
[] a) Non-urine diverting compost or Ventilated Improved Pit (VIP) latrine
[] b) Urine Diverting Dehydration (UDD) compost toilet
[] c) Anaerobic system (Bio-latrine)
[] d) Constructed Wetland
[] e) Other _____
13. Are there any additive and/or structural materials being used? If yes, which ones?
[] a) Kitchen waste
[] b) Animal waste
[] c) Green waste
[] d) Others (_____ specify)
14. In the case of biogas production, what is the collected biogas used for?

15. What is the operational status of this facility?
[] a) Functional [] b) Mal-functional [] c) Abandoned

16. Are you experiencing any problems with:

a) Flies

b) Smell

c) Others _____

14. Are the by-products (urine and faecal compost) being reused? If yes, for what are they used?

a) Yes

b) No

a) Gardening

b) Agriculture

c) Selling

d) Other

15. Do you think the people in this area have any reservations about using urine or compost from human waste for fertilizing or soil conditioning purposes? If yes, why?

a) Yes

b) No

(Reason) _____

Toilet rating:

| Parameter | Situation | Remark |
|---------------------|-----------|--------|
| General appearance | | |
| General cleanliness | | |
| Flies | | |
| Smell | | |
| Wetness | | |
| Ash sprinkling | | |
| Emptying | | |

SCHRIFTENREIHE SWW - KARLSRUHE

Bisher aus der Arbeit am Institut erschienen

- [1] KARPE, H.-J.: Zur Wirtschaftlichkeit bei der Planung von Fernwasserversorgungen. Karlsruhe 1969 (Eigenverlag des Verfassers).
- [2] PÖPEL, J.: Schwankungen von Kläranlagenabläufen und ihre Folgen für Grenzwerte und Gewässerschutz. GWF, Schriftenreihe Wasser - Abwasser, 16. Oldenbourg Verlag, München 1971.
- [3] MEIER, P.M.: Möglichkeiten zur technischen und wirtschaftlichen Optimierung von Zweckverbänden. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 4. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1972.
- [4] ABENDT, R.; AHRENS; W.; CEMBROWICZ, R.G.; HAHN, H.H.; KNOBLAUCH, A.; ORTH, H.: Operations Research und seine Anwendung in der Siedlungswasserwirtschaft I. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 5. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1972.
- [5] NOLL, K.: Untersuchungen zur Grundwasserentnahme aus den pleistozänen Sedimenten des Rheintalgrabens im Rhein-Neckar-Raum. Karlsruhe 1972 (Eigenverlag des Verfassers).
- [6] NEIS, U.: Experimentelle Bestimmung der Stabilität anorganischer Schwebstoffe in natürlichen Gewässern. Karlsruhe 1974 (Eigenverlag des Verfassers).
- [7] AHRENS, W.: Optimierungsverfahren zur Lösung nichtlinearer Investitionsprobleme - angewandt auf das Problem der Planung regionaler Abwasserentsorgungssysteme. Quantitative Methoden der Unternehmensplanung, Bd. 4. Verlag Meisenheim/ Glahn 1975.
- [8] ORTH, H.: Verfahren zur Planung kostenminimaler regionaler Abwasserentsorgungssysteme. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 9. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1975.
- [9] MOSEBACH, K.G.: Phosphatrücklösung bei der Ausfällung von Simultanschlämmen. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 11. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1975.
- [10] AHRENS, W.; CEMBROWICZ, R.G.; DEHNERT, G.; HEISS, H.-J.; HAHN, H.H.; HENSELEIT, H.J.; ORTH, H.; SENG, H.J.: Operations Research und seine

Anwendung in der Siedlungswasserwirtschaft II. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 12. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1976.

- [11] DEHNERT, G.: Regionale Planung der Standorte für Abwasserbehandlungsanlagen mit Hilfe graphentheoretischer Algorithmen. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 1. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1976.
- [12] HAHN, H.H. (Hrsg.): Umweltschutz im Bereich des Wasserbaus. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 14. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1976.
- [13] JØRGENSEN, S.E.: Reinigung häuslicher Abwässer durch Kombination eines chemischen Fällungs- und Ionenaustauschverfahrens. Karlsruhe 1976 (Eigenverlags des Verfassers).
- [14] RUF, J.: Gewässergütesimulation unter Berücksichtigung meteorologischer Einflüsse. Prognostisches Modell Neckar, Bericht 16. Dornier System. Friedrichshafen 1977.
- [15] AHRENS, W.; DEHNERT, G.; DURST, F.; GERBER, J.; HAHN, H.H.; PAESSENS, H.; WEUTHEN, H.K.: Tourenplanung bei der Abfallbeseitigung. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 3. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1977.
- [16] KLUTE, R.: Adsorption von Polymeren an Silikaoberflächen bei unterschiedlichen Strömungsbedingungen. Karlsruhe 1977 (Eigenverlag des Verfassers).
- [17] KNOBLAUCH, A.: Mathematische Simulation des Phosphorkreislaufs in einem gestauten Gewässer. GWF, Schriftenreihe Wasser- Abwasser, Bd. 17. Oldenbourg Verlag, München 1978.
- [18] ABENDT, R.: Aussagefähigkeit von Sauerstoffhaushaltsrechnungen. Hochschulsammlung Ingenieurwissenschaft, Wasserwirtschaft, Bd. 1. Hochschulverlag, Stuttgart 1978.
- [19] SENG, H.J.: Systematische Beurteilung der Umweltverträglichkeit bei Abfalldeponiestandorten. Hochschulsammlung Ingenieurwissenschaft, Abfallwirtschaft, Bd. 2. Hochschulverlag, Stuttgart 1979.
- [20] INSTITUT FÜR SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT: Fortschritte bei der Anwendung von Flockungsverfahren in der Abwassertechnologie. 2. Verfahrenstechnisches Seminar. Karlsruhe 1979 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).

- [21] HAHN, H.H. (Hrsg.): Von der Abfallbeseitigung zur Abfallwirtschaft, Fachkolloquium zu Ehren von Prof. Dr.-Ing. Hans Straub, Karlsruhe 1980 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [22] INSTITUT FÜR SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT: Planung und Organisation von Einzelkläranlagen und Gruppenkläranlagen, 6. Planungstechnisches Seminar. Karlsruhe 1980 (Eigenverlag des Instituts).
- [23] KÄSER, F.: Transport suspendierter Feststoffe in Fließgewässern. Karlsruhe 1981 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [24] EPPLER, B.: Aggregation von Mikroorganismen. Karlsruhe 1981 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [25] INSTITUT FÜR SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT: Fortschritte bei der Anwendung des Flotationsverfahrens in der kommunalen Abwasserreinigung, 3. Verfahrenstechnisches Seminar. Karlsruhe 1981 (Eigenverlag des Instituts).
- [26] PAESSENS, H.: Tourenplanung bei der regionalen Hausmüllentsorgung. Karlsruhe 1981 (Eigenverlag des Instituts).
- [27] KIEFHABER, K.P.: Versuchsanlagen zur Entspannungsflotation von Abwasser - Vergleich von Versuchsergebnissen. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [28] HAHN, H.H.; SENG, H.J. (Hrsg.): Wirtschaftlichkeit in der Abfallwirtschaft. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts).
- [29] HAHN, H.H.; PAESSENS, H. (Hrsg.): Tourenplanung in der Abfallwirtschaft II. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts).
- [30] DICKGIESSER, G.: Betriebssichere und wirtschaftliche Klärschlammensorgung. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [31] HAHN, H.H. (Hrsg.): Wasserversorgung und Abwasserbehandlung in Entwicklungsländern. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts).
- [32] HAHN, H.H. (Hrsg.): Schlämme aus der Abwasserfällung/-flockung. Karlsruhe 1983 (Eigenverlag des Instituts).
- [33] v. FALKENHAUSEN, K.: Planung eines Entsorgungssystems für die Klärschlammbehandlung. Karlsruhe 1983 (Eigenverlag des Instituts).

- [34] HEISS, H.-J.: Stabilität kostenminimaler Lösungen bei der Planung von Abwasserentsorgungssystemen. Karlsruhe 1983 (Eigenverlag des Instituts).
- [35] HAHN, H.H. (Hrsg.): Planung im Gewässerschutz unter besonderer Berücksichtigung von Flussgebietsmodellen. Karlsruhe 1984 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [36] BANTZ, I.: Ein Rechenverfahren zur Darstellung der Auswirkungen von Stoßbelastungen auf die Qualität von Fließgewässern. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [37] LÖHR, J.: Einfluss der Tiefendurchmischung auf die Entwicklung von Phytoplankton - dargestellt am Beispiel des Maines. Karlsruhe 1984 (Eigenverlag des Instituts).
- [38] TROUBOUNIS, G.: Strukturorientierte Simulation des Kohlenstoff-, Stickstoff-, Phosphor- und Sauerstoffhaushaltes flacher Gewässer. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [39] DITTRICH, A.: Transport und Sedimentation organischer Stoffe in Abwasserteichen. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [40] GROHMANN, A.; HAHN, H.H.; KLUTE, R. (Hrsg.): Chemical Water and Wastewater Treatment. Practical Experience and New Concepts. Proceedings from the 1st Gothenburg Symposium, 1984. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 1985 (vergriffen).
- [41] HAHN, H.H.; NEIS, U. (Hrsg.): Belastungsschwankungen auf Kläranlagen: Auswirkungen und Möglichkeiten zur Reduktion, insbesondere durch Chemikalieneinsatz. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts).
- [42] SCHMITT, T.G.: Der instationäre Kanalabfluss in der Schmutzfrachtmodellierung. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [43] IOSSIFIDIS, V.: Die Rolle der Ablagerungen bei der Schmutzfrachtberechnung in Kanalisationsnetzen. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [44] SCHMITT, T.G.; HAHN, H.H. (Hrsg.): Schmutzfrachtberechnung für Kanalisationsnetze. Karlsruhe 1986 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [45] DÖLL, B.: Die Kompensation der Oberflächenladung kolloidaler Silika-Suspensionen durch die Adsorption kationischer Polymere in turbulent durchströmten Rohrreaktoren. Karlsruhe 1986 (Eigenverlag des Instituts).

- [46] MERTSCH, V.: Sedimentation, Eindickung und Entwässerung von Fällungs-/Flockungsschlämmen. Karlsruhe 1987 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [47] KORDES, B.: Berechnung der Energiebilanz von Kläranlagen unter Berücksichtigung zeitlicher Schwankungen. Karlsruhe 1987 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [48] GEPPERT, B.: Tourenplanung bei der innenstädtischen Hausmüllentsorgung. Karlsruhe 1987 (Eigenverlag des Instituts).
- [49] GUTEKUNST, B.: Sielhautuntersuchungen zur Einkreisung schwermetallhaltiger Einleitungen. Karlsruhe 1988 (Eigenverlag des Instituts).
- [50] HAHN, H.H.; KLUTE, R.; BALMER, P. (Hrsg.): Recycling in Chemical Water and Wastewater Treatment. Proceedings from the 2nd international Gothenburg Symposium. Karlsruhe 1986 (Eigenverlag des Instituts).
- [51] HAHN, H.H.; PFEIFER, R.; (Hrsg.): Abwasserreinigung in Entwicklungsländern mit besonderer Berücksichtigung der Industrie. Karlsruhe 1987 (Eigenverlags des Instituts).
- [52] HOFFMANN, E.: Strömungsstrukturen in Flockungsreaktoren. (in Vorbereitung).
- [53] HAHN, H.H.; PFEIFER, R. (Hrsg.): Fällung/Flockung - Erfahrungen aus Labor und Praxis. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts).
- [54] KRÜGER, E.M.: Stabilität mineralischer Basisabdichtungen von Hausmülldeponien bezüglich des Ausbreitungsverhaltens anorganischer Schadstoffe. Karlsruhe 1989 (Eigenverlag des Instituts).
- [55] SISKOS, D.: Kläranlagenauslegung für stehende Vorfluter. Karlsruhe 1989 (Eigenverlag des Instituts).
- [56] HOU, R.: Kontrollstrategien für Fällung und Flockung auf Kläranlagen mit einem Vorhersagemodell der Zu- und Abfluffracht. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts).
- [57] XANTHOPOULOS, C.: Methode für die Entwicklung von Modellregenspektren für die Schmutzfrachtberechnung. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts).
- [58] HAHN, H.H.; XANTHOPOULOS, C. (Hrsg.): Schadstoffe im Regenabfluss aus städtischen Gebieten - Präsentation eines BMFT - Verbundprojektes. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).

- [59] LEE, C.-M.: Tone zur physikalisch-chemischen Abwasserreinigung. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts).
- [60] HARTMANN, K.-H.: Anaerobe Behandlung von Sickerwässern aus Hausmülldeponien. Karlsruhe 1991 (Eigenverlag des Instituts).
- [61] HAHN, H.H.; PFEIFER, R. (Hrsg.): Vor-, Simultan- oder Nachfällung? – Entscheidungskriterien für Planung, Entwurf und Betrieb. Karlsruhe 1991 (Eigenverlag des Instituts).
- [62] LEONHARD, D.: Eindickung und Entwässerung als Konsolidierungsvorgang. Karlsruhe 1992 (Eigenverlag des Instituts).
- [63] WEISSER, M.: Untersuchungen zur Belastung kommunaler Klärschlämme durch organische Schadstoffe - Abschlußbericht zum BMFT-Forschungsvorhaben 02 WS 464/8. Karlsruhe 1992 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [64] HAHN, H.H.; XANTHOPOULOS, C. (Hrsg.): Schadstoffe im Regenabfluss II. Präsentation des BMFT-Verbundprojektes. Karlsruhe 1992 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [65] HAHN, H.H.; PFEIFER, R. (Hrsg.): Sanierung von Kläranlagen. Karlsruhe 1992 (Eigenverlag des Instituts).
- [66] DÜRETH-JONECK, S.: Entwicklung eines naturnahen, praxisorientierten. Mobilitätstests für Schwermetalle und Arsen in kontaminierten Böden. Karlsruhe 1993 (Eigenverlag des Instituts).
- [67] HAHN, H.H.; TRAUTH, R. (Hrsg.): Fällungs-/Flockungchemikalien. Anforderungen, Angebot, Auswahl und Qualität. Karlsruhe 1993 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [68] HAHN, H.H.; TRAUTH, R. (Hrsg.): Wechselwirkungen der biologischen und chemischen Phosphorelimination. Karlsruhe 1993 (Eigenverlag des Instituts).
- [69] LANGER, S.J.: Struktur und Entwässerungsverhalten polymergeflockter Klärschlämme. Karlsruhe 1994 (Eigenverlag des Instituts).
- [70] MÜLLER, N.: Gewässergütemodellierung von Fließgewässern unter Berücksichtigung qualitativer, quantitativer, flächenhafter und sozioökonomischer Informationen. Karlsruhe 1994 (Eigenverlag des Instituts).

- [71] HAHN, H.H.; TRAUTH, R. (Hrsg.): Klärschlamm - Ressource oder kostenintensiver Abfall? Karlsruhe 1994 (Eigenverlag des Instituts).
- [72] MIHOPULOS, J.: Wechselwirkung Flockenbildung - Flockenabtrennung unter Berücksichtigung der Durchströmungsmuster in Sedimentations- und Flotationsbecken. München 1995 (Oldenbourg Verlag).
- [73] XANTHOPOULOS, C.; HAHN, H.H. (Hrsg.): Schadstoffe im Regenabfluss III. München 1995 (Oldenbourg Verlag).
- [74] HAHN, H.H.; TRAUTH, R. (Hrsg.): Wirtschaftlichkeitsfragen in der Abwasserreinigung. München 1995 (Oldenbourg Verlag).
- [75] SCHMID, K.: Tensidunterstützte und biologische Sanierung der Feinkornfraktion aus der Bodenwäsche bei kohlenwasserstoffhaltigen Altlasten. München 1996 (Oldenbourg Verlag).
- [76] HÖLZER, D.: EDV-gestützte Planung von Belebtschlammanlagen unter Berücksichtigung betrieblicher Aspekte. München 1996 (Oldenbourg Verlag).
- [77] HARITOPOULOU, T.: Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe und Schwermetalle in urbanen Entwässerungssystemen - Aufkommen, Transport und Verbleib. München 1996 (Oldenbourg Verlag).
- [78] HAHN, H.H.; TRAUTH, R.: Wechselwirkung zwischen Einzugsgebiet und Kläranlage. München 1996 (Oldenbourg Verlag).
- [79] FUCHS, S.: Wasserwirtschaftliche Konzepte und ihre Bedeutung für die Ökologie kleiner Fließgewässer - Aufgezeigt am Beispiel der Mischwasserbehandlung. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [80] BEUDERT, G.: Gewässerbelastung und Stoffaustrag von befestigten Flächen in einem kleinen ländlichen Einzugsgebiet. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [81] WITT, P.CH.: Untersuchungen und Modellierungen der biologischen Phosphatelimination in Kläranlagen. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [82] PSCHERA, S.: Abwasserbehandlung mit Ozon: Klassifizierung von Abwasser zur optimierten Verfahrensgestaltung in der Kreislaufwirtschaft. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [83] TRAUTH, R.: Lokalisierung von Grundwasserschadstoffquellen in urbanen Räumen. München 1998 (Oldenbourg Verlag).

- [84] JAKOBS, J.: Quantifizierung der Wirkung von Kanalnetzbewirtschaftungsmaßnahmen mit Hilfe des detailliert hydrodynamischen Schmutzfrachtmodells HAuSS. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [85] XANTHOPOULOS, C.: Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 1 – Oberfläche. München 1998 (Oldenbourg-Verlag).
- [86] SCHMITT, T.G.: Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 2 - Kanalisation. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [87] SEYFRIED, C.F.: Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 3 – Kläranlage. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [88] HAHN, H.H.; SCHÄFER, M. (Hrsg.): Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 4 - Emission/Immission. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [89] HAHN, H.H.; WILHELMI, M.: Abwasserreinigung - Reststoffproblem oder Sekundärrohstoffquelle. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [90] SCHULZ, ST.: Der Kanal als Reaktor: Neubildung von AOX durch Wirkstoffe in Reinigungsmitteln. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [91] WOLTER, CH.: Steuer- und Regelkonzepte der Vorklärung unter Einbeziehung der Vorfällung/Flockung und Schlammhydrolyse. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [92] PFEIFER, R.: Schmutzstoffrückhalt durch chemisch/physikalische Regenwasserbehandlung im Trennsystem. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [93] LIN, L.Q.: Entstabilisierung und Aggregation von Silika und Huminsäure mit Aluminiumsalzen in turbulenten Rohrströmungen. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [94] HAHN, H.H.; WILHELMI, M. (Hrsg.): Abwasserfällung- und Flockung. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [95] HUPPERT, N.: Elimination von Ibuprofen und NBBS in kommunalen Kläranlagen analysiert mittels Festphasenmikroextraktion. München 1999 (Oldenbourg Verlag).
- [96] FUCHS, S.; HAHN, H.H. (Hrsg.): Schadstoffstoffe im Regenabfluss IV. Abschlusspräsentation des BMBF-Verbundprojektes NIEDERSCHLAG. München 1999 (Oldenbourg Verlag).
- [97] SCHÄFER, M.: Regionalisierte Stoffstrombilanzen in städtischen Einzugsgebieten - Möglichkeiten, Probleme und Schlussfolgerungen.

- [98] HAHN, H.H.; KRAUS, J. (Hrsg.): Technologische Aspekte der Wasser-, Abwasser- und Schlammbehandlung. Karlsruhe 1999 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [99] KISHI, R.T.: Einzugsgebietseigenschaften und Fließgewässergüte (Modellierung stofflicher Parameter mit Hilfe raumbezogener Daten). Karlsruhe 2000 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [100] NAUDASCHER, I.: Kompostierung menschlicher Ausscheidungen durch Verwendung biologischer Trockentoiletten - mit besonderer Berücksichtigung des Kleingartenbereichs. Karlsruhe 2001 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [101] ANDERS, G.: Der Einsatz von Scheibentauchkörpern zur Güllebehandlung mit dem Ziel der weitergehenden Nährstoffreduktion. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [102] WITTLAND, C.: Angepasste Verfahren zur Industrieabwasserreinigung - Modell zur Verfahrensauswahl. Karlsruhe 2000 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [103] HAHN, H.H.; KRAUS, J. (Hrsg.): Projektmanagement, Maschinentechnik und gesetzliche Vorgaben. Karlsruhe 2000 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [104] SCHMID-SCHMIEDER, V.: Vergleich der Leistungsfähigkeit von Biofilmverfahren bei Sanierungen bzw. Erweiterungen von kommunalen Kläranlagen. Karlsruhe 2001 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [105] HAHN, H.H.; KRAUS, J.: Geruchsemissionen. Karlsruhe 2001 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [106] ANTUSCH, E.: Lokalisierung organischer Schadstoffemissionen durch Sielhautuntersuchungen. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [107] OBERACKER, F.E.: Verwendung und Entsorgung arsenhaltiger Wasserwerkschlämme. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [108] HAHN, H.H.; KRAUS, J.: Bläh- und Schwimmschlamm. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).

- [109] HITZLER, A.: Beurteilung und Optimierung von Sandwaschanlagen auf Kläranlagen. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [110] KLINGEL, M.: Prozess-Simulation in der Abwasser- und Abfallbehandlung. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [111] SONG, Y.: Precipitation Chemistry of Calcium Phosphate for Phosphorous Recovery. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [112] KRAUS, J.: Herstellung von Leichtzuschlagstoffen aus Klärschlamm. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [113] ZHANG, P.: Herstellung und Charakterisierung und Wirksamkeit polymerer anorganischer Flockungsmittel. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [114] HAHN, H.H.; KRAUS, J.: Wertschöpfung durch Betriebsoptimierung. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [115] LUCAS, S.: Auftreten, Ursachen und Auswirkungen hoher Fremdwasserabflüsse – eine zeitliche und räumliche Analyse. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [116] SCHWARZ, M.: Mikrobielle Kolmation von abwasserdurchsickerten Bodenkörpern: Nucleinsäuren zum Nachweis von Biomasse und Bioaktivität. Karlsruhe 2004 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [117] HOLZ, A.: Immissionsorientierte Bilanzierung punktueller und diffuser Schwermetallfrachten. Karlsruhe 2004 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [118] HAHN, H.H.; KEGEBEIN, J.: Auf dem Weg zur Kläranlage von morgen. Karlsruhe 2004 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [119] BUTZ, J.: Stoffstrombilanzen für Phosphor und sechs Schwermetalle am Beispiel des oberen Kraichbachs. Karlsruhe 2005 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [120] MAHMUTSPAHC, Z.: Projektfinanzierung – ein PPP Modell für internationale siedlungswasserwirtschaftliche Projekte. Karlsruhe 2005 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [121] HAHN, H.H.; FRIEDRICH, K.: Chemikalien in der Abwasserbehandlung – was haben wir dazugelernt? Karlsruhe 2005 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).

- [122] KEGEBEIN, J.: Die Verwendung von Küchenabfallzerkleinerern (KAZ) aus abwasser- und abfallwirtschaftlicher Sicht. Karlsruhe 2006 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [123] HAHN, H.H., HOFFMANN, E., BLANK, A.: Abwasserproblemstoffe – Erfahrungen mit neuen Produkten und Technologien. Karlsruhe 2006 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [124] KPONGBENGA, K.: Wasserver- und Entsorgung in der Stadt Lomé/Togo: Analysen, Beiträge und Konzepte. Karlsruhe 2006 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [125] BEKKER, M.: Charakterisierung der anaeroben Abbaubarkeit von spezifischen organischen Stoffen. Karlsruhe 2007 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [126] DUTTA, S.: Mathematical Modeling of Rotating Biological Contactor for Process Optimisation in Wastewater Treatment. Karlsruhe 2007 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [127] HAHN, H.H., HOFFMANN, E., BLANK, A.: Die optimierte Kläranlage – Vision oder Realität? Karlsruhe 2007 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [128] FUCHS, S.; FACH, S.; HAHN, H.H.: Stoffströme in Flussgebieten – Von der Bilanzierung zur Bewirtschaftung. Karlsruhe 2008 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [129] SCHERER, U.: Prozessbasierte Modellierung der Bodenerosion in einer Lösslandschaft. Karlsruhe 2008 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [130] BECHTEL, A.: Abschätzung regionaler Nitrateinträge in das Grundwasser unter Verwendung von N_{\min} -Daten. Karlsruhe 2008 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [131] SCHEER, M.: Ermittlung und Bewertung der Wirkung der Abflusssteuerung für Kanalisationssysteme. Karlsruhe 2008 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [132] LITTY, K.: User-Oriented Wastewater Treatment Technology in Developing and Newly Industrialising Countries. Karlsruhe 2008 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [133] HOFFMANN, E., BLANK, A.: Nachhaltigkeit in der Abwasserreinigung – Der Weg ist das Ziel. Karlsruhe 2008 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).

- [134] HILLENBRAND, T.: Analyse und Bewertung neuer urbaner Wasserinfrastruktursysteme. Karlsruhe 2009 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [135] BLANK, A.: Einfluss der Abwassertemperatur auf Bemessung, Auslegung und Reinigungsleistung von Scheibentauchkörpern. Karlsruhe 2009 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [136] TURKOVIĆ, R.: Sauerstoffregime in abwasserdurchsickerten Filtersanden. Karlsruhe 2009 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [137] HOFFMANN, E., BLANK, A.: Abwasserreinigung – Perspektiven, Hilfsstoffe und neue Technologien. Karlsruhe 2009 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [138] HOMA, J.: Biofilmaktivität in Scheibentauchkörpern – Grundlagen, Anpassung und Anwendung des Dehydrogenasentests. Karlsruhe 2010 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [139] HOFFMANN, E., BLANK, A.: Ökoeffizienz und Abwasserreinigung - Strategien und Lösungen für die Herausforderungen von Morgen. Karlsruhe 2010 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [140] MORCK, T.: Stickstoffelimination aus Schlammwasser mittels Ionenaustausch und Elektrodialyse. Karlsruhe 2011 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [141] HOFFMANN, E., BLANK, A.: Innovation und Flexibilität - Systemoptimierung und Systemerweiterung. Karlsruhe 2011 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [142] ORB, R. K.: Rückhalt hygienerelevanter Bakterien in mischwasserbeschickten Retentionsbodenfiltern – Konstruktive Hinweise. Karlsruhe 2012 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [143] HOFFMANN, E., HOMA, J.: Zukunftsfähige Abwasser- und Schlammbehandlung – Bauliche, verfahrenstechnische und energetische Optimierungspotenziale. Karlsruhe 2012 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [144] WEINGÄRTNER, D.: Greywater Characteristics, Biodegradability and Reuse of some Greywaters. Karlsruhe 2013 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).

Bestellanschrift:

KIT – Karlsruher Institut für Technologie

Universität des Landes Baden-Württemberg und nationales Forschungszentrum in der Helmholtz-Gemeinschaft

Institut für Wasser und Gewässerentwicklung

Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft

BIBLIOTHEK, Abteilung: Schriftenreihe

Gotthard-Franz-Str. 3

76131 Karlsruhe

Tel.: 0721/608-42457

Fax: 0721/608-44729

E-Mail: irmtraud.kaupa@kit.edu