

18662 / 02

## ABSCHLUSSBERICHT

**Klärschlammproblematik im Hochgebirge:** Zweite Phase des Projektes Untersuchung und Optimierung der Verwertung bzw. der Beseitigung von Abfällen aus der Abwasserbehandlung im Bereich alpiner Hütten des Deutschen Alpenvereins



März 2007

## **Danksagung**

Das Forschungsvorhaben „Klärschlammproblematik im Hochgebirge: Zweite Phase des Projektes Untersuchung und Optimierung der Verwertung bzw. der Beseitigung von Abfällen aus der Abwasserbehandlung im Bereich alpiner Hütten des Deutschen Alpenvereins“ wurde mit Mitteln der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) gefördert, wofür wir an dieser Stelle unseren Dank aussprechen.

Ebenfalls danken wir den DAV-Sektionen Berchtesgaden, Leutkirch, Memmingen, Mindelheim, Mittenwald, Nördlingen und Schwaben für die freundliche Unterstützung bei der Durchführung der Praxisversuche. Herrn Ernst Pfeiffer danken wir für die Umsetzung der Infrastrukturarbeiten.

Besonderen Dank gilt allen mitwirkenden Autorinnen und Autoren Wolfgang Becker, Thomas Cyrus, Martina Demattio, Rudolf Ettl, Holger Pabsch, Michael Schön, Falk Schönherr, Martin Valazza, Peter Weber und Bernhard Wett. Herrn Falk Schönherr danken wir für die redaktionelle Zusammenführung der einzelnen Berichtsteile und Frau Veronika Menz für die journalistische Überarbeitung.

Universitätsprofessor Dr.-Ing. Frank Wolfgang Günthert  
Universitätsprofessor Dipl.-Ing. Dr. techn. Wolfgang Rauch

# Vorwort

Rest- oder Feststoffe aus der Abwasserreinigung haben nicht nur seit Schweinepest und Rinderwahnsinn (BSE) für die Klär- und Landwirtschaft zu Diskussionen und politischen Reaktionen geführt, sondern auch seit Erlass des Tiroler Feldschutzgesetzes und mehrerer Nationalparke für große Probleme im Bereich der Schutzhütten im Hochgebirge gesorgt.

Der Alpenverein und die wasserwirtschaftlichen Organe haben gemeinsam für den wirksamen Gewässerschutz und die effiziente Abwasserreinigung von Einzelobjekten in Gebirgslagen unter besonderer Berücksichtigung von der oft schwierigen Erreichbarkeit der Objekte, die energetische autarke Ausstattung, die besondere Bewirtschaftungsform und die saisonale und wetterbedingte stark schwankende Besucherfrequenz in Abhängigkeit von geologischen und sensiblen Bedingungen schon seit den frühen 80er-Jahren Einzelfalllösungen entwickelt, siehe auch

- 1978 ÖWWV-Regelblatt
- 1985 ÖWWV-Regelblatt Modifikation
- 1990 WRG 1990 Novelle mit weiterer Modifikation,  
neue Emissions- und Immissionsregelungen
- 2000 Abwasserentsorgung im Gebirge, 3. Auflage
- 2006 3. Abwasseremissionsverordnung für Objekte in Extremlagen.

Unter besonderer Berücksichtigung dieser Ergebnisse und Systementwicklungen wurden vom DAV als Antragsteller Anfang 2003 das Forschungsprojekt „Klärschlammproblematik im Hochgebirge“ bei der DBU zur Förderung vorgelegt.

Der jetzt vorliegende Schlussbericht zeigt eine Reihe von Reststoff-Behandlungsmöglichkeiten und soll für die unterschiedlichen Standorte und Randbedingungen sowohl Vereinsfunktionären aber auch Sachverständigen eine Hilfe bei der Auswahl des richtigen Behandlungsverfahrens sein.

Sowohl dem Fördergeber DBU als auch den Projektpartnern Institut für Wasserwesen der Universität der Bundeswehr München, Institut für Infrastruktur der Universität Innsbruck sowie der Grammer-Solar GmbH und dem Ingenieurbüro Pabsch & Partner GmbH gilt unser besonderer Dank.

Peter J. Weber  
Hütten-Wege-Kletteranlagen

## Projektpartner

### Deutscher Alpenverein e.V. (DAV)



Von-Kahr-Straße 2-4, 80997 München

Telefon: +49 89 14003-0

Telefax: +49 89 14003-12

Deutscher Alpenverein e.V.

Abteilung Hütten - Wege - Kletteranlagen

<http://www.alpenverein.de>

#### **Ansprechpartner:**

Dipl.-Ing. Peter J. Weber

Telefon: +49 89 14003-40

E-Mail: [huetten\\_wege@alpenverein.de](mailto:huetten_wege@alpenverein.de)

### Universität der Bundeswehr München (UniBwM)



Professor Dr.-Ing. F. Wolfgang Günthert

Werner-Heisenberg-Weg 39, 85577 Neubiberg

Telefon: +49 89 6004-2156

Telefax: +49 89 6004-3858

E-Mail: [wolfgang.guenthert@unibw.de](mailto:wolfgang.guenthert@unibw.de)

Universität der Bundeswehr München

Institut für Wasserwesen

Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik

<http://www.unibw.de/ifw/swa/>

#### **Ansprechpartner:**

Dipl.-Ing. Falk Schönherr

Telefon: +49 89 6004-3499

E-Mail: [Falk.Schoenherr@unibw.de](mailto:Falk.Schoenherr@unibw.de)

Die Universität der Bundeswehr München, Institut für Wasserwesen, Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik koordiniert als Bewilligungsempfänger den Projektablauf und die Projektleistungen.

## Universität Innsbruck (IUT)



Technikerstraße 13, 6020 Innsbruck

Telefax: +43 512 507-2911

Universität Innsbruck, Institut für Infrastruktur

Arbeitsbereich Umwelttechnik

<http://www2.uibk.ac.at/umwelttechnik/>

Professor Dipl.-Ing. Dr. techn. Wolfgang Rauch

### **Ansprechpartner:**

Dipl.-Ing. Dr.techn. Bernhard Wett

Telefon: +43 512 507-6926

E-Mail: [bernhard.wett@uibk.ac.at](mailto:bernhard.wett@uibk.ac.at)

## Grammer Solar GmbH (Grammer)



Oskar-von-Miller-Straße 8, 92224 Amberg

Telefon: +49 9621 30857-0

Telefax: +49 9621 30857-10

E-Mail: [info@grammer-solar.de](mailto:info@grammer-solar.de)

Grammer Solar GmbH

<http://www.grammer-solar.de>

### **Ansprechpartner:**

Dipl.-Ing. (FH) Rudolf Ettl

Telefon: +49 9621 30857-13

E-Mail: [r.ettl@grammer-solar.de](mailto:r.ettl@grammer-solar.de)

## Ingenieurbüro Pabsch & Partner GmbH (IPP)



Barienroder Straße 23, 31139 Hildesheim

Telefon: +49 5121 2094-0

Telefax: +49 5121 2094-44

Ingenieurbüro Pabsch & Partner GmbH

<http://www.ipp-consult.de>

### **Ansprechpartner:**

Dr.-Ing. Holger Pabsch

Telefon: +49 5121 2094-14

E-Mail: [h.pabsch@ipp-consult.de](mailto:h.pabsch@ipp-consult.de)

# Inhaltsverzeichnis

	Seite
<b>1 Einleitung</b> .....	<b>1</b>
1.1 Veranlassung .....	1
1.2 Untersuchte Verfahren .....	2
<b>Behandlung fließfähiger Schlämme</b> .....	<b>3</b>
<b>2 Solar-Schlamm Trockner zur Behandlung fließfähiger Schlämme</b> .....	<b>3</b>
2.1 Vorversuche und theoretische Überlegungen .....	3
2.2 Solar-Schlamm Trockner Typ „A“ (Nördlinger Hütte) .....	18
2.3 Solar-Schlamm Trockner Typ „B“ (Leutkircher Hütte) .....	31
2.4 Fazit und Ausblick .....	38
2.5 Überschussslammentwässerung ohne solare Unterstützung .....	42
<b>3 Maschinelle Entwässerung fließfähiger Schlämme in Filtersackanlagen</b> .....	<b>55</b>
3.1 Filtersacksystem TEKNOBAG.....	55
3.2 Fazit und Ausblick .....	60
<b>4 Überdachtes Trockenbeet zur Behandlung fließfähiger Schlämme</b> .....	<b>61</b>
4.1 Lage und örtliche Verhältnisse der Mindelheimer Hütte .....	61
4.2 Reststoffbehandlung .....	63
4.3 Probenahme und Analysenergebnisse .....	65
4.4 Beurteilung der Reststoffbehandlung .....	66
4.5 Zusammenfassende Bewertung der Reststoffbehandlung .....	71
<b>5 Pflanzenbeetanlagen mit Grasbepflanzung</b> .....	<b>72</b>
5.1 Allgemeine Beschreibung der Verfahrenstechnik .....	72
5.2 Pflanzenbeetanlage der Stuttgarter Hütte .....	74
5.3 Pflanzenbeetanlage am Kärlingerhaus .....	93
5.4 Empfehlungen für Pflanzenbeetanlagen im Hochgebirge .....	100
<b>Weiterbehandlung abgetrennter Abwasserinhaltsstoffe</b> .....	<b>101</b>
<b>6 Wasserlose Toilettensysteme</b> .....	<b>101</b>
6.1 Die Komposttoilettenanlage der Brunnsteinhütte .....	101
6.2 Hüttenkennwerte und Schmutzfrachten .....	103
6.3 Probenahme und -analyse .....	104
6.4 Fazit und Ausblick .....	106
6.5 Trockentoilettenanlage der Klostertaler Umwelthütte .....	107
<b>7 Solar-Komposter zur Weiterbehandlung abgetrennter Abwasserinhaltsstoffe</b> .....	<b>112</b>
7.1 Allgemeines.....	112
7.2 Konstruktion und Funktionsweise des Solarkomposters.....	112
7.3 Vorversuch am Laborgelände des IUT .....	115
7.4 Fazit und Ausblick .....	129

<b>8</b>	<b>Stufenkomposter zur Weiterbehandlung abgetrennter Abwasserinhaltsstoffe</b>	<b>130</b>
8.1	Lage und örtliche Verhältnisse des Kaiserjochhauses.....	130
8.2	Reststoffbehandlung .....	131
8.3	Beurteilung der Reststoffbehandlung .....	133
8.4	Empfehlungen und Verbesserungsvorschläge .....	140
8.5	Fazit und Ausblick .....	142
<b>Sonderverfahren.....</b>		<b>143</b>
<b>9</b>	<b>Membrantechnik.....</b>	<b>143</b>
9.1	Einleitung .....	143
9.2	Anlagentechnik und Infrastruktur .....	144
9.3	Wasserverbrauch, Abwasseranfall und -zusammensetzung .....	148
9.4	Energieverbrauch.....	149
9.5	Schlammproduktion .....	149
9.6	Wartungsaufwand und Betriebskosten .....	151
9.7	Fazit und Ausblick .....	152
<b>10</b>	<b>Zusammenfassung .....</b>	<b>153</b>
10.1	Veranlassung und Zielsetzung.....	153
10.2	Vorversuche und -untersuchungen .....	154
10.3	Behandlung fließfähiger Klärschlämme .....	155
10.4	Weiterbehandlung fester Abwasserinhaltsstoffe .....	159
10.5	Vergleich der Verfahren und Planungshilfe.....	163
<b>11</b>	<b>Projektarbeit .....</b>	<b>169</b>
11.1	Publikationen.....	169
11.2	Diplom- und Seminararbeiten .....	171
11.3	Projektbesprechung .....	172
<b>12</b>	<b>Literaturverzeichnis .....</b>	<b>173</b>
<b>13</b>	<b>Abbildungsverzeichnis.....</b>	<b>176</b>
<b>14</b>	<b>Tabellenverzeichnis .....</b>	<b>182</b>
<b>15</b>	<b>Anhänge.....</b>	<b>183</b>
15.1	Schwermetallanalysen der Reststoffe der Mindelheimer Hütte.....	183
15.2	Zulässige Grenzwerte für Schadstoffe im Klärschlamm .....	184



# 1 Einleitung

## 1.1 Veranlassung

Die Alpen sind Europas bedeutendster Gebirgszug und zugleich eines seiner wichtigsten Urlaubs- und Erholungsgebiete. Seit über 100 Jahren bemühen sich die alpinen Vereine Wanderern Berghütten als Stützpunkte für Gebirgstouren zur Verfügung zu stellen. Durch die zunehmenden Besucherzahlen (von 1938 bis 1988 stieg die Zahl der jährlichen Übernachtungen in den Alpen von 50 auf 350 Millionen an) wurde die Versorgung der Hütten mit hygienisch einwandfreiem Trinkwasser, Gebrauchsgütern und Energie immer schwieriger und verursachte damit einhergehend auch Probleme im Bereich der Abfallentsorgung und der Abwasserreinigung. Der Erhalt und der Schutz der Gebirgsregionen wurden in den letzten Jahrzehnten zum zentralen Arbeitsschwerpunkt der Alpenvereine. Viele Berghütten sind mit einer wirkungsvollen Abwasserreinigungsanlage ausgerüstet worden.

Als Nebenprodukt der Abwassereinigung fällt eine gewisse Menge Reststoffe als Klärschlamm, Filtersackgut, Siebrückstand oder Trockentoilettenkompost in unterschiedlicher Qualität und Konsistenz an. Diese Reststoffe wurden bislang meist im Hüttenumfeld ausgebracht. Dies birgt allerdings ein örtliches hygienisches Gefährdungspotential und kann in sensiblen Lagen die Qualität vorhandener Wasserressourcen beeinträchtigen sowie eine Veränderung der Vegetation bewirken.

Wegen dieser Vorbehalte und den verschärften gesetzlichen Rahmenbedingungen hinsichtlich Klärschlammausbringung und Bodenschutz (beispielsweise ist in Tirol das Aufbringen von Klärschlamm auf landwirtschaftlich nutzbaren Flächen untersagt) wird die Entsorgung von Reststoffen ins Tal immer häufiger angeordnet.

Das diesem Bericht zugrunde liegende, von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderte, Forschungsvorhaben, wurde gemeinsam vom Deutschen Alpenverein e.V. (Abteilung Hütten-Wege-Kletteranlagen), zwei Hochschulen (Universität der Bundeswehr München und Universität Innsbruck) und zwei Industriepartnern (Grammer Solar GmbH und Ingenieurbüro Pabsch & Partner GmbH) durchgeführt.

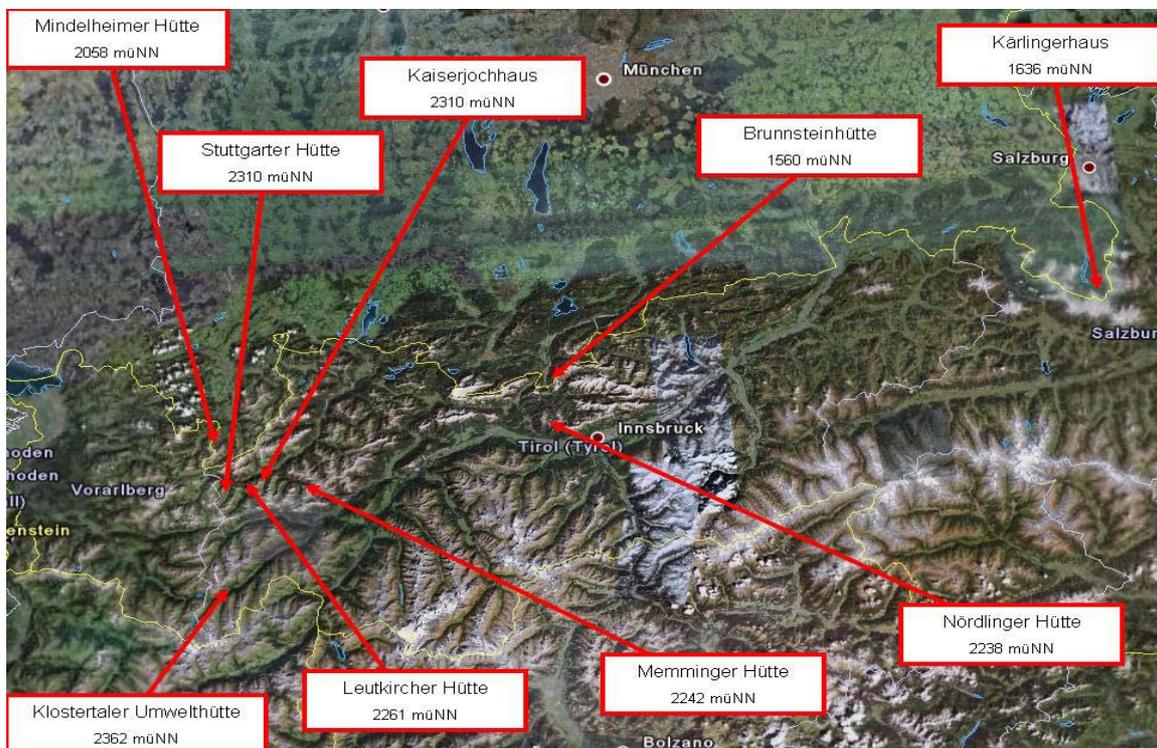
Ziel dieses Projektes ist es, Verfahren zur Behandlung von Reststoffen im Hochgebirge zu optimieren, neue Verfahren zu entwickeln, Systeme miteinander zu vergleichen und ihre jeweiligen idealen Einsatzbedingungen herauszufinden. Die Leistung der einzelnen Behandlungsverfahren soll hauptsächlich hinsichtlich der Volumenreduktion (Entwässerung) und der Hygienisierung bewertet werden, aber auch bezüglich des Abbaus und Verbleibs von Nähr- und Schadstoffen. Die Ergebnisse sollen für die Berg- und Schutzhütten des Alpenraumes modellhafte Lösungen aufzeigen.

## 1.2 Untersuchte Verfahren

In die Untersuchungen wurden einerseits bereits vorhandene Systeme eingebunden, andererseits wurden dafür auch neue Anlagen errichtet. Tabelle 1 gibt eine Übersicht der untersuchten Verfahren und den Hütten, wo diese eingesetzt sind.

**Tabelle 1: Übersicht der untersuchten Verfahren**

Verfahren	Reststoff	Hütte	neu/vorhanden	Bearbeiter	Seite	
Solar-Schlamm Trockner	fließfähig	Nördlinger Hütte	neu errichtet	IUT,	18	
		Leutkircher Hütte	neu errichtet	Grammer	31	
Filtersackanlagen		Memminger Hütte	war vorhanden	IUT	55	
Trockenbeete		Mindelheimer Hütte	war vorhanden	UniBwM	61	
Pflanzenbeete		Stuttgarter Hütte	neu errichtet	UniBwM,	74	
		Kärlingerhaus	war vorhanden	IPP	93	
Komposttoiletten		stichfest	Brunnsteinhütte	war vorhanden	IUT	101
Trockentoiletten			Klostertaler Umwelthütte	wurde umgebaut	IUT	107
Solar-Komposter				neu errichtet	IUT, Grammer	112
Stufenkomposter			Kaiserjochhaus	war vorhanden	UniBwM	130



**Abbildung 1: Lage der Hütten in den nördlichen Alpen**

## **BEHANDLUNG FLIEßFÄHIGER SCHLÄMME**

### **2 Solar-Schlammrockner zur Behandlung fließfähiger Schlämme**

#### **2.1 Vorversuche und theoretische Überlegungen**

Das Institut für Umwelttechnik und die Firma Grammer Solar (Amberg) entwickelten und erprobten auf Basis entsprechender Grundlagenuntersuchungen zwei Prototypen eines Solar-Schlammrockners. Der auf der Nördlinger Hütte aufgestellte Trockner ist eine zerlegbare und transportable Variante in Metallausführung, der auf der Leutkircher Hütte besteht aus verschweißtem Kunststoff. Beide verwenden einen entsprechend angepassten Solar-Luftkollektor mit einem integrierten, photovoltaisch betriebenen Ventilator.

Der Solar-Schlammrockner kombiniert zwei Verfahren: Schlamm entwässern infolge Schwerkraft und Schlamm trocknen mittels solarer Energiezufuhr. Zweck ist – im Hinblick auf eine weitere Behandlung vor Ort oder nach Transport ins Tal – das Erzielen einer optimierten Gewichts- und Volumenverminderung von Abwasserschamm (Primärschlamm, Sekundärschlamm oder ein Gemisch daraus) aus Kläranlagen in Gebirgslage nach dem Abziehen aus dem jeweiligen Anlagenteil.

Bei Untersuchungen wie der vorliegenden empfiehlt es sich, konstruktive Schritte wie die Entwicklung von Prototypen erst nach erfolgtem Literaturstudium und entsprechenden Vorversuchen durchzuführen. Dies wurde im Rahmen von zwei Diplomarbeiten im Abwasserlabor des Projektpartners IUT an der Universität Innsbruck durchgeführt bzw. am Gelände der nahen kommunalen Kläranlage vom Abwasserverband Zirl und Umgebung (mechanische Grobreinigung → 2 Belebungsbecken → 2 Nachklärbecken mit Belebtschlammrücklauf). [DEMATTIO (2003), VALAZZA (2005)].

#### **2.1.1 Entwässerungsversuche und mathematischer Modellierung**

##### **2.1.1.1 Entwässerungsversuche in Filterboxen**

Im Zuge ihrer Diplomarbeit mit dem Titel "Sewage sludge dewatering for decentralised sites. Mathematical description of a combined filtration and drying System" führte DEMATTIO (2003) vorerst auf dem Gelände der kommunalen Kläranlage des Abwasserverbands Zirl und Umgebung mit eingedicktem belebtem Schlamm (Rücklaufschlamm Nachklärbecken) praktische Entwässerungsversuche in drei abgedeckten, speziell für diese Versuche entwickelten, transportablen Filterboxen (L = 1,0m, B = 0,5m, H = 0,5m) vor Ort durch.



**Abbildung 2: Vorversuche an Kläranlage Zirl (Außenansicht vor der ersten Schlammzufuhr) [Foto W.Becker & M.Demattio (2003)]**



**Abbildung 3: Versuchsanlage Demattio in Zirl (Innenansicht/Dränageschicht) [Foto W.Becker & M.Demattio (2003)]**

Mit den experimentellen und rechnerischen Untersuchungen wurden die Auswirkungen unterschiedlicher Randbedingungen, wie diverse Filtermedien, Ausgangshöhe und -trockensubstanz, Erstbeschickung, Filterkuchenbildung, Mehrfachbeschickung mit Zeitpausen, auf die statische Schlammentwässerung hin untersucht. Weitere Experimente in einem Klimaraum bei 30°C und 60% relativer Luftfeuchtigkeit lieferten Grundlagen über den Einfluss von Temperatur und relativer Luftfeuchtigkeit auf die Schlamm-trocknung nach der Entwässerungsphase.

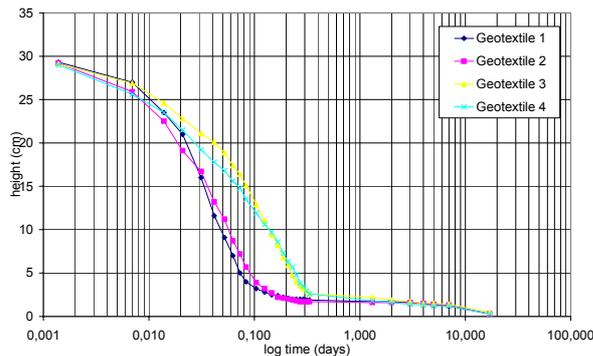
### 2.1.2 Ergebnis der durchgeführten praktischen Untersuchungen

Der Filterboden dieser vier Versuchseinrichtungen wurde mit vier unterschiedlichen Kunststoffgewebearten (polymere Geotextilien) belegt um das Durchgangs- bzw. Rückhaltevermögen bei der ersten Beschickung mit im Nachklärbecken eingedicktem belebtem Schlamm (ÜS) zu untersuchen:

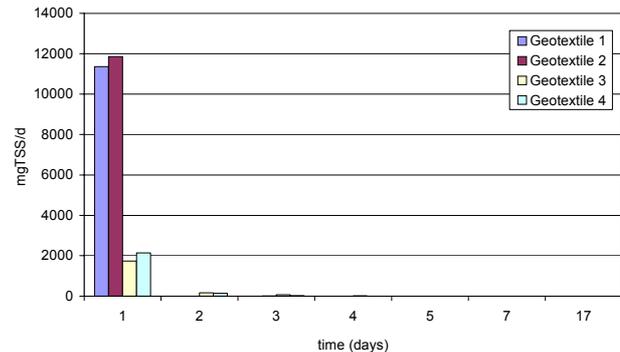


**Abbildung 4: Vorversuche an der Kläranlage Zirl / Filterbodenbelegung mit unterschiedlichen Materialien [Fotos W.Becker & M.Demattio (2003)]**

ÜS-Belebtschlamm mit 4,2 g/L Ausgangs-Trockensubstanz (TS) -Wert wurde verwendet, um den Einfluss der unterschiedlichen Filtermedien auf die Filtrationswirkung und die Retentionscharakteristik darzustellen. Je drei statische Entwässerungstests mit einem Ausgangsvolumen von je 150 Litern - entsprechend 30cm Füllhöhe – an ÜS wurden durchgeführt um die Ablaufmenge sowie die TS-Werte im Ablauf der Versuchsanlage als Funktion der Zeit darzustellen. Das Ergebnis ist in den nachfolgenden Abbildungen graphisch dargestellt:



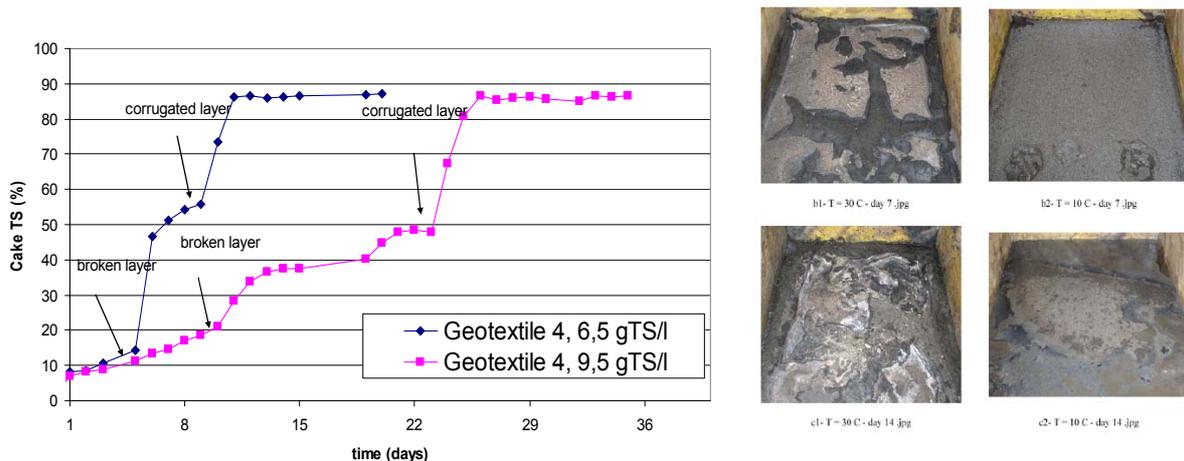
**Abbildung 5: Entwicklung der Absetzkurven beim Einsatz von vier Materialien mit unterschiedlichen Filtriereigenschaften**



**Abbildung 6: TS-Austragsmenge ab der ersten Beschickung am ersten Versuchstag in [mgTS/d]**

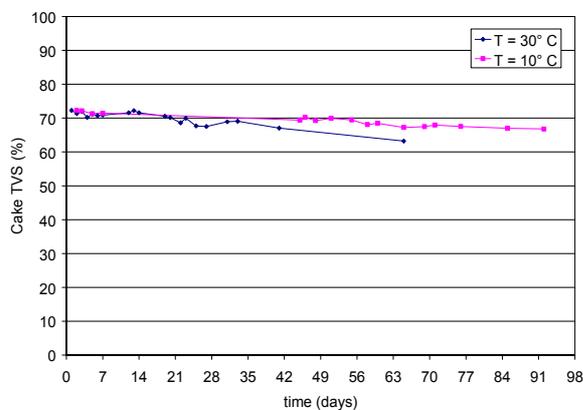
In Abbildung 4 bis Abbildung 5 zeigt sich, dass Kunststoffmaterialien mit größerem Porendurchmesser anfangs zwar eine schnellere Filtration zulassen. Dies ist mit vorerst höherem TS-Austragsmengen gegenüber den Materialien mit kleinerem Porendurchmesser verbunden. Im besten Fall nach zwei Stunden, spätestens aber nach drei bis sieben Stunden hat sich ein stabiler Filterrückstand entwickelt, durch den sich der Filterdurchsatz quantitativ und qualitativ immer mehr angleicht.

Nach der Absetzphase und statischen Entwässerungsphase, also bei Beginn der Trocknungsphase, war die Konsistenz des Schlammkuchens in allen vier Fällen nahezu gleich, die Schichtdicke nahm langsam und gleichmäßig ab. Ab dem Zeitpunkt des Aufbrechens der Oberfläche der sich verfestigenden und abtrocknenden Schlammschicht nahm die Verdunstungsrate durch die sich vergrößernde Verdunstungsfläche stetig zu und es lösten sich zusehend scherbenartige nach außen und oben gekrümmte Schlammteile von der Unterlage ab.

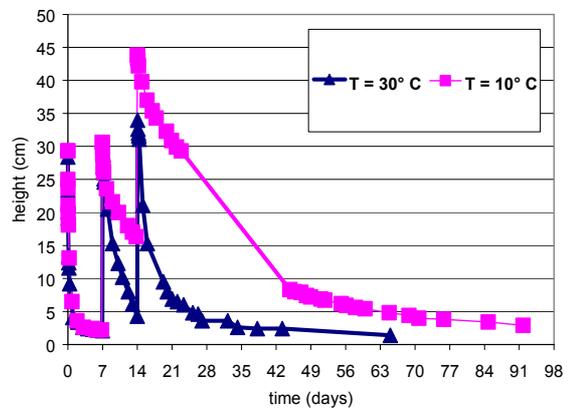


**Abbildung 7: Abtrocknen der Schlammschicht und Aufbrechen der Schlammoberfläche als Funktion der Zeit [Fotos M.Demattio (2003)]**

Während des Beobachtungszeitraums wurden immer wieder Proben gezogen und diese auf ihren Feststoff- bzw. Wassergehalt untersucht. Nach der Abtrocknung der ersten Schlammzugabe wurden im Abstand von jeweils sieben Tagen wieder jeweils 30cm bzw. 150 Liter Überschussschlamm zugesetzt, und die Abnahme des Schlammspiegels beobachtet:



**Abbildung 8: Abnahme Glühverlust bei Lufttemperatur 30°C / 10°C**



**Abbildung 9: Abnahme Schlamm Spiegel bei Lufttemperatur 30°C / 10°C**

Wie aus Abbildung 7 bis Abbildung 9 zu ersehen ist, wurden die Versuche vor Ort, die bei wechselnden äußeren Bedingungen (Tag-/Nachtunterschiede bei Temperatur und Luftfeuchtigkeit) erfolgten, in weiterer Folge jedoch

- in Hinblick auf den zu einem späteren Zeitpunkt vorgesehenen Einsatz eines solaren Lufterwärmungsmoduls mit mehrmaliger periodischer Schlammbeschickung
- und die vorgesehene mathematische Modellierung

- bei genauen kontrollierten gleich bleibenden Randbedingungen bei konstanter Lufttemperatur von 10°C bzw. 30°C sowie bei etwa konstanter relativer Luftfeuchtigkeit von rund 60% in einem Klimaraum durchgeführt
- und zwar als "dynamischer" Test mit Befüllung der oben beschriebenen Filterboxen analog zu den vor Ort durchgeführten Befüllungen mit dreimal 30cm = 150 L ÜS im Abstand von je einer Woche: siehe Abbildung 9

Wie bei den Versuchen vor Ort zeigte sich nach der ersten Befüllung eine vorerst rasche und nach Bildung eines Filterkuchens auf dem mittelporigen Filtermaterial zunehmend langsamer werdende statische Entwässerung. Bei der zweiten Befüllung nach einer Woche zeigte sich wieder eine verzögerte statische Entwässerung. Bei der dritten Befüllung ergab sich bei beiden Versuchen folgende Beobachtung: die entwässerte und abgetrocknete Schlammschicht löste sich in Teilen vom Boden und schwamm in mehr oder weniger große Schlamm-schollen im eingefüllten belebten Schlamm auf.

Es wurde ein signifikanter Unterschied in der Entwässerungsgeschwindigkeit bei den beiden unterschiedlichen Temperaturbereichen nach der zweiten und dritten Befüllung festgestellt. Bei einer Versuchstemperatur von 30°C war die Oberfläche des Schlammes durch die schnellere Abtrocknung nach jeweils einer Woche Versuchszeit bereits etwas aufgerissen. Dies verbesserte die Dränagewirkung deutlich.

Vor der zweiten Befüllung betrug die Schlammschicht bei 10°C noch 16 cm, bei 20°C nur mehr 4 cm. Der Schlamm Spiegel wurde nach der dritten Befüllung noch 77 Tage beobachtet, die Schlammschicht periodisch beprobt. Bei 20°C wurde die 5 cm-Marke bereits 10 Tage nach der dritten Schlammzugabe erreicht, bei 10°C erst nach 50 Tagen.

Bei der Versuchstemperatur von 30°C und 60% relativer Luftfeuchtigkeit nahm nach der dritten Befüllung die TS innerhalb von 40 Tagen von 8 auf 60,5 Gew.-% zu.

Bei 10°C und 60% relativer Luftfeuchtigkeit ergaben sich gänzlich andere Verhältnisse: Bei der dritten Zugabe mischten sich der eingedickte und der frische Schlamm, die Entwässerung verzögerte sich deutlich, wie aus Abbildung 9 entnommen werden kann. 71 Tage nach der dritten Schlammzugabe betrug die TS immer noch 13,7 Gew.-%.

In Abbildung 10 ist die Entwicklung des Glühverlusts als Maßstab für den Abbau/Verlust an organischen Stoffen durch Mineralisierung während der Entwässerungszeit dargestellt. Ausgehend von 73 Gew.-% Glühverlust bei Versuchsbeginn und 70% nach 21 Tagen Versuchsdauer (= dritte Befüllung) wurden 44 Tage nach der letzten Befüllung Werte von 67% bei 10°C und 63% bei 30°C gemessen. Prozentuell bedeutet dies eine Mineralisation von 14% bei 10°C und 28% bei 30°C. Höhere Temperaturen beschleunigen offensichtlich den Mineralisierungsprozess.

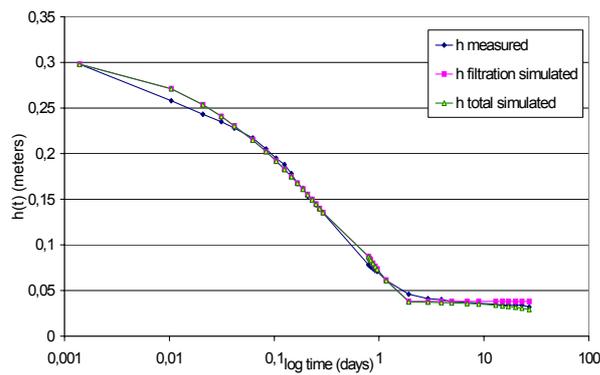
### 2.1.3 Mathematische Simulation des Entwässerungsvorgangs

In Hinblick auf die weiteren Überlegungen war es von Interesse, ob die beobachtete Abnahme des Schlammvolumens durch Entwässerung und Verdunstung rechnerisch nachzuvollziehen ist. Dadurch könnte rechnerisch versucht werden, der Einfluss unterschiedlicher Randbedingungen von vornherein zu untersuchen und die Versuchsparameter bereits vor praktischen Versuchen zu optimieren.

Das angewendete mathematische Modell beruht auf einer Überlagerung eines Rechenmodells zur Charakterisierung der Verdunstung mit einem solchen der konventionellen Filtrationstheorie. Beim rechnerischen Lösungsansatz der Gleichungen wird von einer impliziten Gleichung mit der Schlammhöhe als unabhängiger Variable sowie von Eingaben (Inputs) bezüglich Filtrationszeit und weiteren physikalischen Eigenschaften ausgegangen. Die Temperatur beeinflusst physikalische Parameter wie Dichte und Viskosität. Bei der Simulation wurden Änderungen beim vorhandenen Druck berücksichtigt. Für die betrachtete Durchrechnung wurde die Dicke der Schlammschicht als konstant angenommen, für die nächste Durchrechnung konnte sie jedoch variiert werden:

- der Filterwiderstand des Geotextils blieb während des Filterprozesses (= Entwässerungsvorgang) gleich
- bei jedem Rechenschritt blieben die Eigenschaften Porosität und spezifischer Filterwiderstand der neu geformten Schlammschicht im Verhältnis zum "homogenen Filterkuchen" gleich.
- die materialspezifischen Parameter  $n$  und  $\beta$  wurden als konstant und gleichwertig zu 1 eingesetzt.
- es wurde vereinfachend angenommen, dass die Filtrationstheorie nur während der Schlammkuchenbildung und voller Sättigung des Schlammes anzuwenden ist. Nach Erreichen der ungesättigten Phase geht die Filtration gegen Null und es ist nur mehr die Verdunstung maßgebend

Die genaueren mathematischen Randbedingungen und die verwendeten Gleichungen von der Filtertheorie (1) (2) (3) sowie vom Verdunstungsmodell (4) können WETT et al. (2005) entnommen werden. Es zeigte sich eine relativ gute Übereinstimmung zwischen den berechneten Werten und den bei den Versuchen ermittelten Werten – sowohl bei statischen Verhältnissen (erste Schlammzugabe) als auch bei den betrachteten dynamischen Verhältnissen (3malige Füllung der Versuchsanlage(n) mit je 30 cm ÜS = 150 L). Der Vergleich zwischen Berechnung und Versuchsergebnis ist in den nachfolgenden Abbildung dargestellt.



Constitutive parameters as a function of initial Total Solids  $s$  in [kg/L]:

$$a_0 = s * 5.5 * 10^{12}$$

$$\epsilon_0 = s * 1.5$$

$$P_a = s * 115000$$

Abbildung 10: Übereinstimmung Berechnung <-> Versuch beim stationären Zustand d. i. die erstmalige Beschickung der Versuchsanlage bei Simulation der Schlammschichtstärke ( $h_{total, simulated}$ ) mit einer Ausgangssubstanz von 13g/L durch Überlagerung des Filtrationsprozesses in Abhängigkeit von der Filtration ( $h_{filtration, simulated}$ ) und der Evaporation.

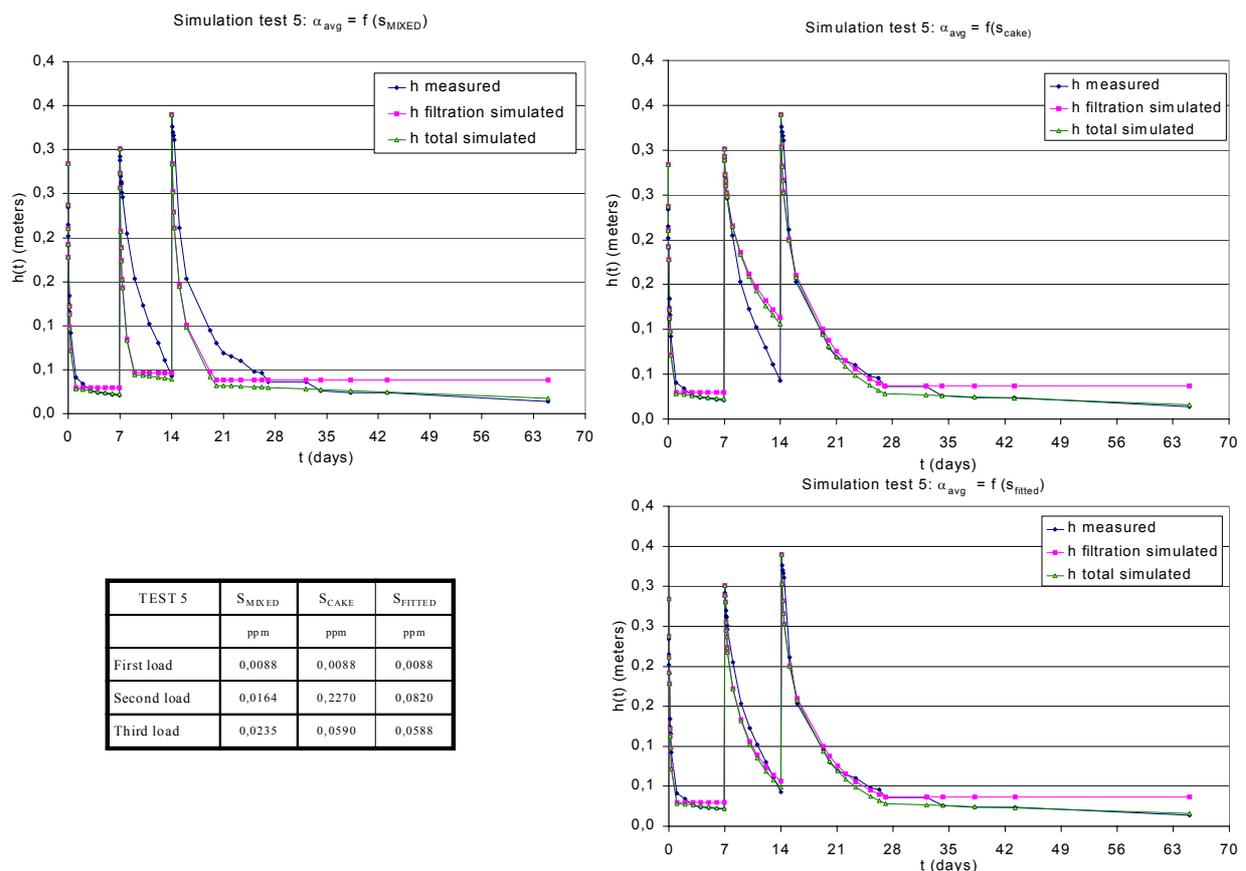
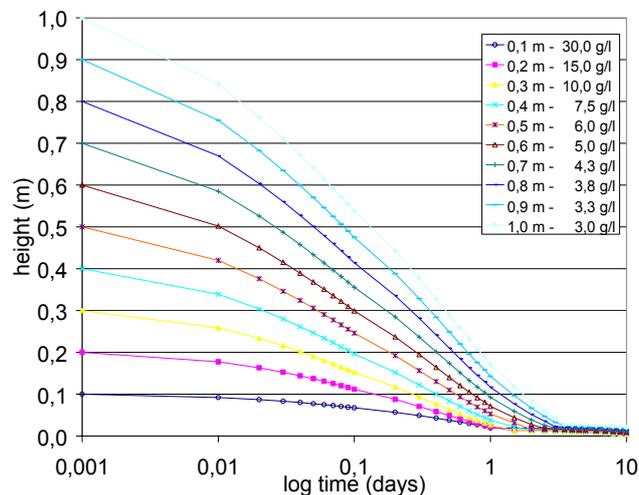


Abbildung 11: Vergleich zwischen Berechnung und Versuch von unterschiedlichen TS-Konzentrationen  $s$  - angewandt für die maßgebenden Filtrationsparameter bei mehrmaliger Beschickung

Es wurden zwei Grenzfälle gewählt, die das ganze Spektrum an möglichen Fällen dazwischen enthalten. Der spezifische Filterwiderstand des Schlammkuchens wurde durch eine lineare Gleichung beschrieben, wobei die Werte für  $s$  zwischen den beiden Grenzwerten von 3 bis 30 g/L TS variierten. Die Berechnung ergab folgendes Bild:

Die Schlammabsetzkurven zeigen, dass ein höherer TS-Ausgangsgehalt und ebenso eine kleinere Ausgangsschichthöhe eine kürzere Entwässerungszeit bewirken. Hinzuweisen ist darauf, dass die Filtrationsrate  $dh/dt$  bei einer größeren Ausgangshöhe zwar größer ist (geringerer Fließwiderstand), aber auch eine größere Wassermenge durchfiltriert werden muss.



**Abbildung 12: Simulation der Entwässerungsleistung von 3kg suspendierten Feinteilen bei TS-Ausgangskonzentrationen zwischen 3 und 30 g/L TS**

Während die geringste gewählte Ausgangshöhe (0,1m) rechnerisch eine gute Leistung nach 1 Tag zeigt, vergehen 3 Tage bis eine 1 m große Ausgangshöhe das gleiche Resultat zeigt. Das weist auf die Wichtigkeit eines ausreichenden Absetzens und einer Voreindickung der ersten Schlammgabe hin, bevor die Versuchsanlage weiter beschickt wird.

## 2.1.4 Entwässerungsversuche mit variablem Druck und Polymerzusatz

VALAZZA (2005) setzte die Arbeiten im Abwasserlabor des Instituts für Infrastruktur vorerst durch Schlammmentwässerungsversuche mit variablem Druck im Labormaßstab fort. Anschließend erfolgten Entwässerungsversuche mit und ohne Zusatz von polymeren Fällmitteln in den bereits von DEMATTIO (2003) verwendeten Versuchsboxen.

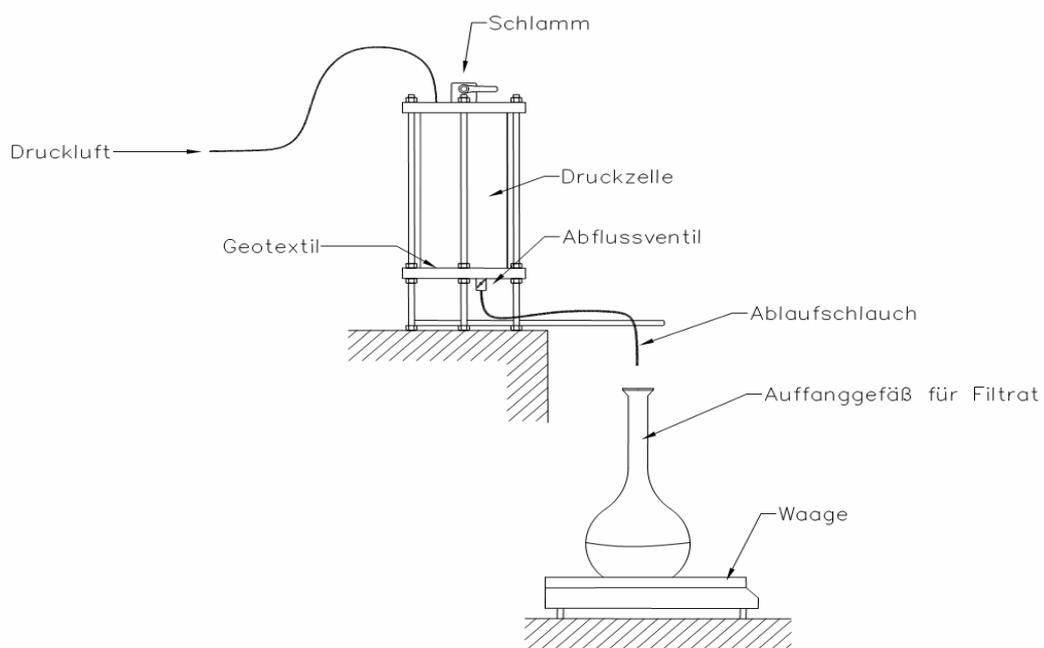
### 2.1.4.1 Entwässerungsversuche im Abwasserlabor mit variablem Druck

Um den Einfluss des Druckes, der durch die Füllhöhe in den Entwässerungsvorrichtungen zustande kommt auf die Entwässerungswirkung beurteilen zu können, wurden in einer speziell dafür hergestellten Versuchseinrichtung (Druckzelle) unter Laborbedingungen Grundlagentests mit eingedicktem Belebtschlamm mit und ohne Gegendruck durchgeführt.

**Tabelle 2: Übersicht der Entwässerungsversuche**

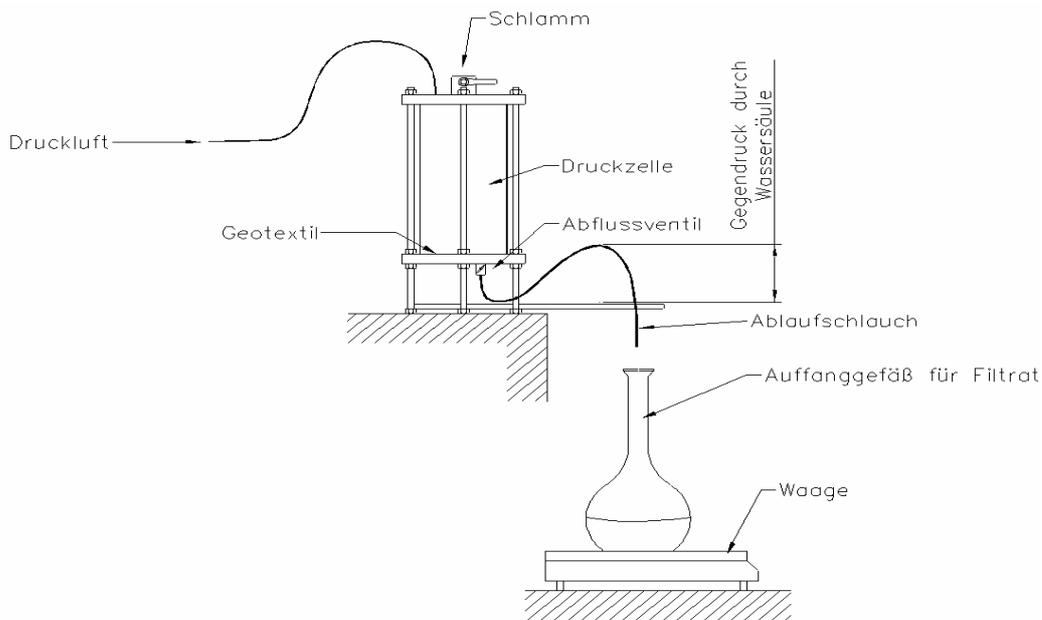
Nr.	Anfangsdatum	Enddatum	Polymer	Druck [bar]	Gegendruck	TS [gTS/l]
1. Versuch	21.09.2004	23.09.2004	0%	0,5	nein	4,8
2. Versuch	23.09.2004	27.09.2004	0%	0,5	ja	6,1
3. Versuch	28.09.2004	01.10.2004	0%	0	nein	6,1
4. Versuch	07.10.2004	10.10.2004	0%	0,5	nein	6,2
5. Versuch	12.10.2004	25.10.2004	0,9%	0,5	nein	11,2

Der Druckzellenversuch wurde in einem zylindrischen Gefäß durchgeführt. Der Gefäßboden war mit einem Gitter versehen, über das ein Geotextil gespannt wurde. Dieses Geotextil diente dem Aufbau eines Filterkuchens. Anderenfalls wäre der Schlamm ungefiltert abgelassen. Diese Druckzelle wurde mit Schlamm gefüllt und luftdicht verschlossen. Über einen Druckluftanschluss konnte ein bestimmter Druck auf die Schlammoberfläche aufgebracht werden. Nach der Befüllung wurde das Abflussventil geöffnet und das Filtrat konnte durch den Ablaufschlauch entweichen. Das Wasser wurde in einem Auffanggefäß gesammelt. Über eine Waage wurde das Wassergewicht und somit das Volumen, das über einen gewissen Zeitraum entwässert ist, bestimmt. Daraus konnte der Durchfluss berechnet werden. Weiters wurde die jeweils verbleibende Füllhöhe und die Filterkuchendicke in der Druckzelle gemessen. Damit konnte man die Absenkgeschwindigkeit bestimmen und die gemessenen Daten mit dem mathematischen Modell überprüfen.



**Abbildung 13: Schema des Druckzellenversuchs ohne Gegendruck**

Beim Versuch mit Gegendruck wurde der Ablaufschlauch vor der Öffnung des Abflussventils mit Wasser gefüllt. Der Schlauch wurde anschließend ca. 2cm über der Höhe des Abflussventils angebracht. Dadurch blieb eine Wassersäule im Schlauch, die einen leichten Gegendruck auf den Schlamm bei der Öffnung des Ventils ausübte. Der Gegendruck beim Aufbau der Filterschicht sollte das schnelle Verschließen des Geotextils verhindern und die Durchlässigkeit der Filterschicht erhöhen.



**Abbildung 14: Schema des Druckzellenversuchs mit Gegendruck**

Der zusätzlich zum statischen Druck aufgebrachte Druck zeigte zu Versuchbeginn keine nennenswerten Auswirkungen, führte aber zu einer verbesserten Entwässerung in der Endphase. Der Aufbau der Filterschicht bzw. des Filterkuchens gegen einen leichten Gegendruck durch eine Wassersäule führte bei den Versuchen zu einer schnelleren Filtration. Es tritt der günstigere Fall einer gesättigten Filterströmung auf. Die Absetzkurve bzw. der Schlammhöhenverlauf bei den Druckzellenversuchen ergab sich gemäß Abbildung 17 und Abbildung 18.

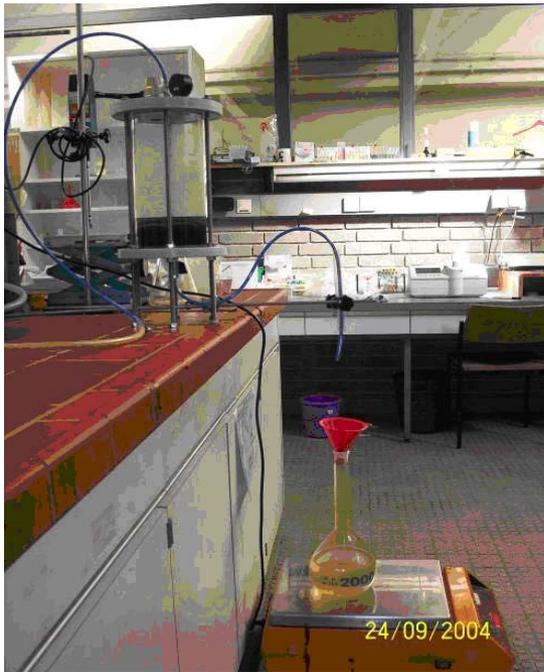


Abbildung 15: Druckzellenversuch unter Laborbedingungen mit Gegendruck



Abbildung 16: Druckzelle mit abgesetztem Schlamm und Überstandswasser

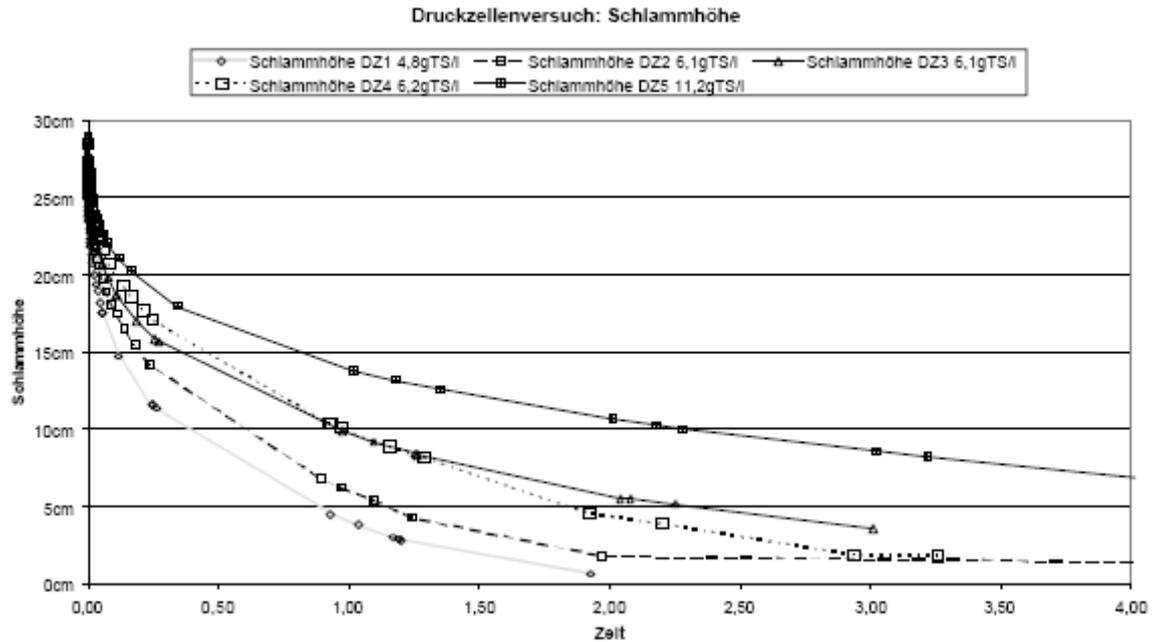
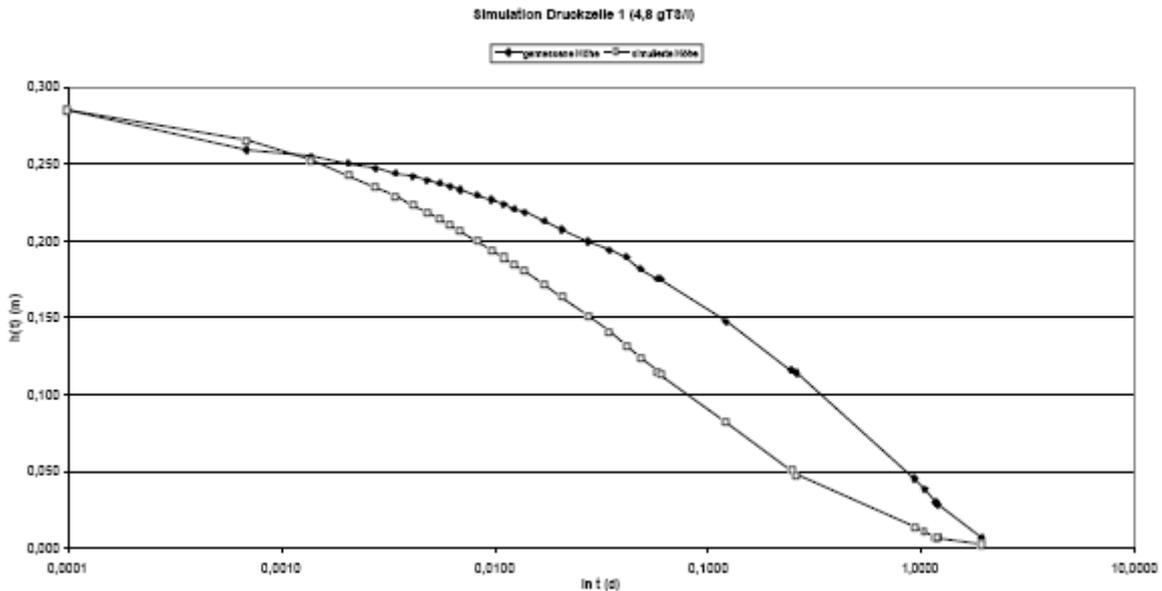


Abbildung 17: Druckzellenversuch / Schlammwässerungskurven bei unterschiedlichem Druck



**Abbildung 18: Berechnetes Entwässerungsverhalten zu beobachtetem Absetzverhalten**

Versuch 1 wurde mit einer sehr geringen Trockensubstanz durchgeführt. Es zeigte sich, dass der TS-Gehalt einen sehr großen Einfluss auf die Filtration hat. Im Gegensatz dazu wurde beim Versuch 5 mit einem sehr großen TS-Gehalt gearbeitet. Entsprechend langsam verlief die Entwässerung. Auch die Zugabe von Flockungsmittel beim 5. Versuch führt zu keiner schnelleren Entwässerung.

Die rechnerische Simulation zeigt bei diesem Versuch eine recht gute Übereinstimmung mit dem gemessenen Höhenverlauf und kann für theoretische und praktische Überlegungen gleichermaßen gut herangezogen werden.

#### 2.1.4.2 Entwässerungsversuche mit variabler Polymerdosierung

Mit denen im Folgenden beschriebenen Entwässerungsversuchen in der Klimakammer des IUT-Labors sollte vor allem der Einfluss der Polymerzugabe auf die Schlammentwässerbarkeit untersucht werden. Um anderweitige Einflüsse so weit als möglich auszuschließen, wurden die Versuche bei einer gleich bleibenden Temperatur von 30°C und einer konstanten relativen Luftfeuchtigkeit von 80% durchgeführt.

Die Entwässerungsversuche wurden mittels drei Filterboxen durchgeführt, wie sie bereits weiter oben beschrieben wurden. Die Behälter hatten die Abmessungen 1,0 m x 0,5 m x 0,5 m (L x B x H). Bei einer Einfüllhöhe von 30 cm ergibt sich daraus ein Volumen von 150 L Schlamm pro Filterbox.

Die Filterböden wurden mit einem Metallgitter ausgelegt, welches mit einem Geotextil gespannt wurde, um den Aufbau einer Filterschicht zu ermöglichen. Unter dem Metallgitter

wurde eine Filterschicht eingebaut, um eine optimale gleichmäßige Entwässerung über die gesamte Fläche zu erreichen. Das Filtratwasser entwich durch einen seitlich in die Filterschicht hineinragenden Schlauch. Zur Messung der Filtratwassermenge und der Durchflussraten wurde das Filtratwasser aufgefangen und die Menge sowie der TS-Gehalt in regelmäßigen Abständen ermittelt.



**Abbildung 19: Filterboxboden belegt mit Geotextil vor und nach der Befüllung mit eingedicktem Überschussschlamm mit Polymer [Foto M.Vallazza (2004)]**

Der belebte Schlamm für die Befüllung stammte aus der Kläranlage Zirl und wurde für 24h im Labor zwischengelagert, um den Schlammpartikel Zeit zu geben, sich abzusetzen. Das Überwasser konnte einfach abgeschöpft werden. Dadurch wurde ein größerer Anfangs-TS-Gehalt erzielt. Der Inhalt der verschiedenen Behälter wurde zusammengefügt, mittels Rührwerk gut durchmischt und auf die drei Versuchsfilterboxen verteilt. Durch die sorgfältige Vermischung wurde ein gleichmäßiger TS-Gehalt in den Behältern von 19,6 - 19,9 gTS/l erreicht, der dem angestrebten Wert sehr nahe kam.

Während der Befüllung wurde der Filtratwasserablauf geschlossen gehalten. Der Schlamm in den Kisten wurde jeweils mit einer unterschiedlichen Menge an Flockungsmittel vermischt (s. Tabelle 3). Die Flockungsmittelmengen wurde auf Grund der Aussagen von BUX et al. (2002) gewählt. Durch die eigenen Versuche stellten sich diese Flockungsmittelmengen als eher gering heraus. Es konnte aber trotzdem ein eindeutiger Zusammenhang zwischen Polymergehalt und Entwässerbarkeit festgestellt werden.

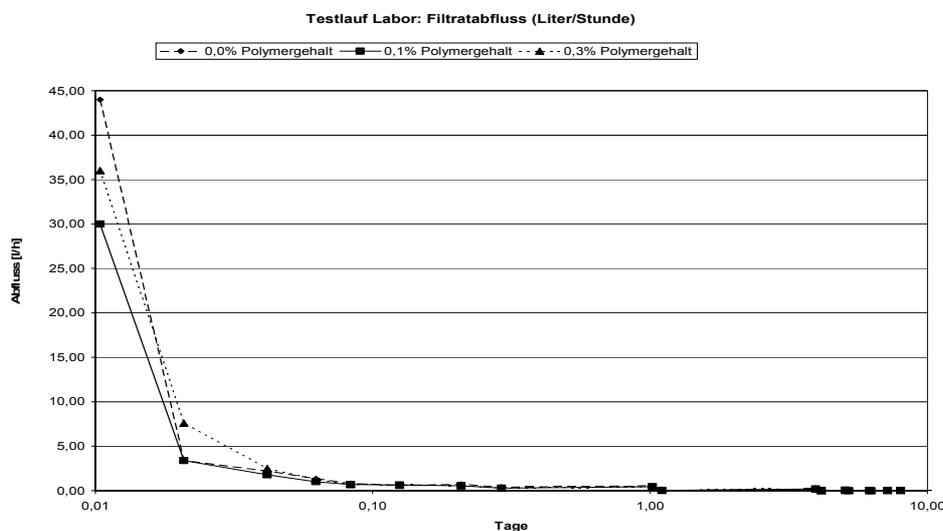
**Tabelle 3: Polymerkonzentration in den drei gleichartig aufgebauten Filterboxen**

Kiste	Schlammmenge	Polymermenge	Polymerkonz.	TS [gTS/L]
Kiste 1	150 Liter	0 mL	0,0 %	19,6
Kiste 2	150 Liter	150 mL	0,1 %	19,8
Kiste 3	150 Liter	450 mL	0,3 %	19,9

Anschließend wurde der Filtratwasserablauf zeitgleich bei allen 3 Behältern geöffnet. Gemessen wurde die jeweilige Schlammhöhe in den einzelnen Filterboxen, die Feststoffkonzentration im Filtrat sowie die Trockensubstanz TS und der Glühverlust GV im entwässerten Schlamm. Die Schlammhöhe wurde einfach mit einem Meterstab als Abstich vom oberen Rand der Versuchseinrichtung gemessen.

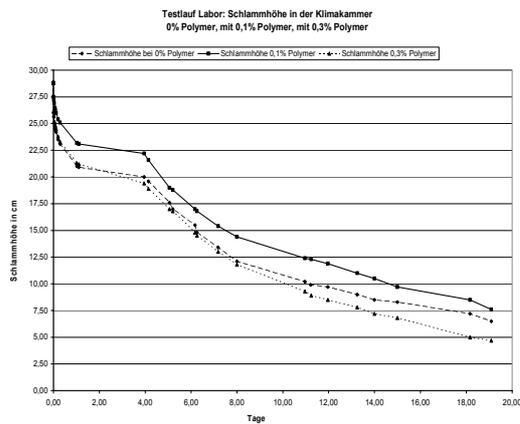
Ein Problem stellte dabei aber die ungleichmäßige Oberfläche bei zunehmender Schlamm-trocknung dar. Proben wurden am Beginn des Experimentes jede Stunde, später alle zwei Stunden und dann täglich genommen. Der Trockensubstanzgehalt im Filtratwasser wurde durch Trocknung der Probe bei 105°C bestimmt. Der TS-Gehalt des entwässerten Schlammes wurde ebenfalls auf diese Weise bestimmt. Außerdem wurde bei den Schlammproben der Glühverlust GV ermittelt. Hierbei wurde der bei 105°C getrocknete Schlamm so lange bei 500°C geglüht, bis alle organischen Inhaltsstoffe oxidiert waren und nur mehr die mineralischen Bestandteile zurückblieben. Der GV ist ein Maß für den organischen Abbau im Schlamm.

Bei der Auswertung des Abflusses aus den Filterboxen kann man am Anfang einen deutlichen Unterschied bei den einzelnen Kisten feststellen. Diese Differenz gleicht sich aber nach 2h soweit aus, dass nur mehr eine geringe Abweichung festzustellen war.

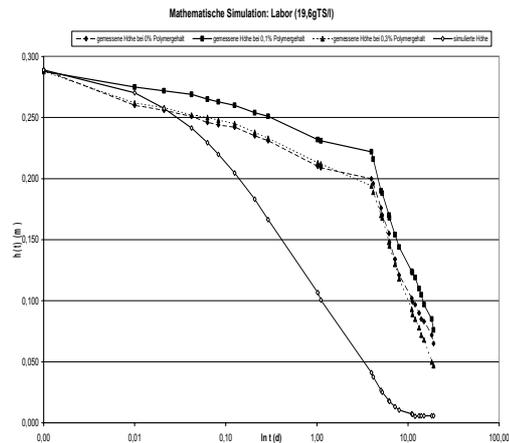


**Abbildung 20: Abfluss aus den drei Filterboxen in [l/h] als Funktion der Entwässerungszeit**

Beim Verlauf der Schlammhöhe kann man einen Einfluss der Polymerkonzentration feststellen. Die Filterbox mit der höchsten Polymerzugabe zum Schlamm mit 0,3% Polymer-Flockungs-mittel entwässert am schnellsten. Die anderen beiden Filterboxen mit 0% und 0,1% Polymergehalt entwässern deutlich langsamer.



**Abbildung 21: Verlauf der Schlammspiegelhöhe**



**Abbildung 22: Gemessene und berechnete Abnahme der Schlammspiegelhöhe als Funktion der Zeit**

Der Entwässerungsverlauf wurde mit dem vorgestellten mathematischen Modell simuliert. Die simulierte Entwässerung verlief dabei deutlich schneller als die tatsächlich gemessenen Werte zeigen (vgl. Abbildung 22). Dies ist die Folge des sehr hohen gewählten TS-Gehaltes.

Die praktische Umsetzung der Polymerzugabe zu Überschussschlamm an Schutzhütten mit dem Zweck einer starken Volumen- und Gewichtsreduzierung konnte an der Kläranlage der Memminger Hütte untersucht werden (vgl. Kapitel 3). Dort steht das Filtersacksystem TEKNOBAG in praktischer Verwendung, das als automatisiertes Entwässerungsverfahren für biologischen Überschussschlamm aus einer Tropfkörperanlage mit Polymerzugabe in einem Reaktionsbehälter mit anschließender Entwässerung in Geotextilsäcken entwickelt wurde.

## 2.2 Solar-Schlammrockner Typ „A“ (Nördlinger Hütte)

### 2.2.1 Konstruktion und Funktionsweise

Nach Vorversuchen mit Rücklaufschlamm aus dem Nachklärbecken der kommunalen Abwasserreinigungsanlage in Zirl unweit der Bau fakultät der Universität Innsbruck wurde der in Zusammenarbeit zwischen den Projektpartnern Grammer Solar GmbH und Institut für Umwelttechnik entwickelte Prototyp "A" des vorwiegend aus Aluminium gefertigten Solar-Schlammrockners gereinigt, zerlegt und zur praktischen Erprobung unter realitätsnahen Randbedingungen mittels der vorhandenen Materialeiseilbahn zur mechanischbiologischen Kläranlage der Nördlinger Hütte (DAV-Sektion Nördlingen; 2.238 m Seehöhe, Karwendel, KG Reith bei Seefeld) transportiert und dort wieder aufgestellt.

Der Trockner besteht aus einzelnen Teilen (max. Einzelabmessungen 2,0 x 1,0 x 0,2 m), die einfach zusammengesetzt werden können. Der Transport zum jeweiligen Aufstellungsort ist daher leicht zu bewerkstelligen, z.B. auch mit einer Materialeiseilbahn (Nördlinger Hütte). Die Seitenflächen sowie die Vorder- und Rückseite bestehen außen aus Aluminium und innen aus Edelstahl. Dazwischen befindet sich eine 40 mm Styropor-Isolierung zur Wärmedämmung.

Das Herzstück bildet ein Solar-Luftkollektor vom Typ Twinsolar 2.0 der Firma Grammer Solar, mit dem sowohl Wärme als auch elektrische Energie gewonnen werden kann. Die elektrische Energie wird für den Antrieb eines Zuluft- und eines Abluftventilators verwendet. Der solare Antrieb bietet neben dem Umweltaspekt und der Netzunabhängigkeit einen weiteren Vorteil: da bei geringer Sonneneinstrahlung sowie in der Nacht keine Energie zur Verfügung steht und der Ventilator daher steht, wird die warme Luft in diesem Fall nicht durch kalte Außenluft ersetzt und der Innenraum speichert seine Temperatur über einen wesentlich längeren Zeitraum. Der für die Versuche eingesetzte Luftkollektor wurde so konstruiert, dass er im Frischluftbetrieb, Umluftbetrieb und auch im gemischten Betrieb gefahren werden kann. Die erwärmte Luft aus dem Kollektor gelangt über flexible Metallrohre zu einem Verteiler, von wo aus die Luft den Schlamm offen überströmen, offen unterströmen oder in Rohrleitungen unter dem Schlamm durchgeführt werden kann. Diese vielfältigen Einstellmöglichkeiten erlauben eine optimale Betriebsweise bei diversen Witterungs- und Temperaturverhältnissen.

Der Solar-Luftkollektor bzw. der Trockner haben folgende technische Daten:

- Gehäuseabmessung (LxBxH): 2,0 x 0,9 x 1,2 m
- Nutzvolumen (LxBxH): 1,85 x 0,75 x 0,35 m = 0,5 m<sup>3</sup>
- Gesamtgewicht unbefüllt: ca. 220 kg
- Thermische Nennleistung Luftkollektor: 1200 W
- Integrierte Photovoltaikleistung: 26 W<sub>peak</sub>
- Luftmenge Abluftventilator: ca. 40 m<sup>3</sup>/h

Der Innenraum wurde zu Beginn der einzelnen Versuchsreihen jeweils mit einer neuen Lage Geotextil ausgekleidet. Darunter befindet sich ein Hohlraum für den freien Wasserabfluss, der durch einen Gitterrost vom Schlammraum getrennt ist. Das Filtratwasser gelangt über einen Abwasserablauf wieder in die Kläranlage zurück. Die Abluft aus dem Innenraum wird ebenso wie beim später beschriebenen Prototyp "B" (Ausführung vorwiegend in Kunststoff; s. Versuche an Kläranlage Leutkircher Hütte) in einen Rindenmulchfilter geblasen. Durch die Bakterien im Rindenmulch wird die Abluft gereinigt und es kann so einer Geruchsbelästigung vorgebeugt werden.



**Abbildung 23: Solarer Kompaktrockner auf dem Gelände von Grammer Solar (Außenansicht des 1. Prototyps) [Foto R.Ettl (2004)]**

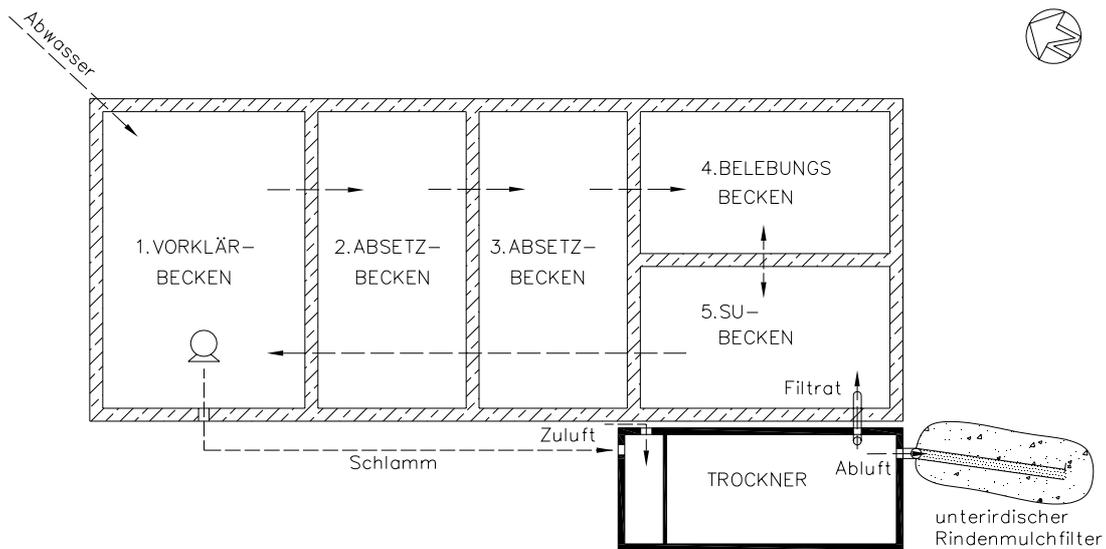


**Abbildung 24: Kompaktrockner bei Vorversuche auf der Kläranlage Zirl (Innenansicht bei der Befüllung) [Foto R.Ettl (2004)]**

### **2.2.2 Aufstellung an der Nördlinger Hütte**

Die Aufstellung des Schlammrockners erfolgte nach einigen Überlegungen und in Absprache mit der Sektion Nördlingen an der nach Westen ausgerichteten Talseite der Toiletten/Kläranlagenhütte (Grauwassereinleitung von der Schutzhütte her direkt in das 1. Vorklärbecken; keine Wasserspülung; Trockentoiletten münden direkt in 1. Vorklärbecken). Die Rückführung des Filtratwassers in den Kläranlagenkreislauf kann durch entsprechende Wahl der Aufstellungshöhe über eine einfache, im leichten Gefälle verlegte Schlauchleitung stattfinden (Einmündung in das SU-Becken der BIOCOS-Anlage = biolog. Stufe).

Die westliche Ausrichtung hat den Nachteil der geringeren Sonneneinstrahlung, die vom Osten und Süden her durch den in Richtung SO gerichteten, oberhalb gelegenen Hangrücken doch etwas eingeschränkt ist. Bei dieser Aufstellung ist der Trockner jedoch leicht an der Hütte zu sichern und er ist dem Schneedruck im Winter bei der vorhandenen Hanglage nicht ungeschützt ausgesetzt. Ein weiterer Vorteil dieser Aufstellung ist die ausreichende Entfernung von der Schutzhütte und von der Sonnenterasse. Eine Geruchsbelästigung der Gäste kann bei der gewählten Situierung nahezu ausgeschlossen werden.



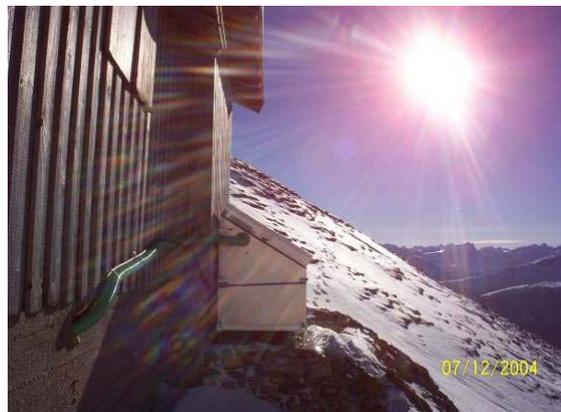
**Abbildung 25: Anordnung und Lage von Kläranlage und Schlamm Trockner**

### 2.2.3 Befüllung und Erprobung im Herbst 2004

Die Befüllung soll mit wenig Zusatzaufwand für das Hüttenpersonal möglich sein. Über fix installierte Leitungen und eine Schneiradpumpe kann die Befüllung einfach und schnell in regelmäßigen Abständen durchgeführt werden. Der Schlamm wird durch die Schneiradpumpe (Abbildung 26) homogenisiert und über eine Pumpendruckleitung aus der 1. Kammer der 3-stufigen Vorklärung in den Trockner gepumpt (Abbildung 27).



**Abbildung 26: Schneiradpumpe im kompakten Bodenschlamm [Foto M.Vallazza (2004)]**



**Abbildung 27: Schlammzulauf von der ARA mit flexibler Pumpleitung [Foto M.Vallazza (2004)]**



**Abbildung 28: Innenraum des Kompaktrockners "A" nach einer Befüllung [Foto M.Vallazza (2004)]**



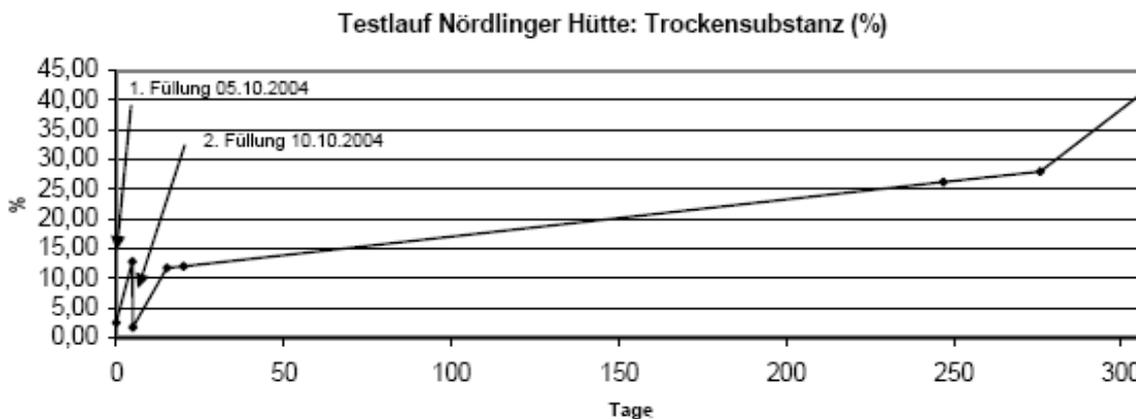
**Abbildung 29: Aufstellungsort am TT- bzw. KA-Standort Nördlinger Hütte [Foto M.Vallazza (2004)]**

Während der Saison erfolgt die Befüllung weitgehend mit schwer entwässerbarem Primärschlamm und nur zu einem geringeren Teil mit sekundärem Überschussschlamm aus der Biologie. Letzterer fällt vorwiegend nach Saisonende bei der Entleerung der biologischen Stufe an. Im Herbst 2004 wurde der Solar-Schlammrockner erstmalig mit insgesamt 920 L Schlamm befüllt:

**Tabelle 4: Befüllung des Solaren Kompaktrockners**

Befüllung	Datum	Volumen [L]	TS [gTS/L]	Gesamt [kg]
1	05.10.2004	450	25,0	11,3
2	10.10.2004	470	17,1	8,0
Summe		920		19,3

Untenstehende Abbildung zeigt die Entwicklung der Trockensubstanz von 2,5 % auf über 40 % bei beiden Befüllungen und während der anschließenden Trocknungsphase:



**Abbildung 30: Trockensubstanz-Verlauf bei der ersten und zweiten Befüllung und während der anschließenden Trocknungsphase**

## 2.2.4 Verbesserungen nach dem Probetrieb

Auf Grund der Erfahrungen vom Herbst 2004 wurden einige Verbesserungen für den Trockner ausgearbeitet und vor der Inbetriebnahme am 08.08.2005 durchgeführt:

### 2.2.4.1 Verbesserung der Struktur an den Seitenwänden

Durch eine Drainagestruktur an den Seitenwänden des Trockners wurde die Filterfläche deutlich vergrößert. Das Geotextil klebt nun nicht mehr an den Seitenwänden fest und bildet keinen dichten Abschluss mehr.

### 2.2.4.2 Rohrkreislauf im Trocknerunterbau

Bei der Luftzirkulation im geschlossenen Rohrkreislauf unter dem Schlamm war keine Wirkung der erwärmten Luft auf den Schlamm festzustellen. Die Rohre führten zudem zur Aufstauung von Wasser im Trocknerunterbau. Schmutzstoffe, die anfangs durch das Geotextil gelangten, bildeten eine zusätzliche Abdichtung und erschwerten zusammen mit dem Rohrregister die freie Entwässerung. Dieser Rohrkreislauf wurde daher aus dem Unterbau entfernt.



**Abbildung 31: Vergrößerung der Filterfläche durch Anbringung von vertikalen Streckmetallbleche an den vier Seitenwänden [Foto M.Vallazza (2005)]**

## 2.2.5 Wartungsarbeiten

Zusätzlich zu den Verbesserungen am Schlamm Trockner mussten vor der Neubefüllung 2005 einige Wartungsarbeiten durchgeführt werden.

### 2.2.5.1 Entfernen vom getrockneten Schlamm, Ersetzen des Geotextils

Der getrocknete Schlamm aus der Saison 2004 (TS = 41%) wurde zusammen mit dem Geotextil aus dem Trockner gehoben und mittels der Transportseilbahn ins Tal gebracht. Das Gewicht des Schlammes und des Geotextils wurde anschließend im Labor ermittelt. Mit Hilfe des erreichten TS-Gehaltes im Schlamm konnte die gesamte im letzten Jahr eingefüllte Trockensubstanz ermittelt werden. Das Wiegen des gesamten Schlammes ergab eine geringere Trockensubstanz als bei der Befüllung und Erprobung im Herbst 2004 gemessen wurde. Mit 2 Befüllungen konnten 12,5 kg TS (19,3 kg TS Messwert vom Herbst) im Schlamm-trockner untergebracht werden. Die Differenz resultiert aus dem Abbau von organischer Substanz in der Trocknungsphase und aus Messungenauigkeiten (Mischprobenherstellung).



Abbildung 32: Beginn der Vererdung durch Pilzbewuchs [Fotos M.Vallazza (2005)]



Abbildung 33: Händisch entfernter Schlamm aus der Saison 2004

### 2.2.5.2 Überprüfung der Schneiradpumpe

Die Schneiradpumpe, die zur Homogenisierung und zum Transport des Schlammes in den Trockner verwendet wird, war nach der langen Standzeit nicht mehr betriebsbereit, da die Pumpenwelle und das Schneirad durch Rost festgefressen waren. Die Pumpe musste daher aus dem Absetzbecken gehoben und gewartet werden. Zukünftig sollte dieser Vorgang möglichst vor Inbetriebnahme der Kläranlage im leeren Absetzbecken erfolgen.

### 2.2.5.3 Auflockerung und Erneuerung des Rindenmulchfilters

Wie der weitere Versuchsbetrieb zeigte, war der Rindenmulchfilter zur Reinigung der Abluft nach dem Winter durch Schneedruck und Begehung stark verdichtet und zum Teil von Erde reich bedeckt, welches entfernt werden musste. Zur Verbesserung der Durchlässigkeit wurde der noch vorhandene Rindenmulch aufgelockert und fehlendes Mulchmaterial durch neues ersetzt. Zukünftig sollte der Filter zur Aufrechterhaltung des Luftdurchtritts jeweils zu Saisonbeginn, Saisonmitte und Saisonende aufgelockert werden.



**Abbildung 34: Ansicht des Solar-Schlammrockners nach einer Betriebssaison vor (linkes Bild) und nach (rechtes Bild) der Erneuerung des Rindenmulchfilters [Fotos M.Vallazza (2005)]**

#### **2.2.5.4 Schlammumpumpen in die BIOCOS-Anlage**

Bei der 2. Befüllung am 22.08.05 wurde festgestellt, dass die Schneidradpumpe für die Beschickung der BIOCOS-Anlage benutzt worden war. Die Funktion der Kläranlage leidet unter der schwachen Belastung, sodass der Kläranlagenbetreuer die Belastung durch Schlammumpumpen vergrößern musste. Das Problem dabei ist, dass der Bereich um die Schneidradpumpe vom Schlamm befreit wird und die Zufuhr von Schlamm zum Trockner noch einmal vermindert wird. Das Umpumpen von Schlamm in die Biologie sollte deshalb unbedingt getrennt vom Schlammrockner mit einer eigenen Pumpe erfolgen, um den Trocknerbetrieb nicht zu beeinträchtigen.

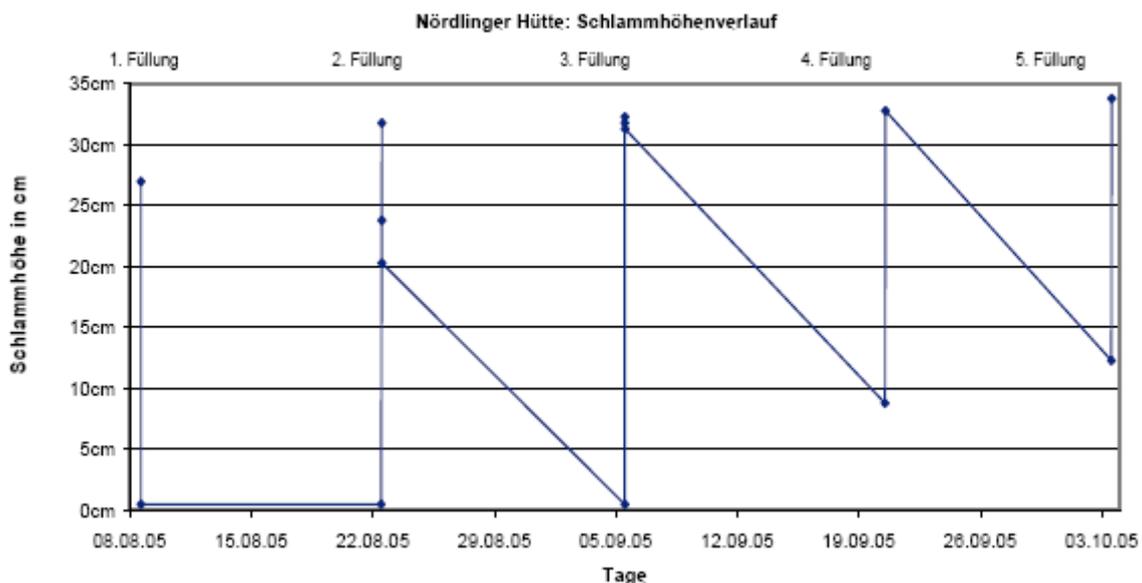
#### **2.2.6 Befüllung im Jahr 2005**

In der Saison 2005 wurde der Solar-Schlammrockner insgesamt fünfmal mit Schlamm aus der Hüttenkläranlage beaufschlagt:

**Tabelle 5: Befüllungen des Solaren Kompakttrockners**

Befüllung	Datum	Volumen [L]	TS [gTS/L]	Gesamt [kg]	Pumpzeit [sec]
1.	08.08.2005	400	3,8	1,5	250
2.	22.08.2005	470	2,1	1,0	180
3.	05.09.2005	480	10,9	5,2	122
4.	20.09.2005	355	22,8	8,1	Pumpe verstopft
5.	03.10.2005	320	23,2	7,4	Pumpe verstopft
Summe		2025		<b>23,2</b>	

Die Volumenangaben in der obigen Tabelle sind anhand der maximalen Einfüllhöhe berechnet worden und stellen wegen des während der Befüllungsphase offenen Ablaufs nur Richtwerte dar. Der stark verzögerte Schlammanfall in der Kläranlage hat die Anzahl der Befüllungen und damit das eingefüllte Volumen reduziert. Erst im August 2005 konnte die 1. Befüllung mit sehr geringer Trockensubstanz (TS) erfolgen. Aus diesen Gründen ist das Einfüllvolumen von ca. 2000 L um 1/3 geringer als die berechnete Menge von 3000 L. Auch die Trockensubstanz blieb mit 23,2 kg deutlich unter den prognostizierten 60 kg TS.



**Abbildung 35: Schlammhöhenverlauf der 5 Befüllungen in der Saison 2005**

In Abbildung 35 sieht man den Schlammhöhenverlauf während der 5 Befüllungen. Man kann erkennen, dass der Schlamm Spiegel bei den ersten beiden Befüllungen mit sehr geringer Trockensubstanz sehr rasch gefallen ist und keine nennenswerte Schlammdecke im Trockner verblieben ist. Ab der dritten Befüllung, mit wesentlich mehr TS, ist die Entwässerung langsamer verlaufen und eine Schlammdecke ist im Trockner verblieben.



Abbildung 36: Neubefüllung in der Saison 2005 [Foto M.Vallazza]



Abbildung 37: Gefüllter Kompakttrockner [Foto M.Vallazza]

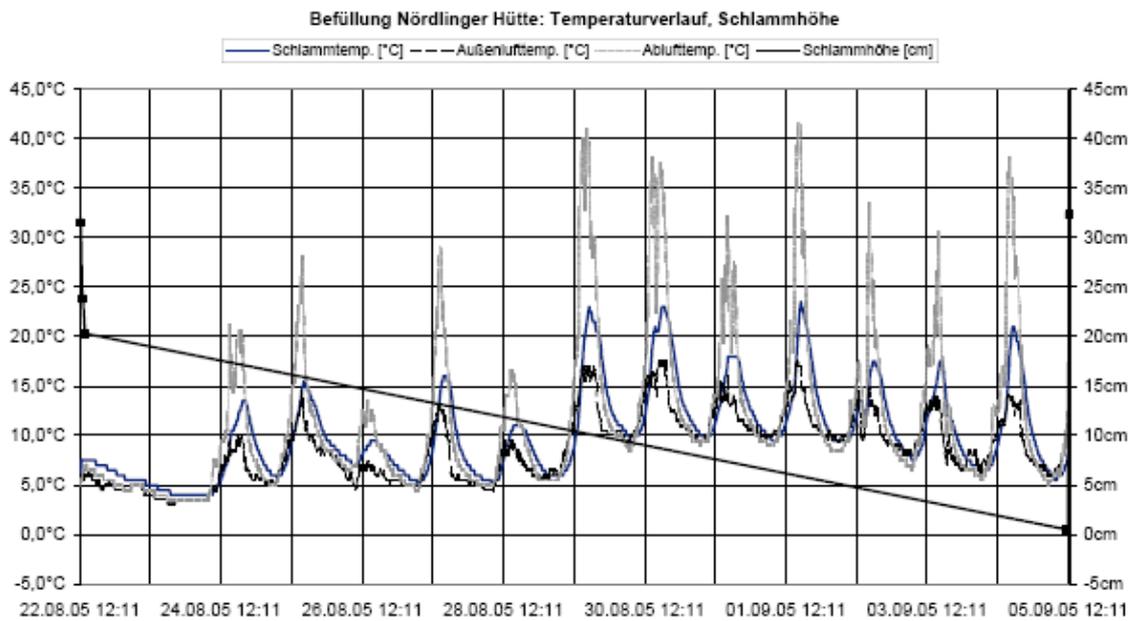
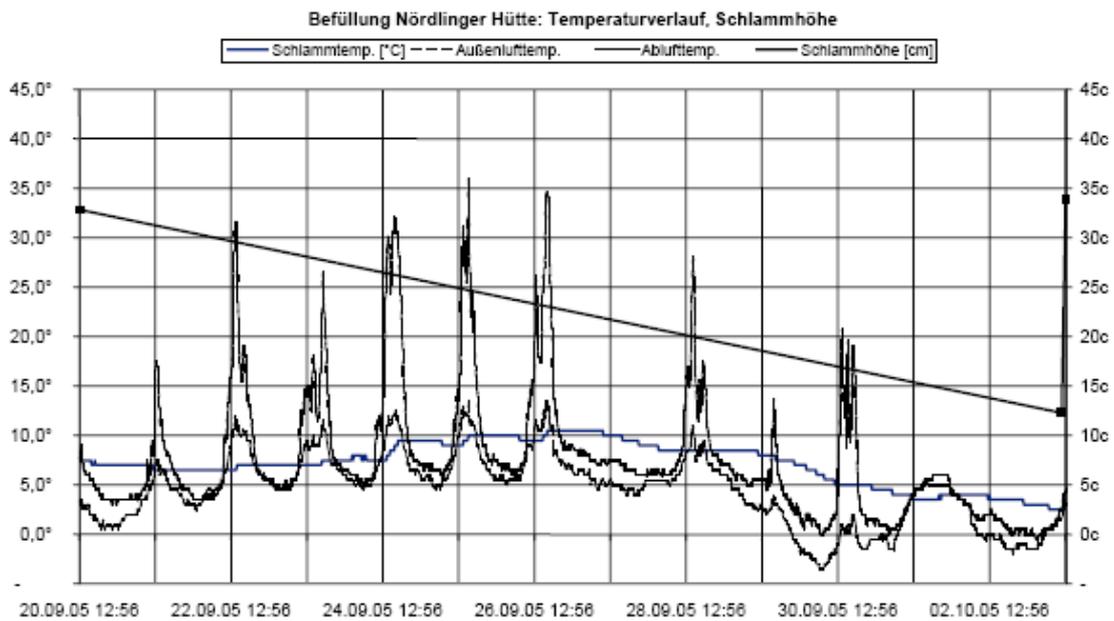


Abbildung 38: Temperaturganglinie und Schlammhöhenabnahme während der 2. Befüllungsphase



**Abbildung 39: Temperaturganglinie und Schlammhöhenabnahme während der 4. Befüllungsphase**

Für die Sommersaison 2005 errechnet sich die  $EW_{60}$ -Belastung unter Anwendung der Richtwerte vom ÖWAV-Regelblatt Nr. 1 aufgrund der Besucherfrequenz in etwa wie folgt:

$$(135 \text{ d} \cdot 3 \text{ PE/d} \cdot 60 \text{ g BSB}_5/\text{PE.d} + 1450 \text{ NÄ} \cdot 50 \text{ g BSB}_5/\text{NÄ.d} + 2670 \text{ TG} \cdot 15 \text{ g BSB}_5/\text{TG.d}) / 60 \text{ gBSB}_5/\text{EW}_{60}.\text{d} \sim 2280 \text{ EW}_{60}.$$

mit: PE...ständig anwesendes Personal, NÄ...Nächtigungen, TG...Tagesgäste

## 2.2.7 Betriebserfahrungen und Verbesserungen 2005

### 2.2.7.1 Installation von Vouten

Durch die ebene Beckensohle im Vorklärbecken 1 = Primärschlammbecken konnten nur etwa zwei Drittel des dort gespeicherten Primärschlammvolumens in die Versuchsanlage abgezogen werden. Um die Entwässerungs- und Trocknungskapazität des Gerätes auszuschöpfen, wurde eine Verbesserung des Vorklärbeckens 1 der Kläranlage notwendig, da es sonst unmöglich ist, Schlamm mit genügend TS in den Trockner einzufüllen. Die hüttenbesitzende Sektion realisierte dieses Vorhaben im Herbst 2005. Durch die nachträgliche Installation von schrägen Bodenerhöhungen (Vouten) in den Ecken konnte das verbleibende Drittel des Primärschlammvolumens entfernt werden. Dies berücksichtigend errechnet sich die  $EW_{60}$ -spezifische TS-Fracht für den Primärschlamm aus der mit der Versuchsanlage zurückgehaltenen TS in etwa mit:

$$(23,2 \text{ kg P-TS/a} / 0,66) \cdot 1000 / 2880 \text{ EW}_{60}/\text{a} = 15,5 \sim 16 \text{ g PS-TS} / \text{EW}_{60}$$

### 2.2.7.2 Automatische Befüllung

Beim Betrieb in der Sommersaison 2005 wurde der Automatikbetrieb erprobt. Dazu war es notwendig, die Schneiradpumpe ohne Umrühren des Schlammes in der 1. Kammer zu betreiben. Dadurch konnte der abgesetzte Schlamm nur in einem sehr kleinen Bereich abgepumpt werden. Die mittleren TS-Werte des Schlammes, der in den Trockner eingefüllt wurde waren deshalb bei den beiden ersten Befüllungen sehr gering. Nach der o.g. Installation von Vouten in den Ecken kann der Schlamm mit Hilfe der Schwerkraft in der Kammermitte zentriert und somit der Pumpe effizienter zugeführt werden.

Durch die Messung der Pumplaufzeit wurde die mögliche Steuerung der Pumpe über die Laufzeit untersucht. Die Länge der Pumplaufzeit nahm von Befüllung zu Befüllung ab, weil der Filtrvorgang bei einem neuen Geotextil viel schneller abläuft als bei einem verschmutzten. Um den Trockner voll zu befüllen musste bei der Erstbefüllung ein größeres Volumen eingefüllt werden, weil das Filtratwasser sehr schnell abließ.

Die geplante Automatisierung der Befüllung ist wegen einiger auftretender Probleme nur mit einigen Schwierigkeiten zu verwirklichen:

- Die Pumplaufzeit variiert von Befüllung zu Befüllung stark. Eine Pumpensteuerung über die Zeit ist daher nicht möglich.
- Wenn kein trichterförmiger Einbau in der Kläranlagen-Kammer vorhanden ist, kann nur der Schlamm im engen Umkreis um die Pumpe erfasst werden. Um dieses Problem zu beheben, wurde die Pumpe ab der 3. Befüllung ständig versetzt um möglichst viel Bodenschlamm abzupumpen.
- In der Kläranlagenkammer befindet sich vor allem Primärschlamm mit vielen Klopapierresten und anderem Müll, der in die Toilette gelangt. Dieses Klopapier, aber vor allem Nylonreste, führten auch bei der eingesetzten Schneiradpumpe zu Verstopfungen, die händisch entfernt werden mussten.



Abbildung 40: Durch Nylonreste verstopfte Pumpe [Foto M.Vallazza (2005)]

Damenstrümpfe und Nylonsäcke sollten nicht in das erste Vorklärbecken gelangen. Dies ist bei einer Trockentoilette, die ohne Wasserspülung direkt über dem Becken angeordnet ist und im freien Fall beschickt wird, vom Goodwill der Benutzer abhängig: Hinweistafel + Abfallsack erforderlich!

### 2.2.8 Befüllung im Jahr 2006

Zu Beginn der Sommersaison 2006 wurde der gesamte abgetrocknete Primärschlamm samt Geotextil entfernt und in drei starke Plastiksäcke verpackt zur weiteren Untersuchung ins IUT-Labor nach Innsbruck transportiert. Der Solar-Schlamm Trockner wurde anschließend mit neuem Vlies belegt und im Sommer mittels der Schneiradpumpe immer wieder mit Primärschlamm aus dem Vorklärbecken 1 beschickt.

Mitte Oktober 2006 wollte die Sektion beim Schließen der Schutzhütte den im Vorklärbecken noch verbliebenen Primärschlamm in den Schlamm Trockner pumpen. Durch den Einzug von nicht pumpbaren Grobstoffen, wie Einweg-Babywindeln u.ä. verlegte sich die Schneiradpumpe derart massiv, dass dieses Vorhaben abgebrochen werden musste.

Daher verblieb wieder etwa ein Drittel (0,35 %) des abgetrennten Primärschlammes im Vorklärbecken 1, vermehrt um den vorentwässerten, eingedickten Sekundärschlamm aus ÜS-Becken 2, Belebungsbecken und SU-Becken. Es ist vorgesehen, dieses Primärschlamm-Sekundärschlamm-Gemisch zu Beginn der Sommersaison 2007 nach dem Entfernen des abgetrockneten Primärschlammes in den mit neuem Geotextil ausgelegten Schlamm Trockner einzubringen.

Mit dem insgesamt eingebrachten Primärschlamm waren 2006 – durch Probenahme am 15.11.2006 (Spätherbst) bestimmt - 21,5 kg PS-TS (Primärschlamm-Trockensubstanz) zurückgehalten worden:

**Tabelle 6: Schlammuntersuchungen am 15.11.2006**

Probe	TS	WG	GLR	GLV	pH	Spez. el. Leitf.	Verwendete Methode
	[Gew.-%]				[-]	k25 [mS/cm]	
NORD	9,1	90,9			4,1	0,595	Verdünnt auf 0,5 % TS
MITTE	9,0	91,0			6,7	0,450	
SÜD	9,2	91,0			6,2	0,465	
<b>Mittelwert</b>	<b>9,1</b>	<b>90,9</b>	<b>14</b>	<b>86</b>	<b>5,7</b>	<b>0,503</b>	
Schlammvol. m <sup>3</sup>	0,236	13:30h: fast wolkenloses Wetter, PV-betriebener Ventilator in Betrieb, Außenluft: +8,5°C, Innenluft: bei geschlossenem Deckel +18°C					
<b>gesamt kg PS-TS</b>	<b>21,5</b>						

Die Oberfläche der 236 L an eingedicktem Nassschlamm war leicht abgetrocknet, wie bei der Probenentnahme festgestellt wurde. Darunter befand sich bei einer mittleren Schlammtemperatur von -0,6 bis 0,7 °C feuchter Schlamm mit Eiskristalleinschlüssen (gefrorenes

Schlammzwischenwasser). Trotz der relativ hohen Innenlufttemperatur von +18°C dauert es aufgrund der hohen spezifischen Wärmekapazität des Wassers bzw. des Eises im Schlamm sehr lange, bis Temperaturen erreicht werden, die ein Abschmelzen des Eises im Inneren der Schlammschicht bewirken. Meist sind jedoch in der Winterzeit die Zeiten mit hohen Lufttemperaturen so kurz, dass ein tieferes Eindringen der Wärme in das Material erst gar nicht statt findet (kurze Tage, zu kurze Sonnenscheindauer).

Auf Grundlage der Besucherfrequenz in der Sommersaison 2006 errechnet sich die  $EW_{60}$ -Belastung bzw. die  $EW_{60}$ -spezifische Primärschlamm-TS unter Anwendung der Richtwerte vom ÖWAV-Regelblatt Nr. 1 in etwa wie folgt:

$$(135 \text{ d} \cdot 3 \text{ PE/d} \cdot 60 \text{ g BSB}_5/\text{PE.d} + 1200 \text{ NÄ} \cdot 50 \text{ g BSB}_5/\text{NÄ.d} + 3000 \text{ TG} \cdot 15 \text{ g BSB}_5/\text{TG.d}) / 60 \text{ g BSB}_5/\text{EW}_{60}.\text{d} \sim 2150 \text{ EW}_{60}.$$

$$(21,5 \text{ kg PS-TS/a} / 0,65) \cdot 1000 / 2150 \text{ EW}_{60}/\text{a} \sim 16 \text{ g PS-TS} / \text{EW}_{60}$$

Dies ist deutlich weniger als die Werte, die nach der Literatur zu erwarten wären. Bei normalem häuslichem Abwasser rechnet man mit 45 g PS-TS /  $EW_{60}$ . Es kann durchaus begründet angenommen werden, dass die Primärschlammqualität von Abwasser aus Schutzhütten bei striktem Trennsystem – wie im vorliegenden Fall vorhanden – deutlich weniger anorganische Bestandteile (Abrieb, Sand u.ä.m.) beinhaltet. Damit würde sich die rechnerische  $EW_{60}$ -spezifische PS-TS um etwa 15 g PS-TS auf etwa 30 g PS-TS pro  $EW_{60}$  reduzieren.

Durch das Zwischenspeichern im Vorklärbecken bei +10 bis über +15 °C, die im Sommer bei dem sehr sparsamen Wasserverbrauch an der Nördlinger Hütte gemessen wurden, machen sich die Hydrolysevorgänge im angesetzten Primärschlamm schon deutlich bemerkbar (Ausstrag in die biologische Stufe), sowie auch beginnende anaerobe Prozesse. Zudem treten ganz feine Schlammteilchen und absetzbare Trübstoffe durch das Geotextil aus und fließen in die biologische Stufe ab.

Es kann deshalb angenommen werden, dass sich dadurch die  $EW_{60}$ -spezifische PS-TS um weitere rund 10 g PS-TS auf etwa 20 g PS-TS pro  $EW_{60}$  reduziert. Somit sind die oben berechneten 16 g PS-TS pro  $EW_{60}$  durchaus als plausibel anzusehen.

## 2.3 Solar-Schlammrockner Typ „B“ (Leutkircher Hütte)

### 2.3.1 Konstruktion und Funktionsweise des Solaren Kompaktrockners Typ „B“

Nach Vorversuchen und Versuchsbetrieb wurde aufgrund der Erfahrungen und Versuchsergebnisse aus dem Prototyp "A", der vorwiegend aus Aluminium gefertigt ist und an der Kläranlage der DAV Nördlinger Hütte im Einsatz steht, der solare Kompaktrockner vom Typ "B" in Zusammenarbeit der Projektpartner GRAMMER SOLAR und Institut für Umwelttechnik der Universität Innsbruck entwickelt. Der Trockner ist vorwiegend aus Kunststoff gefertigt und besteht aus Polyethylen-Verbundplatten in Kunststoff-Sandwich-Bauweise mit beidseitig geschützter, innenliegender Wärmedämmung. Von den Abmessungen her entspricht er in etwa jenen vom Prototyp "A". Auch die Funktionsweise ist ähnlich – allerdings wurde auf nicht benötigte Einbauten verzichtet, dafür die Nutzhöhe etwas vergrößert sowie weitere Verbesserungen berücksichtigt:

#### 2.3.1.1 Abdichtung

Am 1. Prototyp traten durch die Zerlegbarkeit häufig Wasserverluste an den Fugen auf. Weil der Transport auf die Leutkircher Hütte ausschließlich mit Helikopter möglich ist, wurde die Zerlegbarkeit aufgegeben und der Trockner aus einem Stück Kunststoff gefertigt und auch so transportiert.

#### 2.3.1.2 Wärmeadsorption

Zur besseren Adsorption der Sonnenstrahlen wurde der Trocknerkörper aus schwarzem Kunststoff hergestellt:

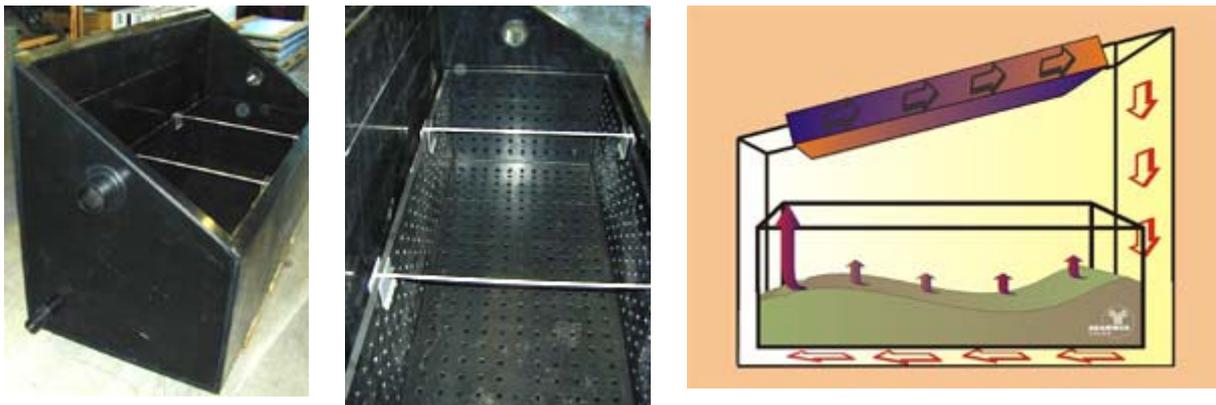


Abbildung 41: Solarunterstützter Kompaktrockner 2. Prototyp („B“) in Kunststoff und Funktionsschema [Fotos R.Ettl (2005)]

#### 2.3.1.3 Entwässerung über die Seitenwände

Die Entwässerung über die Seitenwände kann jetzt leichter erfolgen. Der Schlamm wird bei diesem Modell in Geotextil gefüllt, das in einen gelochten Kunststoffkorb eingelegt ist. Der Korb weist an den Seiten und am Boden einen Abstand zur Außenhülle auf, worin das Was-

ser zum Abfluss des Trockners fließen kann. Die Ablauföffnungen im Trocknerboden wurden beidseitig ausgeführt. Damit kann der Ablauf mit Gefälle über jene Seite erfolgen, die sich durch die Aufstellungsbedingungen vor Ort ergibt, ohne dass die Trocknerausrichtung nachjustiert werden muss.

#### **2.3.1.4 Luftzirkulation**

Auf die beim ersten Prototyp zur Erprobung eingebauten verschiedenen Luftzirkulationsmöglichkeiten wurde bei diesem Modell verzichtet und es wurde nur die bewährte Überströmung mit Umluftbetrieb angeordnet.

#### **2.3.1.5 Einfüllhöhe und Füllvolumen**

Beim ersten Prototyp war die Einfüllhöhe auf max. 34 cm beschränkt. Das entspricht bei den gegebenen Abmessungen ca. 500 L Schlamm. Beim zweiten Prototyp wurde die maximale Füllhöhe vergrößert ohne die Außenabmessungen zu verändern. Die max. Füllhöhe beträgt nun ca. 47 cm, was einem Füllvolumen von ca. 600 L Schlamm entspricht.

### **2.3.2 Aufstellung an der Leutkircher Hütte**

Die Leutkircher Hütte (DAV-Sektion Leutkirch) befindet sich in den Lechtaler Alpen auf 2.251 m Seehöhe. Die Ver- und Entsorgung der Hütte erfolgt mittels Helikopter, da weder ein Fahrweg noch eine Materialseilbahn vorhanden sind. Unter diesen Voraussetzungen war der Transport des Trockners ebenfalls nur mit Helikopter möglich.

Der bei Grammer Solar vorgefertigte Prototyp "B" des Solar-Schlamm Trockners wurde gegen Ende Sommer 2005 zur praktischen Erprobung unter realitätsnahen Randbedingungen mit einem Anhänger zum Abflugplatz im Bereich der Nessler Alm transportiert und im Zuge von Bauarbeiten an der Schutzhütte im ganzen Stück zur Leutkircher Hütte geflogen. Weil dabei möglichst das gesamte Gerät in einem Flug transportiert werden musste, war der in einem Stück gefertigte Trockner ebenfalls von Vorteil. An der Hütte wurde der Schlamm Trockner auf einem vorbereiteten ebenen Platz abgesetzt und an die mechanisch-biologischen Kläranlage angeschlossen. Zur Sicherung vor Wind- und Schneebelastung im Winter 2005/2006 wurde das Gerät mit Sicherungsgurten und Betonankern an den Betonabdeckungen der Kläranlagenschächte befestigt.

Die Auswahl des Aufstellungsortes erfolgte nach einem Lokalaugenschein und einer Rücksprache mit dem Hüttenwirt auf der Westseite der Hütte mit Ausrichtung des Kollektors nach Süden. Der Solar-Schlamm Trockner wurde dabei vorerst (September 2005) direkt neben dem Überschussschlammbehälter und dem Versickerungsschacht aufgestellt, was kurze Zu- und Ablaufwege gewährleistet. Der Tropfkörper aus dem Scheibentauchkörper der Hüttenkläranlage kann auf daher einfach mit einer Schlammpumpe in den Trockner gefüllt werden. Der Ablauf kann beim Einhalten der Grenzwerte direkt dem Versickerungsschacht zugeführt

werden. Werden die Ablaufgrenzwerte nicht eingehalten, so kann der Ablauf in das Überschussschlammbecken geführt und wieder in die Kläranlage zurückgepumpt werden.



**Abbildung 42: Aufstellungsort vor (links) und nach erfolgter Aufstellung (rechts) [Fotos M.Vallazza (2005)]**

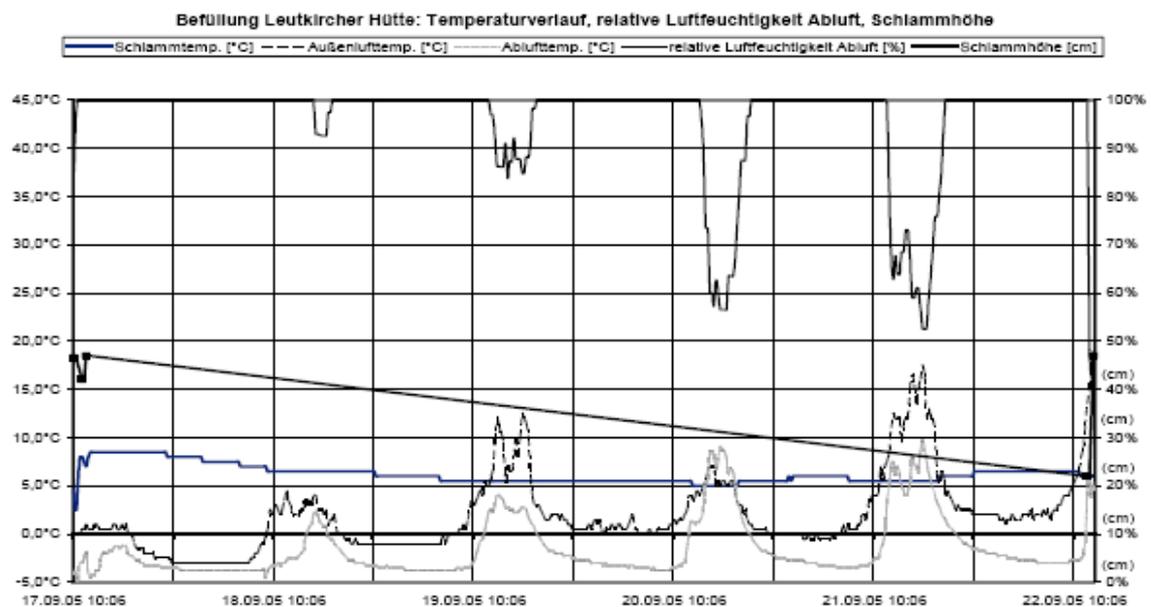
### 2.3.3 Befüllung im Herbst 2005

Die erste Befüllung des Solar-Schlammrockners fand im Rahmen der DAV-Infotour vom 16.-18.09.2005 statt. Die Infotour bot dabei einen guten Rahmen, den Schlammrockner vorzustellen und seine Funktionsweise den Anwesenden zu erklären. Auf die Bildung einer Initialfilterschicht durch eine erste kleinere Schlammgabe auf das Geotextil wurde geachtet.

**Tabelle 7: Befüllungen des Solaren Kompaktrockners**

Befüllung	Datum	Volumen [l]	TS [gTS/l]	TS [Kg]
1.	17.09.2005	645	13	8,4
2.	22.09.2005	314	14	4,4
Summe		959		12,8

Wegen des Betriebsschlusses auf der Schutzhütte musste die zweite Befüllung bereits 5 Tage nach der ersten erfolgen. Der Schlamm Spiegel war nach dieser kurzen Entwässerungszeit um 25 cm gefallen. Das entspricht knapp 50 % der Ausgangshöhe. Vor dem Hintergrund der kühlen Witterungsbedingungen und der hohen eingefüllten Trockensubstanz kann man daraus die verbesserten Entwässerungseigenschaften des neuen Prototyps erkennen.



**Abbildung 43: Temperatur, Luftfeuchtigkeit und Schlammhöhe vom 17.09.-22.09.2005**

Vom Ablauf des Solar-Schlammrockners wurde je eine Probe der ersten beiden Befüllungen genommen und im Labor auf die abwasserspezifischen Kennwerte hin untersucht:

**Tabelle 8: Abwasserspezifische Kennwerte**

Datum	CSB	BSB <sub>5</sub>	AMMS	NIAT	NIIT	P-ges	pH	k25
	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[-]	[mS/cm]
19.09.05	560	134	107,0	16,9	26,8	23,4	7,2	1,88
23.09.05	504	280	140,2	1,6	0,0	32,4	7,5	1,99

Die Ablaufwerte sind auf Grund der langen Lagerung des Schlammes nicht gut und entsprechen in der Größenordnung der Verschmutzung eines ungereinigten Abwassers. Wenn die Befüllung weiterhin mit einem über eine gewisse Zeit gelagerten Schlamm erfolgt, muss der Ablauf daher in einem Behälter aufgefangen und wieder in die Kläranlage zurückgepumpt werden.

### 2.3.4 Aufstellungs- und Betriebsvariante Sommer

Diese erste, provisorische Aufstellung wurde von der Sektion zu Beginn der Sommersaison 2006 aus optischen und praktischen Gründen (Anordnung einer Filtratpumpe, Abbildung 44) abgeändert. Die Versuchsanlage ist nun südlich des ÜS-Speicherschachts angeordnet mit Ausrichtung der Luft-Solarkollektorfläche nach Süden (vgl. Abbildung 45). Bei der abgeänderten Aufstellung wurde von der Sektion auf eine gefällige optische Eingliederung in die Landschaft geachtet.

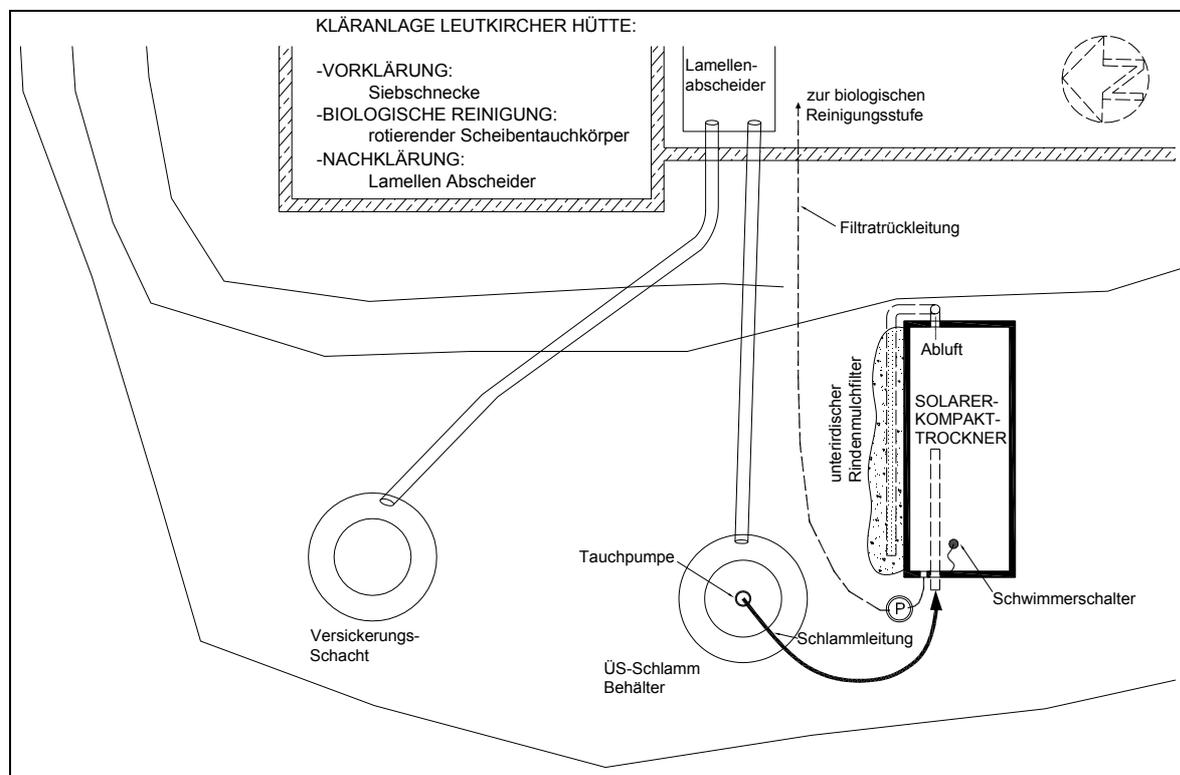
Gleichzeitig mit der Änderung der Situierung wurde von der Sektion wie vereinbart auch die Betriebsweise der Beschickung des Trockners geändert. Der Hüttenwirt zieht den ÜS der Tropfkörperanlage vom Parallelplattenabscheider nach Bedarf in das ÜS-Stapelbecken ab. Hier dickt der ÜS am Beckenboden ein und wird von dort zu Saisonbeginn bzw. nach Absinken des Schlammspiegels im Trockner in diesen eingepumpt.



**Abbildung 44: Rückansicht mit Rindenmulchfilter, Pumpschacht, Filtratpumpe und Beschickungsleitung für den ÜSS [Foto W. Becker (2006)]**

Der angeordnete Schwimmerschalter verhindert automatisch eine Überfüllung der Versuchsanlage. Das abfließende Filtrat wird mittels einer schwimmergesteuerten Tauchpumpe und einer Pumpendruckleitung in die biologische Stufe zurückgeführt. (vgl. Abbildung 45)

Wie bei der Nördlinger Hütte fehlen auch hier am Boden des ÜS-Behälters Vouten, die den eingedickten ÜS zur Pumpe hin zentrieren. Hier besteht ggf. noch Handlungsbedarf. Der Hüttenwirt behilft sich derzeit dadurch, dass er mit einem Holzschieber seitlich abgelagerten Schlamm zur Pumpe hinführt.



**Abbildung 45: Aufstellungsschema Leutkircher Hütte**

Wie bei der Beschickung am 15.09.2006 festgestellt wurde, lässt sich die zunächst ange-dachte vollautomatische, schwimmergesteuerte Befüllung direkt aus dem Lamellenabschei-der bzw. aus dem ÜS-Stapelbehälter nicht verwirklichen. Grund hierfür ist, dass sich von der angetrockneten alten Schlammoberfläche schollenartige Schlammbrocken ablösen, auf-schwimmen und das ordnungsgemäße Funktionieren des Schwimmerschalters behindern. Dementsprechend muss das periodische Befüllen der Anlage unter Aufsicht des Hüttenwirts erfolgen.



**Abbildung 46: Trocknerinnenraum [Fotos M.Vallazza (2005)]**



**Abbildung 47: Trockner während der Befüllung + Schwimmerschalter (rot)**



**Abbildung 48: Gesamtansicht geschlossenen (PV-Anlage + Luftkollektor) [Fotos W.Becker (2006)]**



**Abbildung 49: abgetrocknete, schollenartige Schlammoberfläche (nach Winter 2005/2006)**

2006 wurden im Rahmen einer Begehung weitere Proben aus dem Trockner gezogen. Die Analysen im Labor der Hydrologische Untersuchungsanstalt Salzburg bzw. des IUT ergaben in bakteriologischer und physikalischer Hinsicht folgenden Befund:

**Tabelle 9: Mikrobiologische Analysen**

Proben-Art/Zeit	Labor-Nr.	Enterobacteriaceen	Enterokokken	Salmonella	Wurmeier	TRS	GV	pH	k25
MP TTK-ÜS		in 1g FS	in 1g FS	in 1g FS	in 1g FS	[%]	[%]	[-]	[mS/cm]
teilentw. 20060710	8965/06	1,6*10 <sup>5</sup>	0	n.n.	Nematodenlarven Kokzidienoozysten Strongyloideseier	6,8	86	7,6	0,21
teilgetrock. 20061014	8967/06	1,2*10 <sup>5</sup>	130	n.n.	n.n.	10,6	76	7,5	0,27
teilgetrock. 20060915	8966/06	4,4*10 <sup>4</sup>	0	n.n.	Kokzidienoozysten	11,3	67	7,5	0,35
entw.+gefr. 20060715	8968/06	0	0	n.n.	n.n.	20,3	67	7,5	0,47

MP: Mischprobe, TTK: Tauchtropfkörper, n.n.: nicht nachweisbar



**Abbildung 50: entwässerte, ausgefrorene und solargetrocknete Schlammprobe [Foto W.Becker (2006)]**



**Abbildung 51: Neubefüllung mit stark eingedicktem TTK-ÜS (Labor-Nr. 8965/06) [Foto W.Becker (2006)]**

Die Probe 8968/06 vom 15.07.2006 ist ÜS vom Herbst 2005, der den Winter über entwässert und ausgefroren wurde. Dieser Schlamm wurde aus der Versuchsanlage entfernt und stellt mit 20,3 % TS den am weitesten stabilisierten und entwässerten bzw. getrockneten Schlamm dar. Dies kommt auch bei den bakteriologischen Parametern zum Ausdruck. Der gesamte Schlamm ließ sich so gut entfernen, dass auf einen Austausch des Vlieses vor Neubefüllung verzichtet werden konnte.

Beim Schlamm der Probe 8965/06 vom 15.07.2006 handelt es sich um ÜS, der sich im ÜS-Stapelbehälter stark eingedickt hatte, bevor er eingebracht wurde. Er bakteriologisch deutlich höher belastet als der oben angeführte Schlamm.

Eine weitere Begehung fand am 15.09.2006 statt. Bis dahin hatte der Hüttenwirt zweimal eingedickten ÜS nachgefüllt. Nach Öffnen des Deckels wurden 0,32 m<sup>3</sup> eingedickter Nassschlamm mit etwas abgetrockneter Oberfläche vorgefunden. Bei 11,3 % TS ergibt dies bis zu diesem Zeitpunkt eingebrachte 36,3 kg ÜS-TS. Die Materialtemperatur wurde an verschie-

denen Stellen gemessen und betrug  $9,3 - 12^{\circ}\text{C}$ . Abluftseitig wurden bei der Versuchsanlage  $21^{\circ}\text{C}$  und 59 % rel. Luftfeuchtigkeit festgestellt. Im Anschluss an die Probennahme (Labor-Nr. 8966/06) wurde der Trockner neu befüllt. Bis zum Saisonende 2006 wurde die Versuchsanlage noch ein weiteres Mal aufgefüllt.

Nach Entnahme des abgetrockneten Schlamms (Anfang Juli 2006) konnte bis zum Oktober 2006 der gesamte aus dem Parallelplattenabscheider abgezogene Überschussschlamm im Solar-Schlamm Trockner Typ "B" untergebracht werden. Am Saisonende 2006 war im ÜS-Becken deshalb Platz für den Tropfkörper, der von den Scheibentauchkörperflächen abgespritzt und via Tropfkörperwanne und Parallelplattenabscheider in das leere ÜS-Stapelbecken abgelassen wurde.

Bei  $0,321 \text{ m}^3$  an eingedicktem, etwas abgetrocknetem Tauchtropfkörper-Überschussschlamm ergibt sich bei 11,3 Gew.-% Trockensubstanzanteil eine ÜS-TSTTK von 36,3 kg. Rechnet man, dass etwa 15% des im ÜS-Becken zwischengestapelten TTK-ÜS aufgrund der ebenen Bodenplatte nicht abgepumpt werden konnten, ergeben sich  $36,6 / 0,85 \sim 42,7 \text{ kg ÜS-TS}$ . Bezogen auf die rund 2550 EW60 der Saison 2006 errechnet sich ein EW60-spezifischer TTK-ÜS-Anfall von rund 17 g ÜS-TS pro EW60. Imhoff und Klaus (1999) berichten von 25 g ÜS-TS aus Tropfkörperanlagen bei 40 g BSB5/EW60 nach Vorklärung. Bei 35 g BSB5 / EW60 nach der Siebanlage ließe sich ein Wert von  $25 \text{ g} \cdot 35/40 \sim 22 \text{ g ÜS-TS / EW60}$  erwarten.

Die Differenz zwischen diesem und dem aus der Sommersaison 2006 erhaltenen Wert ist durchaus plausibel. Bei kommunalen Anlagen geht man von eher geringen Schwankungen der Belastungsverhältnisse aus. Bei von nur die Sommersaison über betriebenen Tropfkörperanlagen muss sich einerseits erst ein Tropfkörper aufbauen. Andererseits folgen auf belastungsschwache Zeiten (Biomasseabbau) belastungsstarke (verzögerter Biomasseaufbau), sodass die ÜS-Produktion unter den üblichen Werten bleiben dürfte.

## 2.4 Fazit und Ausblick

### 2.4.1 Vorversuche

Die Diplomarbeit von DEMATTIO (2003), zusammengefasst in der Veröffentlichung Parameter investigation for decentralised dewatering and solar thermic drying of sludge [WETT et al. (2005)], zeigt, dass bei den beschriebenen Randbedingungen und der gewählten Größe der Versuchsanlage (Filterbox) der spezifische Filterwiderstand des abgesetzten und an das Trägermaterial der Filterboden gepressten Schlammkuchens von ausschlaggebender Bedeutung für die Entwässerung ist.

Es wurde der Einfluss der Parameter Ausgangshöhe, Gesamtgehalt an absetzbaren Stoffen und Temperatur bei einer konstanten relativen Luftfeuchtigkeit von 60% auf die Entwässe-

rungswirkung hin untersucht. Die Schlammentwässerung durch Filtration sollte eher bei höherem Trockensubstanzgehalt und mit eher dünnen Schichtdicken erfolgen. Die Lufttemperatur stellt einen wesentlichen Einflussfaktor dar. Speziell bei zyklischer Beschickung der Entwässerungseinrichtung mit Schlamm ist ein höheres Temperaturniveau von Vorteil.

Der beste Zeitpunkt zur Wiederbefüllung wäre kurz nachdem die abtrocknende Oberfläche Risse bekommt und die Schlammschicht sich von der Unterlage zu lösen beginnt. Ein höheres Temperaturniveau fördert nicht nur die Evaporationsrate, sie reduziert auch die Viskosität des Schlammzwischenwassers. Dadurch erhöht sich auch die Filtrationsrate deutlich.

Die erhaltenen Versuchsergebnisse zeigten auf, dass die Überlegungen hinsichtlich der Entwicklung eines durch solare Wärme unterstützten Schlammrockners zielführend sind. Sowohl die durchgeführten Experimente als auch das erstellte mathematische Modell bilden dafür eine gesicherte Basis.

Um den Einfluss der Füllhöhe auf die Entwässerungswirkung beurteilen zu können, wurden von VALLAZZA (2005) unter Laborbedingungen Grundlagenversuche mit eingedicktem Belebtschlamm bei variablem Druck durchgeführt.

Ein zusätzlich zum statischen Druck aufgebrachter Druck zeigt anfangs keine nennenswerten Auswirkungen, führt aber zu verbesserten Entwässerungseigenschaften in der Endphase. Der Aufbau der Filterschicht bzw. des Filterkuchens gegen einen leichten Gegendruck durch eine Wassersäule führte bei den Versuchen zu einer schnelleren Filtration.

Des Weiteren konnte ein eindeutiger Zusammenhang zwischen Polymerzugabe und –gehalt sowie Entwässerbarkeit festgestellt werden. Besonders in der Anfangsphase entwässern Schlämme mit höherem Polymergehalt (0,3 %) deutlich schneller als Proben mit geringer (0,1 %) bzw. keiner Polymerzugabe. Diese Differenz glich sich aber nach 2 Stunden soweit aus, dass nur mehr eine geringe Abweichung festzustellen war

#### **2.4.2 Solar-Schlammrockner Typ "A" (Nördlinger Hütte)**

Der zerlegbare und vor Ort wieder zu montierende Solar-Schlammrockner vom Typ "A" aus Aluminium mit Stahlgeflechteinsätzen, eingehängtem Geotextil und einer Abdeckung bestehend aus einem Solar-Luftkollektor mit PV-betriebenen Ventilator wurde im Werk von Grammer-Solar entwickelt sowie in Vorversuchen an der Kläranlage Zirl erprobt. Sein erfolgreicher Einsatz an der Kläranlage der Nördlinger Hütte brachte die Bestätigung der Arbeitshypothese und neue Erkenntnisse.

Der Transport des zerlegbaren Geräts konnte mit der Materialseilbahn relativ einfach bewerkstelligt werden. Das Verbringen von der Bergstation zu dem 50 Höhenmeter tiefer liegenden Aufstellungsort durch zwei Personen ist machbar.

Wenig Probleme bereitet das Entwässern und Abtrocknen mit dem Solar-Schlammrockner, insbesondere wenn die Ausrichtung optimal ist und es keine Abschattung gibt. Dies ist bei der Aufstellung an der Nördlinger Hütte nicht der Fall. Trotzdem sind die Ergebnisse hinsichtlich Ab- und Austrocknen sehr ansprechend.

Der zweiwöchige Befüllungszyklus des Solar-Schlammrockners hat sich in der Saison 2005 gut bewährt. Der Schlamm war bei jeder Neubefüllung weitgehend entwässert, sodass der Trockner wieder voll befüllt werden konnte. Die erste Befüllung nach Austausch des Vlieses sollte mit eingedicktem Schlamm erfolgen, damit sich eine Filterschicht aus Schlamm auf dem Geotextil bilden kann. Die Befüllung auf der Nördlinger Hütte kann zwar weitgehend automatisiert werden, d.h. das Bedienpersonal muss nicht ständig mit Schlamm in direkten Kontakt kommen, eine Überwachung ist jedoch unerlässlich.

Durch grobe Inhaltsstoffe ergaben sich beim Hochpumpen von Primärschlamm Probleme. Die Klumuseln werden wegen des herrschenden Wassermangels (Karwendelkalk, Höhenlage) über ein Fallrohr ohne Wasserspülung betrieben. Dadurch gelangen – trotz schriftlicher Hinweise im Toilettengebäude – auch nicht mehr mit einer Schneiradpumpe förderbare Grobstoffe in das 1. Vorklärbecken. Neben deutlicheren Hinweistafeln ist in der Sommersaison 2007 vorgesehen, Müllbehälter in den beiden Toiletten-Räumen bereitzustellen.

Der Abtransport der doppelt in starke Plastikmüllsäcke verpackten Geotextilrollen mit abgetrocknetem Primärschlamm bis zur Bergstation mit Rückentrag, mit der Materialeiseilbahn ins Tal und mit dem Auto im Tal war einfach zu bewerkstelligen. Für zwei Drittel des anfallenden Primärschlammes einer Sommersaison waren nur 3 Säcke erforderlich.

Für zukünftige Planungen wichtig erscheint die – auch andernorts gemachte – Beobachtung, dass der Primärschlammanteil aus Objekten in Extremlage geringer ist als allgemein angenommen. Durch den geringeren anorganischen Anteil, Hydrolysevorgänge und beginnenden anaeroben Abbau reduzieren sich die üblicherweise angenommenen 45 g PS-TS / EW<sub>60</sub> im vorliegenden Fall auf etwa 20 g PS-TS / EW<sub>60</sub>.

Bei gleich bleibender Hüttenfrequenz reicht der aufgestellte Solar-Schlammrockner ( $V_{\text{nütz}} = L_i \cdot B_i \cdot H_{i,\text{nütz}} = 1,85 \text{ m} \cdot 0,75 \text{ m} \cdot 0,35 \text{ m} \sim 0,50 \text{ m}^3$ ) vom Typ "A" bei entsprechender Bewirtschaftung für die Primär- und Sekundärschlammmentwässerung aus. Wenn die Auslastung steigt bzw. ein höherer Trocknungsgrad erreicht werden soll, ist ein weiterer Solar-Schlammrockner aufzustellen, jedoch mit den Abmessungen vom "Typ B" ( $V_{\text{nütz}} \sim 0,60 \text{ m}^3$ ), wie er bei der Leutkircher Hütte aufgestellt ist.

Bei der Konstruktion zukünftiger Solar-Schlammrockner vom Typ "A" sollte darauf geachtet werden, dass die unteren und seitlichen Kantenabdichtungen so ausgeführt werden, dass sie auch nach 2-maliger Demontage / Montage dicht bleiben.

Eine Verbesserung würde bei beiden Typen die Anordnung von noch ausgeprägteren Kondensatableitungsrinnen bringen, damit die in den kalten (Nacht)Stunden an den Wänden und an der Unterseite des Luftkollektors kondensierende Luftfeuchte gezielt abgeführt wird, was einen zusätzlichen, günstigen Entwässerungseffekt darstellt.

### **2.4.3 Solar-Schlammrockner Typ "B" (Leutkircher Hütte)**

Der erprobte Prototyp „B“ hat sich bei den 2 Befüllungen sehr gut bewährt. Die erfolgreiche Durchführung der ÜS-Entwässerungsversuche mit dem Solar-Schlammrockner ist nicht zuletzt aufgrund der guten Zusammenarbeit mit den Beauftragten der Sektion und der Kooperationsbereitschaft des Hüttenwirts möglich gewesen.

Die durchgeführten Verbesserungen haben zum einen die Handhabung des Trockners erleichtert und zum anderen dessen Leistungsfähigkeit erhöht. Die Filterfläche sollte beim neuen Prototyp ebenfalls mit Streckmetall-Blechen ausgekleidet werden. Diese einfache Maßnahme hat sich beim Trockner auf der Nördlinger Hütte zur Filterflächenvergrößerung sehr gut bewährt. Wie bereits oben erwähnt, würde sich darüber hinaus durch Anordnung von ausgeprägteren Kondensatableitungsrinnen ein höherer Entwässerungseffekt erzielen lassen.

Der Hüttenwirt geht davon aus, dass er mit zweimaligem Austausch des Geotextils im Solar-Schlammrockner den ÜS der gesamten Saison sowie den Tropfkörperassen, der am Saisonende anfällt, mit der beschriebenen Versuchsanlage entwässern und trocknen kann. Dies wird u. a. auch durch den geringeren spezifischen Anfall an ÜS-TS als üblicherweise angenommen bewirkt. Es ist sowohl ein Überführen des abgetrockneten ÜS in die Kompostbehälter für das Siebgut der Kläranlage als auch alternativ ein Abfüllen in Plastiksäcke mit anschließendem Abtransport ins Tal möglich.

Insgesamt kann man dem Solar-Schlammrockner mit den zwei Varianten, zerlegbar und unzerlegbar, die Serienreife zusprechen.

## 2.5 Überschussschlammwässerung ohne solare Unterstützung

Im Rahmen der Vorversuche für das gegenständliche Forschungsvorhaben wurde auf der Adamekhütte eine entsprechende Anlage zur Untersuchung des Entwässerungsverhaltens von Überschussschlamm errichtet und betrieben. Die Adamekhütte liegt auf 2198 müNN im Dachsteingebirge.

### 2.5.1 Veranlassung

Aufgrund der Ergebnisse der Schlammwässerungsanlage für den Primär- und Sekundärschlamm an der mechanisch-biologischen Kläranlage Höllentalangerhütte (Wettersteingebirge, 1379 m, nur Sommerbetrieb,  $B_{d,max} = 200 \text{ EW}_{60}$ ,  $Q_{d,max} = 9,7 \text{ m}^3/\text{d}$ ,  $B_a \sim 20.000 \text{ EW}_{60}/\text{a}$ ) wurde an der Kläranlage der Adamekhütte (nur Sommerbetrieb,  $B_{d,max} = 135 \text{ EW}_{60}$ ,  $Q_{d,max} = 3,24 \text{ m}^3/\text{d}$ ,  $B_{a,dim} \sim 6.000 \text{ EW}_{60}/\text{a}$ ,  $Q_a \sim 160 \text{ bis } 200 \text{ m}^3/\text{a}$ ) im Jahre 2003 eine Überschussschlammwässerungsanlage ohne solare Unterstützung angeordnet.



Abbildung 52: Adamekhütte vor Gosaugletscher mit Dachstein, Mitterspitz und Torstein (v.l.)

Aufgrund Ihrer Lage über stark karstigem Dachsteinkalk musste die aus einer Trokentoilettenanlage und einer biologischen Stufe bestehende Kläranlage durch eine Ablauf-UV-Anlage ergänzt werden. Zur Erzielung einer dafür geeigneten Ablaufqualität war die Kläranlage entsprechend anzupassen.

Die Toilettenanlage besteht aus drei Auffangbehältern (Ausführung: Edelstahllochblech auf Edelstahlwanne zum Auffangen und Weiterleiten von Urin und Kompostsickerwasser an die Kläranlage). Das TT-Material wird in drei überdeckte und im Freien situierte Kompostboxen

eingebraucht, das Sickerwasser aufgefangen und nach Bedarf an belastungsschwachen Tagen in die Kläranlage eingebracht.

Die zweistufige biologische Kläranlage besteht nach erfolgter Anpassung aus Fettfang, Seifenabscheider, Tropfkörperanlage mit Nachklärbecken (ÜS1) zur Sedimentation des Tropfkörperfälls und Rezirkulation, sowie nachgeschaltet aus BKF-Nachfilterschicht, Zwischenpumpschicht und Absetzschicht (ÜS2) für den abgesetzten schwach belasteten Biofilmschlamm, UV-Beschickungsschicht, Ablauf-UV-Anlage (2 UV-Strahler in Dünnschichttechnologie nacheinander durchflossen) und abschließend einem Versickerungsschicht.

Um die Ablauf-UV-Anlage mit biologisch ausreichend gereinigtem und möglichst klarem Abwasser beschicken zu können, musste der Nachfilterschicht in seiner Leistungsfähigkeit deutlich verbessert und zu einer echten biologischen Nachreinigungsstufe ausgebaut werden (Vergrößerung der aktiven Reinigungsschicht, Schwallbeschickung mit Verteilerblechen zur Nutzung des gesamten aktiven Füllvolumens).

In der ursprünglichen Kläranlagenkonzeption war ein hydraulisch stark belasteter Turmtropfkörper ("Spültropfkörper") zur Ausführung gelangt: *hohe Rezirkulation NKB > TRK zur ÜS-Stabilisierung, kein ÜS-Abzug*. Dies führte bei relativ hohem spezifischen Strombedarf bereits ab mittlerer Auslastung zu einem niedrigen Gehalt an gelöstem Sauerstoff im TRK-NKB-System.



**Abbildung 53: Auffangbehälter aus Edelstahl auf Sickerwassertassen unter Trocken-toilette als "Mechanische Vorreinigung" [Foto M.Vallazza (2004)]**



**Abbildung 54: Übersicht über die biologische Stufe samt Schlammentwässerungs- und Schlamm-trocknungsalage für ÜS1 und ÜS2 [Foto M.Vallazza (2004)]**

Zur Erzielung eines ausreichenden  $O_2$ -Niveaus in der TRK-Anlage und in der Nachfilteranlage sowie den nachgeschalteten Absetz- und Pumpschächten erwies sich das Abziehen von Überschussschlamm als unerlässlich – insbesondere in Zeiten mit hoher Besucherfrequenz und hoher Auslastung der biologischen Stufe.

### 2.5.2 Konstruktion und Funktionsweise

Es wurde hangaufwärts des Nachfilterschachts eine aus PP-Platten gefertigte Schlammmentwässerungsanlage angeordnet. Sie ist mit zwei Schlammmentwässerungsmodulen (SEM) ausgestattet. Diese weisen ein Nutzvolumen von  $2 * (1,75\text{m} * 0,85\text{m} * 0,77\text{m}) = 2 * 1,15\text{m}^3 \sim 2,3 \text{m}^3$  auf.

Jedes SEM ist aus mit kreisrunden Löchern versehenen Polypropylen-Platten hergestellt. Die PP-Wannen stehen jeweils in einer aus 80mm starken PP-Waffelplatten gefertigten und leicht zum Hang hin geneigten Außenhülle auf 2 cm hohen Rippen. Zwischen diesen kann das langsam durch das PP-Vlies, das in die SEM-Wannen eingehängt ist, austretende Permeat (Schlammzwischenwasser = Filtrat) in Richtung Ablaufrohr >> Nachklärbecken-Tropfkörper-Kombination abfließen.

Die Außenhülle ist teilweise in den Hang oberhalb des Nachfilterschachts eingelassen, teilweise erhebt sie sich über die Geländeoberfläche. Der sichtbare Teil wurde durch eine Steinschichtung optisch ansprechender. Die Schlammmentwässerungsanlage ist mit entfernbaren PP-Platten abgedeckt, die auf Verstärkungen aus nichtrostenden Stahl-Profilzangen aufliegen. Der Zwickel zwischen der Rückwand und dem Hang ist mit Rindenmulch ausgefüllt (=> Abluftfilter).

Die Entlüftung der abgedeckten Anlage erfolgt über DN125HT in die ebenfalls abgedeckte TRK-NKB-Kombination bzw. während der Laufzeit des Stromaggregats mittels eines Ventilators über DN100HT (gelocht) in den Abluftfilter. Etwa 15 m oberhalb befindet sich die Außenterrasse der Adamekhütte, auf der sich bei Schönwetter Gäste aufhalten. Bei geschlossener Anlage gab es geruchlich durch die gewählte Ausführung bis jetzt keine Beanstandungen.

Das monatliche händische Befüllen mit ÜS1 und ÜS2 erfolgt vorzugsweise an Schlechtwettertagen und geringer Auslastung der Schutzhütte bei geschlossener Anlage. Das Öffnen der Anlage erfolgt nur zur Kontrolle, Rohrumlegung und Schlammräumung.



**Abbildung 55: Monatliches Abpumpen von restlichem ÜS2 aus den nachgeschalteten Schächten mit tragbarem Stromaggregat, Tauchpumpe und fliegender Leitung in SEM OST [Foto M.Vallazza (2004)]**



**Abbildung 56: Befüllen von Schlammwässerungsmodul OST mit ÜS2 bei den monatlichen Wartungsarbeiten an der Kläranlage, Überbrückung des nicht beschickten SEM WEST mit fliegenden Leitungen [Foto M.Vallazza (2004)]**

Die gewählte Situierung erlaubt einerseits eine baldige Begehung bzw. Kontrolle nach Hüttenöffnung Anfang Juni, da die Schneesicht dort durch Windeinwirkung meist geringer ist als auf den umliegenden ebeneren Flächen und am südseitig exponierten Hang relativ rasch abschmilzt. Andererseits kann das abfließende Filtratwasser ohne Pumpen im freien Gefälle in die erste biologische Stufe abfließen.

Dies ist sowohl durch die Einsparung einer weiteren Pumpe samt zusätzlichem Energiebedarf als auch von der Wartung her - insbesondere bei der Endwartung im Herbst von Vorteil. Bei dieser wird der Überschussschlamm aller Anlagenteile, vom Nachklärbecken beginnend über die nachgeschalteten Schächte bis zum UV-Beschickungsschacht, sorgfältig in die Schlammwässerungsanlage übergepumpt. Dabei wird das Abwasser bzw. der Beckenüberstand über die Nachfilteranlage und die Ablauf-UV-Anlage vorzu abgearbeitet, der verbleibende Rest samt ÜS1 bzw. ÜS2 in eine der beiden SEM hochgepumpt. Das Filtrat gelangt dann in das entleerte Nachklärbecken.

Das Nachklärbecken ist dann mit Filtrat teilgefüllt, was einige Tage nach Saisonbeginn ein Anfahren der Tropfkörperanlage mit verdünntem Abwasser erlaubt. Zudem wird ein Abfließen von Filtrat über den Nachfilterschacht und den Notüberlauf des Zwischenpumpschacht ohne UV-Behandlung vermieden.

Die Befüllung mit ÜS1 und mit ÜS2 erfolgt über die Steuerung mittels der ÜS1-Abzugspumpe bzw. der ÜS2-Abzugspumpe zweimal pro Tag in der Zeit in der das hauseigene Stromaggregat läuft. Dies wurde zur Schonung des Batteriesatzes, aus dem die Schutzhütte und die Kläranlage in der aggregatsfreien Zeit mit elektrischer Energie versorgt wird, entsprechend ausgelegt.

Einmal pro Monat wird eine generelle Kontrolle der gesamten Kläranlage vorgenommen. Parallel dazu wird die Ablauf-UV-Anlage überprüft und gereinigt, sowie w.o. beschrieben restlicher ÜS1 und ÜS2 mittels Handtauchpumpe und fliegender Leitung abgezogen und in das zu beschickende SEM gepumpt. Es hat sich nämlich herausgestellt, dass es trotz des täglichen automatisierten ÜS-Abzugs sowohl zu gewissen ÜS1-Ablagerungen im NKB kommt, als auch zu kleinen ÜS2-Ablagerungen im Zwischenpumpschacht und im ÜS2-Abzugsschacht, und auch von ganz feinen ÜS2-Flocken im UV-Beschickungsschacht.

Wenn diese ÜS-Mengen nicht regelmäßig entfernt werden, dann werden sie anaerob, steigen auf und verschlechtern die Ablaufqualität. Insbesondere im Bereich UV-Beschickungsschacht >> Ablauf-UV-Anlage ist dies unbedingt zu verhindern, da größere Partikel nicht genügend mit UV durchstrahlt werden könnten und der UV-Ablauf dann bakteriologisch nicht mehr gesichert dem erforderlichen Anforderungsprofil "Badegewässerqualität nach ÖNORM M 6320-1" entsprechen könnte.

### 2.5.3 Dimensionierung der Schlammentwässerungsanlage lt. Einreichprojekt

Bei der Abschätzung der zu erwartenden Überschussschlammproduktion wurde vom allgemein üblichen Bemessungswert von 0,80 kg ÜS-TS-Produktion pro kg BSB<sub>5</sub>-Abbau und von 5.300 bis 6.700, im Mittel von 6.000 EW<sub>60,35</sub> ausgegangen:

$6.000 \text{ EW}_{60,35} * 35 \text{ gBSB}_5/\text{EW}_{60,35,d} * 95\% / 1000 = 199,5 \sim 200 \text{ kgBSB}_5\text{-Abbau/a}$   
 $200 \text{ kgBSB}_5\text{-Abbau} * 0,80 \text{ kgÜS-TS/kgBSB}_5\text{-Abbau} = 160 \text{ kgÜS-TS/Sommersaison}$   
 $160 \text{ kgÜS-TS} / 10 \text{ kgTS/m}^3 \sim 16 \text{ m}^3 \text{ abzuziehender ÜS} / \text{SoSa (etwas eingedickt) bzw.}$   
 $16 \text{ m}^3/\text{a} * 10 \text{ kgTS/m}^3 / 25 \text{ kgTS/m}^3 = 6,4 \text{ m}^3 / \text{SoSa (etwas vorentwässert) bzw.}$   
 $16 \text{ m}^3/\text{a} * 10 \text{ kgTS/m}^3 / 160 \text{ kgTS/m}^3 = 1,0 \text{ m}^3 / \text{SoSa (entwässert und abgetrocknet).}$

Der Zusatz 35 zu den EW60 bezieht sich auf die Tatsache, dass beim Einsatz einer Trockentoilette durch die Feststoffrückhaltung die spezifische Schmutzfracht in etwa halbiert wird (60 gBSB<sub>5</sub> / 2 ~ 30 gBSB<sub>5</sub> / EW,d. Durch Urin und TT-Sickerwasser, die in Richtung Biologie weitergeleitet werden, erhöht sich die spezifische Schmutzfracht wieder etwas, nämlich auf etwa 35 gBSB<sub>5</sub> / EW,d.

Bei 120 Tagen Betriebs- bzw. Öffnungszeit wären dies 6.400 L / 120d ~ 50 L/d bzw. bei 2maligem ÜS-Abzug pro Tag 25 L/ÜS-Abzug im Tagesschnitt bzw. bei 160.000 gÜS-TS / 125 d ~ 1.280 gÜS-TS/d.

Gewählt wurde im Einreichprojekt unter Einrechnung der Entwässerung kurz nach der jeweiligen Beschickung vorerst ein Nutzvolumen von  $2 \text{ SEM} * 3,15 \text{ m}^3/\text{SEM} = 6,3 \text{ m}^3$ .

Zur Ausführung gelangten jedoch Ende Juli – Beginn August 2003 nach Nachdimensionierung 3 SEM mit je 1,15 m<sup>3</sup> ( $L_i * B * H_i = 1,75 * 0,85 * 0,77 \text{ m}$ ), wobei jedoch nur 2 für die

Überschussschlammmentwässerung mit  $V_{\text{nutz}} = 2 * 1,15 = 2,3 \text{ m}^3$  verwendet werden. Es wurde nämlich generell bei anderen Untersuchungen festgestellt, dass bei Kläranlagen von Objekten in gebirgiger Extremlage deutlich weniger Überschussschlamm anfällt als sich rechnerisch ergeben sollte. Zudem führt die tägliche Beschickung mit kleinen ÜS-Volumina durch die gleichzeitige 24stündige Entwässerung zu einer Abminderung des erforderlichen Nutzvolumens.

Die Dimensionierung sollte sich eher nach praktischen Überlegungen richten. Es sollte über dem abgesetzten und fortlaufend entwässerten ÜS1 + ÜS2 ausreichen freies Volumen verbleiben, damit die bei den monatlichen ÜS-Abzugssarbeiten (Tauchpumpe + fliegende Leitung) im Nachklärbecken, im Zwischeschacht, im ÜS2-Absetzschacht und im UV-Beschickungsschacht jeweils am Boden abgezogenen, relativ kleinen ÜS1 und ÜS2-Volumina problemlos ( $V_{\text{ÜS1}} + V_{\text{ÜS2}} \sim 0,25 + 0,10 + 0,10 + 0,10 \sim 0,55 \text{ m}^3$ ) und mit ausreichend Freibord im beschickten SEM Platz finden: *Siehe Bild #.5*.

Dabei ist zu berücksichtigen, dass beim Abziehen von Überschussschlamm auch größere Mengen an umgebendem Abwasser mit abgepumpt werden, wie in Bild #.5 deutlich zu sehen ist:

$$V_{\text{nutz,ÜS,1sem}} = 1,15 - 0,55 = 0,60 \text{ m}^3.$$

Das dritte SEM ist mit dichter Folie ausgelegt. Es wird als Notvolumen für grobe Störungen (z.B. Totalausfall der Eigenerzeugung an elektrischer Energie oder der Ablauf-UV-Anlage etc.) vorgehalten. In diesem Falle würde das 3. Becken mittels kleinem Stromaggregat und Tauchpumpe beschickt werden.

#### **2.5.4 Inbetriebnahme 2003 und erste Betriebsergebnisse 2004**

Die Schlammmentwässerungsanlage wurde nach ihrer Fertigstellung im Zuge der Anpassungsarbeiten an den biologischen Stufen in Betrieb genommen. Die Beschickung vom SEM WEST erfolgte vorerst mit vorhandenem ÜS1 aus dem Nachklärbecken der TRK-NKB-Anlage, am Saisonschluss 2003 sowohl mit mittlerweile wieder gebildetem ÜS1 als auch mit ÜS2 aus den Schächten, die der Nachfilteranlage nachgeordnet sind. Vor dem Schließen der Schlammmentwässerungsanlage wurde die Beschickung vom SEM WEST auf das SEM OST umgestellt.

Bei der Begutachtung und Beprobung Mitte Juli 2004 zeigte sich im beschickten SEM WEST zwar eine gute Entwässerungswirkung (16,6 Gew.% TS), jedoch keine gute Abtrocknung des im Herbst 2003 eingebrachten Überschussschlammes.

Im Vergleich dazu wies der Inhalt des vom Ende Sommersaison 2003 / Beginn Sommersaison 2004 mit ÜS1 + ÜS2 (frisch) beschickten SEM OST im entwässerten Zustand 7,3 Gew.% TS auf.

#### **2.5.5 Einbindung in das DBU-Forschungsprojekt**

Bei den weiteren Begehungen bzw. Beprobungen zeigte sich, dass ein weiteres Abtrocknen infolge des "nahezu geschlossenen Gefäßes" nur mehr sehr zaghaft stattfindet. Den Anregungen seitens der DBU Ende Februar 2004 nach Miteinbeziehung weiterer Länder und Institutionen entsprechend wurde die Schlammmentwässerungsanlage der OEAV Adamekhütte als praxisorientiertes Studienobjekt die "*Klärschlammproblematik im Hochgebirge*" betreffend in die jährlichen Begehungen und Untersuchungen einbezogen.

Am 16.07.2004 wurden innerhalb und außerhalb der Schlammmentwässerungsanlage Messgeräte mit Loggerfunktion für Temperatur und Luftfeuchtigkeit angeordnet und diese am 14.09.2004 ausgelesen:

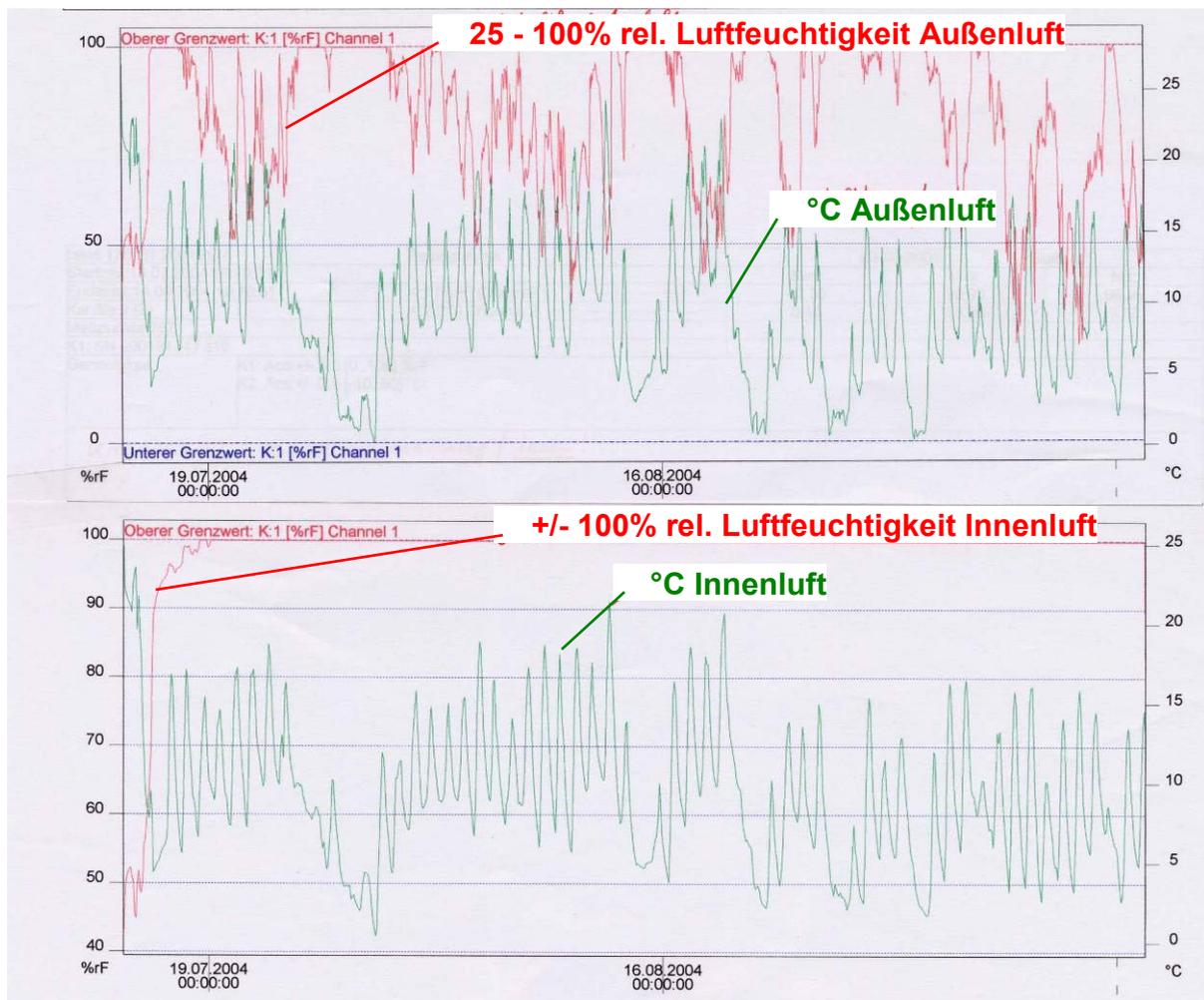
- Die Ganglinien für Temperatur und Luftfeuchtigkeit sind in der Abbildung #.1 für den Zeitraum 16.07. bis 14.09.2004 sowohl für die Luft außerhalb der Schlammmentwässerungsanlage als auch für die Luft innerhalb der mit einem dichten Deckel versehenen Anlage dargestellt.
- Bei sehr mäßiger Durchlüftung über die Permeat-Ablaufleitung Richtung Nachklärbecken entwässert zwar der frisch eingebrachte Überschussschlamm, zu einer weitergehenden Trocknung des bereits an der Oberfläche trocknenden Überschussschlammes im anderen SEM kommt es mangels gezielter Durchlüftung nicht.

- Die relative Luftfeuchtigkeit im Inneren der Schlammmentwässerungsanlage bewegt sich - mit Ausnahme des ersten Tages – naturgemäß die ganze Zeit im Bereich von 100% relative Luftfeuchtigkeit.
- Das "Trocknen" wird durch den hohen Wassergehalt im anderen SEM stark beeinträchtigt. Das Abtrocknen erfolgt nämlich hauptsächlich nur mehr noch über die Verdunstung von Wasser an der Schlammoberfläche (Temperaturanstieg in warmen Tagesstunden) sowie durch Kondensation an den kalten Außenwänden und am Deckel (nach Temperaturrückgang, insbesondere in den Nachtstunden).
- Das bedeutet jedoch physikalisch eine deutliche Erhöhung des Trocknungs-potentials, da – relativ - mehr Wasserdampf aufgenommen werden kann.
- Dies ist jedoch nur ein schöner Nebeneffekt, denn das wesentliche Trocknungs-potential steckt in der kalten, meist trockeneren Aussenluft. Bei dieser ergibt sich nämlich durch Erwärmung gleichzeitig ein entsprechendes Absinken der relativen Luftfeuchtigkeit.

Dieser Umstand kann jedoch nur genutzt werden, wenn eine geruchsfreie Durchlüftung der Schlammmentwässerungsanlage mit trockenerer, tunlichst erwärmter Außenluft gelingt.

Zu diesem Zweck wurde 2005 ein Ventilator in die Verbindungsleitung Schlammmentwässerungsanlage => Rindenmulch-Abluftfilter eingebaut. Dieser wird nur betrieben, wenn das hausinterne Stromaggregat eingeschaltet wird. Das geschieht zumeist in den Morgenstunden (witterungsabhängig feuchte bis trockene Morgenluft), Mittagsstunden (witterungsabhängig meist trockenere wärmere Luft) und in den Abendstunden (witterungsabhängig überwiegend trockene warme Luft, die dann abkühlt und dabei relativ gesehen feuchter wird). Bei Schlechtwetter wird dann zumeist feuchte und kalte Luft eingetragen, was kontraproduktiv ist.

In weiterer Folge erhöhten sich 2005 bis 2006 die Trockensubstanzwerte der ÜS-Mischproben nach Entwässerung und Abtrocknung auf bis zu 18,9 bis 19,5 Gew.% TS. Eine weitere Zunahme der Trockensubstanzwerte wurde aus den vorgenannten Gründen (Beeinflussung durch das gerade mit frischem ÜS beschickte SEM, nicht optimierte Durchlüftung mit teilweise zu kalter oder zu feuchter Luft) nicht erzielt.



**Abbildung 57: Ganglinie 17.7. / 14.9.2004 von Temperatur und relativer Luftfeuchtigkeit <> Außenluft (oberer Teil des Bildes), Ganglinie 17.7. / 14.9.2004 von Temperatur und relativer Luft-feuchtigkeit <> Innenluft (unterer Teil des Bildes)**

Eine Verbesserung könnte hier das Vorschalten eines nach Süden ausgerichteten Luft-Solar-Kollektors bringen. Noch besser wäre das Vorschalten eines solchen Kollektors, gekoppelt mit einem durch Photovoltaikstrom angetriebenen Ventilator. Dann könnte auf den vorhandenen über das Stromaggregat betriebenen Ventilator gänzlich verzichtet werden.

Des weiteren würde durch den PV-Betrieb nur dann Luft durch die Schlammwässerungsanlage geführt, wenn die Sonneneinstrahlung stark genug ist. Dies würde auf einfachem Weg einem optimierten automatisierten Betrieb sehr nahe kommen, der bei entsprechender lagemäßiger Anordnung auch in den Wintermonaten entfeuchtend und trocknend arbeiten würde.

## 2.5.6 Vorgefundene spezifische Trockensubstanzmenge des Überschussschlammes

Die Inbetriebnahme der Schlammentwässerungsanlage erfolgte Anfang August 2003. Der abgezogene Überschussschlamm wurde in den Zeiträumen August – Ende September 2003 (~ 50 Tage), Anfang Juni – Anfang Oktober 2004 (~ 125 Tage) und Anfang Juni – Ende September 2005 (~ 120 Tage) und Anfang Juni – Anfang Oktober 2006 (~ 125 Tage), jährlich abwechselnd in das SEM WEST bzw. das SEM OST geleitet, dort entwässert und zumindest etwas getrocknet.

Die Schlammentwässerungsanlage wurde bei der Begehung am 07.07.2006 geöffnet, beprobt und das ÜS-Volumen in den beiden SEM aufgemessen:

- SEM OST: ÜS-Organoleptika: fast geruchlos, mittelbraun, pastös, homogen  
Physikalische Messwerte: 7,5 pH; 19,5% TS; 63% Glühverlust  
 $1,35\text{m} \times 0,85\text{m} \times 0,065\text{m} + 0,4\text{m} \times 0,85\text{m} \times 0,04\text{m} = 0,086 + 0,014 = 0,100 \text{ m}^3 \text{ ÜS}$   
 $100 \text{ L ÜS} \times 19,5\% \text{ ÜS-TS} \sim 19,5 \text{ kgÜS-TS}$
- SEM WEST: ÜS-Organoleptika: Geruch schwach, dunkelbraun, breiig, homogen  
Physikalische Messwerte: 7,9 pH; 12,2% TS; 71% Glühverlust  
 $1,0\text{m} \times 0,85\text{m} \times 0,035\text{m} = 0,030 \text{ m}^3 \text{ ÜS}$   
 $30 \text{ L ÜS} \times 12,2\% \text{ ÜS-TS} \sim 3,7 \text{ kgÜS-TS}$
- SEM O+W: Im Zuge von Versuchen vor Ort und für Proben entnommene ÜS-TS in Summe ca. 1,4 kg
- SEM ges.:  $19,5 + 2,1 + 3,7 \text{ kg} = 25,3 \text{ kg ÜS-TS}$



**Abbildung 58: Aufmass der abgetrockneten Überschussschlammsschicht im SEM OST [Foto M.Vallazza (2005)]**

Im Juni 2006 also zu Beginn der Sommersaison 2006, wurde der ÜS-Abzug in Hinblick auf die Anfang Juli 2006 vorgesehene Probenahme bewusst nicht aktiviert, um über die Zeit

August 2003 bis September 2005 eine Massenbilanz der abgetrennten ÜS-TS ziehen zu können.

Die  $EW_{60,35}$  errechnen sich aus den Übernachtungen (50 gBSB<sub>5</sub>/ÜB,d), Tages-gästen (15 gBSB<sub>5</sub>/TG,d) und dem Personal (60 gBSB<sub>5</sub>/PE,d) in etwa wie folgt:

$$EW_{2003} + EW_{2004} + EW_{2004} + EW_{2005} \sim 1.175 + 2.935 + 2.925 \sim 7.000 \text{ } EW_{60,35}$$

Bezogen auf die für diesen Zeitraum errechneten Einwohnergleichwerte in Höhe von etwa 7.000  $EW_{60,35}$  errechnet sich die EW-spezifische ÜS-TS mit

$$25.300 \text{ g } \ddot{U}\text{S-TS} / 7.000 \text{ } EW_{60,35} \sim 3,6 \text{ g } \ddot{U}\text{S-TS pro } EW_{60,35}$$

bzw. unter Berücksichtigung des Umstands, dass im Nachklärbecken durch einen großen Steinbrocken bedingt immer ein Rest von mindestens 20% ÜS1 verbleibt:

$$3,6 \text{ g } \ddot{U}\text{S-TS} / EW_{60} / (1 - 0,20) = 4,5 \sim 5 \text{ g } \ddot{U}\text{S-TS pro } EW_{60,35}$$

Das ist deutlich weniger als der erwartete Wert von 22 g ÜS-TS pro  $EW_{60,35}$ . In der Literatur (z.B. *Imhoff*) findet man für normal belastete Tropfkörperanlagen meist einen spezifischen ÜS-Anfall von 25 g ÜS-TS pro  $EW_{60,40}$  und Tag, d.i. nach der mechanischen Vorreinigung. Umgerechnet auf die vorhandenen Randbedingungen errechnet sich ein EW-spezifischer ÜS-TS von

$$25 \text{ g } \ddot{U}\text{S-TS} * 35 / 40 = 21,8 \sim 22 \text{ g } \ddot{U}\text{S-TS pro } EW_{60,35} \text{ und Tag.}$$

Dieser Rechenwert ist 4mal so groß als der gefundene. Dies kann wie folgt erklärt werden:

- Bei kommunalen und häuslichen TRK-Kleinkläranlagen herrschen nahezu das ganze Jahr durch sehr ähnliche Belastungsverhältnisse. Im gegenständlichen Fall muss sich zu Saisonbeginn erst im Tropfkörper neuer Biofilm (Tropfkörperassen) aufbauen. Dies gilt auch für den deutlich schwächer belasteten Biofilm im Nachfilterschacht => kein bis geringer ÜS-Anfall.
- Bei kommunalen und häuslichen TRK-Kleinkläranlagen schwanken die Belastungen im Wochenrhythmus das ganze Jahr über sehr gleichmäßig, wenn man Urlaubszeiten außer Betracht läßt. Bei Hüttenkläranlagen wechseln sich Zeiten mit starker Belastung (Biomasse-zuwachs wird anfangs nachhinken = geringerer ÜS-Anfall) mit schwach belasteten Zeiten (Biomasse baut sich bei voller O<sub>2</sub>-Versorgung ab = geringerer ÜS-Anfall) je nach Saison und Witterung ab.
- Bei kommunalen und häuslichen TRK-Kleinkläranlagen sind die Belastungen von Tag zu Tag meist sehr ähnlich, wenn man Wochenendtage u.ä. außer Betracht läßt. Bei Hüttenkläranlagen kann sich die tägliche organische Belastung von Tag zu Tag sehr stark än-

dem. Dann schwankt die tägliche Biofilmbelastung je nach Witterung und Hüttenauslastung zwischen schwach (Schlechtwetter) und hoch belastet (gutes Wanderwetter).

- Dazu kommt noch, dass der ÜS2-Anfall aus der überwiegend schwach belasteten Nachfilterschachtanlage (entspricht in etwa einer Bodenkörperfilteranlage) quanti-tativ gering sein dürfte.
- Weiters bewirken beginnende Abbau- und Umwandlungsprozesse bei der Lagerung einen Masseverlust.

Insgesamt dürfte die Überschussschlammproduktion von Hüttenkläranlagen tatsächlich ein Stück geringer sein als laut Literatur anzusetzen wäre, wenngleich nicht ganz so extrem wie bei den beschriebenen Randbedingungen auf der Kläranlage der Adamekhütte. In diesem Zusammenhang wird auf die Ergebnisse der Messungen auf der Leutkircher Hütte (Scheibentauchkörperanlage) hingewiesen.

### **2.5.7 Fazit und Ausblick**

Die Aufnahme der Kläranlage der Adamekhütte hat sich als sehr zweckdienlich für das DBU-Forschungsprojekt *"Klärschlammproblematik im Hochgebirge"* herausgestellt. Insbesondere konnte bereits zu einem frühen Zeitpunkt bestätigt werden, dass das Durchströmen von Schlammmentwässerungsanlagen mit erwärmter und dadurch trockenerer Luft für eine weitergehende Schlamm Trocknung bei Kläranlagen in gebirgiger Extremlage unabdingbar ist und die vorgesehenen Versuche mit einem Luftkollektor zu besseren Ergebnissen führen müssten.

Bereits die Anordnung eines Ventilators für einen periodischen Luftdurchsatz brachte eine gewisse Verbesserung hinsichtlich der Abnahme des Wassergehalts im nicht beschickten Schlammmentwässerungsmodul. Eine Entsorgung des abgetrockneten Überschussschlammes gemeinsam mit dem Geotextil ins Tal wäre bei der erzielten Konsistenz möglich (in Bahnen geschnitten, zusammengerollt in starken Müllsäcken). Die Anzahl an abzutransportierenden Säcken (80-100 L) dürfte sich dabei auf drei bis vier Stück pro Saison beschränken.

Die Beobachtungen an der Schlammmentwässerungsanlage haben gezeigt, dass dem gezielten Abführen des entstehenden Kondenswassers an den Aussenflächen und vom Deckel der Anlage konstruktiv entsprechendes Augenmerk geschenkt werden muss. Das Kondenswasser sollte auf kurzem Wege zum Beckenboden und von dort zum Beckenablauf abfließen können. Ein Rücktropfen auf die Schlammoberfläche ist jedenfalls zu vermeiden (Schrägstellung Behälterdeckel, Abtropfkante über Zwischenraum zwischen Innenbehälter und Außenwänden). Weiters sollte jedes SEM separat aufgestellt und getrennt mit Frischluft versorgt werden. Dadurch kann verhindert werden, dass abgetrockneter Schlamm vom frisch zugepumpten ÜS im benachbarten SEM wieder Feuchtigkeit aufnimmt.

Die kompostierten TT-Materialien dürfen laut Bescheid nach zwei- bis dreijähriger Kompostierung vor Ort im Kläranlagenbereich ausgebracht werden, wenn mittels bakterio-

logischem Befund das Fehlen pathogener Keime nachgewiesen wird, was im vorliegenden Fall bereits erfolgt ist. Die auszubringende kompostierte TT-Menge ist relativ gering und wird von den vorhandenen Standortpflanzen gut akzeptiert. Das um die Kläranlage herum sehr steinige Gelände konnte in den letzten drei Jahren gut an die benachbarte natürliche Vegetation angepasst werden: siehe Abbildung 54 und Abbildung 55.

Bei etwas geringerem Wassergehalt als derzeit erzielbar könnten die mengenmäßig relativ geringen abgetrockneten ÜS-Mengen dem TT-Material zur Mitkompostierung zugemischt werden. Auch aus diesem Grund sollte überlegt werden, die Schlammentwässerungsanlage der Adamekhütte mit einem Luft-Solar-Kollektor nachzurüsten.

Weiters konnte zumindest ansatzweise über eine Massenbilanz nachgewiesen werden, dass die Überschussschlammproduktion von Tropfkörper- bzw. Biofilmanlagen in der Praxis bei sehr fluktuierend belasteten Kläranlagen in gebirgiger Extremlage vergleichsweise geringer ist als bei gleichmäßig belasteten Tropfkörperanlagen in Tallage.

### **3 Maschinelle Entwässerung fließfähiger Schlämme in Filtersackanlagen**

Die Fertigung des Solar-Schlammrockners Typ "B" und seine Aufstellung sowie die erste Befüllung und Beprobung erfolgten in der zweiten Hälfte der Sommersaison 2005. Die Zeit zwischen den einzelnen Probenentnahmen und –untersuchungen nützend, wurden an der kommunalen Kläranlage Zirl Schlammmentwässerungsversuche unter Polymerzusatz mit Geotextilsäcken durchgeführt. Die Ergebnisse sind in der Diplomarbeit von VALLAZZA (2005) beschrieben.

#### **3.1 Filtersacksystem TEKNOBAG**

Das maschinelle Filtersacksystem Teknobag ist ein System zur Entwässerung von Schlämmen, das aus der Industrie übernommen wurde. Die gesamte Einheit wurde auf der Memminger Hütte (DAV Sektion Memmingen, 2.242 m Seehöhe, Lechtaler Alpen) installiert. Dort fällt Klärschlamm teils als Belebtschlamm und teils als abgetrennter Tropfkörperanfall an. Nach einigen Probejahren wurde das System nun im Rahmen des gegenständlichen Projekts bezüglich seiner Eignung für den Einsatz an Kläranlagen in Gebirgslage untersucht.

##### **3.1.1 Erprobung des Teknobag-Systems**

Das Teknobag-System wurde an der Kläranlage Zirl unter optimalen Bedingungen manuell getestet. Durch Befüllungstests sollte festgestellt werden, welches Schlammvolumen bzw. welche Trockensubstanz in einem gewissen Befüllungszeitraum in ein Teknobag eingefüllt werden kann. Für die Erprobung wurden bereits verwendete Säcke benutzt, welche vor der Befüllung gereinigt und auf eventuelle Fehlstellen hin untersucht wurden.

###### **3.1.1.1 Durchlässigkeitsuntersuchung**

Zuerst wurde das Teknobag-Material auf einseitige Durchlässigkeit (Semipermeabilität) untersucht. Die Säcke wurden, zunächst mit der Sackaußenseite nach außen und anschließend gewendet, mit Wasser befüllt. Dabei wurde das Wasserrückhaltevermögen im Inneren beobachtet. Das Wasser konnte bei beiden Befüllungsarten nahezu ungehindert aus dem Filtersack entweichen. Eine einseitige Undurchlässigkeit konnte somit nicht festgestellt werden.

Es ist daher zu empfehlen, die gefüllten Säcke zur weiteren Austrocknung nicht im Freien, sondern vor der Witterung geschützt unter einer einfachen Überdachung zu lagern, wodurch eine Wiederbefeuchtung durch Niederschlag verhindert werden kann. Wie später genauer beschrieben, konnte durch diese einfache Maßnahme der Trockensubstanzgehalt von rund 20 auf 72 Gew.-% gesteigert werden.

### 3.1.1.2 Manueller Befüllungstest

Die an der an der Kläranlage Zirl durchgeführten Befüllungstests erfolgten manuell. Der mit Flockungsmittel (Polymeren) optimal vermischte Schlamm wurde aus dem Mischbehälter vor der statischen Filterband-Schlammmentwässerungsanlage entnommen und in die Filtersäcke eingefüllt.



Abbildung 59: TEKNOBAG unbefüllt (linkes Bild) und befüllt (rechtes Bild) [Fotos M.Vallazza]

Dieser Vorgang wurde so lange wiederholt, bis der Schlammspiegel die Oberkante des Teknobags erreichte. Anschließend wurde eine Befüllungspause eingelegt, bis sich der Schlammspiegel durch Entwässerung wieder deutlich abgesenkt hatte. Diese Befüllung wurde so lange fortgesetzt, bis sich der Schlammspiegel auch nach längerer Pause nicht mehr absenkte.

Tabelle 10: Befüllungen des TEKNOBAGs

Zeitraum	Befüllungstest	Volumen [l]	TS [gTS/l]	TS [g]
26.08.2004 - 30.08.2004	1	345	6,4	2200
02.09.2004 - 09.09.2004	2	1070	5,9	6300

Bei der 9-tägigen 2. Befüllung und unter Verwendung von optimalem Überschussschlamm konnten bei den Versuchen an der Kläranlage Zirl in einem Filtersack 1070 Liter Schlamm und damit 6,3Kg TS ( $\leq 0,050\text{kgÜS} - \text{TS} \geq 125 \text{ EW}$ ) untergebracht werden. Die kontinuierliche Befüllung beim Teknobag sorgt für eine sehr große Einfüllmenge. Das automatische Teknobagsystem erfordert einen entsprechenden technischen Aufwand samt Kontrolle und ist von externer Energie abhängig.

### 3.1.2 Teknobag von der Memminger Hütte

Bei der 2. Befüllung konnten unter Verwendung von optimalem Überschussschlamm bei den Versuchen an der Kläranlage Zirl in einem Filtersack 1070l Schlamm und damit 6,3 kg TS / (0,020 bis 0,025) Kg ÜS-TS = 250 - 300 EW<sub>60</sub> untergebracht werden. (20-25 g ÜS-TS Produktion lt. Untersuchungsergebnis Leutkircher Hütte). Die kontinuierliche Befüllung beim Teknobag sorgt für eine sehr große Einfüllmenge. Das automatische Teknobagsystem erfordert einen entsprechenden technischen Aufwand samt Kontrolle und ist von externer Energie abhängig.

#### 3.1.2.1 Lufttrocknung Teknobag

Neben den Teknobags aus den Befüllungsversuchen wurde ein gefüllter und vor Ort bereits gelagerter Teknobag im Jahr 2004 von der Memminger Hütte mitgenommen, zur weiteren Austrocknung an der Universität Innsbruck unter einem Flugdach gelagert und dabei laufend beobachtet. Auf der Memminger Hütte läuft ein maschinelles Teknobag-System, sodass dieser Teknobag als Vergleichsobjekt dienen konnte.

Beim Teknobag aus Befüllungsversuch 1 auf der Kläranlage Zirl konnte nach 100 Tagen eine mittlere Trockensubstanz von ca. 65% erreicht werden. Der Teknobag von der Memminger Hütte wies nach einer Lagerungszeit vor Ort von ca. 1 Jahr rund 20% TS auf. Nach niederschlagsgeschützter Lagerung von 100 Tagen unter dem Flugdach nahm die Trockensubstanz bei sommerlichen Bedingungen noch auf 72% zu. Das bedeutet eine wesentliche Gewichts- und Volumenreduktion auf etwa  $1/3,6 = 28\%$  Restgewicht.

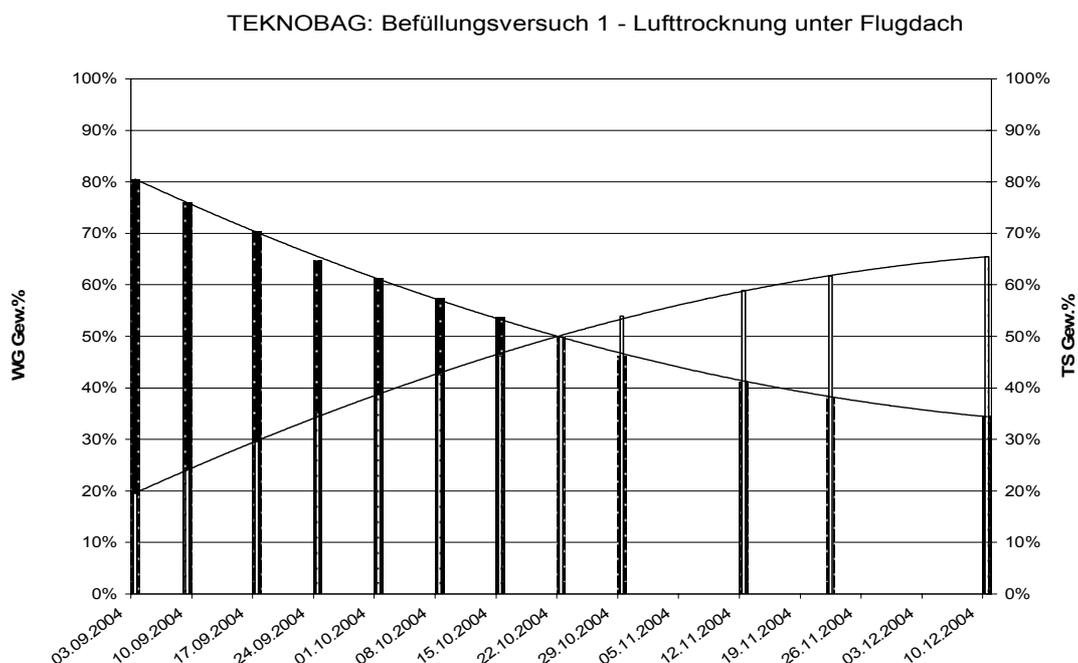


Abbildung 60: Verlauf der Lufttrocknung des ersten Befüllungsversuches

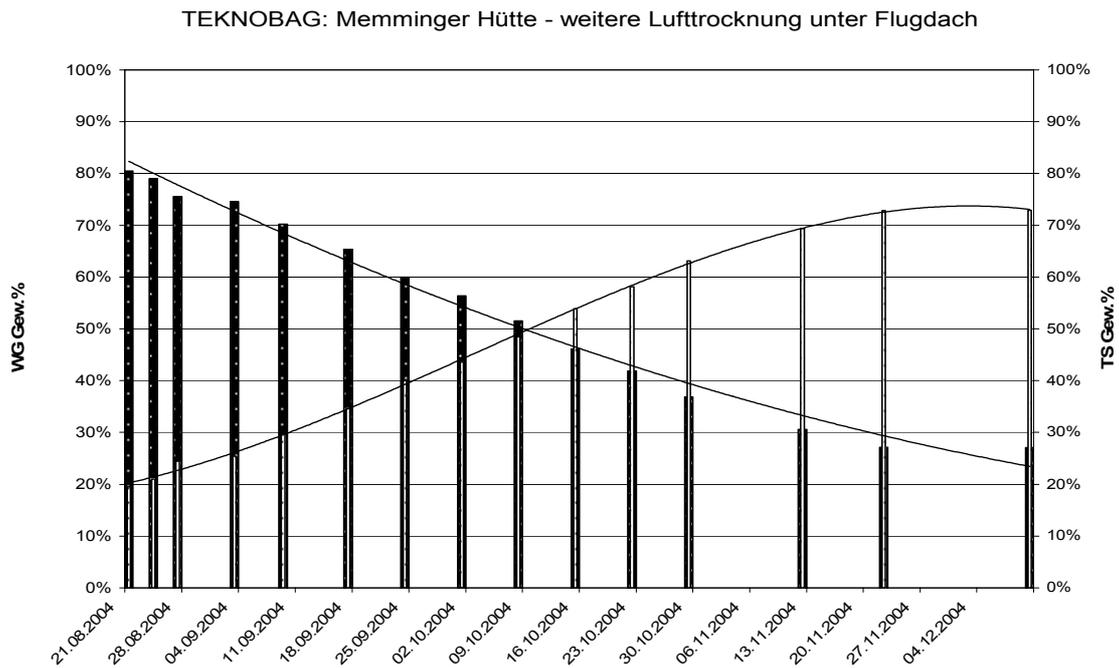


Abbildung 61: Verlauf der weiteren Lufttrocknung unter Flugdach

### 3.1.3 Erprobung der Anlage

Zur Erprobung der Anlage auf der Memminger Hütte wurden 2 neue Teknobags aufgezo- gen und befüllt. Dabei wurden das Schlammvolumen gemessen und Proben vom Schlamm und Filtrat gezogen. Der Schlamm wird durch die Anlage automatisch mit Flockungsmittel ver- setzt. Die gesamte Fülldauer betrug ca. 1 Stunde.



Abbildung 62: Leere Teknobags vor der ersten Befüllung [Fotos M.Vallazza]



Abbildung 63: Schlammverteilung mit Überwachung durch Sensoren

Es wurden 550l Schlamm aus dem Überschussschlammbehälter der Kläranlage in die Säcke eingefüllt. Die Schlammproben enthielten eine mittlere Trockensubstanz von 23,8 gTS/l. Aus diesen Werten ergibt sich eine TS von 6,5 kg pro Teknobag.

Dieser Wert ist etwas höher als bei der manuellen Erprobung in Zirl. D.h. die einfüllbare Schlammmenge hängt nicht nur von der Befülldauer ab, sondern auch von der im Schlamm enthaltenen Trockensubstanz und von der Art des Überschussschlammes.

In Zirl wurde frisch eingedickter Belebtschlamm verwendet, auf der Memminger Hütte wurde dagegen zwischengestapelter eingedickter Tropfkörper-Rasen verwendet. In Zirl wurde mit einer TS von 5,9 gTS/l gearbeitet, auf der Memminger Hütte mit 23,8 gTS/l. Die Erprobung stellte zweifelsfrei die hohe Kapazität der Anlage fest.



**Abbildung 64: Befüllphase TEKNOBAG**  
[Foto M.Vallazza (2005)]



**Abbildung 65: Reinigung der Anlage** [Foto M.Vallazza (2005)]

### 3.1.4 Beurteilung des Teknobag-Systems und Verbesserungsvorschläge

Bei der Begehung am 11.08.2005 wurde das Teknobag-System auf der Memminger Hütte im praktischen Betrieb Mitte der Sommersaison 2005 begutachtet. Dabei konnten einige Stärken, aber auch Schwächen der Anlage festgestellt werden.

Die Anlage wurde am 11.08.2005 das erste Mal in der Saison in Betrieb gesetzt. Im Jahr zuvor war der Antriebsmotor der Schlammpumpe defekt und wurde durch einen neuen, besser abgedichteten, ersetzt. Der Defekt war auf den äußerst seltenen Betrieb der Anlage, ca. 2-3-mal in der Sommersaison mit anschließenden 8,5 Monaten Stillstandszeit, zurückzuführen.

Steht die Anlage mit den Antriebsmotoren, Pumpen und der Steuerung so lang in einer Feuchtraumumgebung still, sind Ausfälle unvermeidlich. Nach dem Einbau des Motors konnte die Pumpe den Schlamm nicht ansaugen. Die Schlammleitung  $\varnothing$  3/4" war verstopft. Mittels Frischwasser konnte die Leitung freigespült werden und die Befüllung der beiden Teknobags konnte erfolgen.

Um den Betrieb zu vereinfachen und bei Störungen schneller eingreifen zu können sollte in der Schlammzuleitung ein T-Stück mit drei Absperrhähnen für einen Frischwasseranschluss eingebaut werden. Damit ist eine Rückspülung der Schlammleitung jederzeit sehr einfach möglich. Die Anlage kann zudem mit Reinwasser angefahren werden, bevor der Schlamm zugeführt wird.

Die Anlage besitzt einen seitlich an den Teknobags angeordnet Spritzschutz. Das Filtervlies der Säcke verhindert aber dort schon effizient das Spritzen des Schlammes. Oberhalb, wo sich der Schlamm mit dem Flockungsmittel vermischt und auf die 2 Teknobags verteilt wird, spritzt der Schlamm und wird von keiner Abdeckung daran gehindert.

Nach Abschluss der Befüllung von 2 Teknobags sollte die Anlage mit Reinwasser durchgespült werden. Zum Saisonschluss wird die Zugabe von Frostschutzmittel mit Rostprohibition angeraten, damit die Anlage in der nächsten Saison leichter anzufahren ist.

### **3.2 Fazit und Ausblick**

Das Teknobag-System ist besonders dort einsetzbar, wo Transportprobleme für biologischen Überschussschlamm (BS+TRK) in Nassform vorhanden sind. Wegen seiner großen möglichen Kapazität ist das System für Hütten mit sehr starker Belastung bzw. Dauerbetrieb über das ganze Jahr geeignet.

Bei sehr langen Betriebsunterbrechungen und nur geringem Schlammanfall ist das System störungsanfällig und daher weniger geeignet. Um wirtschaftlich arbeiten zu können muss eine genügend große Schlammmenge vorhanden sein und eine entsprechende Beobachtung und Kontrolle muss, trotz des automatisierten Betriebs, gewährleistet werden.

## **4 Überdachtes Trockenbeet zur Behandlung fließfähiger Schlämme**

Schlamm-trockenbeete zur Behandlung fließfähiger Schlämme (Nassschlamm) aus Absetz-becken (Schlammstapelraum Emscherbrunnen) wurden im Rahmen dieses Projektes auf der Mindelheimer Hütte untersucht.

### **4.1 Lage und örtliche Verhältnisse der Mindelheimer Hütte**

Die Mindelheimer Hütte steht in den Allgäuer Alpen auf 2058 müNN. Sie ist ausschließlich zu Fuß von Mittelberg oder Birgsau zu erreichen. Der Aufstieg dauert 3,5 bis 4 Stunden.

#### **4.1.1 Ausstattung der Hütte**

Für Übernachtungen stehen 150 Matratzenlager und 12 Notlager bereit. Hüttenwirt Jochen Krupinski hat von Mitte Juni bis Anfang Oktober geöffnet. In dieser Zeit werden etwa 6000-7000 Übernachtungs- und 9000 Tagesgäste bewirtet. Die Ver- und Entsorgung der Hütte erfolgt über eine Materialseilbahn.

#### **4.1.2 Energieversorgung**

In der Saison 2003 wurde die Energieversorgung der Mindelheimer Hütte erneuert. Heute verfügt sie über eine elektrische und eine thermische Energieversorgung.

Die Grundlast der elektrischen Energie wird von drei bidirektionalen Wechselrichtern mit einer Leistung von je 4,5 Kilowatt erbracht. Bei größerem Energiebedarf, beispielsweise beim Betrieb der Materialseilbahn, oder einer niedrigeren Batteriespannung, wird automatisch ein rein pflanzenölbetriebenes Blockheizkraftwerk zugeschaltet.

Aus der Abwärme des Blockheizkraftwerkes und einer großen Solarkollektoranlage wird die thermische Energie erzeugt. Sie wird zur Warmwasseraufbereitung und zur Raumbeheizung verwendet.

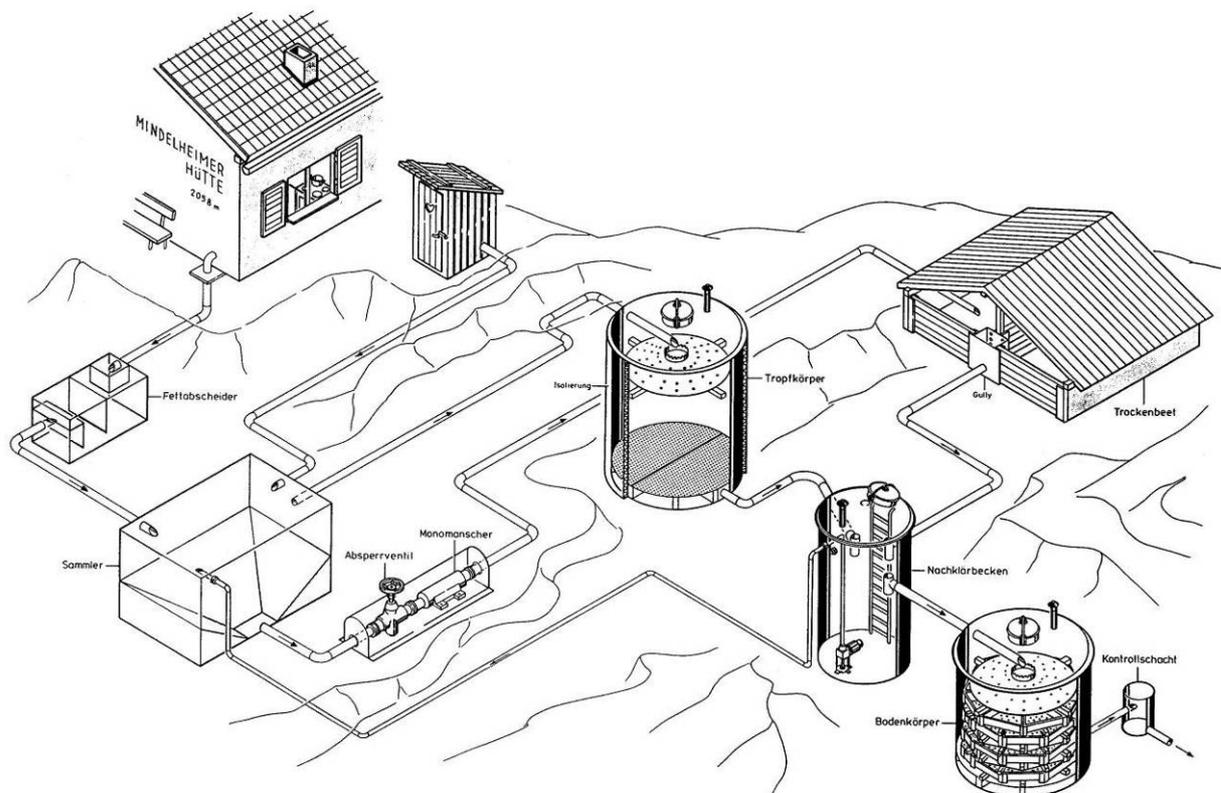
#### **4.1.3 Wasserversorgung**

Zu Beginn der Saison wird das Trinkwasser aus einem abschmelzenden Schneefeld am Geißhorn gewonnen. Das Schmelzwasser wird in einer etwa drei Kilometer langen und eingegrabenen Leitung in eine Zisterne geleitet. Bis zur Saisonmitte kann hiervon der Wasserbedarf der Mindelheimer Hütte gedeckt werden. Um den weiteren Bedarf zu decken, sind mittlerweile zwei kleinere Quellen oberhalb der Hütte gefasst worden, deren Quellwasser in einen neuen Speicher gepumpt, gesammelt und über eine UV-Anlage mit nachgeschalteter Trübungsmessung gereinigt wird.

#### 4.1.4 Abwassertechnische Anlage

In der vollbiologischen Abwasserreinigungsanlage werden die Abwasserströme der Küche, der Toiletten- und Waschräume gereinigt. Ihr ist ein Fettabscheider für den Küchenablauf vorgeschaltet. Die wichtigsten Elemente der Kläranlage sind:

- Vorklärbecken mit Aufstauraum
- Tropfkörper
- Nachklärbecken
- Bodenkörperfilter



**Abbildung 66: Abwasserreinigungssystem der Mindelheimer Hütte [BAHRO (1992)]**

Das Vorklärbecken ist als Emscherbrunnen ausgeführt. Dort sollen die absetzbaren Stoffe des Rohabwassers und des Rücklaufschlammes sedimentieren; der Aufstauraum puffert Konzentrationsstöße.

Die gelösten und nicht abgesetzten Stoffe gelangen in den Tropfkörper und werden dort biologisch abgebaut. Dieser ist, für den Einsatz in alpiner Lage, vollständig wärmeisoliert; als Bewuchsträger wird Koks verwendet.

Im nachfolgenden Nachklärbecken wird das gereinigte Abwasser vom Tropfkörperschlamm getrennt. Mittels einer solar betriebenen Abwasserpumpe wird letzterer in den Zulauf des

Vorklärbeckens zurückgeführt. Die Trennwirkung der Nachklärung muss gut funktionieren, um eine Oberflächenverschlammung des anschließenden Sandfilters zu vermeiden.

Die Kläranlage ist für mehr als 7000 Übernachtungen und 12000 Tagesgäste pro Saison, sowie sechs ständigen Bewohnern ausgelegt. Bemessungsgrundlage sind 200 Einwohnergleichwerte. Dabei wird von einer mittleren Abwassermenge von 5,0 m<sup>3</sup> und einer mittleren Schmutzfracht von 4,8 Kg/d ausgegangen. Dies entspricht einem spezifischen Verschmutzungsgrad von 0,96 g/l.

## 4.2 Reststoffbehandlung

### 4.2.1 Aufbau des Trockenbeetes



**Abbildung 67: Überdachtes Trockenbeet der Mindelheimer Hütte [Foto F.Schönherr (2005)]**



**Abbildung 68: Reststoffe zur Behandlung im Trockenbeet [Foto F.Schönherr (2005)]**

Das Trockenbeet zur Weiterbehandlung des Schlammes besteht aus einem Betonbassin. Seine Grundfläche beträgt 3,50m x 4,40m = 15,40m<sup>2</sup>. Gleichzeitig ist der Betonkörper das Fundament der Überdachung, deren Flächen um 43° gegen die Horizontale geneigt sind. In der nach Osten zeigenden Dachfläche ist eine transparente Platte integriert, welche eine direkte Sonneneinstrahlung ermöglicht. Die Stirnseiten sind als geteilte Tore mit lamellenartig, nach unten geneigten Brettern, ausgeführt. Diese Gestaltung schützt einerseits vor Niederschlägen und ermöglicht andererseits eine ausreichende Luftströmung. Durch die geschlossene Gestaltung bleibt der ästhetische Anblick des Trockenbeetes gewahrt.

Die Luftströmung dient einerseits dem Abzug von bei der Faulung entstehender Geruchsstoffe und zum anderen der Feuchtigkeitsabfuhr. Am First sind Wendegeräte angebracht, mit denen die Reststoffe bei Bedarf gewendet werden können. Dies kann erforderlich werden, wenn sich beispielsweise die Oberfläche des Schlammes verfestigt, so dass keine Diffusionsvorgänge mehr stattfinden.

#### 4.2.2 Beschreibung der Verfahrenstechnik

Der abgesetzte Mischschlamm aus dem Schlammstapelraum des Emscherbrunnens wird in der Regel einmal zum Ende des Hüttenbetriebes zur Behandlung im überdachten Trockenbeet abgezogen. Die Schlammförderpumpe ist mit einer vorgeschalteten Schneideeinrichtung ausgestattet, um Grobstoffe und Faserteile zerkleinern zu können. Idealerweise sollte der Schlamm während seines Aufenthaltes im Trockenbeet getrocknet und leicht anaerob stabilisiert werden.

Eine Volumenminderung wird durch die Schwerkraft, klimatische Einflüssen (Verdunstung und Frosteinwirkung) und einer sich ausbildenden Biozönose erreicht. Das freie, nicht chemisch oder physikalisch gebundene Wasser wird mittels der Schwerkraft abgeschieden und in das Nachklärbecken geleitet. Die Volumenreduktion infolge klimatischer Einflüsse ist vermutlich - gegenüber den Einflüssen der Schwerkraft - weniger bedeutend, obwohl die Bauweise des Trockenbeetes diese Einflüsse optimiert: Die teilweise transparente Dachabdeckung ermöglicht vermehrte Diffusionsvorgänge infolge des Energieeintrages durch Solarstrahlung. Die quasi- kontinuierliche Luftströmung erhöht das Trocknungspotential der Umgebungsluft.



**Abbildung 69: Zur aeroben Nachbehandlung ausgebrachte Reststoffe aus der Saison 2003 (vorne Bildmitte) und der Saison 2002 (hinten rechts) [Foto F.Schönherr (2004)]**

Zum Ende der Saison wird das Trockenbeet geräumt. Die verbliebene Reststoffe werden gemeinsam mit den festen Küchenabfällen zur aeroben Nachbehandlung auf einer befestig-

ten und definierten Fläche gestapelt, bis sie letztendlich auf Erosionsflächen im Hüttenumfeld ausgebracht werden.

### 4.3 Probenahme und Analyseergebnisse

Die gestapelten Reststoffe von 2003 (vgl. Abbildung 69) wurden mehrmals beprobt und analysiert. Die Analyseergebnisse sind in nachfolgender Tabelle aufgeführt. Dabei handelt es sich jeweils um eine repräsentative Mischprobe.

**Tabelle 11: Analyseergebnisse der ausgebrachten Reststoffe des Jahres 2003 zur aeroben Nachbehandlung**

Datum der Probenahme	pH [1]	TR [%]	GV [%]	NH <sub>4</sub> -N [g/KgTR]	TKN [g/KgTR]	Pges [g/KgTR]
09.08.2004	6,1	49,8	16,1	0,1	11,2	1,6
09.08.2004	6,5	29,8	71,2	0,3	23,4	1,8
06.10.2004	6,8	22,9	79,7	0,1	36,0	9,3
17.08.2005	6,8	19,2	80,7	0,5	31,1	7,9
17.08.2005	6,6	19,4	67,9	0,1	33,6	8,3
24.08.2006	6,6	21,3	69,2	0,2	26,5	5,6

Nach Beendigung der bewirtschafteten Saison 2004 wurde das Trockenbeet mit dem abgesetzten Mischschlamm aus dem Schlammstapelraum des Emscherbrunnens beschickt.

**Tabelle 12: Analyseergebnisse der Schlammproben aus dem Trockenbeet**

Datum der Probenahme	pH [1]	TR [%]	GV [%]	NH <sub>4</sub> -N [g/KgTR]	TKN [g/KgTR]	Pges [g/KgTR]
06.10.04	5,7	8,2	93,2	2,7	21,7	3,5
17.08.05	5,6	14,5	92,1	2,3	19,7	2,3
24.08.06	5,3	20,1	92,7	1,4	21,5	3,1
04.10.06	5,9	17,1	91,4	2,1	29,8	4,3
20.10.06	6,1	16,8	90,5	4,6	29,0	5,5

Bei den angegebenen Analysewerten handelt es sich jeweils um den Mittelwert aus zwei repräsentativen Mischproben.

Mit zunehmender Behandlungsdauer im Trockenbeet bildet sich zunehmend eine Schicht über der eigentlichen Schlammschicht aus, welche dunkler gefärbt ist und in der die enthaltenen Strukturstoffe schlechter zu erkennen sind. Am 24. August 2005 hatte die obere Schicht eine Stärke von durchschnittlich fünf Zentimetern und die untere von 20 Zentimetern. Beide Schichten wurden separat beprobt und analysiert.

**Tabelle 13: Analysen der im Trockenbeet ausgebildeten Schichten vom 24.08.2005**

Schicht	pH [1]	TR [%]	GV [%]	NH <sub>4</sub> -N [g/KgTR]	TKN [g/KgTR]	Pges [g/KgTR]
0-5cm	7,2	17,9	84,0	0,4	36,3	7,0
5-25cm	5,3	20,1	92,7	1,4	21,5	3,1

Gegen Ende der Sommermonate traten Schimmelflechten auf, welche die Schlammdecke fast vollständig überzogen. Dort wo, aufgrund der transparenten Dacheindeckung, Licht auf die Reststoffe traf, bildete sich ein dichter Moosbewuchs.

Bei sämtlichen Ortsbegehungen zur Probenahme war außerhalb des Trockenbeetes keine Geruchsbelästigung auszumachen.

## 4.4 Beurteilung der Reststoffbehandlung

Die Behandlung der aus der biologischen Kläranlage anfallenden Reststoffe im Trockenbeet der Mindelheimer Hütte ist anhand der Reduzierung ihres Volumens und ihrer Trockenmasse quantifiziert. Zur weiteren Einschätzung des Gefährdungspotenzials der Umwelt werden Analysen von Schwermetallen und wichtigen mikrobiologischen Parametern beurteilt.

### 4.4.1 Allgemeine Auswertung der Analyseergebnisse

Während der anaeroben Faulung im Trockenbeet reduziert sich der Glühverlust kaum (vgl. Tabelle 12). Ein Absinken der Werte ist erst bei aeroben Verhältnissen festzustellen. Das ist anhand der Analysen der Reststoffe bei der Nachbehandlung erkennbar (vgl. Tabelle 11), als auch bei der detaillierteren Betrachtung der sich allmählich im Trockenbeet ausbildenden Teilschichten (vgl. Tabelle 13). Die Faulung liefert keinen entscheidenden Beitrag zum Abbau organischer Verbindungen.

Bei der anaeroben Behandlung im Trockenbeet und der anschließenden aeroben Nachrotte stellen sich unterschiedliche pH-Werte ein. Während bei der aeroben Behandlung fast neut-

rale Verhältnisse vorliegen, sind die pH-Werte der Reststoffe im Trockenbeet sauer; sie liegen deutlich unter pH 6.

Bei der Faulung werden zunächst hochmolekulare, oft ungelöste Substrate, durch Enzyme in lösliche Bruchstücke gespalten (Hydrolyse), welche dann durch Bakterien in kurzkettige organische Säuren, beispielsweise Buttersäure oder Propionsäure, und Alkohole zerlegt werden (Versäuerungsphase). Das Puffersystem der sich bildenden organischen Säuren liegt bei pH 4,8. Das ist zu niedrig für die notwendigen Prozessschritte zur vollständigen Umsetzung in mineralische Produkte. Werden folglich die sich bildenden organischen Säuren nicht stetig abgeführt, kommt es zum Erliegen des gesamten Faulungsprozesses. In technisch nicht kontrollierten Verfahren tritt dies häufig ein, offensichtlich auch hier [JAGER (1988)].

#### **4.4.2 Reduzierung des Volumens**

Am 17.08.2005 war die Schlammschicht im Trockenbeet 16 cm dick; das vorhandene Volumen betrug somit 2,46 m<sup>3</sup> bei einem Trockenrückstandsgehalt von 14,5% (vgl. Tabelle 12). Da seit der letzten Beschickung (Anfang Oktober 2004) weder Schlamm entnommen noch hinzugegeben wurde, kann die Volumenreduktion infolge Trocknung aus dem Anstieg des TR-Gehaltes von 8,2% auf 14,5% errechnet werden und beträgt 1,94 m<sup>3</sup>. Die Analyseergebnisse der Reststoffe gemäß Tabelle 12 zeigen, dass teils noch höhere Trockenrückstandsgehalte erreicht werden können und folglich das Volumen noch weiter reduziert werden kann.

Ferner ist zu beobachten, dass bei der Behandlung im Trockenbeet der Glühverlust der Reststoffe fast unverändert bleibt also keine organische Substanz abgebaut wird. Die Reduktion des Volumens ist folglich nur auf das Verdunsten von Schlammwasser zurück zu führen.

Während der aeroben Nachbehandlung außerhalb des Trockenbeetes kann sich der Anteil der Trockenmasse auf 20% bis 25% erhöhen (vgl. Tabelle 11). Da diese Behandlung im Freien stattfindet, sind die Werte stark von den Temperaturen und Niederschlagsmengen abhängig.

Angenommen, das Betonbassin des Trockenbeetes wird mit 9,5m<sup>3</sup> abgesetztem Schlamm aus dem Emscherbrunnen fast vollständig gefüllt, erhöht sich während der Behandlung der Trockenrückstandsgehalt von etwa 5% auf 18%. Das bedeutet, dass sich das Volumen der Reststoffe von 9,5m<sup>3</sup> auf etwa 2,5m<sup>3</sup> reduziert.

Bei der anschließenden aeroben Nachbehandlung im Freien kann dieses Volumen bis auf 2,0m<sup>3</sup> verringern, falls ein Trockenrückstandsgehalt von 22% erreicht wird. 2m<sup>3</sup> entsprechen einer Masse von ca. 2180 Kg. Hierfür wurde eine Dichte von 1,2 Kg/l für die organischen und 2,6 Kg/l für die mineralischen Schlamminhaltsstoffe zugrunde gelegt.

### 4.4.3 Stabilisierung

Allgemein ist die Stabilisierung die Reduktion leicht abbaubarer organischer Substanzen. Der Grad der Stabilisierung kann durch einen abnehmenden Glühverlust beschrieben werden. Während der Behandlung der Reststoffe im Trockenbeet reduziert sich gemäß Tabelle 12 der Glühverlust nur unmerklich; die stattfindende Stabilisierung ist marginal. Erst bei der aeroben Nachbehandlung im Freien ist ein Abbau der organischen Substanzen messbar; ihr Anteil an der gesamten Trockenmasse reduziert sich von etwa 90% auf 70%.

### 4.4.4 Schwermetallgehalte

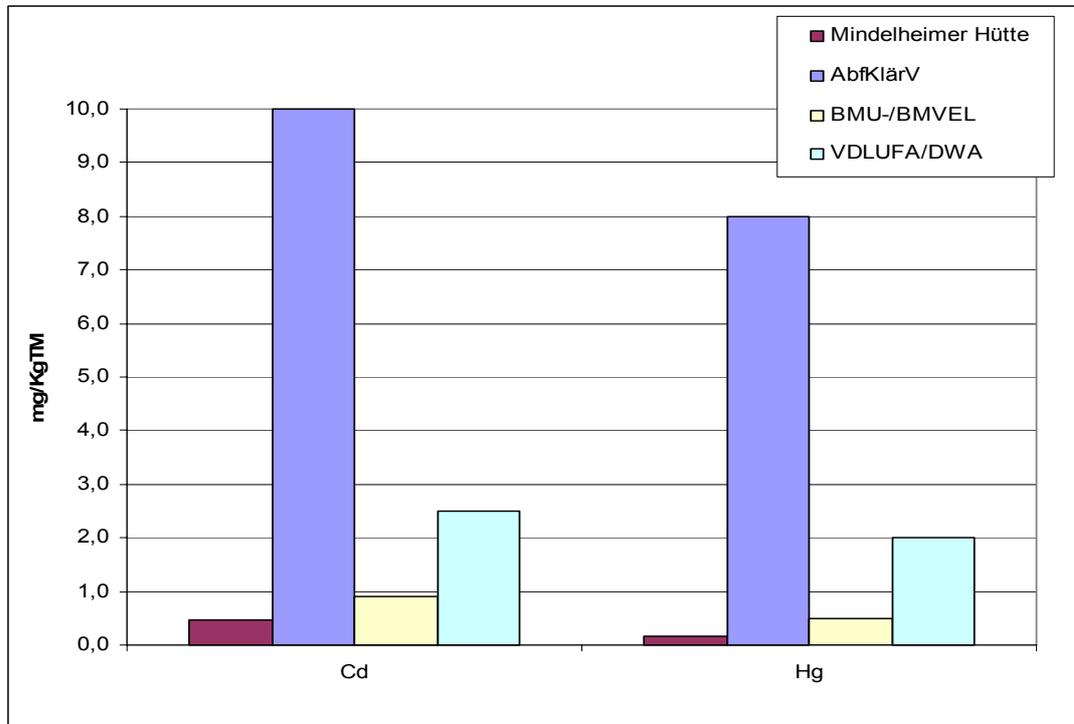
Die Reststoff-Proben, die während der Ortsbegehungen genommen wurden, sind im Labor der Universität der Bundeswehr München hinsichtlich ihrer Schwermetallgehalte analysiert worden. In nachfolgender Tabelle 14 sind jeweils der Minimal-, Maximal- und der arithmetische Mittelwert dargestellt. Zur Einstufung dieser Werte sind die Konzentrationsgrenzwerte der deutschen Klärschlammverordnung [AbfKlärV 1992] und aktuell diskutierte Konzepte zur Grenzwetherleitung ebenso in der Tabelle aufgeführt. Bei den Konzepten handelt es sich um:

- Das gemeinsame Konzept des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) und des Bundesministeriums für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL): Ziel des Konzeptes ist die Begrenzung des Eintrages nachteiliger Stoffeinträge durch die Düngung landwirtschaftlicher Nutzflächen, um eine nachhaltige Nutzung des Bodens zu gewährleisten.
- Das NRW-Konzept des Ministeriums für Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen: Die festgelegten Grenzkonzentrationswerte der Schwermetalle wurden auf Grundlage von Frachten und Ausbringungsmengen abgeleitet. Das Konzept basiert auf den Handlungsoptionen „Gleiches zu Gleichem“ und „Eintrag gleich Austrag“.
- Das gemeinsame Konzept des Verbandes Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA) und der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA): Grundlage dieses Konzeptes ist ein Minimierungsgebot für Schwermetallfrachten, die in Verbindung mit Nährstoffzufuhren nach guter fachlicher Praxis aufgebracht werden. Die Herleitung der Grenzwerte erfolgte nach einem Schadstoff-Nährstoff-Quotientenmodell.

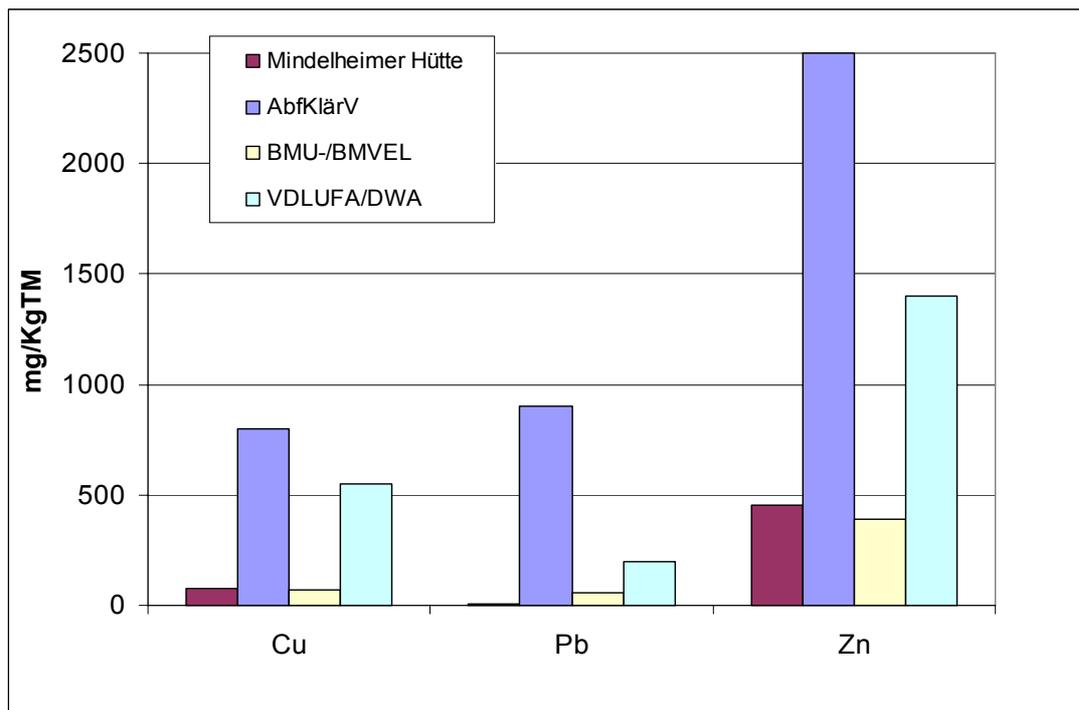
**Tabelle 14: Schwermetallgehalte von Reststoffen der Mindelheimer Hütte und verschiedene Konzentrationsgrenzwerte**

Bezug		Schwermetallgehalte in [mg/KgTM]								
		Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Zn
Konzentrationen der Mindelheimer Hütte	Anzahl:	24	24	24	24	24	13	24	24	24
	Max:	1,5	9,4	56,4	191	0,90	12,2	41,7	19,0	1019
	Min:	0,0	0,1	3,4	24	0,03	1,1	3,6	1,0	164
	MW:	0,5	2,2	17,4	74	0,16	3,7	13,1	3,6	455
AbfKlärV 1992		10		900	800	8		200	900	2500
BMU-/BMVEL-Konzept		0,9		45	70	0,5		45	60	390
VDLUFA/DWA-Konzept		2,5		200	550	2		80	200	1400
NRW-Konzept		1,2		170	200	0,8		70	60	650

Die Grenzwerte der deutschen Klärschlammverordnung werden selbst von den Maximalwerten der analysierten Schwermetalle in den Schlämmen der Mindelheimer Hütte nicht überschritten, sondern deutlich unterschritten, was die nachfolgenden Abbildungen verdeutlichen.



**Abbildung 70: Einhaltung der mittleren Cadmium- und Quecksilber-Gehalte der Reststoffe der Mindelheimer Hütte im Vergleich mit verschiedenen Konzentrationsgrenzwerten**



**Abbildung 71: Einhaltung der mittleren Kupfer-, Blei- und Zink-Gehalte der Reststoffe der Mindelheimer Hütte im Vergleich mit verschiedenen Konzentrationsgrenzwerten**

Das BMU-/BMVEL- Konzept stellt die schärfsten Anforderungen hinsichtlich der Schwermetallkonzentrationen im Klärschlamm. Beim Vergleich der mittleren Konzentrationen der Mindelheimer Hütte mit diesem Konzept zeigt, dass einzig die Kupfer- und Zinkgehalte höher sind als die konzipierten Grenzwerte. Kupfer und Zink sind für die Tier- und Pflanzenernährung essentielle Spurenelemente und werden mit den Fäkalien und über die Sanitärsysteme in den Klärschlamm eingetragen.

#### 4.4.5 Hygienische Qualität

Zur Beurteilung der hygienischen Qualität der behandelten Reststoffe wurden Proben der Reststoffe aus dem überdachten Trockenbeet im Labor der Hydrologischen Untersuchungsstelle Salzburg mikrobiologisch untersucht.

Die in Tabelle 15 dargestellten Ergebnisse lassen keine Aussagen über die Hygienisierung zu. Während vermutlich die Enterokokkenpopulation im Laufe der Behandlung abnehmen, nimmt die der Enterobacteriaceen zu. Ob das Behandlungsverfahren das Wachstum bestimmter Bakterienstämme fördert, lässt sich ebenso wenig sagen, wie das Gegenteil. Schließlich könnten die Reststoffe aus der Saison 2003 vor Beginn der Behandlung wesentlich andere Populationen aufgewiesen haben, als die der Reststoffe 2004, welche für den Vergleich herangezogen wurden.

**Tabelle 15: Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen**

lfd. Nr.	Datum der Probenahme	Enterobacteriaceen [10 <sup>3</sup> /gFS]	Enterokokken [10 <sup>3</sup> /gFS]	Salmonella [10 <sup>3</sup> /gFS]	Wurmeier [1]
1	17.08.2005	30	0	0	n.n.
2	17.08.2005	8	16	0	n.n.
3	24.08.2006	0	300	0	n.n.
4	24.08.2006	2,5	0	0	Kokizidien, Nematodenlarven
5	04.10.2006	22	24	0	Kokizidien
6	20.10.2006	0,4	5,8	0	Nematodenlarven

#### 4.5 Zusammenfassende Bewertung der Reststoffbehandlung

Die Mindelheimer Hütte besitzt seit 1994 eine vollbiologische Kläranlage und trägt damit zum ökologischen Schutz seiner sensiblen Umgebung bei. Die Behandlung der anfallenden Reststoffe aus der Abwasserreinigungsanlage erfolgt in zwei Verfahrenseinheiten. In einem überdachten Trockenbeet wird zunächst der Klärschlamm anaerob behandelt und anschließend auf einer befestigten Fläche im Freien aerob nachbehandelt. Anschließend können die Reststoffe auf Erosionsflächen im Hüttenumfeld ausgebracht werden.

Bei der Behandlung im überdachten Trockenbeet können Trockenrückstandsgehalte von 17% bis 18% erreicht werden. Damit bleiben etwa 2,5m<sup>3</sup> der ursprünglich eingebrachten Menge von 9,5m<sup>3</sup> (TR = 5%) übrig. Ein Abbau organischer Stoffe findet hier allerdings nicht statt. Erst bei der aeroben Nachbehandlung sinkt der Anteil der organischen Stoffe an der gesamten Trockenmasse von 90% auf 70%. Auch der Schlammwassergehalt kann weiter gesenkt werden, so dass durch die Kombination der Behandlung aus Trockenbeet und Nachrotte sich eine Volumenreduktion von 79% (9,5m<sup>3</sup> auf 2m<sup>3</sup>) erreichen lässt.

Bei der Betrachtung der Schwermetallgehalte im Klärschlamm zeigte sich, dass die gemessenen Konzentrationen die Grenzwerte der deutschen Klärschlammverordnung deutlich unterschreiten. Auch bei einem Vergleich mit anderen Klärschlammkonzepten sind die gemessenen Konzentrationen überwiegend niedriger.

## 5 Pflanzenbeetanlagen mit Grasbepflanzung zur Behandlung fließfähiger Schlämme

Die Behandlung von Klärschlamm in Pflanzenbeeten ist ein Verfahren zur Entwässerung und weitergehenden Mineralisierung von biologisch stabilisiertem oder teilstabilisiertem Schlamm. Durch die Behandlung bekommt der Schlamm eine erdähnliche Struktur, weshalb dieses Verfahren häufig auch als „Klärschlammvererdung“ bezeichnet wird.

Dennoch bleibt das Endprodukt Klärschlamm. Nach Ansicht des DWA-Fachausschusses AK 2 „Stabilisierung, Entseuchung, Konditionierung, Eindickung und Entwässerung von Schlämmen“ sollte deshalb der Begriff „Klärschlammvererdung“ möglichst nicht verwendet werden.

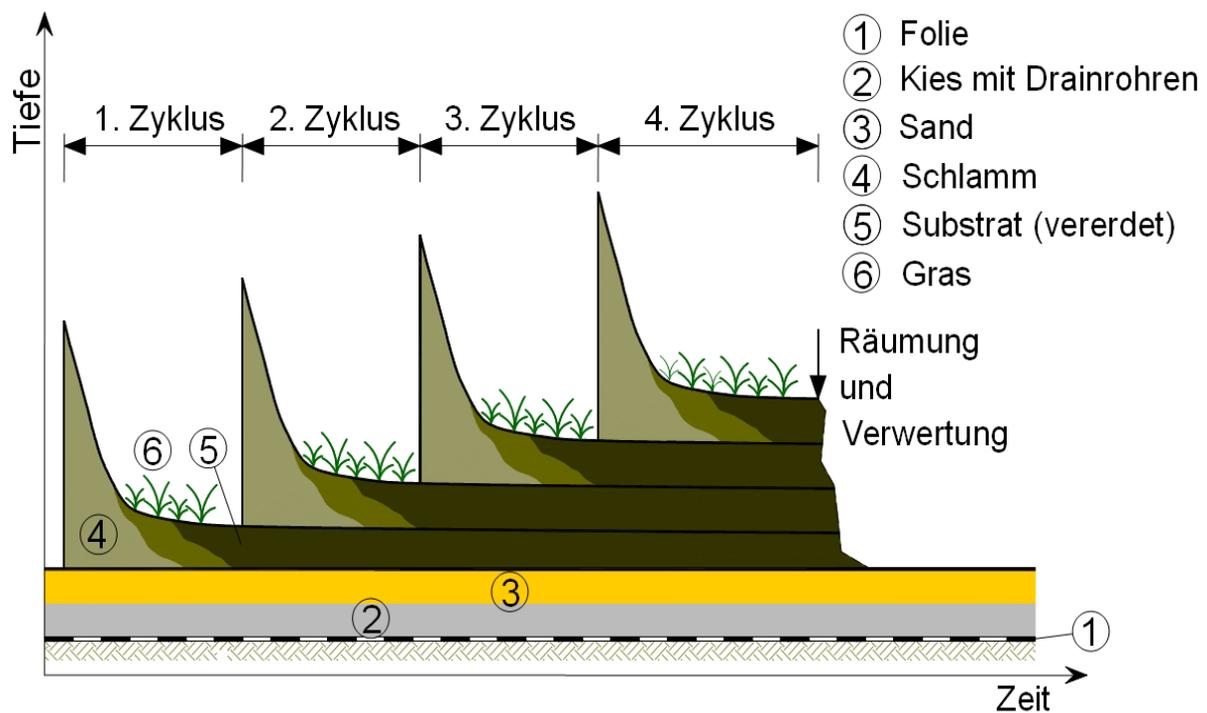
### 5.1 Allgemeine Beschreibung der Verfahrenstechnik

Derzeit werden zwei verschiedene Verfahren der Klärschlammbehandlung in Pflanzenbeeten großtechnisch eingesetzt.

Die bekanntere und in der Literatur mehrfach beschriebene Variante ist das Nassverfahren mit Schilfbewuchs [PAULY (1997)]. Sie ist im Hochgebirge nicht einzusetzen, da einerseits das Schilf in diesen Höhen nicht mehr wächst und andererseits eine vegetationsuntypische Pflanze angesiedelt werden würde.

Das zweite, weniger weit verbreitete und entsprechend wenig beschriebene Verfahren ist das der so genannten „Klärschlammvererdung im sequentiellen Trockenverfahren“. Die folgende Verfahrensbeschreibung gilt für die Behandlung im Tiefland, die für das Hochgebirge erforderlichen Modifikationen werden im Kapitel "Verfahrensmodifikation" beschrieben. Die Pflanzenbeetanlage besteht aus einem gegen das Erdreich abgedichteten Polder (Beet) mit Vertikal- und Horizontal drainagen, welche in der Kiesschicht verlaufen. Die Schlammeinbringung ist durch eine ausgeprägte Zyklenfolge gekennzeichnet.

Zu Beginn der Behandlung wird Schlamm in die Anlage gefüllt. Anschließend erhält er einige Wochen Zeit, um über Drainage und Verdunstung so weit zu entwässern, dass eine Graseinsaat erfolgen kann. Das Gras dient der weiteren Entwässerung und Auflockerung des Schlammes. Nach wenigen Wochen bildet sich eine relativ artenreiche Biozönose, die bereits höhere Bodenbewohner wie beispielsweise Regenwürmer aufweisen kann. Bei Erreichen eines bestimmten Mineralisierungsgrades wird die Anlage, welche bis zu diesem Zeitpunkt nicht beschlammte wurde, also „trocken“ betrieben wurde, mit einer neuen Lage Schlamm beaufschlagt, die auf die erste Lage aufgebracht wird. Ein Zyklus dauert, abhängig von den klimatischen Randbedingungen, etwa 3 bis 9 Monate. Nach 3 bis 5 Zyklen wird der getrocknete Schlamm entnommen.



**Abbildung 72: Aufbau und Betrieb von Pflanzenbeeten mit Grasbepflanzung [PABSCH (2004)]**

In Abbildung 72 ist die Zyklusfolge der Klärschlammbehandlung im sequentiellen Trockenverfahren schematisch dargestellt. Die untere Schicht stellt die Drainage aus Kies (2) dar. Zum Erhalt der Drainagewirkung wird üblicherweise eine Sandschicht (3) über der Kiesschicht eingebaut, die eine Verlagerung von Schlammpartikeln in die Kiesschicht minimieren soll.

In der ersten Hälfte des ersten Zyklus ist der aufgebraute Rohschlamm hellbraun dargestellt (4). Die Menge reduziert sich allmählich durch Entwässerung und Organikabbau, während das Gras (6) wächst. Der mineralisierte Schlamm (Substrat) ist ab der zweiten Hälfte der Zyklen dunkelbraun dargestellt (5). Im zweiten Zyklus wird der Rohschlamm (hellbraun) auf der verbleibenden Schicht des ersten Zyklus aufgebracht. Der nach der Behandlung übrig bleibende Klärschlamm ist wieder dunkelbraun dargestellt. Dieses Vorgehen wird mehrfach wiederholt bis der Polder geräumt wird.

Die Auslegung erfolgt üblicherweise auf eine Flächenbelastung von  $40 \text{ kgTS}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ . Diese Menge wird in der Regel auf zwei Zyklen aufgeteilt [PABSCH (2004)]. Zudem sollte das gesamte Füllvolumen der Anlage so gewählt werden, dass oberhalb der momentanen Schlammschicht neuer Schlamm eingefüllt werden kann und ein ausreichender Freibord eingehalten bleibt.



**Abbildung 73: Pflanzenbeetanlage (links) und vererdeter Schlamm (rechts) [Fotos H.Pabsch]**

Die Ingenieurbüro Pabsch & Partner GmbH hat das Verfahren der „Klärschlammvererdung im sequentiellen Trockenverfahren“ unter der Patentnummer AT000000216355E in Österreich patentieren lassen.

## **5.2 Pflanzenbeetanlage der Stuttgarter Hütte**

### **5.2.1 Lage und örtliche Verhältnisse**

Die Stuttgarter Hütte der DAV-Sektion Schwaben liegt in Tirol 2310müNN am westlichen Rand der Lechtaler Alpen. Sie ist ausschließlich zu Fuß erreichbar. Der Aufstieg vom nächstgelegenen Ort Zürs dauert etwa zwei Gehstunden und vier Stunden von Steeg im Lechtal. Nördlich der Hütte, im Bereich der Vererdungsanlage, liegt eine etwa 15m breite Rinne, die sich zum Krabachtal zieht. Das Gefälle in diesem Bereich beträgt 20 bis 30%.

#### **5.2.1.1 Baugrundverhältnisse**

Nach Auskunft des Hüttenpersonals ist der anstehende Fels (Kalkstein) im Bereich der geplanten Vererdungsanlage von einer 30 bis 50 cm starken Bodenschicht überdeckt.

#### **5.2.1.2 Niederschläge**

Das Hochgebirgsklima ist von niedrigen Temperaturen und starken Niederschlägen geprägt. Für Zürs und Lech stehen die folgenden Niederschlagsstatistiken der Jahre 1961 bis 1990 zur Verfügung. Aus Tabelle 16 ist zu erkennen, dass die Niederschlagsmengen von Zürs stets höher sind, als die des Nachbarortes Lech.

Auf einem schmalen Bergsattel zwischen dem Krabachtal und dem Pazüeltal gelegen, befindet sich die Stuttgarter Hütte - etwa 700 m oberhalb von Zürs - in einer Westwetterstaulage. Es ist davon auszugehen, dass hier die Niederschlagsmengen signifikant höher ausfallen und etwa 60 bis 70% des Niederschlages in Form von Schnee fallen [MARXER (2006)].

**Tabelle 16: Niederschlag Zürs und Lech der Jahre 1961 bis 1990**

Nmittelwt	Zürs mm/mo	Nmittelwt	Lech mm/mo
Jan	131	Jan	119
Feb	124	Feb	109
Mär	138	Mär	117
Apr	122	Apr	101
Mai	132	Mai	128
Jun	189	Jun	182
Jul	<b>222</b>	Jul	<b>196</b>
Aug	212	Aug	124
Sep	132	Sep	131
Okt	103	Okt	92
Nov	125	Nov	112
Dez	148	Dez	125
NJahr,mtwt	<b>1779</b>	NJahr,mtwt	<b>1536</b>
Dim.	<b>mm/a</b>	Dim.	<b>mm/a</b>
<b>Nmax/a</b>	<b>mm/a</b>		
<b>1981</b>	<b>2300</b>		
<b>Nmax/d</b>	<b>mm/d</b>		
<b>1981</b>	<b>78</b>		

### 5.2.1.3 Ausstattung der Hütte

Für Übernachtungen stehen auf der Stuttgarter Hütte 20 Betten und 50 Lagerplätze zur Verfügung. In einem separaten Nebengebäude sind weitere 12 Lager eingerichtet. Jährlich werden etwa 2300 Übernachtungen registriert und 2000 zusätzliche Tagesgäste geschätzt. Die Hüttenpächter Florian und Heidi Beiser haben bei gutem Wetter jährlich von Mitte Juni bis Ende September (107 Tage) geöffnet. Die Ver- und Entsorgung erfolgt über eine Materialseilbahn. Die Hütte ist an das öffentliche Stromversorgungsnetz angeschlossen.

### 5.2.1.4 Abwassertechnische Anlage

Zur Reinigung des häuslichen Abwassers wurde bereits vor Projektbeginn die ehemalige Dreikammergrube mit einer biologischen Reinigung und vorgeschaltetem Fettfang nachgerüstet. Die kleinen Kammern (VKB1 + VKB2) mit insgesamt 16,8 m<sup>3</sup> Volumen dienen nun als Vorklärung und zur Speicherung des Primär- und Überschussschlammes. In der mit 20 m<sup>3</sup> größten Kammer (SBR) erfolgt die biologische Reinigung des Abwassers nach dem Belebungsverfahren im Aufstaubetrieb. Das gereinigte Abwasser wird auf Vegetationsflächen im Hüttenumfeld verrieselt.

Für Umbau und Betrieb der Kläranlage liegt ein wasserrechtlicher Bewilligungsbescheid aus dem Jahre 1998 vor. Dabei wird von einer maximalen Belastung von 150 EW<sub>60</sub> entsprechend 9 KgBSB<sub>5</sub>/d ausgegangen. Der Schlamm (gemäß Bescheid maximal 8,0 m<sup>3</sup>/a bzw. 400 KgTM/a) darf außerhalb der Frostperiode auf Vegetationsflächen ausgebracht werden.

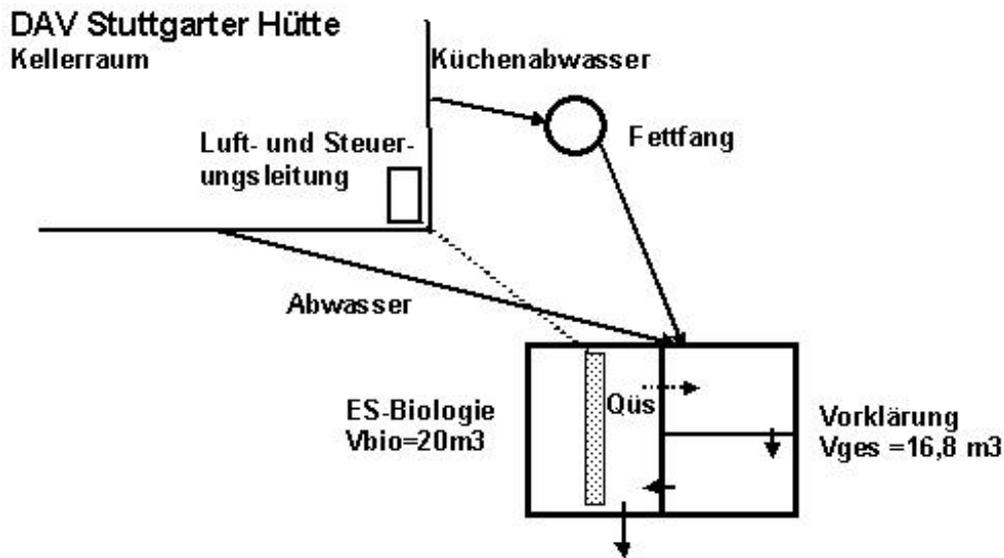


Abbildung 74: Fließschema der Abwasserreinigungsanlage [verändert nach WETT et al. (2002)]

Nach Beendigung der Bewirtungssaison wird die Kläranlage über die Wintermonate stillgelegt. Dem belebten Schlamm werden Polymere zugegeben, um eine bessere Sedimentation zu erreichen. Anschließend wird das Überstauwasser abgepumpt. Die Schlämme aller drei Becken werden mittels einer Schneiradpumpe auf Flächen in der Umgebung der Hütte ausgebracht. Zuvor müssen Störstoffe (verfestigter Schwimmschlamm, kleine Zweige, Damenbinden, u. Ä.) des Primär- und Überschussschlammes im ersten Vorklärbecken mit einem Mixer zerkleinert werden.

## 5.2.2 Technische Grundlagen

### 5.2.2.1 Verfahrensmodifikationen

Die wesentlichen Modifikationen für die Schlammbehandlung in Pflanzenbeetanlagen im Hochgebirge gegenüber dem Tiefland werden durch das ungünstigere Klima und die saisonale Betriebsweise der Kläranlage bedingt. In der alpinen Lage sind die Vegetationsperioden kürzer, die durchschnittlichen Temperaturen tiefer und die jährlich fallenden Niederschlagsmengen signifikant höher; zudem fällt der überwiegende Teil des Niederschlags in Form von Schnee.

Zur Verbesserung der Ableitung von Oberflächenwasser nach Regenfällen oder während der Schneeschmelze sind Vertikaldrainagen, die über die Schlammschicht hinausragen, sinnvoll. Ihre Anzahl wurde gegenüber Anlagen im Tiefland erhöht.

Da die biologische Aktivität mit geringerer Temperatur deutlich abnimmt (in eigenen Versuchen wurde eine Reduzierung der Umsatzgeschwindigkeit um zwei Drittel bei einem Rückgang der Temperatur von 20°C auf 10°C ermittelt), muss die Flächenbelastung erheblich

reduziert werden. Es soll von einer Flächenbelastung von 10 KgTM/(m<sup>2</sup>\*a) ausgegangen werden.

Aufgrund der kurzen Vegetationsperiode ist nur ein Zyklus pro Jahr möglich. Dieser beginnt mit der Beschickung der Anlage nach Beendigung der bewirtschafteten Saison. Es muss der gesamte Schlamm eines Jahres während einer Beschickung in dem Beet untergebracht werden können.

Über die Wintermonate ist die Pflanzenbeetanlage vollständig und dauerhaft mit Schnee bedeckt; der Schlamm im Polder friert durch. Bis zum Beginn der nächsten Bewirtschaftungsaison ist der Schlamm soweit entwässert, dass die Einsaat erfolgen kann.

### 5.2.2.2 Bemessung der Pflanzenbeetanlage

Aus früheren Untersuchungen, welche im Rahmen des EU-Projektes „Technologievergleich und Ökobilanz von Abwasserreinigungsanlagen in alpinen Extremlagen“ [WETT et al. (2002)] durchgeführt wurden, ist die biologische Belastung der Kläranlage bekannt. Gemäß diesen Angaben ist mit einer mittleren Abwasserbelastung von 37 EW<sub>60</sub> auszugehen.

**Tabelle 17: biologische Belastung der Abwasserreinigungsanlage der Stuttgarter Hütte**

Parameter		Saisonmittel	max. Woche	max. Tag
Abwasserzulauf	[m <sup>3</sup> /d]	3,9	7,3	10,0
BSB <sub>5</sub> -Fracht	[Kg/d]	2,2	4,7	6,0
Belastung	[EW <sub>40</sub> ]	56	118	150
Belastung	[EW <sub>60</sub> ]	37	79	100

Ergänzt um die Dauer des Hüttenbetriebes (107 Tage) und den Standardwert von 80 gTM/(E\*d) für gemischten Vorklär- und aerob behandelten Überschussschlamm [IMHOFF (1999)] ergibt sich daraus ein Feststoffanfall von 317 KgTM/a.

Dazu ist zu bemerken, dass der spezifische Schlammanfall auf eine höhere Reinigungsleistung bezogen ist, als sie im Hochgebirge erreicht werden kann. Der angegebene Schlammanfall beinhaltet somit eine Reserve.

Da bei der Entleerung das erste Vorklärbecken weitgehend durchmischt wird, muss der gesamte Schlamm eines Jahres während einer Beschickung in dem Beet untergebracht werden können. Dabei ist nicht von dem in dem Bau- und Betriebsbewilligungsbescheid angegebenen Schlammanfall von 8,0 m<sup>3</sup> auszugehen, sondern von dem Gesamtvolumen der Vorklärung, das sind 16,8 m<sup>3</sup>. Zuzüglich fällt etwa 2m<sup>3</sup> sedimentierter belebter Schlamm

(36,9KgTS bei 2% TS) aus dem Biologiebecken an. Insgesamt sollte also von 19 m<sup>3</sup> Schlamm ausgegangen werden, der jährlich zur Behandlung im Pflanzenbeet anfällt.

Die erforderliche Grundfläche des Pflanzenbeetes berechnet sich aus der anfallenden Feststoffmenge (317 KgTM/a) und der zulässigen Flächenbelastung von 10 KgTM/(m<sup>2</sup>\*a). Die Fläche beträgt 31,7 m<sup>2</sup>.

Das erforderliche Volumen des Polders zur Aufnahme des Schlammes muss oberhalb der Schicht der bereits eingebrachten Lagen vorhanden sein, für die eine Stärke von 20 cm (entspricht in etwa der Schichtdicke nach drei bis vier Zyklen) angenommen wird. Aus der Grundfläche, den gewählten Böschungsneigungen von 1:1 bzw. 1:2 und der Berücksichtigung eines ausreichenden Freibords ergibt sich eine Höhe von 70 Zentimetern oberhalb der Sandschicht.

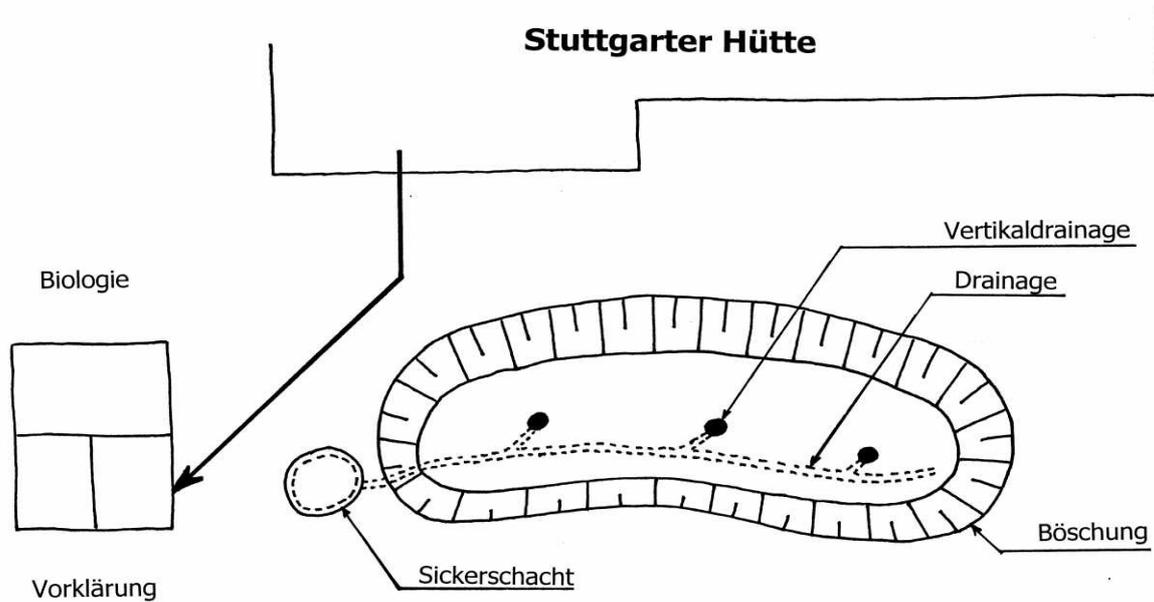
### 5.2.2.3 Bauausführung

Nach Beendigung des Hüttenbetriebes wurde die Kläranlage der Stuttgarter Hütte Ende September 2004 außer Betrieb gesetzt. Der Schlamm wurde in den drei Kammern belassen; das Überstauwasser abgepumpt.

Die Pflanzenbeetanlage wurde vom 22. bis 24. Oktober 2004 nach den genannten Ausführungen mit verkleinerter Grundfläche erbaut. In Abbildung 75 sind die wesentlichen Komponenten und ihre Anwendung dargestellt.

Die Pflanzenbeetanlage besteht aus einem Polder (Beet), Horizontal- und Vertikaldrainagen und einem zwischen Pflanzenbeet- und Kläranlage angebrachten Sickerschacht, wo das gesamte Sickerwasser der Anlage gesammelt wird und zurück in die Kläranlage geleitet wird. Der Schacht ist etwa 40 Zentimeter tief.

Am linken Rand des Polders ist eine Überlaufmulde in der Böschung. Hierdurch wird die vorgesehenen 70 Zentimeter Füllhöhe nicht durchgehend eingehalten und so das nutzbare Volumen reduziert. Zudem hat der Polder mit ca. 22m<sup>2</sup> eine geringere Grundfläche als die geplanten 32m<sup>2</sup>, was die Flächenbelastung erhöht.



**Abbildung 75: Lage und Elemente von Abwasserreinigung und Klärschlammbehandlung der Stuttgarter Hütte**

### 5.2.3 Betriebsweise der Pflanzenbeetanlage und Untersuchungen

Die Pflanzenbeetanlage wurde erstmalig am 25. Oktober 2004 beschickt. Zuerst wurde der anaerobe sedimentierte Schlamm aus dem zweiten Vorklärbecken ins Beet gepumpt. Anschließend wurde gleichzeitig der vermixte Primär- und Überschussschlamm des ersten Vorklärbeckens mit dem belebten Schlamm des SBR-Beckens in den Polder gefördert.

Das Speichervolumen des Pflanzenbeetes war für die anfallende Schlammmenge nicht groß genug. Beim Entleeren des ersten Vorklärbeckens und des SBR-Beckens begann der Polder an der Sickerschachtseite überzulaufen. Es konnte nicht der gesamte Kläranlageninhalt untergebracht werden, sondern nur etwa 12,1 m<sup>3</sup>. Dies wurde bei einer späteren vermessungstechnischen Bestimmung des Poldervolumens oberhalb der Sandschicht ermittelt. Etwa 1,5 m<sup>3</sup> konnten nicht im Polder untergebracht werden.

Die Zusammensetzung der Schlämme aus den einzelnen Kammern wurde separat analysiert und ist in nachfolgender Tabelle 18 dargestellt.

**Tabelle 18: Zusammensetzung der Schlämme bei der Beschickung am 25.10.2004**

Schlamm	pH [1]	TR [%]	GV [%]	NH <sub>4</sub> -N [g/KgTM]	TKN [g/KgTM]	Pges [g/KgTM]
Vorklärbecken 1	6,0	2,8	84,5	7,23	33,09	6,55
Vorklärbecken 2	6,9	2,7	70,9	6,69	39,67	12,28
SBR-Becken	7,3	0,2	65,2	47,39	77,07	19,91

Das austretende Sickerwasser wird einem Sammelschacht zugeführt und von dort zurück in die Kläranlage geleitet. Bereits wenige Minuten nach Beginn der Beschickung flossen deutliche Mengen Sickerwasser in diesen Sammelschacht. Nachfolgende Tabelle zeigt das Ergebnis der Laboruntersuchungen von aus dem Schacht entnommenen Sickerwasserproben.

Sickerwasserprobe 1 wurde unmittelbar nach der Beschickung mit dem Schlamm aus dem zweiten Vorklärbecken gezogen; Sickerwasserprobe 2 während der gleichzeitigen Beschickung der Schlämme aus dem ersten Vorklärbecken und dem SBR-Becken.

**Tabelle 19: Zusammensetzung des Sickerwassers vom 25.10.2005**

Bezeichnung	pH [1]	AFS [mg/l]	BSB <sub>5</sub> [mg/l]	CSB [mg/l]	NH <sub>4</sub> -N [mg/l]	TKN [mg/l]	Pges [mg/l]
Sickerwasserprobe 1	7,7	15	208	589	34	125	18
Sickerwasserprobe 2	7,3	45	1114	2244	27	146	26

Während des gesamten zweijährigen Untersuchungszeitraums (August 2004 bis Oktober 2006) wurde die Versuchsanlage mehrmals aufgesucht und der Schlamm im Polder beprobt. Die Analyseergebnisse sind in nachfolgend Tabelle 20 zusammengestellt. Bei den Proben handelt es sich um repräsentative Mischproben.

**Tabelle 20. Zusammenstellung der gemittelten Analysewerte des Schlammes im Polder im Vererdungsbereich**

Zyklus	Datum der Probe- nahme	pH [1]	TR [%]	GV [%]	NH <sub>4</sub> -N [g/KgTM]	TKN [g/KgTM]	Pges [g/KgTM]
1	25.10.2004		2,1	77,3	8,20	35,48	7,96
1	04.11.2004	6,4	6,9	76,7	2,94	32,78	8,90
1	21.06.2005	6,4	22,7	79,2	0,14	29,17	6,69
1	02.08.2005	6,5	16,9	74,9	0,47	23,52	5,77
1	08.09.2005	6,6	24,5	76,7	0,63	23,26	3,49
2	07.10.2005	5,5	11,2	86,3	0,85	32,18	5,65
2	03.07.2006	6,5	27,1	72,0	0,24	23,21	5,76
2	07.09.2006	7,1	30,0	62,6	0,22	24,69	4,97

(Die Zahlenangaben sind auf eine bzw. zwei Dezimalstellen gerundet.)

### 5.2.3.1 Untersuchungen des Ablaufs der Kläranlage

Um eine Bilanzierung von Teilströmen abschätzen zu können, wurde bei drei Ortsbegehungen der Ablauf der Abwasserreinigungsanlage beprobt und untersucht. Die Ergebnisse sind in Tabelle 21 dargestellt.

**Tabelle 21: Analysen des Ablaufs der Abwasserreinigungsanlage**

Datum	AFS [mg/l]	NH <sub>4</sub> -N [mg/l]	TKN [mg/l]	Pges [mg/l]
05.08.2004	36	127	163	22
08.09.2005	128	0,6	23	22
07.09.2006	57	42	52	22

### 5.2.3.2 Mikrobiologische Untersuchungen

Nachfolgende Tabelle zeigt die Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchung zur Beurteilung der hygienischen Qualität der Schlämme.

**Tabelle 22: Ergebnisse mikrobiologischer Untersuchungen**

Ort	Datum	Enterobacteriaceen in 1g FS	Enterokokken in 1g FS	Salmonella in 1g FS	Wurmeier
VKB1	08.09.05	$> 10^5$	$9,3 \times 10^4$	n.n.	n.n.
Polder	08.09.05	$4,7 \times 10^3$	$3 \times 10^3$	n.n.	n.n.
Polder	03.07.06	$1,2 \times 10^6$	$6,5 \times 10^3$	n.n.	n.n.
Polder	12.10.06	$2 \times 10^4$	$3,7 \times 10^4$	positiv	n.n.

n.n.: nicht nachweisbar

### 5.2.3.3 Durchgeführte Umbauten am Polder

Bei der Befüllung rutschte die seitliche sandige Filterschicht entlang der Böschung - auch in Bereichen die entfernt von der Eintragsquelle lagen - teilweise ab, so dass die Böschungskronen größtenteils unbedeckt, das unter der Filterschicht liegende grüne Geotextil und die abdichtende Folie ungeschützt waren. Nach den Wintermonaten hatte sich der Anteil nicht bedeckter Polderbereiche enorm erhöht, so dass diese erneuert werden mussten. Ursachen für das Abtragen bzw. Abrutschen der Filterschicht können sein:

- Setzungen infolge des Zusammensetzens des Unterbodens infolge zusätzlicher Masse des eingefüllten Schlammes
- Fortfall der scheinbaren Kohäsion des Sandes aufgrund der Wassersättigung
- zu steile Böschungsneigungen
- Mechanismen bei der Schneeschmelze

Anfang September 2005 wurden einige Umbauten an der Pflanzenbeetanlage vorgenommen, die aufgrund der bisher gemachten Erfahrungen notwendig geworden sind. Hierbei ist die Überlaufmulde geschlossen, die Böschungskronen mit Filtermaterial ausreichend abgedeckt und die Vertikaldrainagen geschlitzelt worden. Damit ist zum einen genügend Speichervolumen vorhanden und zum anderen eine ausreichende Dicke der Filterschicht gegeben. Zum Schutz vor dem Betreten der Böschungskrone durch Wanderer dient ein hüttenseitiger Handlauf.



**Abbildung 76: Pflanzbeet vor Umbau [Foto F.Schönherr 2005]**



**Abbildung 77: Pflanzbeet nach Umbau [Foto F.Schönherr 2005]**

#### 5.2.4 Ergebnisse

Die am 25.10.2004 eingebrachte Schlammmenge beträgt  $12,1 \text{ m}^3$ ; die eingebrachte Feststoffmenge beträgt rechnerisch  $259 \text{ Kg}$  und die tatsächliche Flächenbelastung  $11,8 \text{ KgTM}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ . Die tatsächliche Flächenbelastung ist damit nur unwesentlich höher als die bei der Planung empfohlene.

Zehn Tage nach der Befüllung (Ortsbegehung vom 4.11.2004) waren bereits große Mengen Schlammwasser versickert bzw. verdunstet; die Lage Schlamm im Polder war nur noch wenige Zentimeter dick. In manchen Bereichen war der Schlamm bereits stichfest, in anderen Bereichen noch fließfähig. Begünstigt durch ausgebliebene Niederschläge hat sich die aufgebrachte Schlammmenge bereits um 70% reduziert.

Über die Wintermonate war der Polder vollständig und dauerhaft mit Schnee bedeckt. Der verbliebene Schlamm ist durchgefroren.



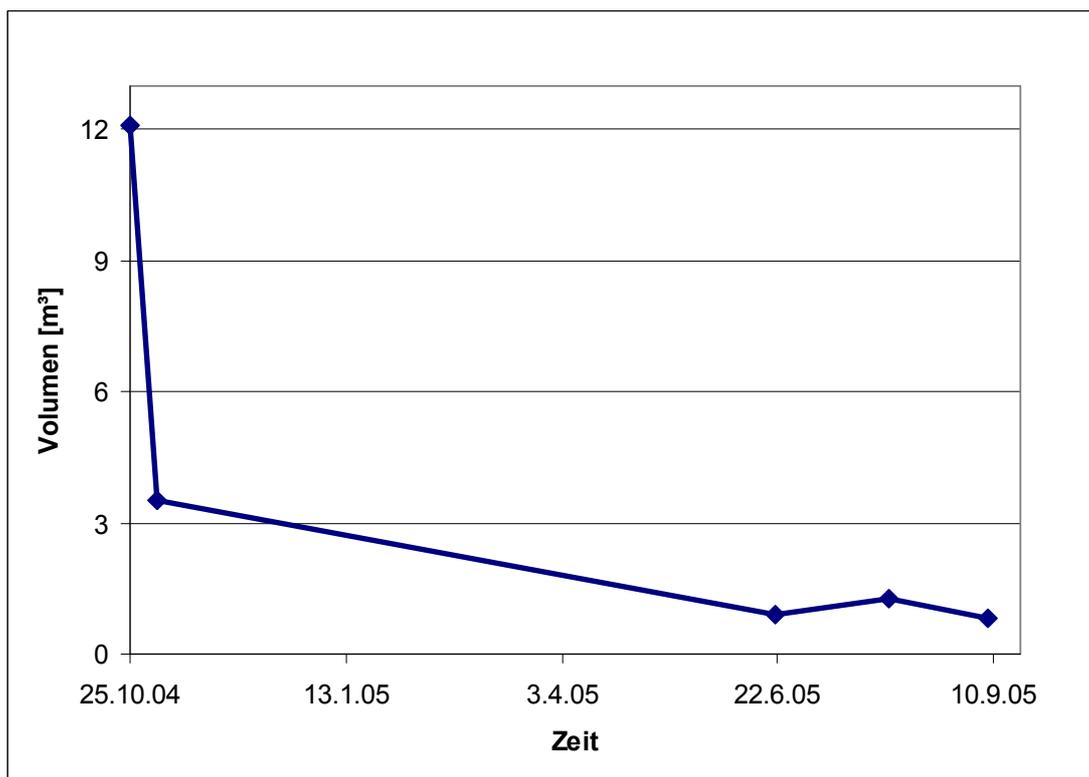
**Abbildung 78: Pflanzenbeetanlage am 25.10.2004 (links) und am 4.11.2004 (rechts) [Fotos F.Schönherr (2004)]**

Vor Beginn der Sommersaison 2005 (Ortsbegehung vom 21.6.2005) hatte sich im vorderen Bereich des Polders eine pappmascheeartige sehr trockene Schicht (TR-Gehalt größer 80%, Schichtstärke ca. 1-4cm) ausgebildet, welche überwiegend aus Faserstoffen des Toilettenpapiers bestand. Ein eigentlicher Vererdungsprozess kann hier nicht stattfinden. Zur Bewertung des Behandlungsverfahrens im ersten Versuchszyklus wird deshalb im Folgenden und bei den Angaben der Tabelle 20 dieser Bereich ausgeklammert.

In den übrigen Bereichen war die Schlammschicht zweigeteilt. Die obere Teilschicht war ein bis drei Zentimeter stark, die untere drei bis fünf Zentimeter. Letztere enthielt noch deutlich sichtbar grobkörnige Strukturstoffe des Primärschlammes. Während der Sommermonate konnte beobachtet werden, dass diese Strukturstoffe allmählich umgesetzt wurden.

#### **5.2.4.1 Quantifizierung der Entwässerung**

Am Ende des ersten Versuchszyklus wurde ein Wassergehalt von ca. 75% erreicht, im zweiten Versuchszyklus sogar 70%. Große Mengen Schlammwasser konnten versickert bzw. verdunstet und das Volumen des Schlammes reduziert werden. Nachfolgende Abbildung zeigt den Verlauf des Schlammvolumens über den gesamten ersten Betriebszyklus.



**Abbildung 79: Verlauf des Schlammvolumens über die Dauer des ersten Betriebszyklus**

Die Volumenangaben wurden aus dem gemessenen Volumen des Schlammes bei der Beschickung und den bestimmten Trockenrückstandsgehalten aus Tabelle 20 berechnet.

Nach anhaltenden Niederschlägen war zu beobachten, dass der Schlamm im Pflanzenbeet aufquoll und bei anschließendem Schönwetter wieder schrumpfte. Am Ende des ersten Zyklus hängt der Wassergehalt von der Witterung und der Schichtstärke des Schlammes ab (Tabelle 23 verdeutlicht dies). Dünne und oberflächennahe Schichten trocknen bei Sonneneinstrahlung schnell und gründlich aus, während dickere Schichten das Wasser länger halten. Somit sind die dünnen Schichten nicht unbedingt repräsentativ für die Gesamtschicht nach mehreren Zyklen.

**Tabelle 23: Abhängigkeit des Wassergehaltes dünner Schlammsschichten von der Witterung**

Datum	Witterung	Wassergehalt [%]
21.06.2005	sonnig und trocken	77,3
02.08.2005	bewölkt und feucht	83,1
08.09.2005	sonnig und trocken	75,5

Der in Tabelle 23 angegebene Wassergehalt wurde aus den gemessenen Werten des Trockenrückstandsgehaltes aus der Tabelle 20 berechnet.

In die Pflanzenbeetanlage wird Wasser in Form von Niederschlag und mit dem Schlamm eingetragen. Die Menge des Schlammwassers betrug  $12 \text{ m}^3$ . Die Menge des Niederschlagswassers kann aus den Angaben der mittleren jährlichen Niederschlagsmengen von  $2500 \text{ mm}$  [MARXER (2006)] und der vorhandenen Polderfläche (Grundfläche mit Böschungsfäche) von  $32 \text{ m}^2$  auf  $80 \text{ m}^3$  geschätzt werden.

Ausgetragen wird Wasser als Sickerwasser, durch Verdunstung, durch Aufnahme in die Pflanzen und durch Verbrauch bei der Assimilation. Letztere zwei Faktoren sind jedoch für eine Bilanzierung vernachlässigbar. Wie groß der jeweilige Anteil der ersten zwei Faktoren ist, kann nicht angegeben werden, weil die Menge des angefallenen Sickerwassers nicht genau quantifiziert wurde. Bekannt ist jedoch, dass etwa drei Viertel des zugeführten Niederschlagswassers und etwa die Hälfte des Schlammwassers über das Sickerwasser abgeführt wird [JORDAN (2006)]. Die Abwasserreinigungsanlage wird dadurch mit zusätzlichen  $60 \text{ m}^3$  bis  $70 \text{ m}^3$  Sickerwasser beaufschlagt, was die gesamte Zulaufmenge um ca. 15% erhöht und unter Umständen zu Reinigungsdefiziten führen kann.

#### 5.2.4.2 Feststoffverlust

Über den Schlammfad eingetragene Feststoffe können die Pflanzenbeetanlage nur mit dem Sickerwasser verlassen. Die bei der Beschickung gemessenen Konzentrationen an abfiltrierbaren Stoffen im Sickerwasser lag im Mittel bei  $30 \text{ mg/l}$  (Vgl. Tabelle 19). Aufgrund fehlender Angaben über die tatsächliche Sickerwassermenge und die weitere Entwicklung der Konzentrationen von abfiltrierbaren Stoffen, kann die ausgeschwemmte Feststoffmenge nicht genau angegeben werden. Sie beträgt jedoch weniger als  $1,0 \text{ Kg}$ , da anzunehmen ist, dass der Trockenrückstand im Sickerwasser bei der Beschickung um das dreifache höher ist, als bei dem aus den Niederschlägen resultierenden Sickerwasser. In der Literatur finden sich Angaben über die Konzentration an abfiltrierbaren Stoffen im Sickerwasser von  $20 \text{ mg/l}$  bis  $100 \text{ mg/l}$  [JORDAN (2006)]. Dies spricht für eine gute Rückhaltewirkung der Filterschicht.

Ein Teil der bei der Abwasserreinigung anfallenden Feststoffe gelangt allerdings erst gar nicht in die Pflanzenbeetanlage, sondern wird mit dem gereinigten Abwasser auf Vegetationsflächen im Hüttenumfeld verrieselt. Darauf deuten Schlammablagerungen im Ablaufbereich der Kläranlage hin.

Der spezifische Abwasseranfall beträgt im saisonalen Mittel  $3,9 \text{ m}^3/\text{d}$  [WETT et al. (2002)]. Bei 107 Betriebstagen sind das  $417 \text{ m}^3$  gereinigtes Abwasser pro Saison. Unter der Annahme, dass die in Tabelle 21 angegebenen Konzentrationen an abfiltrierbaren Stoffen Saisonmittelwerte sind, würden so zwischen  $15 \text{ Kg}$  und  $53 \text{ Kg}$  Feststoffe pro Jahr mit dem Klarwasser ausgetragen. Dies ist für die Mineralisierung ungünstig, da der belebte Schlamm aufgrund seiner Struktur eher zur Rissbildung neigt als der faserige Primärschlamm [PABSCH (2004)].

### 5.2.4.3 Bepflanzung

Im ersten Betriebszyklus wurde als Saat ausschließlich Hochalpensamen B4 mit Zusätzen an Weiß- und Wundklee verwendet. Der Schlamm wurde dabei zunächst mit einer Harke aufgeraut, danach der Samen aufgebracht und anschließend glatt gestrichen. Bis zum Zeitpunkt der nächsten Befüllung waren die Grassamen kaum aufgegangen, haben den Schlammkörper schlecht durchwurzelt und die Oberfläche kaum aufgerissen. Die Keimung wurde vor allem wegen zweier Umstände behindert. Zum einen erfolgte die Einsaat sehr spät Anfang August 2005. Ein früherer Zeitpunkt gäbe mehr Zeit für die Keimentwicklung.



**Abbildung 80: Bepflanzung des Polders im September 2005 [Foto F.Schönherr (2005)]**



**Abbildung 81: Bepflanzung des Polders im September 2006 [Foto F.Schönherr (2006)]**

Zum anderen war die Schlammschicht dünn, so dass Teilbereiche bei längeren Schönwetterperioden extrem austrockneten und für das Wachstum der Gräser zu wenig Feuchtigkeit enthielten.

Im zweiten Betriebsjahr wurden drei verschiedene Grassamen ausgesät, um den Einfluss der Samenart hinsichtlich Keimung und Durchwurzelung zu untersuchen. Bei den Samen handelte es sich um Hochalpensamen B4 mit Weißklee und Wundklee, um handelsüblichen Sportrasen und um handelsüblichen Schattenrasen. Der Hochalpensamen keimte zuerst und der Sportrasen zuletzt; dazwischen verging etwa eine Woche [BEISER (2006)]. Zum Ende der Vegetationsperiode war jedoch die Durchwurzelung des Schlammkörpers durch die Gräser der Sportrasensamen am Besten vorangeschritten, die des Hochalpensamens am Schlechtesten.



**Abbildung 82: Durchwurzelung des Schlammkörpers zum Ende des zweiten Betriebszyklus**

#### **5.2.4.4 Abbau organischer Substanzen**

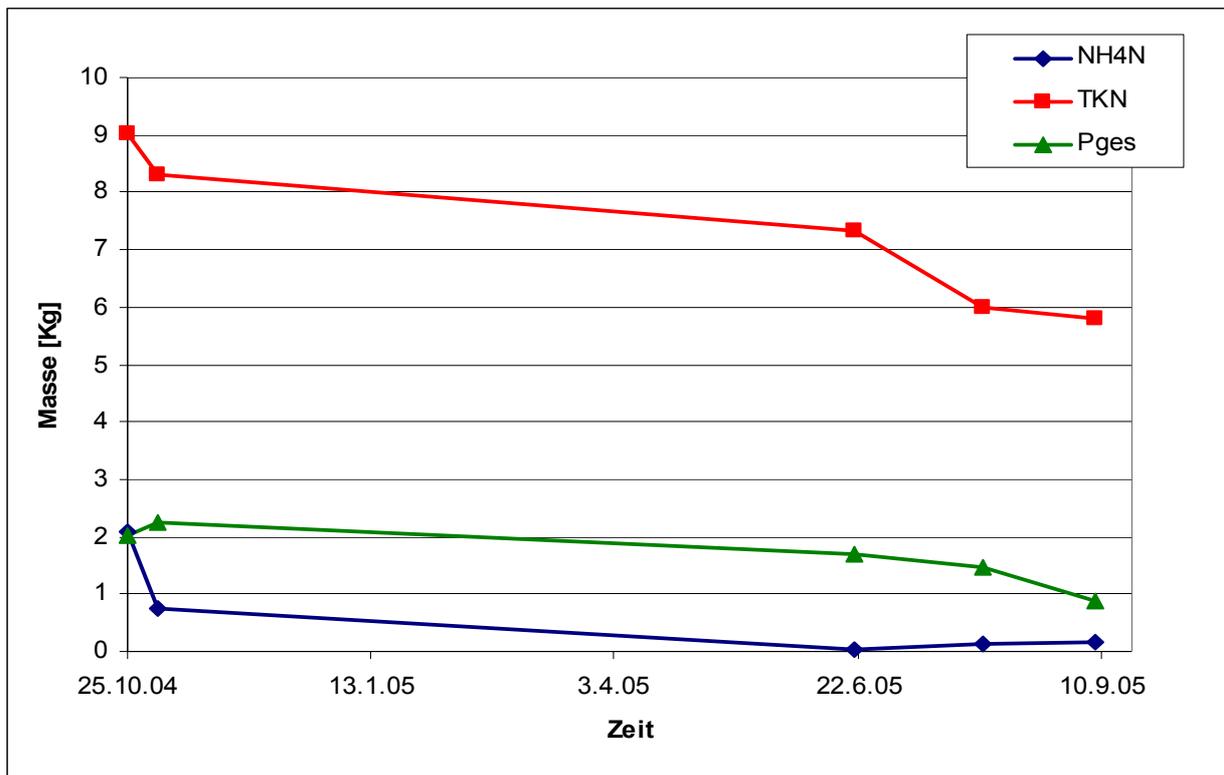
Eine Bewertung des Abbaus organischer Substanzen ist durch die Betrachtung des Verlaufs des Glühverlustes möglich. Eine Quantifizierung über die Bilanzierung der Organikmassen und der Feststoffe, welche mit dem Sickerwasser ausgetragen wurden, ist aufgrund großer Unsicherheiten bei der Bestimmung der Sickerwassermenge nicht möglich.

Obwohl im ersten Betriebszyklus eine kontinuierliche Umsetzung der ockerfarbenen Bereiche mit Strukturstoffen des Primärschlammes beobachtbar war, konnte dies mit den gemessenen Glühverlusten nicht unbedingt bestätigt werden. Gemäß Tabelle 20 sinkt zwar der Anteil organischer Substanzen von 77,3% auf 74,9%, doch liegt dies im Rahmen unrepräsentativer Probenahme. Während des zweiten Versuchszyklus ist dagegen ein Rückgang des organischen Anteils messbar (Abnahme des Glühverlustes von 86,3 auf 62,6%). Die Werte am Ende der Behandlung sind jedoch, verglichen mit erzielten Literaturwerten von 40-50% [PAULY (1997)], sehr hoch. Ob der Anteil organischer Substanzen durch eine Verlängerung der Zyklusdauer weiter verringert werden kann, oder ob dies aufgrund der klimatischen Bedingungen im Hochgebirge nicht möglich ist, bleibt noch zu untersuchen.

Eine umfangreiche und weitestgehende Mineralisierung durch aerobe Verrottung des Schlammes ist nur bei ordentlicher Trocknung, poröser Schlammstruktur und einer Behandlungsdauer von über zwei Jahren möglich [RÖDIGER (1967)]. Es besteht also ein Zusammenhang zwischen dem Grad der Durchwurzelung und dem Abbau organischer Substanzen, da die Wurzeln die Schlammsschichten auflockern und Verdunstung sowie Sauerstoffeintrag fördern.

### 5.2.4.5 Abbau von Nährstoffen

Abbildung 83 zeigt die in die Schlamm-trockenmasse eingelagerten Mengen an Ammonium-Stickstoff ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ), totalem Kjeldahl-Stickstoff (TKN) und Gesamtphosphor (Pges) während des ersten Versuchszyklus. Sie wurden aus den gemessenen Konzentrationen (Vgl. Tabelle 20) errechnet. Erkennbar ist ein Rückgang der Massen, aber auch der Konzentrationen.



**Abbildung 83: Verlauf der in der Schlamm-trockenmasse eingelagerte Massen an  $\text{NH}_4\text{-N}$ , TKN und Pges im ersten Betriebszyklus**

Pflanzen benötigen Nährstoffe für ihren Energie- und Baustoffwechsel. Sie können sowohl Ammonium, wie auch Phosphat, das durch Mineralisierung von organischem Phosphor bereitgestellt wird, verwerten [PABSCH&PABSCH (1998), ATV-DVWK (2001)]. Die Menge, welche in den Pflanzen selbst enthalten ist, kann vernachlässigt werden [JORDAN (2005)]. Bei ausreichend Luftsauerstoff findet im Schlammkörper Nitrifikation und Denitrifikation statt. In gut durchlüfteten Böden können so 15% bis 30% des anfänglich enthaltenen Ammoniums oxidiert werden [JORDAN (2005), PABSCH (2004)]. Ob hier tatsächlich ein Abbau von Ammonium-Stickstoff stattfand ist fraglich, da der Schlamm im untersuchten Zeitraum schlecht durchwurzelt und als Folge auch schlecht durchlüftet war. Vermutlich wurden die Stickstoffverbindungen mit dem Sickerwasser ausgeschwemmt. Dies könnte auch die anfängliche stärkere Abnahme der Verläufe von  $\text{NH}_4\text{-N}$  und TKN aus Abbildung 83 erklären.

Phosphor wird in der Regel weniger stark ausgeschwemmt als Stickstoffverbindungen. In der Literatur schwanken die Angaben über Anteile, welche mit dem Sickerwasser ausgetragen

werden, zwischen 10% und 25% [JORDAN (2005)]. Wegen des nur schwach ausgeprägten Bewuchses ist nicht von einem merklichen Abbau von Phosphor durch die Gräser auszugehen. Somit muss im ersten Versuchszyklus über 40% der anfänglichen Menge Pges ausgeschwemmt worden sein. Im zweiten Zyklus sinken die Konzentrationen im Rahmen des Schwankungsbereich der Literaturangaben.

#### **5.2.4.6 Belastung des Sickerwassers**

Die Parameter BSB5 und CSB des Sickerwassers gemäß Tabelle 19 zeigen – verglichen mit Abwasser – höhere Belastungen. Sie sind jedoch nicht außergewöhnlich, was ein Vergleich mit Literaturwerten von zeigt. BÖHM (2004) gibt die Spannbreite der Verschmutzung von Sickerwasser für den Parameter BSB5 zwischen 400 bis 2500 mg/l und für den Parameter CSB mit 1000 bis 7500 mg/l an.

#### **5.2.4.7 Massenbilanz**

In den vorangegangenen Kapiteln wurden verschiedene Teilströme betrachtet, qualifiziert und quantifiziert. Beispielhaft für den ersten Versuchszyklus sind diese in Tabelle 24 dargestellt. Positive Zahlenwerte bedeuten Eintrag in das System; negative Zahlenwerte bedeuten Austrag aus dem System.

Vor der Beschickung des Pflanzenbeetes wurde das Überstandswasser im zweiten Vorklärbecken und im SBR-Becken abgepumpt (vgl Kapitel 5.2.2.3). Die verbleibende Inhalte dieser Becken betragen etwa 1,8m<sup>3</sup> im zweiten Vorklär- und 3,4m<sup>3</sup> im SBR-Becken; der Inhalt des ersten Vorklärbeckens beträgt 8,4m<sup>3</sup> (das entspricht der Hälfte der gesamten Volumens der Vorklärung). Anhand dieser Volumenangaben und den gemessenen Trockensubstanzgehalten (vgl Tabelle 20) errechnet sich die Trockenmasse auf 290 Kg. Aus der Summe der Trockenmasse bei der Beschickung (290 KgTM) und der Feststoffmenge, welche mit dem Klarwasser abgegeben wurde (15 Kg), kann die gesamte Feststoffmenge der Stuttgarter Hütte angegeben werden; sie beträgt 306 KgTM und ist damit geringer als im wasserrechtlichen Bescheid gefordert (400 KgTM). 32 KgTM sind folglich beim Überlaufen des Pflanzenbeetes im Hüttenumfeld ausgebracht worden.

**Tabelle 24: Zusammenstellung der Teilströme der Abwasserreinigungs- und der Pflanzenbeet-anlage der Stuttgarter Hütte für den ersten Versuchszyklus**

System	Bezeichnung des Teilstroms	Volumen [m <sup>3</sup> ]	TM [Kg]	Quelle
Kläranlage	Abwasser der Hütte	+ 417,3	+ 306	Kapitel 5.2.4.2
Kläranlage	Ablauf SBR-Becken	- 403,7	- 15	Kapitel 5.2.4.2
Kläranlage	Verlust infolge Überlauf des Polders	- 1,5	-32	
Pflanzenbeet	Beschickung	+12,1	+259	Kapitel 5.2.4
Pflanzenbeet	Niederschläge (Regen und schnee)	+ 80,0	+ 0	Kapitel 5.2.4.1
Pflanzenbeet	Sickerwasser	-66,1	- 1	Kapitel 5.2.4.1
Pflanzenbeet	Verdunstung / Assimilation	-26,0	- 0	
Kläranlage	Sickerwasser	+66,1	+ 1	

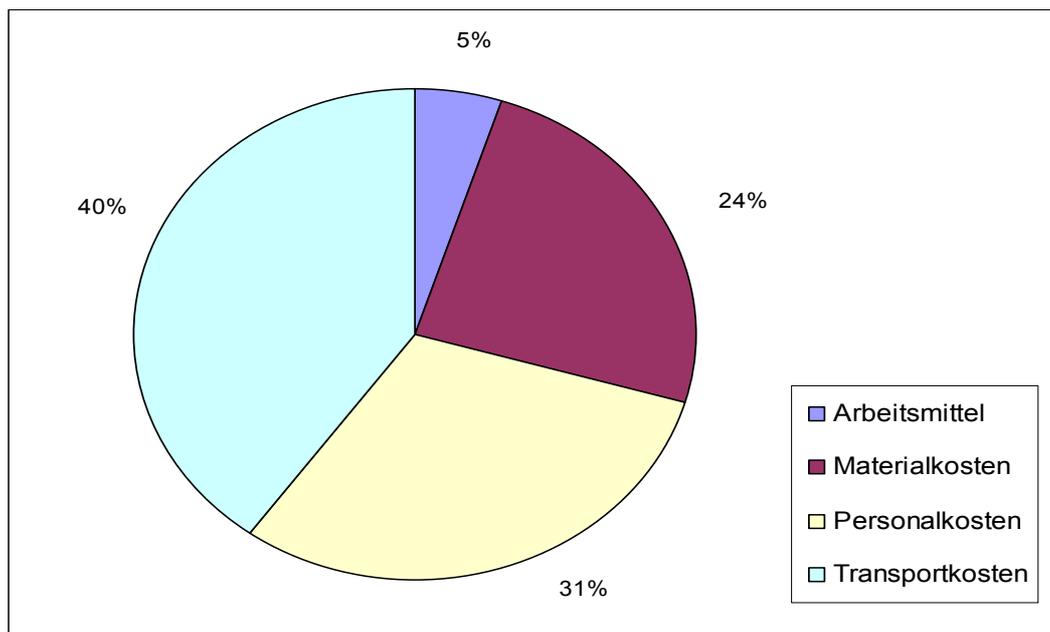
### 5.2.5 Gesichtspunkte der Betreiber

Die Aufwendungen für den Bau der Versuchsanlage im Oktober 2004 beliefen sich auf rund 9700 Euro brutto. Sie beinhalten den Einsatz von Arbeitsmitteln, Material-, Personal- und Transportkosten.

Gegenüber Pflanzenbeetanlagen im Tiefland ist der Anteil der Transportkosten an den gesamten Baukosten höher.

Der Betrieb der Anlage zeichnet sich durch eine einfache störungsunanfällige Technik aus. Neben der Beschickung, welche vom Wartungsdienst der Abwasserreinigungsanlage übernommen werden kann, und der Einsaat des Polders sind keine weiteren Tätigkeiten notwendig. Die Räumung sollte je nach Bedarf (etwa alle vier bis fünf Jahre) erfolgen.

Während des gesamten zweijährigen Versuchsbetriebes wurde keine Belästigung durch unangenehmen Geruch festgestellt. Auch eine Entwicklung von Insektenpopulationen, wie beispielsweise Dungfliegen, blieb aus [BEISER (2006)].



**Abbildung 84: Verteilung der einzelnen Kostenarten an den Gesamtaufwendungen zum Bau der Versuchsanlage**

### 5.2.6 Fazit und Ausblick

Die Pflanzenbeetanlage wurde im Rahmen dieses Forschungsvorhabens errichtet und untersucht. Bei der Auslegung mussten die besonderen klimatischen Bedingungen alpiner Lagen berücksichtigt werden. Wesentliche Ziele der Behandlung sind die Entwässerung und die Mineralisierung des Schlammes.

Mit der Anlage konnte der Wassergehalt von 98% auf 75% bzw. 70% gesenkt werden, was einer Volumenreduktion von über 90% entspricht. Die Mineralisierung organischer Substanzen hat im ersten Versuchszyklus kaum stattgefunden. Im zweiten Zyklus dagegen wurde eine Senkung des Glühverlustes von 86% auf 62% erreicht. Entscheidenden Anteil daran trägt die verbesserte Durchwurzelung der Schlammsschicht.

Es konnte gezeigt werden, dass eine frühzeitige Einsaat eine ordentliche Wurzelbildung ermöglicht, was die weitergehende Entwässerung und Mineralisierung des Schlammes verbessert. Signifikante Vorteile bestimmter Grassamenarten sind jedoch nicht feststellbar. Während der Behandlung sinkt zudem die Menge an Nährstoffen im Schlamm. Diese werden allerdings überwiegend mit dem Sickerwasser ausgetragen und erneut der Kläranlage zugeführt.

Aus Sicht des Betreibers vorteilhaft ist der geringe Betriebsaufwand, welcher neben der Einsaat und der Beschickung keine weiteren Tätigkeiten vorsieht. Aufgrund der hohen Transportkosten zur Anlieferung des Filtermaterials sind die gesamten Investitionskosten zum Bau der Pflanzenbeetanlage erheblich.

## **5.3 Pflanzenbeetanlage am Kärlingerhaus**

### **5.3.1 Lage und örtliche Verhältnisse**

Die DAV-Sektion Berchtesgaden betreibt das Kärlingerhaus. Es steht im Gemeindegebiet Schönau im Nationalpark Berchtesgaden. Die Hütte liegt am Funtensee auf 1636müNN und ist ausschließlich zu Fuß zu erreichen. Der Aufstieg von St. Bartholomä ist in vier Stunden zu bewältigen.

Das Kärlingerhaus bietet Nächtigungsmöglichkeiten für 233 Gäste; es hat für Bergwanderer von Anfang Juni bis Mitte Oktober und für Skitourengehen von Anfang bis Ende April, also durchschnittlich 140 Tage pro Jahr, geöffnet. Jährlich werden 8 000 - 10 000 Übernachtungen und etwa 6 000 Tagesgäste verzeichnet.

Die Ver- und Entsorgung der Hütte erfolgt ausschließlich per Hubschrauber.

#### **5.3.1.1 Energieversorgung**

Eine Photovoltaikanlage, bestehend aus 20 Modulen, und ein rapsölbetriebenes Blockheizkraftwerk erzeugen die elektrische Energie zur Versorgung der Hütte. Zur Gewinnung der Wärmeenergie ist ein Rapsölbrenner installiert. Gekocht wird mit Gas.

#### **5.3.1.2 Wasserversorgung**

Das Kärlingerhaus wird von zwei Quellen (Graßlquelle, Rennergrabenquelle) mit Wasser versorgt. Von der Rennergrabenquelle fließt das Wasser im Freispiegel zum zweigeteilten Hochbehälter; das Wasser der Graßlquelle muss hingegen in den Hochbehälter gepumpt werden. Das Wasser der Graßlquelle fließt in einer eigenen Leitung zur Hütte, wird über eine UV-Anlage geführt und als Trinkwasser verwendet. Das Wasser der Rennergrabenquelle dient zur Deckung des Brauchwasserbedarfs.

#### **5.3.1.3 Abfallentsorgung**

Die Pächter des Kärlingerhauses sind schon seit Jahren bemüht, die Müllmengen zu minimieren: Auf der Hütte sind keine Mülleimer aufgestellt; die Gäste sollen zur Mitnahme ihrer Abfälle ins Tal animiert werden.

Der anfallende Abfall wird in die Fraktionen Glas, Kunststoff, Weißblech, Papier und Karton getrennt. Papier und Kartonagen werden zum Einheizen der Kachelöfen verwendet; die restlichen Fraktionen werden mit dem Hubschrauber ins Tal geflogen und dort verwertet.

Bioabfälle werden separat erfasst. Sie werden in einem Einfachkomposter mit Strukturmaterial angereichert und vor Ort behandelt.

### 5.3.1.4 Abwassertechnische Anlage

Die Kläranlage wurde 2001 erneuert und dem Stand der Technik angepasst; hier werden der Küchenablauf und das Abwasser der Toiletten- und Waschräume gemeinsam behandelt. Dem Küchenablauf ist ein Fettabscheider vorgeschaltet.

Die alte Dreikammergrube wurde als Vorklär- und Pufferbecken umgebaut, fasst etwa 15m<sup>3</sup> und ist ca. 1,30m tief. Das mechanisch vorgeklärte Abwasser wird auf einen der vier Tropfkörper geleitet und dort biologisch gereinigt. Der Überlauf aus der Rezirkulation der Tropfkörper gelangt in ein vertikal durchströmtes Nachklärbecken. Das gereinigte Abwasser versickert örtlich. Der Rücklaufschlamm wird in das Vorklärbecken zurückgepumpt.

Der Mischschlamm im Vorklärbecken wird bei Bedarf, in der Regel zum Saisonende, in etwas erhöht gelegenen Vererdungsbeete gefördert. Das Sickerwasser aus diesen Beeten fließt im Freispiegel zurück ins Vorklärbecken.

### 5.3.2 Schlammbehandlung



Abbildung 85: Pflanzenbeete zur Schlammbehandlung am Kärlingerhaus [Foto N.Narr 2002]

#### 5.3.2.1 Lage und Aufbau der Pflanzenbeete

Die Klärschlammbehandlungsanlage wurde im Zuge der Sanierung der Kläranlage im Jahre 2001 errichtet. Sie ist hangseitig etwa 30 Meter über dem Vorklärbecken errichtet. Die Wahl dieses Standortes resultierte aus der Befürchtung, dass unangenehme Gerüche auftreten könnten.

Das Vererdungsbeet besteht aus zwei Poldern mit je 16 m<sup>2</sup> und einem Freibord von 60 Zentimetern. Um Anflugkosten zu sparen, wurde für den Aufbau der Filterschicht örtlich anstehender Kies verwendet. Zwischen zwei Schichten Kies ist ein Geotextil (DELTA- Drainagevlies, Zertifikat: 0799-CPD- 13) verlegt. Zur Berücksichtigung erhöhter Niederschlagsmengen und zur Abführung des Oberflächenwassers sind je zwei Vertikaldrainagen angeordnet.

### **5.3.2.2 Betrieb der Beete**

Die Beschickung der Beete wird vom Hüttenwirt selbst durchgeführt. Sie erfolgt in der Regel einmal jährlich zum Saisonende mit Mischschlamm des Vorklärbeckens. Lediglich 2002 wurden die Polder zweimal beschickt. Das Schlammwasser im Vorklärbecken wird zuerst über die Tropfkörper geführt; anschließend der verbleibende Inhalt (7-13m<sup>3</sup>) mit einer Schneiradpumpe in die Polder gepumpt.

Zur Auflockerung und zur Förderung der Mineralisierung wird der zu behandelnde Schlamm mit Holzhackschnitzeln vermischt und mit Grassamen eingesät. Die Grassaat geht nur marginal bzw. gar nicht auf.

Nach Abschluss der Vererdungsperiode darf, gemäß eines Bescheides des Landratsamts Berchtesgadener Land vom 19.07.2000, der mineralisierte Schlamm auf befestigten Flächen im Hüttenumfeld ausgebracht werden.

### **5.3.2.3 Probleme bei der Beschickung und im Betrieb**

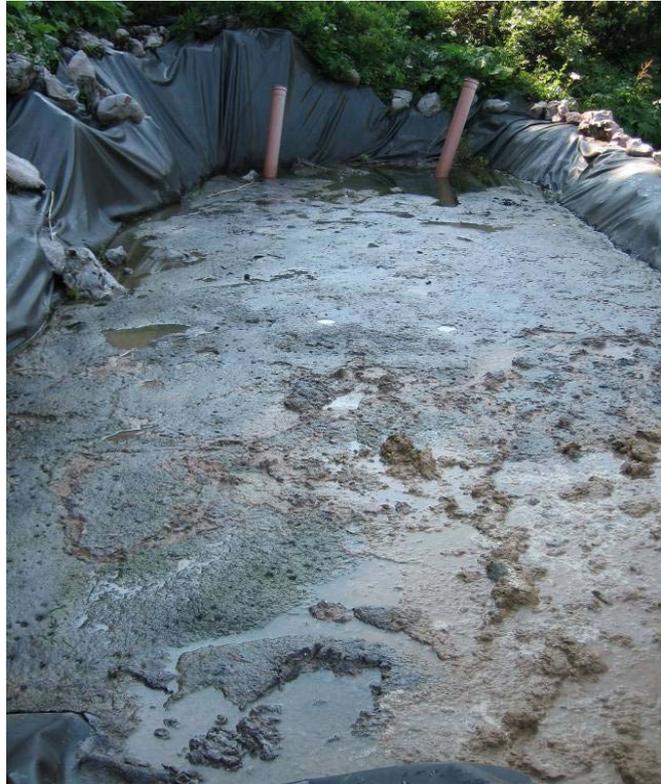
Das erste Probleme zeigt sich durch eine dauerhafte Schwimmschlammschicht im Vorklärbecken. Die Oberfläche des Schwimmschlammes im Vorklärbecken trocknet während der Saison, so dass sich bis zum Ende der Saison eine feste 15-20 Zentimeter dicke Deckschicht ausbildet. Im Vorklärbecken arretierte Umwälzpumpen sollen der Verfestigung des Schwimmschlammes entgegenwirken, indem sie dieses durchmischen. Allerdings erfüllen die Pumpen ihren Zweck nicht, da sie nur örtlich, wo sie befestigt sind wirken.

Nach Aussagen des Hüttenwirtes rinnt unmittelbar, nach Beginn der Beschickung Sickerwasser über den Kontrollschacht wieder ins Vorklärbecken zurück. Vermutlich aufgrund der verfestigten Schwimmschlammschicht wird zuerst Schlammwasser mit geringem Feststoffanteil gefördert, was sofort durch die jeweiligen Filterschichten der Pflanzenbeete sickert. Auf diese Weise zirkuliert ein relativ großes Volumen zwischen Vorklärbecken und Pflanzenbeetanlage.

Tatsächlich sollten Polder zuerst mit dickem Schlamm, d.h. hohen Feststoffgehalten, befüllt werden, damit eine Verlagerung von feinen Schlammpartikeln in die Filterschicht minimiert wird.

Das zweite Problem ist der sehr hohe Wasserstand in den Poldern. Bei der Ortsbegehung am 1. September 2004 wurde beobachtet, dass sich in den beiden Poldern eine etwa 15 Zentimeter hohe Wasserschicht staut, welches nicht durch die Filterschicht ablaufen kann. Auf der Kiesschicht hat sich eine sehr feine (0,5cm Dicke) Tonschicht abgelagert. Beim Entfernen dieser Schicht an ausgewählten Stellen, fließt das angestaute Wasser ab.

Bei der Ortsbegehung am 27. Juli 2005 waren beide Polder bis zum Rand gefüllt. Aufgrund des niedrigen Freibords besteht die Gefahr des Überlaufens.



**Abbildung 86: Schlamm zur Behandlung im linken Polder am 27. Juli 2005 [Foto F.Schönherr]**

Im Wesentlichen besteht der Inhalt aus Schlammwasser auf dem eine Schlammsschicht schwimmt. Diese Schlammsschicht ist ockerfarben, wie der Inhalt des Vorklärbeckens und 20-25 Zentimeter dick. Ein Rotteprozess ist nicht erkennbar; es hat sich lediglich eine 2-3mm dicke dunkelgraue Schicht über der ockerfarbenen ausgebildet. Durch den Kontrollschacht war erkennbar, dass kein Wasser aus dem Polder sickert. Beim Aufbrechen der Filterschicht, verstärkt sich der Rückfluss des Sickerwassers ins Vorklärbecken nicht, wie es noch bei der Ortsbegehung vom 01.09.2004 protokolliert wurde.

Die Filterschicht des Polders ist von hinten nach vorne geneigt. Dadurch ist die Schlammsschicht nicht gleichmäßig dick. Der Pegel des Wassers im vorderen Bereich beträgt geschätzte 50 Zentimeter. Im hinteren Bereich ist die Schlammsschicht etwa 2-5cm dick; Überstandswasserschicht gibt es nicht. Die Vertikaldrainagen, welche im hinteren Bereich angeordnet sind, leiten kein Wasser ab, da dieses sich im vorderen Bereich befindet. In den weniger feuchten Bereichen der Polder wachsen vereinzelt Pflanzen auf dem Schlamm.

### 5.3.3 Beurteilung der Schlammbehandlung

#### 5.3.3.1 Bewertung des Rotteprozesses

Bei der Ortsbegehung am 27. Juli 2005 wurden Proben der schwimmenden Schlämme aus dem Vorklärbecken und dem Pflanzenbeet entnommen und ausgewertet. Die Ergebnisse zeigt nachfolgende Tabelle.

**Tabelle 25: Glühverlust und TR-Gehalt der Schlammproben vom 27.Juli 2005**

Schlammprobe	Glühverlust [%]	TR-Gehalt [%]
schwimmender Mischschlamm aus dem Vorklärbecken	89,3	11,9
schwimmender Schlamm der Vererdungsbeete	88,9	16,3

Bei einem stattfindenden Rotteprozess wird das Rottegut mineralisiert, was durch einen abnehmenden Glühverlust erkennbar ist. Das ist hier nicht der Fall. Obwohl eine Stichprobe nicht repräsentativ ist, scheinen die Werte aus obiger Tabelle mit den erwähnten Beobachtungen plausibel.

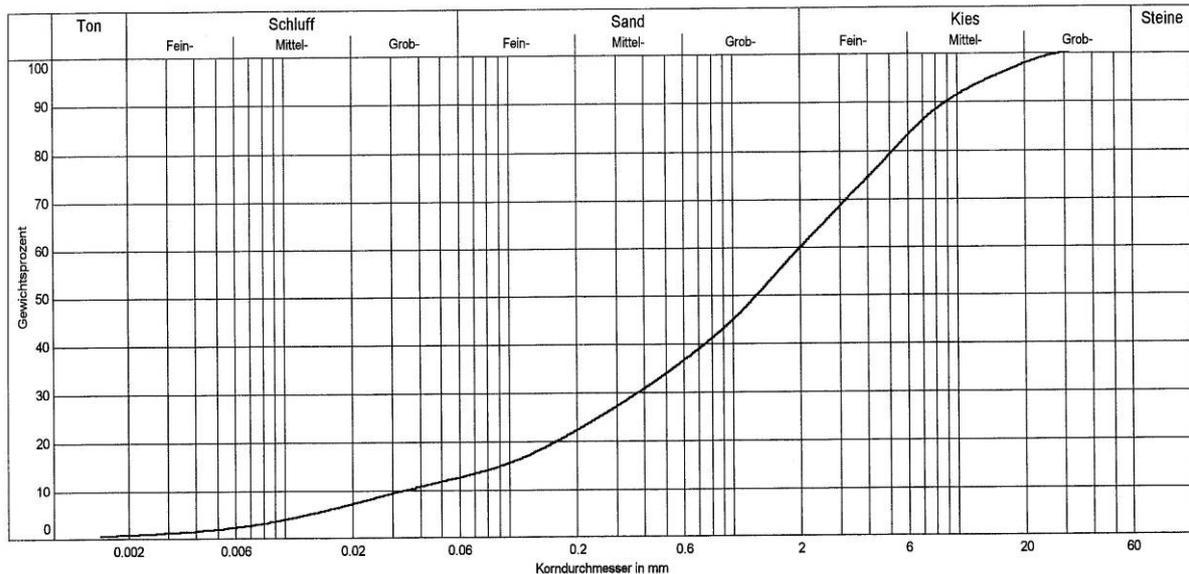
Eine aerobe Zersetzung ist nach [KERN et al. 2003] bei Wassergehalten von maximal 70% möglich; optimal sind 45%. Durch den hohen Wassergehalt ist eine lockere Lagerung des Schlammes, die eine ausreichende Durchlüftung gewährleistet, nicht mehr möglich. Deshalb ist wohl die ausbleibende Mineralisierung der Reststoffe in den Pflanzenbeeten auf den hohen Wassergehalt des Schlammes von 84% zurück zu führen.

Der Wassergehalt in den Poldern ist so hoch, da das Oberflächen- und Sickerwasser nicht abfließt.

Neben dem Wassergehalt ist die Temperatur ein entscheidender Rahmenparameter für eine funktionierende Rotte. Während der Ortsbegehung am 27. Juli 2005 wurde im abgeschatteten Bereich der Vererdungsanlage eine Lufttemperatur von 23°C und im Schlamm selbst 19°C gemessen. Nach [KERN et al. 2003] finden psychrotolerante Rotteprozesse bis etwa 7°C und mesophile bis etwa 18°C statt. Es ist davon aus zu gehen, dass die vorherrschenden Temperaturen eine aerobe Umsetzung der Reststoffe nicht behindern.

### 5.3.3.2 Zusammensetzung der Filterschicht

Nach Aussagen des 1. Vorsitzenden der DAV-Sektion Berchtesgaden Beppo Maltan, wurde das zum Aufbau der Filterschicht verwendete Kiesmaterial aus einem Abraum in Hüttennähe entnommen und unbehandelt eingebaut. Aus diesem Abraum ist eine Materialprobe nach DIN 18123-7 an der Universität der Bundeswehr München hinsichtlich ihrer Kornverteilung untersucht worden. Das Ergebnis ist in nachfolgender Abbildung dargestellt.



**Abbildung 87: Kornverteilung des Rohmaterials zum Aufbau der Filterschicht der Pflanzenbeetanlage**

Die wichtigsten Klassifizierungsgrößen des Materials aus dem Abraum sind:

Feinkornanteil ( $d < 0,063 \text{ mm}$ ) = 12,7 M-%

Ungleichförmigkeitszahl  $U = 2,0 / 0,034 = 58,8$

Krümmungszahl  $C_c = 1,80$

Bodengruppe nach DIN 18196: GU (Kies tonig oder schluffig)

Idealerweise sollte die Filterschicht von Pflanzenbeeten aus enggestuftem Kies (Bodengruppe GE) mit einem mittleren Korndurchmesser von 2,0mm aufgebaut sein und möglichst keinen Feinkornanteil enthalten. Die Ungleichförmigkeitszahl sollte etwa 3,5 betragen.

Zum Erhalt der Drainagewirkung der Filterschicht wird üblicherweise eine zusätzliche Sandschicht über der Kiesschicht eingebaut, die eine Verlagerung von Schlammpartikeln in die Kiesschicht minimieren soll. Bei den Pflanzenbeeten am Kärlingerhaus fehlt eine solche Schicht. Es ist folglich davon aus zu gehen, dass der tatsächliche Feinkornanteil der Filterschicht erheblich größer ist als der ohnehin schon hohen Feinkornanteils des Rohmaterials aus dem Abraum.

Der Feinkornanteil gibt Aufschluss über den Ton- und Schluffanteil im Korngemisch. Tone und Schluffe sind verformbar, quellen bei Feuchtigkeit auf und können so die Zwischenräume der Sand- und Kiesteilchen in der Filterschicht füllen.

#### **5.3.4 Fazit und Ausblick**

Die Pflanzenbeetanlage am Kärlingerhaus erfüllt derzeit nicht die geplanten Zielsetzungen. Eine Mineralisierung ist nicht erkennbar. Die Ursache hierfür sind nicht zu niedrige Temperaturen, sondern der zu hohe Wassergehalt des Schlammes, wozu mehrere Faktoren beitragen:

Bei der Beschickung werden zuerst feine Teilchen gefördert, die sich dann in die Filterschicht einlagern. Da sich mit den gegenwärtigen Umwälzpumpen keine zufrieden stellende Durchmischung erzielen lässt, sollte die verfestigte Schwimmschlammdecke händisch zerstört und untergemischt werden.

Durch die geneigte Filterfläche wird Oberflächen- und Niederschlagswasser von den Vertikaldrainagen weggeführt, so dass diese nicht zu deren Abführung beitragen können.

Für den Aufbau der Filterschicht wurde ein ungeeignetes Rohmaterial gewählt. Die enthaltenden Schluff- und Tonanteile tragen zur Kolmation bei.

Eine Sandschicht über der eigentlichen Filterschicht fehlt gänzlich. Die Sandschicht soll die Filterschicht schützen und die Einlagerung von feinen Schlammpartikeln in selbige minimieren.

Offensichtlich werden die Pflanzenbeete mit einer für das Hochgebirge zu großer Flächenbelastung betrieben.

## 5.4 Empfehlungen für Pflanzenbeetanlagen im Hochgebirge

Pflanzenbeetanlagen zur Behandlung von Klärschlamm können auch im Hochgebirge erfolgreich betrieben werden. Für Bau und Betrieb dieses Verfahrens sind allerdings besondere Voraussetzungen zu erfüllen.

Die Lage im Hochgebirge zwingt aufgrund kürzerer Vegetationsperioden, niedrigeren Durchschnittstemperaturen und höheren Niederschlagsmengen zu Verfahrensmodifikationen: Die Flächenbelastung sollte nicht mehr als  $10 \text{ KgTM}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$  betragen und nicht mehr als ein Betriebszyklus pro Jahr vorgesehen werden. Zur besseren Ableitung von Regenfällen oder nach der Schneeschmelze sind zusätzliche Vertikaldrainagen empfehlenswert.

Der Aufbau des Polders sollte vom Fachpersonal durchgeführt werden und enggestuftes Kies ohne Tonanteile zum Aufbau der Filterschicht verwendet werden. Die Neigung der Böschungen sollte nicht zu steil (1:0,3 bis 1:0,5) sein, um ein Abrutschen der Filterschicht zu verhindern. Ebenso sollte zum Schutz der Filterschicht eine Prallplatte oder Ähnliches vorhanden sein, welche die Energie bei der Befüllung des Polders minimiert.

Bei den Untersuchungen im Rahmen dieses Forschungsvorhabens hat sich gezeigt, dass der Wassergehalt gegen Ende eines Betriebszyklus von der Witterung abhängt (vgl. Tabelle 23). Die Räumung des Beetes sollte deshalb nach längeren Trockenphasen erfolgen, da hier die Gesamtmasse des Schlammes am niedrigsten ist.

Wird das Sickerwasser aus der Pflanzenbeetanlage zurück in die Kläranlage geführt, kann sich die Zulaufmenge signifikant erhöhen (bei der Stuttgarter Hütte sind dies beispielsweise 15%). Dies kann unter Umständen zu Reinigungsdefiziten führen. Die Bemessung der Kläranlage sollte dahingehend überprüft werden. Als Anhaltswert zur Berechnung dieser Sickerwassermenge sollte davon ausgegangen werden, dass etwa die Hälfte des Schlammwassers und etwa drei Viertel des Niederschlagswassers über das Sickerwasser abgeführt wird.

Wichtiger Faktor für den Grad der Mineralisierung und der Entwässerung ist die Durchwurzelung der Schlammschicht. Hierdurch wird die Neigung zur Rissbildung gefördert, Sauerstoff dringt ein und Feuchtigkeit kann entweichen. Die Einsaat der Gräser sollte möglichst früh, unmittelbar nachdem der Polder schneefrei ist, vorgenommen werden, um eine möglichst starke Durchwurzelung zu erreichen.

Eventuell ist, je nach Lage des Pflanzenbeetes, eine längere Vegetationsperiode ratsam. Entsprechende Versuche zur Beurteilung des Nutzens eines zweijährigen Zyklusdauer hierzu werden derzeit auf der Stuttgarter Hütte geführt.

## WEITERBEHANDLUNG ABGETRENNTER ABWASSERINHALTSSTOFFE

### 6 Wasserlose Toilettensysteme

Die grundlegenden Vorarbeiten für die Entwicklung eines Solar-Komposters an der Klostartaler Umwelthütte wurden 2004 und 2005 an der Brunnsteinhütte durchgeführt.

#### 6.1 Die Komposttoilettenanlage der Brunnsteinhütte

Die Abwasserreinigungsanlage (ARA) der Brunnsteinhütte (am westlichen Rand der dritten Karwendelkette 1.560 m Seehöhe, zwischen Scharnitz und Mittenwald, von dort 1,5 bis 2 Gehstunden) der DAV-Sektion Mittenwald ist mit drei Trockentoiletten sowie Urinal ausgestattet (Abbildung 88). Deren flüssige Abgänge (+ periodische Enzymzugabe) sowie die Grauwässer werden in einem Puffertank zwischengespeichert und periodisch in kleinen Pumpmengen zur biologischen Reinigungsstufe hochgepumpt.

Diese besteht aus drei kaskadenartig hintereinander bzw. übereinander angeordneten und über Verteilerwippen beschickten rechteckigen NIRO-Körben, die mit Kies / Kalksplitt befüllt sind. Der Sekundärschlammanfall ist wegen der geringen Biofilm-Flächenbelastung als minimal bzw. vernachlässigbar gering zu bezeichnen.

Die in den drei Trockentoiletten zurückgehaltenen festen Abwasserinhaltsstoffe samt Strukturmaterial (grobe Sägespäne + Kompostbeschleuniger: 10 Sack á 50 L pro Jahr) werden vorerst vom hinteren Teil der Trockentoiletten-Anlagen periodisch in den vorderen Teil gezogen und dabei durchmischt und belüftet (Abbildung 89).



Abbildung 88: SW-Ansicht des Trockentoiletten- und Kläranlagengebäudes der Brunnsteinhütte



Abbildung 89: Im linken Bildteil ein geöffneter vorderer Teil der Trockentoilette mit nach vor gezogenem Material, im mittleren Bildteil ein mit Deckel verschlossener vorderer Teil der Anlage, im rechten Bildteil der Pumpspeicherbehälter für Abwasser (Grauwasser + Urin) und Kompostsickerwasser [Foto W.Becker (2004)]



Abbildung 90: Oben frischeres in Komposter ausgetragenes Materials, im unteren Komposter bereits teilkompostiertes Material

Das dort gelagerte und bereits etwas teilkompostierte und volumenreduzierte Material wurde zuvor in kleinen Portionen herausgenommen und unter Zusatz von weiterem Strukturmaterial in den Komposter 1 (handelsübliches Produkt aus braunem Kunststoffmaterial mit  $V_{\text{nutz,max}} = 0,6 \cdot 0,6 \cdot 0,85 \text{ m} \approx 0,30 \text{ m}^3$ ) gegeben. Dieser war am Begehungstag 06.07.2005 mit  $0,6 \cdot 0,6 \cdot 0,6 \text{ m} \approx 0,22 \text{ m}^3$  Kompostmaterial von 2004 und 2005 (knollig, feucht, noch Anteile von Faeces) gefüllt.

Die Höhendifferenz von 0,25 m weist auf die bereits stattgefundenene Volumsreduktion beim Kompostieren inklusive der Verringerung der beim Umfüllen geschaffenen Hohlräume hin.



**Abbildung 91: Alter Komposter mit teilkompostiertem, verpilztem Trockentoilettenmaterial und oberer Teil einer Temperaturmesssonde [Foto W.Becker (2005)]**



**Abbildung 92: Neuer handelsüblicher Komposter aus mit umgelagertem, weitergehend kompostiertem bis leicht vererdetem Material [Foto W.Becker (2005)]**

Von dort wird das Material von unten her ausgetragen und mit zusätzlichem Strukturmaterial vermengt in den in den Komposter 2 (ARJOBAS = handelsübliches, jedoch angepasstes Produkt aus grünem Kunststoffmaterial, innen mit rundem feinerem Drahtgittereinsatz mit  $V_{\text{nutz,max}} = 0,775 \cdot 0,775 \cdot 0,785 \cdot 1,0 \text{ m} \approx 0,47 \text{ m}^3$ ) gefüllt. Dieser war von der Fa. ARJOBAS im Herbst 2004 geliefert und vom Hüttenwirt am 11.10.2004 aufgestellt worden. Er war am Begehungstag 06.07.2005 mit  $0,85 \text{ m} \approx 0,40 \text{ m}^3$  Kompostmaterial von 2003 und 2004 (krümelig bis kleinknollig, bereits etwas kompostartig – erdig, optisch keine Anteile von Faeces mehr feststellbar) gefüllt.

Das Material von Komposter 2 wird von unten abgezogen und in den aus Metallgitter gefertigten Komposter 3 ( $V_{\text{nutz,max}} = 1,15 \cdot 0,75 \cdot 0,9 \text{ m} \approx 0,78 \text{ m}^3$ , mit dachartigem, klappbarem Deckel aus Metall versehen, innen mit grobem Kunststoffgeflecht ausgelegt) gefüllt. Am Begehungstag 06.07.2005 wies er einen Kompostinhalt (Materialien aus 2000, 2001 und 2002; kleinknollig, etwas kompostartig, optisch keine Anteile von Faeces mehr feststellbar, je doch

deutlich übrig gebliebene Rückstände von Hygieneartikel aus Kunststoff) von etwa  $1,15 \cdot 0,75 \cdot 0,75 \text{ m} \approx 0,65 \text{ m}^3$  auf.

Ohne die frische Menge an TT-Rückstand in den ersten Kammern der drei TT-Anlagen bedeutet dies in den drei im Freien aufgestellten Kompostern ein Gesamtvolumen an vorhandenem Kompostmaterial der Jahre 2000 bis Anfang 2005 von  $0,22 + 0,40 + 0,65 \approx 1,27 \text{ m}^3$  bzw. ca.  $1,27 / (0,75 + 1,50 + 3,0) = 1,27 / 5,25 = 0,242 \text{ m}^3/\text{a}$ .

## 6.2 Hüttenkennwerte und Schmutzfrachten

Die Brunnsteinhütte ist je nach Witterung jeweils in der Zeit von etwa Anfang Mai bis Mitte Oktober sowie an einigen vereinbarten sonstigen Tagen und Wochenenden (angemeldete Gruppen) geöffnet = bewirtschaftet (max. 28 Lager für Übernachtungen). Auf Grund der vom Hüttenwirt angegebenen Belegungsziffern errechnet sich unter Einschluss der Tagesgäste in etwa folgende mittlere EW60-Jahresbelastung:

**Tabelle 26: Jahresschmutzfrachten**

Bezeichnung	Berechnung der spezifische Jahresschmutzfrachten	gBSB <sub>5</sub> /a	≈ kgBSB <sub>5</sub> /a
Ständig anw. Personen	$(20 \cdot 5 + 100 \cdot 3 + 30 \cdot 2 + 20 \cdot 1 + 10 \cdot 2) \cdot 60 \text{ g/d}$	30.000	30
Nächtigende Gäste	$(1864 + 1905 \text{ Ü}) / 2 \approx 1880 \cdot 55 \text{ gBSB}_5/\text{Ü,d}$	103.400	103
Tagesgäste / langer Aufenthalt	$5.000 \text{ TGlang} \cdot 20 \text{gBSB}_5/\text{TGlang}$	100.000	100
Tagesgäste / kurzer Aufenthalt	$4.500 \text{ TGkurz} \cdot 15 \text{gBSB}_5/\text{TGkurz}$	67.500	67
Jahresbelastung / Rechenwert	$\approx 300.000 / 60 = 5.000 \text{ EW60}$	300.000	300

Auf Grund von Erfahrungswerten wird pro EW60 – inklusive Strukturmaterial – üblicherweise mit einem spezifischen TT-Anfall (Frischmaterial) von  $100 + 25 = 125 \text{ g} = 0,125 \text{ kg} \approx 0,125 \text{ L}$  gerechnet:

$$V_{a,tt,frisch} \approx 5.000 \text{ EW60/a} \cdot 0,125 \text{ L/EW60} = 625 \text{ L/a}$$

Über den o. a. Zeitraum ergibt sich im Jahresschnitt - inklusive des zugesetzten Strukturmaterials von 10 Sack á 50 L – ein tatsächlich noch vorhandenes spezifisches Volumen von etwa

$$230 \text{ L/a} : 5.000 \text{ EW60/a} = 0,046 \approx 0,05 \text{ L/EW60} \approx 40\% \text{ von } 0,125 \text{ L/EW60}$$

bzw. bezogen auf das vorhandene Kompostvolumen in den Kompostern in etwa:

$$\text{Komposter 1: } 0,50 \cdot 2004 + 0,25 \cdot 2005: 220 \text{ L} / (5.000 \cdot 0,75) = 0,088 \text{ L} / \text{EW60}$$

$$\text{Komposter 2: } 1 \cdot 2003 + 0,50 \cdot 2004: 400 \text{ L} / (5.000 \cdot 1,50) = 0,053 \text{ L} / \text{EW60}$$

$$\text{Komposter 3: } 1 \cdot 2000 + 1 \cdot 2001 + 1 \cdot 2002: 650 \text{ L} / (5.000 \cdot 3,00) = 0,043 \text{ L} / \text{EW60}$$

Daraus lässt sich ableiten, dass sich die größte spezifische Volumensreduktion in der ersten Zeit nach dem TT-Feststoffanfall ergibt (Abtropfen, Abtrocknen), sich im weiteren durch physikalische und biologische Vorgänge verlangsamt und asymptotisch einen Wert von etwa 0,040 L pro EW60 anstrebt.

Das Kompostmaterial des Komposters 3 macht schon einen weitgehend kompostierten bis erdigen Eindruck. Es sollte unserer Meinung nach etwa Mitte 2005 von Grobstoffen (Plastikfolien von Hygieneartikeln ...) befreit, auf Miete gelegt und ein weiteres Jahr der freien Witterung ausgesetzt werden, bevor es mit Hochlagensamen für die Höhenstufe B3 (mit Kleesamenanteilen an Weißklee und Wundklee) versetzt zur Rekultivierung um die Kläranlage herum verwendet wird (Ansuchenpflicht bei LRA Garmisch / WWA Weilheim) - oder bei Untersagung dieser Vorgangsweise mit der Materialseilbahn ins Tal zur dortigen Entsorgung abtransportiert wird.

### 6.3 Probennahme und -analyse

Es wurden - so wie am Ende der Sommersaison 2004 (Tag der offiziellen Hüttenschließung am 20.10.2004) - auch bei der ggstdl. Begehung wieder Proben vom jeweils obersten Drittel der drei Komposter - d.h. im Bereich der eingesetzten Temperatursensoren - gezogen und zur physikalischen Untersuchung ins Labor des Instituts für Umwelttechnik gebracht. Gleichzeitig wurden am 07.07.2005 Proben für die bakteriologische Untersuchung gezogen und diese am 08.07.2005 dem Kollegen Schönherr zur Weiterleitung an das Labor Hydrologische Untersuchungsanstalt Salzburg übergeben. Inklusiv weiterer gezogener Proben ergab sich in bakteriologischer und physikalischer Hinsicht folgender Befund:

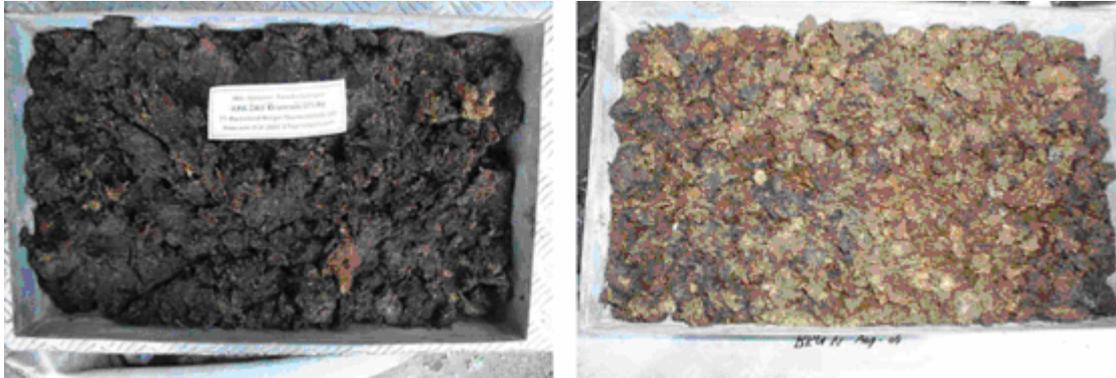
**Tabelle 27: Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen**

Proben-Art/Zeit	Labor-Nr.	Enterobacteriaceen	Enterokokken	Salmonella	Wurmeier	TRS	GV	pH	k25
		in 1g FS	in 1g FS	in 1g FS	in 1g FS	%	%	-	mS/cm
MP3 2004-2005	3773/05	3,5*10 <sup>5</sup>	> 10 <sup>5</sup>	n.n	n.n	23	78	8,34	0,785
MP2 2002-2004	3774/05	7,0*10 <sup>4</sup>	4,8*10 <sup>4</sup>	n.n	n.n	32	69	7,86	0,405
MP1 2000-2002	3775/05	4,7*10 <sup>4</sup>	2,4*10 <sup>3</sup>	n.n	Nematodenlarven Kokzidienoozysten	40	73	8,23	0,686
EP Mitte 2001	8964/06	4,5*10 <sup>4</sup>	0,0	n.n	n.n	41	71	8,11	0,665
EP Mitte 2000	8963/06	0,0	0,0	n.n	Nematodenlarven Kokzidienoozysten	39	68	7,75	0,640

MP = Mischprobe EP = Einzelprobe n.n.: nicht nachweisbar

Zur Erzielung einer besseren Kompostierung war zunächst geplant, an der Kläranlage Brunnsteinhütte einen Solarkomposter der Fa. ARJOBAS zu installieren. Nach dem vorzeiti-

gen Ausscheiden von ARJOBAS aus dem Projekt, wurde zusammen mit GRAMMER SOLAR ein eigenes Gerät, nämlich der "Solarkomposter", entwickelt. Näheres hierzu ist dem Kapitel 6.5 zu entnehmen.



**Abbildung 93: Getrocknete Proben von unterschiedlich altem Material aus den Trockentoiletten**

In der TT-Anlage (Raum + TT2 / vorderer Teil) waren am 20.10.2004 (Ende Sommersaison 2004) Sensoren zur Ermittlung von Lufttemperatur und relativer Luftfeuchtigkeit installiert worden, im Kompostmaterial der drei Komposterbehälter nur selbst registrierende Temperatursensoren. Folgendes Messequipment wurde bei den Untersuchungen verwendet:



**Abbildung 94: Datenlogger für Temperatur und relative Luftfeuchtigkeit, i-Buttons (Temperaturlogger) [Foto W.Becker (2004)]**

Die Messgeräte wurden am Begehungstag 07.07.2005 ausgelesen. Über den Winterzeitraum 2004 – 2005 ergaben sich folgende Temperaturganglinien innerhalb der beprobten Kompostmaterialien:

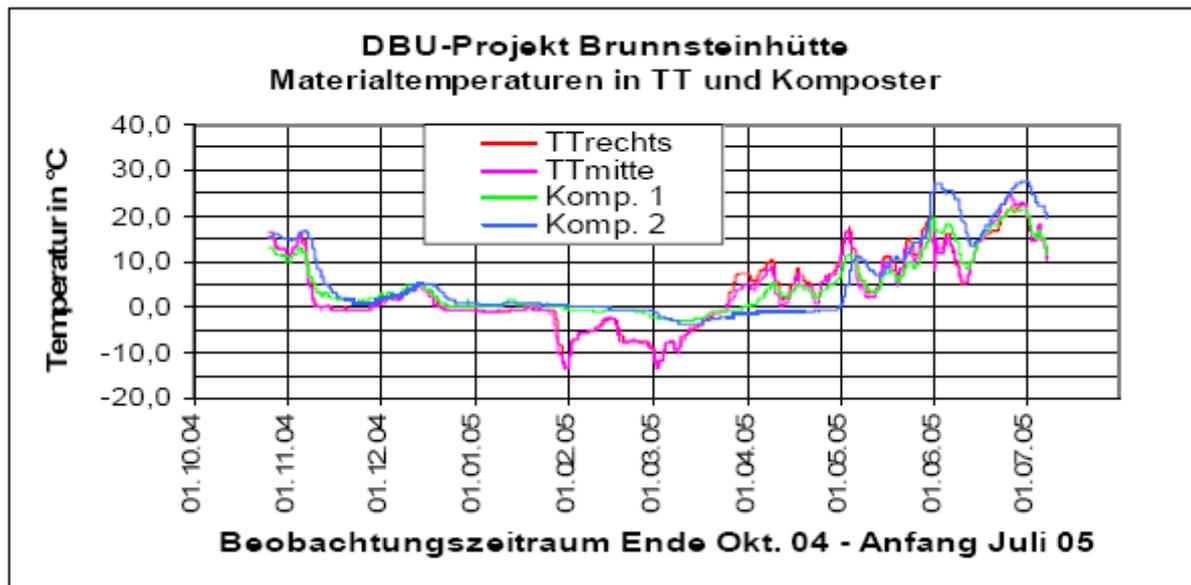


Abbildung 95: Ganglinien für Materialtemperatur im Winter 2004 bis Sommer 2005

Durch den hohen Wassergehalt, die geringen Volumina und die geringe Belüftung kommt es in den Wintermonaten bei den in einer ungedämmten Holzeinhausung untergebrachten TT zu relativ wenig biologischen Umsätzen und dadurch zu geringeren Minimaltemperaturen als bei den im Freien aufgestellten Kompostern.

## 6.4 Fazit und Ausblick

Durch öfteres Umschöpfen (Homogenisierung und Belüftung) lässt sich das anfangs sehr kompakte und feuchte TT-Material durchaus kompostieren und in seiner Qualität deutlich verbessern, was durch eine Abnahme des Wassergehalts und des Glühverlusts sowie einer Verringerung der bakteriologischen Kontamination zum Ausdruck kommt. Allerdings dauert dies durch das nicht allzu hohe Temperaturniveau bis zu 5 Jahre. Im Sommer erreichen die Materialtemperaturen in den im Freien aufgestellten Kompostern laut der Messungen im Durchschnitt 15 bis über 20°C. In den Wintermonaten sinken sie bis auf -5°C und bewegen sich etwa 5 Monate im Temperaturbereich von unter 0°C. Das Temperaturniveau in den TT-Materialien der Berger-Trockentoilette sinkt im Winter sogar bis auf -15°C.

Die Umwandlungsgeschwindigkeit beim Kompostieren ist stark vom Temperaturniveau und der Dauer in der dieses vorherrscht abhängig. Deshalb erschien es zielführend, einen Solarkomposter zu entwickeln, der eine Verlängerung der Zeitspanne mit Materialtemperaturen über dem Gefrierpunkt bewirkt. Zusätzlich wäre im Sommer eine Anhebung der Temperatur anfangs auf über 25 bis 30°C, später sogar darüber wünschenswert. Ein Eintrag von warmer Luft aus einem Luft-Solar-Kollektor könnte dies sicher bewirken. Bei einer alleinigen Lagerung des TT-Material wird dies auch bei Zusatz von Hilfsmaterialien (Stroh, Heu, Hackschnitzel etc.) nicht beobachtet.

## 6.5 Trockentoilettenanlage der Klostertaler Umwelthütte

### 6.5.1 Allgemeines

Die Klostertaler Umwelthütte liegt auf 2362 m Seehöhe im Silvrettagebiet und ist von der Bieler Höhe in einer Gehzeit von 1,5 Stunden sowie für Bau-, Betreuungs- und Wartungszwecke in der schnee- und eisfreien Zeit mit einem geländegängigen Fahrzeug zu erreichen. Sie wird als Selbstversorgerhütte geführt und vom Deutschen Alpenverein (Hauptverein, Abteilung Hütten-Wege-Kletteranlagen) betreut. Sie ist ganzjährig geöffnet und zweigeteilt:



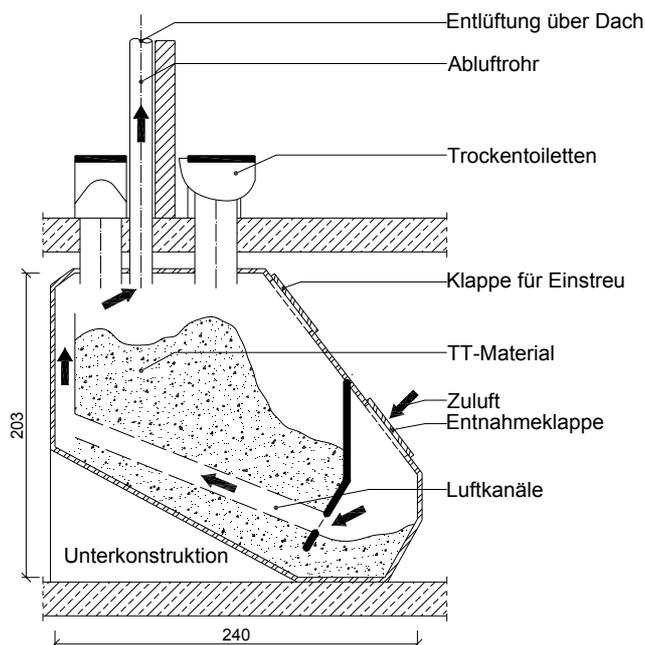
**Abbildung 96: Südansicht der Klostertaler Umwelthütte mit Solar-Luft-Kollektor-Modul und PV-Panelen [Foto W.Becker (2004)]**

Im südlichen Teil sind die Räume des Alpenvereins mit Aufenthaltsraum, 18 Matratzenlagern, zwei Notlagern und zwei Trockentoiletten. Im nördlichen Teil der Hütte sind die Räume der Bergrettung Garschurns-Partenen untergebracht. Die Ausstattung der Schutzhütte beschränkt sich auf der AV-Seite in Hinblick auf die fehlende (tägliche) Überwachung und die freie Zugänglichkeit das ganze Jahr durch jedermann über auf das Wesentlichste.

Damit wird aber auch ein Mindestmaß an Funktionstüchtigkeit über eine möglichst lange Periode gewährleistet. Als Wasserabgabe- und Waschstelle dient ein Laufbrunnen vor dem Haus, wenn dieser kein Wasser führt, dient geschmolzener Schnee zur Wasserversorgung. Durch diese sehr einfach gehaltenen Wasserversorgungsverhältnisse gibt es im Innern des Objekts keine Wasserversorgungsleitungen und damit auch kein WC. Es fällt nur Grauwasser aus dem Küchenbereich und Urin sowie Kompostsickerwasser als Abwasser an.

Eine gewisse Temperierung und Entfeuchtung des Gebäudes erfolgt bei entsprechender Sonneneinstrahlung über einen mit Photovoltaik betriebenen Solar-Luftkollektor ohne Batteriepufferung (vgl. Abbildung 96). Dadurch wird nur bei entsprechender Sonneneinstrahlung der direkt mit Gleichstrom aus den PV-Modulen versorgte Ventilator angetrieben und somit nur bei Sonneneinstrahlung erwärmte Luft in das Gebäude eingeblasen.

Die Versorgung mit elektrischer Energie (Lichtstrom, Notfunk) über eine Photovoltaikanlage mit Batteriesatz. Bei Überladung wird die elektrische Überschussenergie zur Temperierung des vorderen, unteren Kompostier- und Austragsraum der Trockentoilette vom System Berger genutzt (Ventilator + Alu-Heizelement). Die Beschickung der Trockentoiletten (vgl. Abbildung 97) erfolgt vom Obergeschoß, die Kompostierung und Entleerung im Untergeschoß.



**Abbildung 97: Schema der Trockentoiletten-Anlage**

Bezüglich der Benutzung der Trockentoilette kann laut P. Weber vom DAV aufgrund der Eintragungen in das Hüttenbuch und dem Geld in der Hüttenkasse von einer jährlichen Frequenz der die AV-Räumlichkeiten benutzenden Besucher von etwa 600 bis 700 Nächtlungen sowie einer zusätzlichen geringen Anzahl von Tagesgästen ausgegangen werden.

Messungen von R. Ettl von Grammer Solar ergaben im Kellerraum (UG) eine Lufttemperatur von 6 bis 8°C während der Sommermonate. Laut E. Joas sind diese Umgebungstemperaturen für eine entsprechende Kompostierung zu gering bzw. dauert die biologische Umsetzung sehr lang, während eine solche bei einer Beimpfung mit Pilzkulturen ansprechende Aktivitäten bis zu 1°C beobachtet wurden.

Obwohl keine rasche Kompostierung zu erwarten war, wurde der Restschlammbehälter im Kellerraum seit seinem Einbau 1993 durch Michael Berger bisher noch nicht entleert. Es muss also eine Volumenreduktion (vermutlich Gefriertrocknung) stattfinden. Weitere Beobachtungen, Analysen und Messungen sind notwendig, zum Studium einer Beschleunigung der Abbauprozesse wichtig und aufgrund ähnlicher Verhältnisse bei Gebäuden in alpiner Extremelage nicht nur für die Klosterstaler Umwelthütte von Bedeutung.

### **6.5.2 Untersuchungsprogramm**

Dieses soll vom Projektpartner IUT auf Basis eigener und fremder früherer Begehungen und Untersuchungen (DAV-Infotour 1992, Begehung + Beprobung Juli 2004, DBU-Sitzung 2004) wahrgenommen werden, nach dem vorgesehene Versuche mit Biozellen nach dem System ‚Bakterien produzieren Strom‘ aus den vorhandenen Materialien Trockentoiletten-Rohmaterial und Urin/Kompostsickerwasser nicht realisiert werden konnte.

Für diese Versuche wurde die Kloostertaler Umwelthütte begangen, um 2 mal 5 L Sickerwasser für Vorversuche im Labor der FH Amberg zu schicken, nachdem der Projektpartner Arjobas sich von diesem Versuchsprogramm zurückgezogen hatte. Aber auch bei der vorgeannten Stelle wurden mangels ausreichender finanzieller Deckung die Arbeiten in Richtung Strom aus Biozellen nicht weiter betrieben. Zusätzlich wären auch noch elektrotechnische Randprobleme durch sehr unterschiedliche Spannungspotentiale zu lösen gewesen.

Der Zweck der verbleibenden Untersuchungen richtet sich auf die quantitative und qualitative Erhebungen bzw. Messungen und Analysen mit dem Zweck einer genaueren Beschreibung des derzeitigen Stands und dem Ziel einer allgemeinen Verbesserung der Kompostierung.

### **6.5.3 Qualitative Beschreibung der Sickerwasserproben**

Diese stammen vom unteren Teil der BERGER-Trockentoilette, wo sie sich auf der Bodenplatte stauen und zum Teil die Basisschicht des Trockentoilettenmaterials einstauen – früher erheblich, nach Anordnung eines Bodenablaufs in der mittleren Kammer jetzt nur mehr in der linken und rechten seitlichen Kammer. Alle Proben sollen von Feststoffen befreite Mischproben aus allen drei Kammern sein und qualitative abwassertechnische Parameter umfassen.



**Abbildung 98: Unter Teil der BERGER-Trockentoilette vom System Berger / linkes Abteil mit Fliegen auf Sickerwasseroberfläche, mittleres Abteil vorwiegend mit Rindenmulch + kompostierten Trockentoiletten-Stoffen über tiefer liegendem SW-Spiegel**



**Abbildung 99: Ableitung von Sickerwasser mittels HT50-Rohren aus dem Mittelteil ins Freie zur dortigen Versickerung in das anstehende Moränenmaterial [Fotos W.Becker (2004)]**

#### **6.5.4 Qualitative und quantitative Beschreibung des festen Trockentoiletteninhalts**

Die Qualität der angefallenen Feststoffe in der Trockentoilette ist in Tabelle 31/Kapitel 7.3.4 dargestellt. Die Gesamtmenge an Trockentoiletteninhalt der letzten 15 Jahre wurde mit rund 950 Liter ermittelt, was einem Jahresschnitt von 63 Liter entspricht.

Nachdem es sich um eine Selbstversorger-Hütte handelt, kann die Besucherfrequenz nur grob abgeschätzt werden. Laut DAV ergibt sich durch Rückrechnung aus den Beträgen in der Hüttenkasse eine mittlere Belastung von 600 - 700 Nächtingungen pro Jahr bzw. etwa 9750 Nächtingungen in 15 Jahren. Die vom Hüttenwart angegebene Zahl von 4000 Besuchern in 15 Jahren kann sich demgemäß nur auf die Tagesgäste beziehen. Dies ergibt im Schnitt ca. 265 Tagesgäste / Jahr bzw. bei angenommenen 120 Besuchstagen etwa  $265/120 = 2,2$  Besucher pro Tag. Unter Einschluss der Schlechtwettertage und Zeiten mit Schneelage ist dies ein durchaus realistischer Wert.

Die Saison-/Jahresschmutzfracht ergibt sich in etwa mit  $(650 \text{ Nächt.} \cdot 50 \text{ g BSB}_5/\text{Nächt.} + 265 \cdot 15 \text{ g BSB}_5/\text{TG}) / 60 \text{ g BSB}_5/\text{d} \approx 600 \text{ EW}_{60}/\text{a}$ .

In dieser groben Näherung sind die Bergrettungsmitglieder etc. mit enthalten. Der jährliche  $\text{EW}_{60}$ -spezifische Trockentoiletten-Anfall mit relativ geringem Strukturmaterialzusatz und relativ geringer Abbautätigkeit errechnet sich mit etwa  $950 \text{ L} / 600 \text{ EW}_{60} = 0,11 \text{ L/EW}_{60}$ .

### **6.5.5 Messung von Temperatur und Luftfeuchtigkeit**

Die Auswertung der Logger-Daten von Raumtemperatur und Luftfeuchtigkeit im Raum neben dem Unterbau der Trockentoiletten-Anlage bewegte sich zwischen -5 und +15°C bzw. zwischen 60 und 85% relativer Luftfeuchte.

Raumtemperatur und Luftfeuchtigkeit innerhalb des Unterbaus der Trockentoiletten-Anlage bewegten sich zwischen 0 und knapp +20°C bzw. zwischen 80 und 100% relativer Luftfeuchte. Die Temperaturspitzen waren nur kurzzeitig und wurden durch den Eintrag von erwärmter Luft durch Überschussstrom der Solaranlage verursacht.

Die im Trockentoiletten-Material untergebrachten Temperatursonden wiesen ein Niveau von knapp unter 0 bis max. +10°C auf. Bei diesem Temperaturniveau und dem vorhandenen Wassergehalt des Materials (11,9 – 20,7% TRS) dürften die biologischen Abbauvorgänge sehr gering sein.

## 7 Solar-Komposter zur Weiterbehandlung abgetrennter Abwasserinhaltsstoffe

### 7.1 Allgemeines

Im folgenden Kapitel soll auf die Entwicklung eines Solarkomposters und auf erste Erfahrungen mit diesem System eingegangen werden. Nach einer Testphase im Tal wurde der Komposter Ende September 2006 auf der Klostartaler Umwelthütte aufgestellt und in Betrieb genommen. Im Gegensatz zum bereits an der Nördlinger Hütte installierten Kompakttrockner (s. entspr. Kapitel), dessen Aufgabe die Entwässerung und Trocknung von Nassschlamm darstellt, dient der Solarkomposter der thermischen Unterstützung und Beschleunigung biologischer Umsätze in Kompostmaterial in Gebirgslage.

### 7.2 Konstruktion und Funktionsweise des Solarkomposters

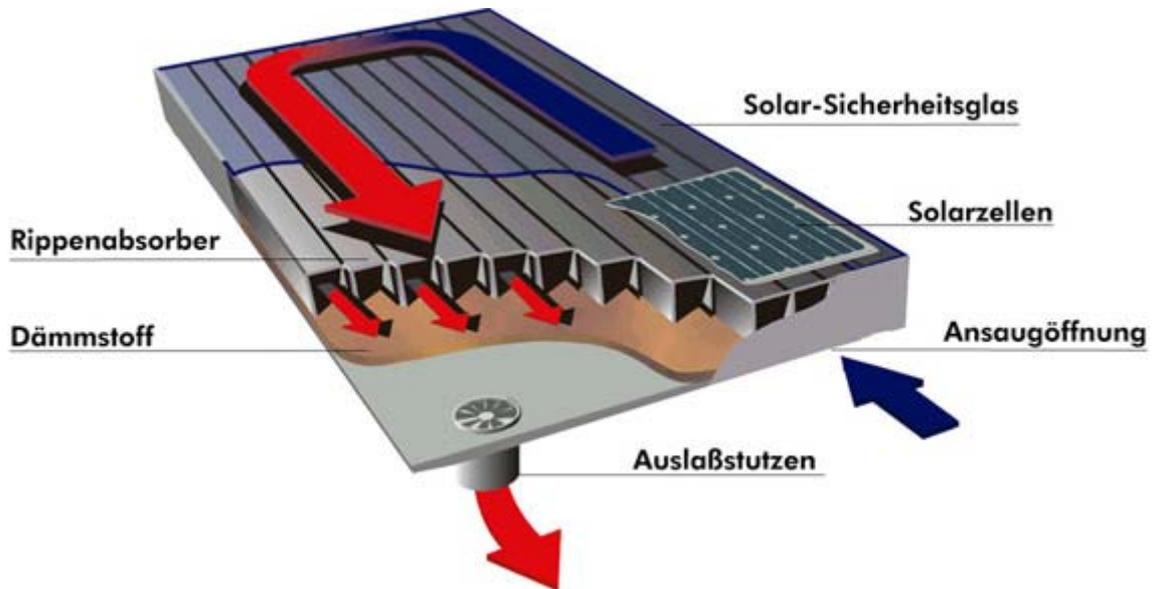
Im Rahmen des Forschungsprojektes wurde ein Solarkomposter (vgl. Abbildung 100) zur solarunterstützten Kompostierung von Reststoffen aus dem HüTrockentoilettenbetrieb entwickelt. Die vom Projektpartner Grammer Solar gefertigte Anlage hat folgende Funktionsweise:



Abbildung 100: Solarkomposter

Warmluft aus dem Luftkollektor umströmt das Kompostiergut und temperiert zusätzlich zur biogenen Wärme den Kompost. Die Kompostierung wird damit optimiert und funktioniert über einen längeren Zeitraum - auch bei kühleren Außentemperaturen, wie sie in Gebirgslagen meist vorherrschen. Die Energieversorgung erfolgt autark über einen Solar-Luft-Kollektor (TWIN SOLAR) mit integrierter Photovoltaik (vgl. Abbildung 101). Die elektrische Energie wird für den Antrieb eines Ventilators im Luftkollektor verwendet, der sowohl im Frischluft-, Um-

luft- als auch im gemischten Betrieb gefahren werden kann. Über eine abnehmbare Rückwand ist der innenliegende Kompostbehälter einfach zugänglich.



**Abbildung 101: Solar-Luftkollektor TWINSOLAR (Fa. Grammer Solar)**

Technische Daten des Solarkomposters / 1. Prototyp bei Lieferung

- Gehäuseabmessungen: (LxBxH): 1,1 x 0,9 x 1,5 m
- Bruttokollektorfläche: 1,3 m<sup>2</sup>
- Thermische Nennleistung: 700 W
- Photovoltaikleistung: 11 W<sub>peak</sub>
- Kompostvolumen: ca. 0,6 m<sup>3</sup>
- Gesamtgewicht inkl. Kollektor: ca. 120 kg

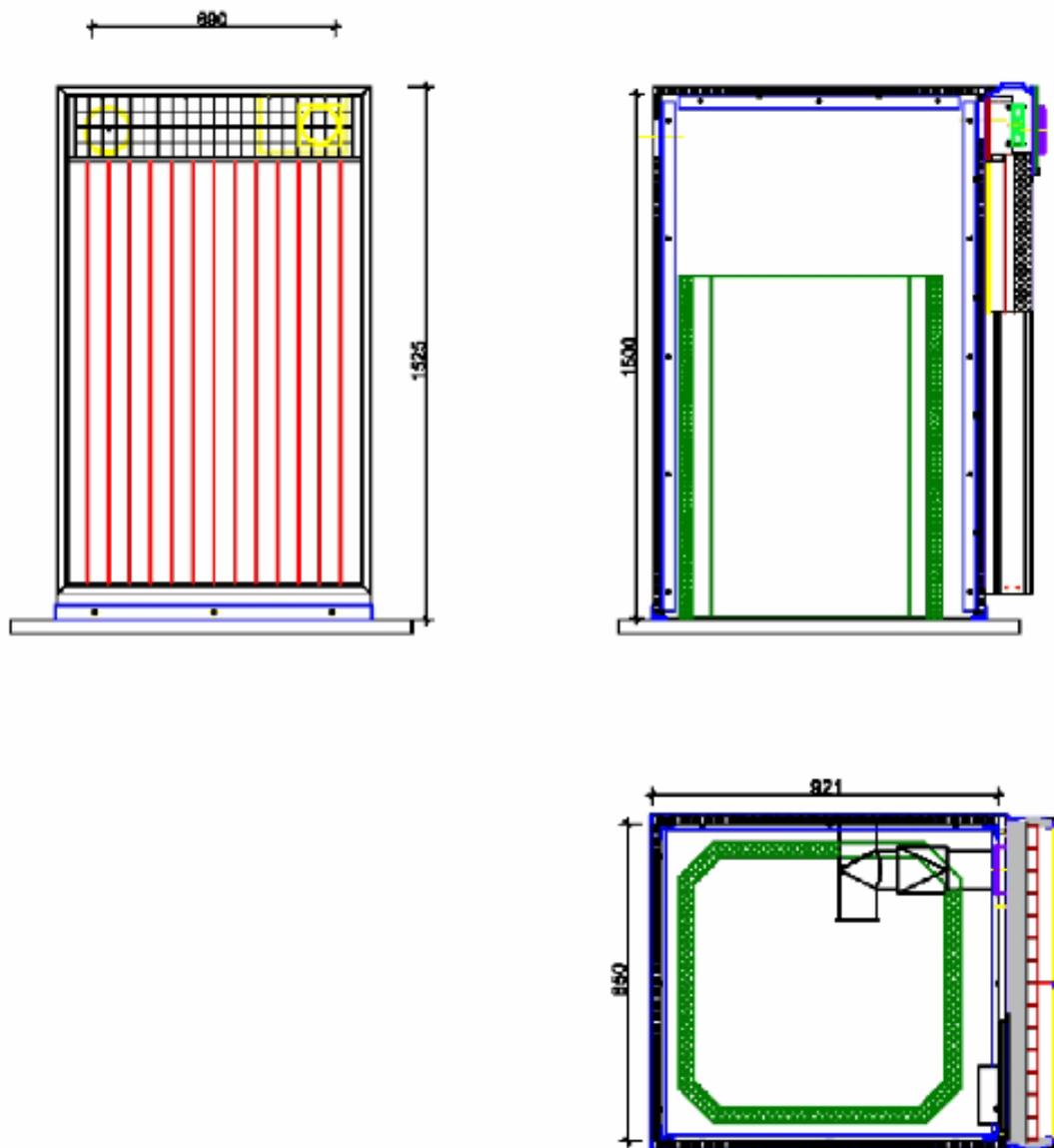


Abbildung 102: Abmessungen Solarkomposter mit Ansicht, Längs- und Querschnitt

## 7.3 Vorversuch am Laborgelände des IUT

### 7.3.1 Untersuchte Materialien

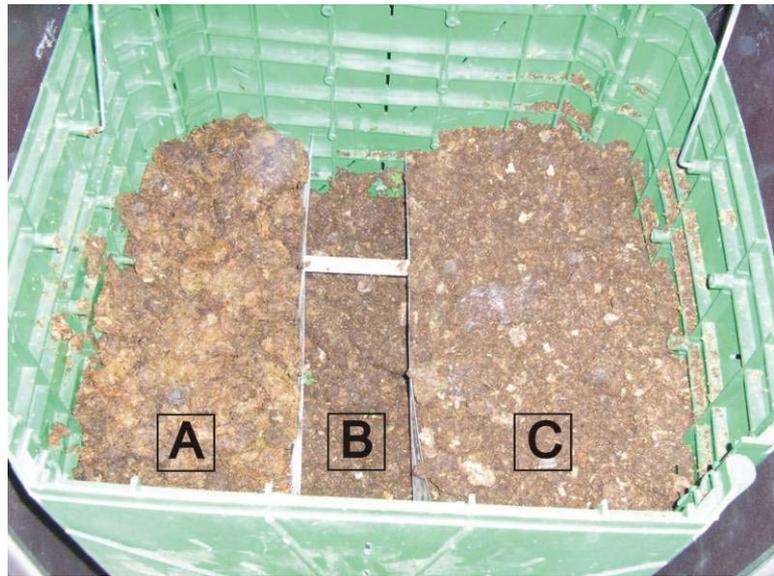
Zur Erprobung der Funktionsweise des Prototyps wurde zunächst eine 6-wöchige Testphase auf dem Laborgelände des Instituts für Umwelttechnik durchgeführt. Dazu wurde der Komposter mit drei verschiedenen Ausgangsmaterialien lagenweise befüllt (Tabelle 28). Unbehandeltes Material unterschiedlichen Alters aus der Trockentoiletten-Anlage der DAV Brunnsteinhütte (s. entpr. Kapitel) wurden am Morgen des Befüllungstages in Plastiksäcke gefüllt und mit der Materialeisbahn ins Tal befördert.

Auf der Brunnsteinhütte werden die in der Trockentoiletten-Anlage zurückgehaltenen festen Abwasserinhaltsstoffe samt Strukturmaterial (grobe Sägespäne und Kompostbeschleuniger) vorerst vom hinteren Teil der Trockentoiletten -Anlage periodisch in den vorderen Teil gezogen und dabei durchmischt und belüftet. Das dort gelagerte und bereits etwas teilkompostierte und volumenreduzierte Material wurde zuvor in kleinen Portionen entnommen und unter Zusatz von weiterem Strukturmaterial in einen Komposter gefüllt. Von dort wird das Material von unten her entnommen und nacheinander zwei weiteren außen aufgestellten Kompostern zugeführt.

**Tabelle 28: Ausgangsmaterialien für die Laborversuche**

	Herkunft	$V_{\text{kompakt}}$	$V_{\text{start}}$	Materialalter
A	vorderstes Trockentoiletten-Anlagen-Abteil (Damen + Herren)	155 L	110 L	Saisonende 2005/Saisonbeginn 2006
B	teilkompostiertes Trockentoiletten-Material	145 L	80 L	brauner Komposter, Saison 2004 und 2005
C	weitergehend kompostiertes Trockentoiletten -Material	155 L	120 L	Drahtgeflechtkomposter, aus den Jahren 2002 - 2003

Abbildung 103 zeigt die Oberfläche der oberen Schicht der durch Trennbleche von einander getrennten Versuchsmaterialien A, B und C aus der Trockentoiletten-Anlage der Brunensteinhütte:



**Abbildung 103: Befüllter Solar-komposter**

Bestimmend für die Befüllung war das Volumen des aus dem braunen Komposter stammenden 1 bis 2 Jahre alten Trockentoiletten-Materials B, das von Grobstoffen (Steinen) befreit in die mittlere Abteilung eingebracht wurde (Füllhöhe  $H_B = 0,45\text{m}$ ;  $V_B = 80\text{ L}$ ). Von den beiden anderen Materialien wurde eine größere Menge eingebracht (A:  $H_A = 0,65\text{m}$ ;  $V_A = 110\text{ L}$  und C:  $H_C = 0,675\text{m}$ ;  $V_C = 120\text{ L}$ ).

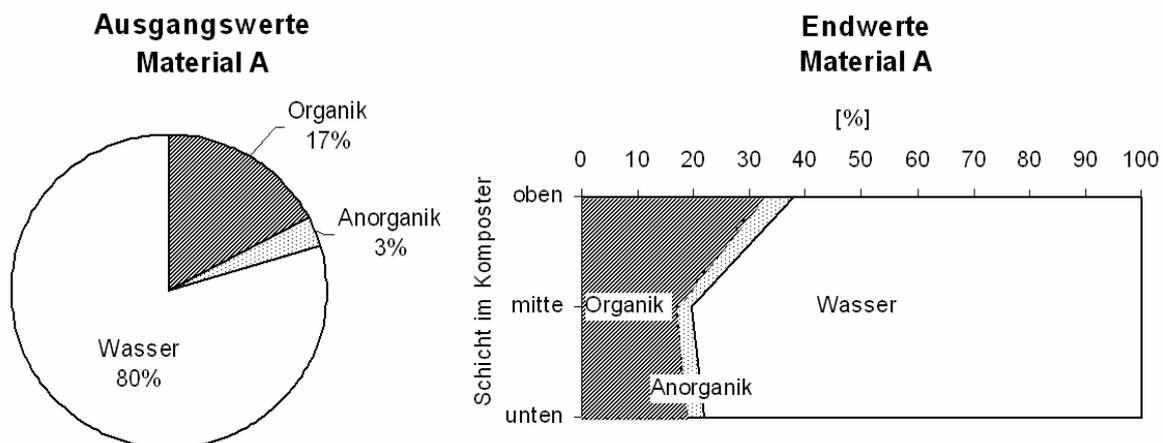
### 7.3.2 Ergebnisse des Vorversuchs

Tabelle 29 sowie die Abbildung 104 bis Abbildung 106 geben einen Überblick über die gemessenen Eigenschaften und Entwicklung der drei Materialien am Anfang und am Ende der 6-wöchigen Testphase des Mitte Juli gelieferten Prototypen. Hierbei wurde am Ende bei den Materialien jeweils eine Probe aus dem oberen, mittleren und unteren Bereich entnommen.

**Tabelle 29: Eigenschaften der untersuchten Trockentoiletten-Materialien**

Material	Schicht im Komposter	TRS [M-%]	GV [% TRS]	pH [-]
A - Ausgangsmateri-	Mischprobe	20,4	84	7,9
B - Ausgangsmateri-	Mischprobe	22,7	79	7,8
C - Ausgangsmate-	Mischprobe	29,0	76	7,6
A	oben	38,1	86	8,7
	mitte	19,6	87	8,5
	unten	22,0	86	8,4
B	oben	31,7	80	8,1
	mitte	25,5	76	8,1
	unten	22,0	78	8,1
C	oben	36,1	74	7,6
	mitte	29,9	72	7,5
	unten	19,3	80	8,1

Anhand der Zunahme des Trockenrückstandes (TRS = Organik + Anorganik) und speziell des organischen Materials (Glühverlust GV) in den oberen Schichten lässt sich erkennen, dass bei allen Materialien – und hier v.a. beim jüngsten Material A – eine organische Umsetzung (Kompostierung) stattfindet. Bei B und C findet jedoch in der untersten Schicht eine Vernässung im Vergleich zum Ausgangszustand statt (Verhindertes Abfließen von Sickerwasser durch betonierte Aufstandsfläche). Ebenfalls gut ablesbar ist das Stadium der Kompostierung mit zunehmenden Alter des Materials: bei jüngerem Material ist der Anteil der Organik am gesamten TRS höher als bei älterem Material.



**Abbildung 104: Messwerte Material A**

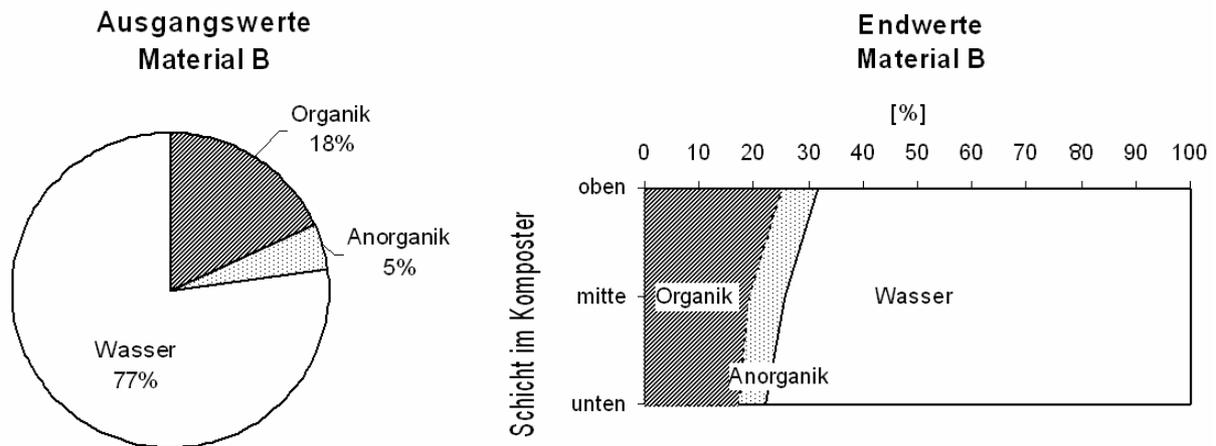


Abbildung 105: Messwerte Material B

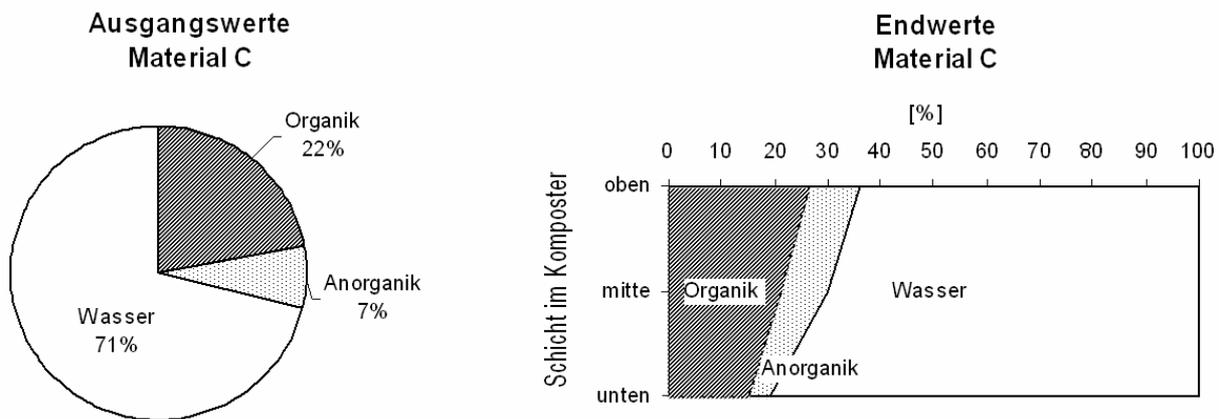


Abbildung 106: Messwerte Material C

Zur Temperaturmessung im Solarkomposter wurden an verschiedenen Stellen Messsonden angebracht (Abbildung 107).

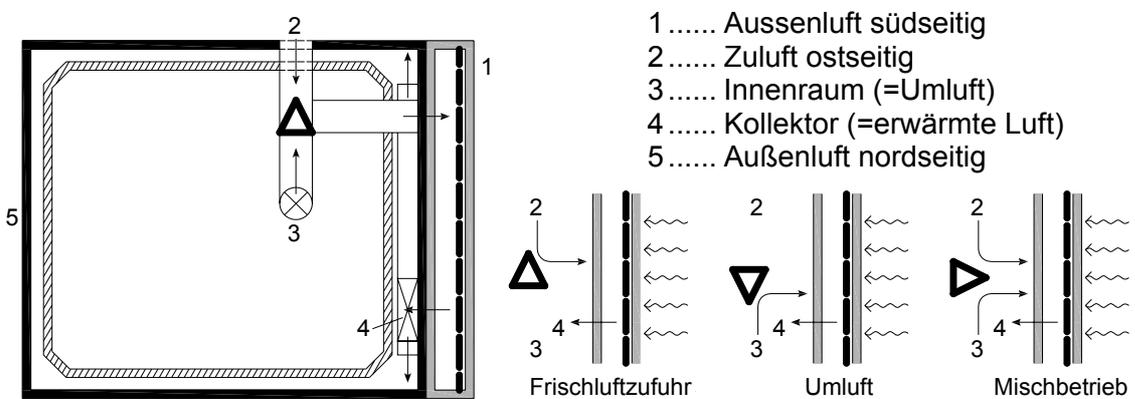
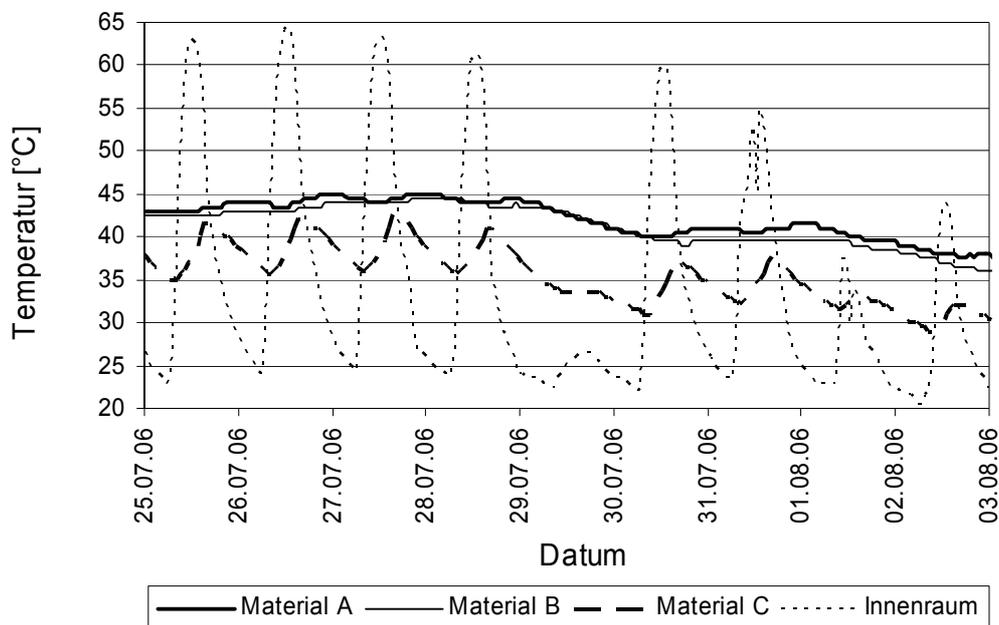


Abbildung 107: Position der Messsonden und Regelung der Luftzufuhr

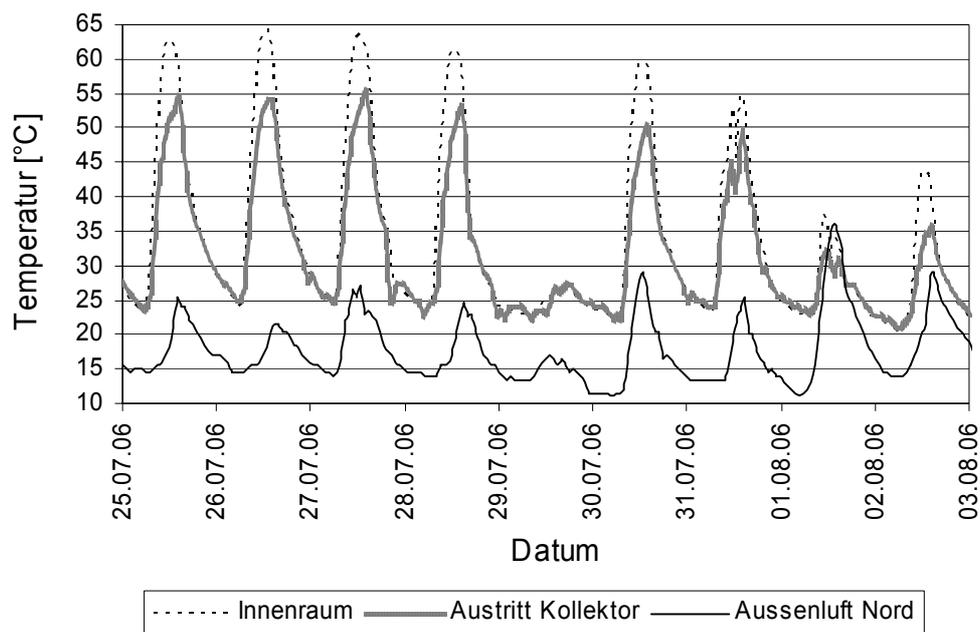
Der Prototyp des Solarkomposters wurde im Zeitraum von 22.07.2006 bis 12.09.2006 auf einer Freifläche vor dem Laborgebäude mit Ausrichtung 160° (SSE) aufgestellt. Dort war er von morgens zwischen 07:30 und 08:00 Uhr bis etwa zwischen 14:45 und 15:15 Uhr der Sonneneinstrahlung ausgesetzt. Dies entspricht einer Abschattung beispielsweise durch einen Bergrücken am Aufstellungsort im Gebirge.

In Abbildung 108 ist für einen ausgewählten Zeitraum (Übergang von Schön- in Schlechtwetterperiode) die Temperaturentwicklung in den drei Materialien sowie die Temperatur im Innenraum des Komposters dargestellt. Hierbei zeigt sich, dass sich bei A und B durchaus noch eine biogene Temperatursteigerung einstellt, wohingegen der Temperaturverlauf beim ältesten Material C in etwa der Tagesmitteltemperatur im Innenraum entspricht.



**Abbildung 108: Temperaturentwicklung der Kompostmaterialmaterialien und im Innenraum**

Abbildung 109 zeigt den Temperaturverlauf für die in Abbildung 107 dargestellten Messpunkte an verschiedenen Stellen des Komposters.



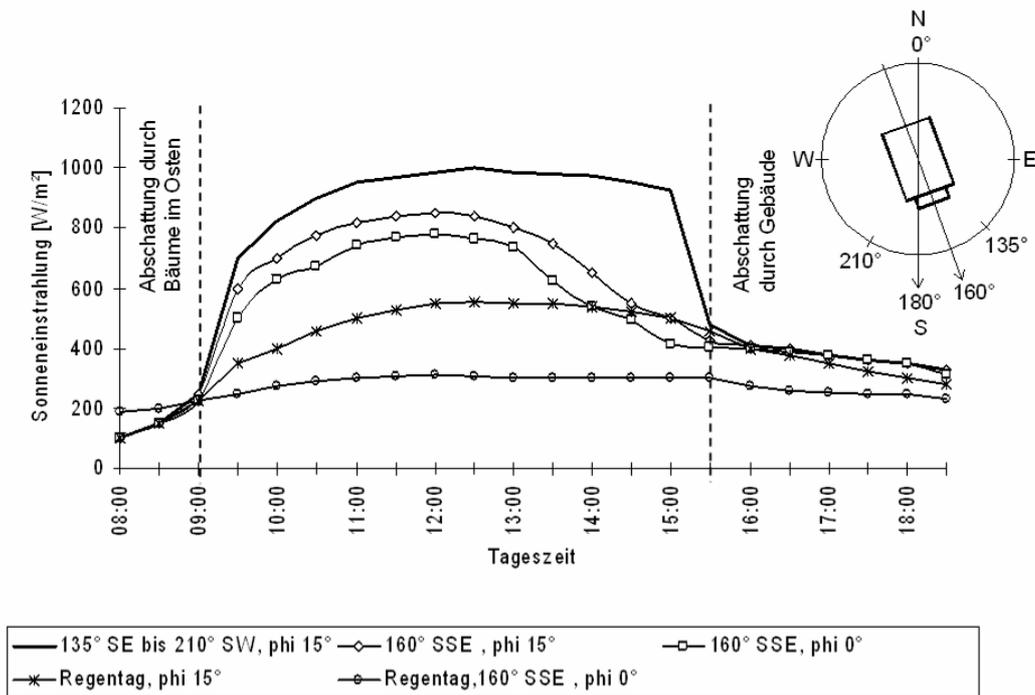
**Abbildung 109: Temperaturverlauf an verschiedenen Stellen im Solarkomposter**

Zur Erzielung einer höheren Energieausbeute in den Sommermonaten mit relativ hoher Einstrahlung wäre eine stärkere Neigung des Solarpaneels besser geeignet, das Lufttemperaturniveau ist aber im Allgemeinen günstiger für die Kompostierung. Während des Winters strahlt die Sonne auch in Tagesmitte relativ flach ein (besserer Einstrahlwinkel auf den Kollektor als im Sommer), die Außenlufttemperaturen sind jedoch überwiegend ungünstig (niedrig) für die Kompostierung – bis hin zum Durchfrieren des Kompostmaterials bei länger andauernden Frostperioden. Daher empfiehlt sich bei Einsatz des Solarkompsters im Gebirge eine leicht nach hinten geneigte Position des Solarpaneels.

### 7.3.3 Modifikationen

Im Zuge der Auswertung der Testergebnisse und vor Aufstellung auf der Kloostertaler Umwelthütte wurden am Solarkomposter einige Verbesserungen vorgenommen.

Abbildung 110 zeigt die tatsächlich gemessene Sonneneinstrahlung in  $W/m^2$  bei der vorerst gewählten lotrechten Anordnung des Luftkollektors (Winkel gegen die Horizontale  $\phi = 0^\circ$ ) mit Ausrichtung nach SSO. Schon bei mäßiger Neigung ( $\phi = 15^\circ$ ) desselben kann ein bereits merkbar größerer Anteil der Sonnenenergie genutzt werden, gemessen an 100% der möglichen Einstrahlung bei Nachführung und Neigungsoptimierung entsprechend dem aktuellen Sonnenstand ( $135^\circ$  SE bis  $210^\circ$  SW,  $\phi = 15^\circ$ ). Zum Vergleich sind die Messkurven für einen Regentag ebenfalls abgebildet.



**Abbildung 110: Gemessene Sonneneinstrahlung bei verschiedenen Aufstellungswinkeln**

Zur effizienteren Nutzung der Sonneneinstrahlung wurden die Seitenwände abgeschrägt und das Solarpaneel damit um ca. 3° gegen die Vertikale geneigt (Abbildung 113). Des Weiteren wurde an den Innenseiten eine Wärmedämmung aus hochextrudiertem Polystyrol mit einer Stärke von 2 cm bzw. 4 cm an der Panelrückwand angebracht (Abbildung 114). Um eine bessere Durchlüftung mit der vom Kollektor erwärmten Luft zu ermöglichen, wurde der Kompostbehälter auf ein Gitter gestellt (Abbildung 111), unter welchem drei gelochte Rohre ( $\varnothing$  50 mm) hindurchlaufen (Abbildung 112 und Abbildung 115).



**Abbildung 111: Lüftungsgitter**



**Abbildung 112: Gelochtes Rohr**



Abbildung 113: Geneigte Frontfläche



Abbildung 114: Montage der Wärmedämmung

Das Lüftungsgitter wird auf einer ebenen Bodenfläche aufgestellt. Die eingblasene erwärmte Luft kann nur nach oben abströmen und erwärmt so das Kompostmaterial. Nach unten abfließendes biogen entstandenes Kompostsickerwasser und Kondenswasser kann nach unten hin versickern.



Abbildung 115: Luftauslässe und gelochtes Rohr am Warmluftkollektor

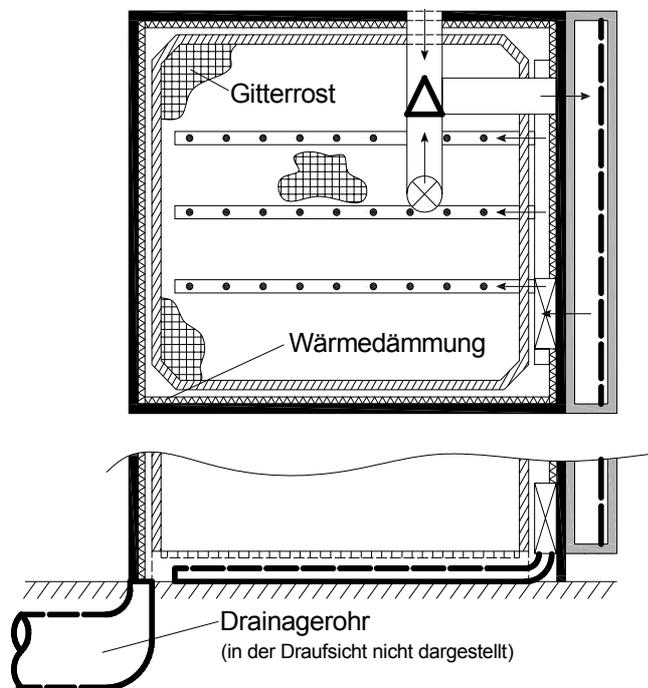


Abbildung 116: Schemazeichnung

Zur besseren Durchströmung des Kompostmaterials wurde beim Versuchsaufbau auf der Kloostertaler Umwelthütte ein gelochtes Zentralrohr (DN 125) mittig und lotrecht angeordnet. Dadurch wird das Material von innen her mit erwärmter Luft von unten nach oben durchströmt. Oben wird die warme Luft vorwiegend über die Außenflächen nach unten umgelenkt und über eine Austrittsöffnung und ein horizontales Drainagerohr (s. Abbildung 116) nach außen abgeführt.

### 7.3.4 Anwendung auf der Kloostertaler Umwelthütte

Am 21.09.2006 wurde der Solarkomposter zur Kloostertaler Umwelthütte gebracht, dort an der südwestlichen Ecke des Gebäudes aufgestellt und mit Material aus den Trockentoilette befüllt. Die folgenden Abbildungen zeigen den schrittweisen Aufbau des Komposters.



Abbildung 117: Drainagerohr zur Abführung von Sickerwasser und Gerüchen (später mit Rindenmulch bedeckt)



Abbildung 118: Gelochte Rohre zum Einblasen der erwärmten Luft

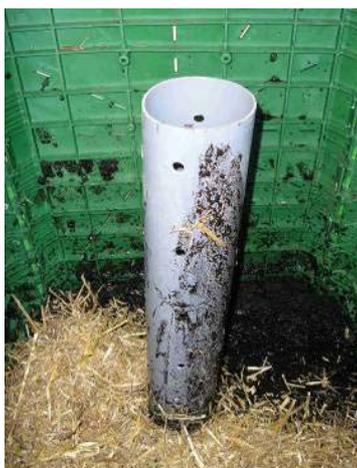


Abbildung 119: Eingefülltes Kompostmaterial mit Strohzwischenlage und gelochtes Zentralrohr zur Warmluftverteilung



Abbildung 120: Endfüllstand mit Rindenmulch auflage und abgedecktem Zentralrohr



**Abbildung 121: Zusammengesetzter Solarkomposter/Frontansicht**



**Abbildung 122: Zusammengesetzter Solarkomposter/Rückansicht**



**Abbildung 123: Lüftungsgitter und Seitenwände mit Wärmedämmung**



**Abbildung 124: Innerer Kompostbehälter und Sturmsicherung mit Spanngurten**

Das Trockentoiletten-Material wurde in fünf Chargen in den Komposter eingebracht und jeweils mit einer Auflage aus Stroh/Heu und Rindenmulch bedeckt. Zur Animpfung wurde zuoberst eine biologisch aktive Kultur (ca. 10 Liter) aus einem bestehenden Komposter aufgebracht.

Insgesamt wurden etwa folgende Mengen an Material eingefüllt:

**Tabelle 30: Eingefüllte Mengen an Material**

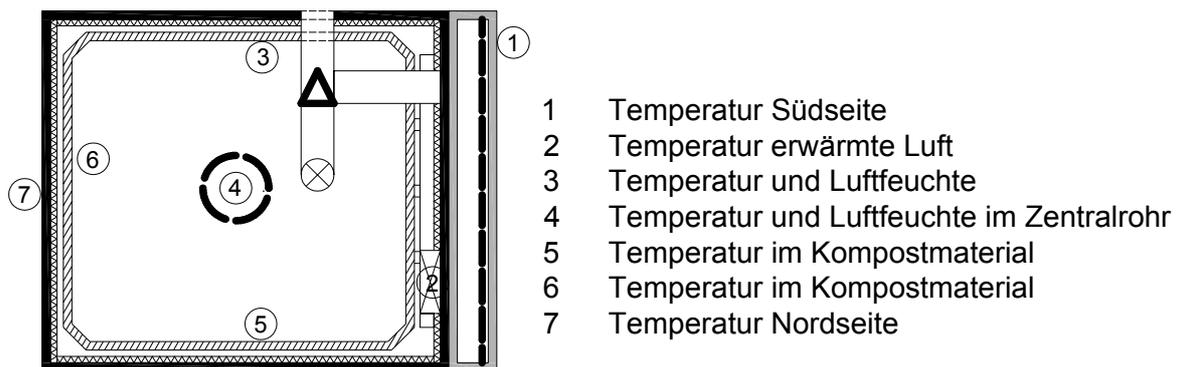
400	Liter	Trockentoiletten-Material
130	Liter	Rindenmulch
40	Liter	Stroh
10	Liter	Kompostkultur
580	Liter	gesamt

Vor der Einbringung in den Komposter wurden vom Befüllungsmaterial drei Proben gezogen und anschließend im IUT-Labor mit folgendem Ergebnis analysiert:

**Tabelle 31: Analyseergebnisse Kompostmaterial**

Bezeichnung	TS [%]	GV [% TS]	pH [-]	Leitfähigkeit [ $\mu$ S/cm]
West	14,5	66	8,5	995
Mischung	11,9	68	8,6	1023
Li Vo	20,7	78	8,6	738

Am 19.10.2006 wurde die Kloostertaler Umwelthütte zur Kontrolle und Anbringung von selbst-registrierenden Messgeräten (Abbildung 125) im und am Komposter nochmals begangen. Dabei wurden eine bereits einsetzende Verpilzung sowie eine Setzung des Materials um ca. 7 cm seit der Befüllung am 21.09.2006 festgestellt.



**Abbildung 125: Position der Messsonden**

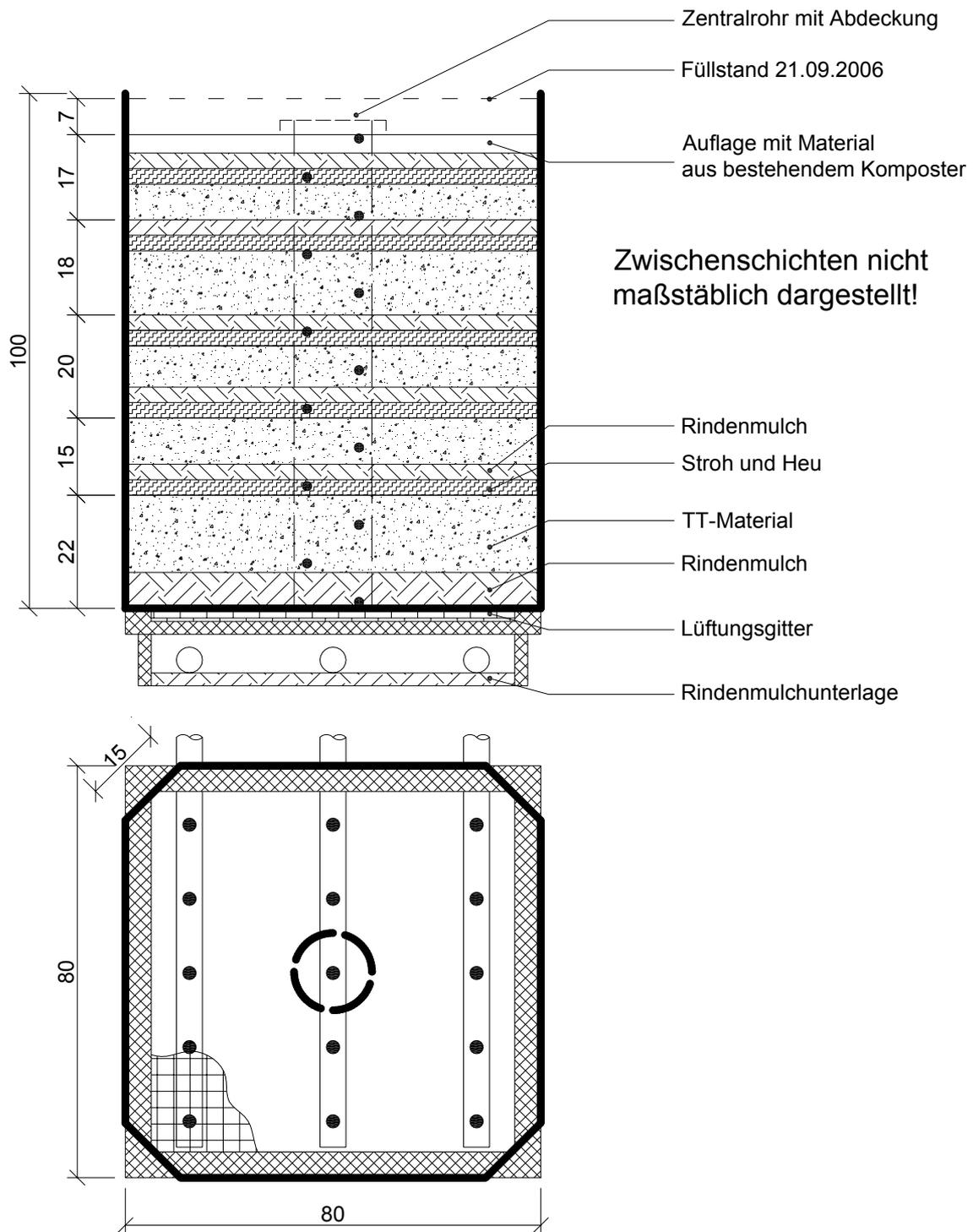


Abbildung 126: Schichtaufbau im Solarkomposter

### 7.3.5 Begehung im März 2007

Am 16. März 2007 fand eine Winterbegehung zum Solar-Schlammkomposter statt, um die Messgeräte auszulesen sowie Probenahmen durchzuführen. Durch die Erwärmung und den Luftdurchsatz im Komposter hatte sich eine gute Verpilzungsschicht gebildet (Abbildung 129) und es wurde überall im Material eine im Vergleich zur Erstbefüllung stark vermehrte Regenwurmpopulation vorgefunden. Bei manuellen Temperaturmessungen an drei Stellen im Material unmittelbar nach Öffnen wurden oben 7,8°C in der Mitte 6,9°C und unten 8,1°C registriert. Des Weiteren wurden aus diesen Schichten Proben zur Ermittlung der physikalischen Parameter gezogen (Tabelle 32).

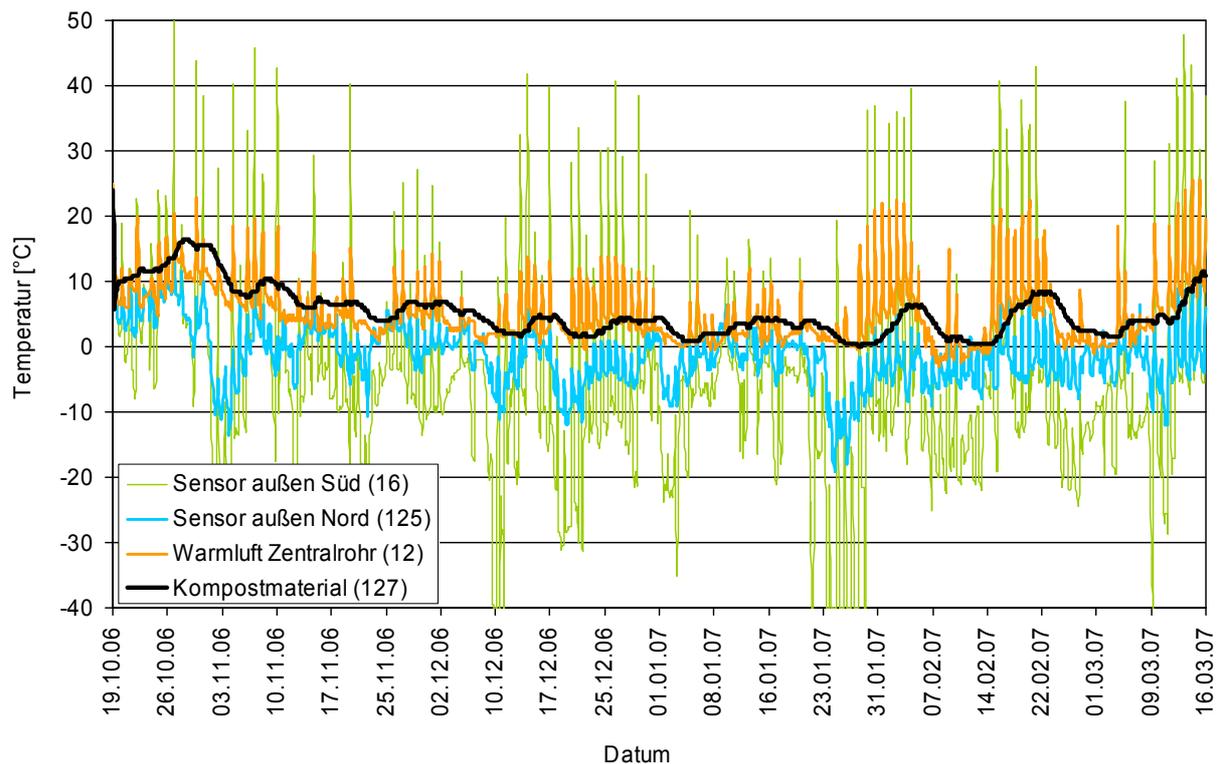
Anschließend wurde der Innenbehälter ausgeräumt, der Inhalt homogenisiert, gewogen und wieder eingebracht. Aus den insgesamt 625 kg Material wurde nach der Homogenisierung eine Mischprobe zur bakteriologischen Analyse gezogen.

**Tabelle 32: Analyseergebnisse Kompostmaterial März 2007**

Bezeichnung	TS [%]	GV [% TS]	Enterobacteriaceen [pro g FS]	Enterokokken [pro g FS]
1	26,4	73	$4,7 \cdot 10^5$	$1,3 \cdot 10^5$
2	24,4	76		
3	24,1	79		
Mischprobe	24,9	76,0		

Im Vergleich zu den Analysewerten des Ausgangsmaterials vom Herbst 2006 (Tabelle 31), bei dem es sich um konzentrierte Fäkalschlämme mit hohem Wassergehalt (durchschnittliche TS 15,7 %) und einem mittlerem organischen Anteil von 71% handelt, lässt sich eine gewisse Entwicklung ablesen. Durch die Einbringung des Materials in den Solar-Komposter unter Zugabe von Strukturmaterial erhöhten sich die TS auf durchschnittlich 24,9 % und der organische Anteil auf 76 %. Die optimale Kompostfeuchte mit Wassergehalten von unter 60% (TS > 40 %) konnte jedoch noch nicht erreicht werden. Die weitere Entwicklung des Kompostmaterials durch Unterstützung des Solar-Komposters sollte daher unbedingt weiter beobachtet und analysiert werden.

Die Auswertung der Temperatur-Messsonden ergab folgende Ergebnisse:



**Abbildung 127: gemessene Temperaturkurven 19. Oktober 2006 bis 16. März 2007; die Sonde für das Kompostmaterial war ca. 30 cm unter der Oberfläche positioniert**

Wie man aus den Temperaturganglinien in Abbildung 127 sieht, bewegten sich die Temperaturen der zuströmenden Luft im Zentralrohr kaum unter  $0^{\circ}\text{C}$ . Durch den Energieeintrag der erwärmten Luft sank die Komposttemperatur im heurigen Winter nie unter  $0^{\circ}\text{C}$  ab und es konnte trotz Außentemperaturen von teilweise unter  $-40^{\circ}\text{C}$  ein Durchfrieren des Kompostmaterials vermieden werden.

Durch den gewählten Aufstellungsort an der südwestlichen Gebäudekante steht die Südseite des Solar-Komposters von der Hauptwindrichtung her im Luv und es kommt daher kaum zu Schneeablagerungen vor dem Luftkollektor (Abbildung 128). Dadurch konnte die komplette Kollektorfläche uneingeschränkt von der Sonne beschienen werden. Geschützt durch das Gebäude, befindet sich die Rückseite des Solar-Komposters im Lee und es gibt dort massive Schneeanlagerungen, was zu einem zusätzlichen Dämmeffekt führt. Dies ist auch aus Abbildung 127 ersichtlich: der Temperatursensor für die Außenluft auf der Nordseite war mit Schnee bedeckt und war dadurch weit geringeren Minustemperaturen ausgesetzt, als denen, die auf der ungeschützten Südseite herrschten.



Abbildung 128: Ansicht Solar-Komposter am 16.3.2007 [Foto W.Becker]



Abbildung 129: Geöffneter Innenbehälter mit Verpilzungsschicht und Temperaturmesspunkten [Foto W.Becker (2007)]

## 7.4 Fazit und Ausblick

Nachdem der Solarkomposter befüllt und mit Messgeräten bestückt wurde, ist er somit für das Winterhalbjahr versuchstechnisch bereit. Es ist geplant, bei sicheren Verhältnissen eine Winterbegehung (voraussichtlich im März 2007) mit Auslesung der Versuchsdaten sowie Probenahmen durchzuführen. In einem Langzeitversuch sollte das Abbauverhalten der Trockentoiletten-Materialien weiterhin beobachtet und dargestellt werden.

Der auf der Klostartaler Umwelthütte erprobte Prototyp des Solar-Komposters hat sich generell sehr bewährt, hinsichtlich der Weiterentwicklung des Gerätes besteht jedoch noch Verbesserungspotenzial:

- größere Schrägstellung und Anhebung der Luft-Kollektorfläche
- Vergrößerung des Abstandes zwischen Gehäuse und Innenbehälter zur Gewährleistung eines ausreichenden Luft- und Kondenswasserabflusses bei Anbringung einer innenliegenden Wärmedämmung
- wünschenswert wäre eine leichtere, von vornherein wärmedämmte Ausführung in Kunststoff-Sandwich-Bauweise
- Anbringung eines Luft-Auslassstutzen vom Kollektor zum Unterraum
- es wäre günstig, den Filter zur Abluftreinigung in das Kompostergehäuse zu integrieren oder wenn nicht möglich, als getrennten Bauteil herzustellen

## **8 Stufenkomposter zur Weiterbehandlung abgetrennter Abwasserinhaltsstoffe**

Die Kompostierung von aus dem Abwasserstrom abgetrennten Feststoffen in einem Stufenkomposter wurde im Rahmen dieses Projektes auf dem Kaiserjochhaus untersucht. Der Stufenkomposter ist auch unter der Bezeichnung „Treppenvererder“ bekannt.

### **8.1 Lage und örtliche Verhältnisse des Kaiserjochhauses**

Das Kaiserjochhaus liegt auf 2310 mÜNN am Fuße des Grieskopfes in den Lechtaler Alpen. Erreichbar ist es ausschließlich zu Fuß; die Ver- und Entsorgung erfolgt per Hubschrauber.

Das Hauptgebäude wurde 1885 erbaut. 1923 erwarb die damalige Sektion Schwarzer Grat (heute Sektion Leutkirch/Allgäu) die Hütte. 1984/85 wurde das Kaiserjochhaus umgebaut und ein zusätzliches Nebengebäude errichtet.

Für Übernachtungen stehen insgesamt 60 Matratzen- und 10 Notlagerplätze zur Verfügung. Im Winterraum des Nebengebäudes sind vier Schlafplätze eingerichtet. Hüttenwirtin Roswitha Wolf bewirtschaftet jährlich von Anfang Juli bis Mitte September, bei gutem Wetter auch bis Ende September. Jährlich werden etwa 2300 Übernachtungen registriert.

#### **8.1.1 Energieversorgung**

Die benötigte elektrische Energie sowie der Wärmebedarf werden in der Regel durch eine Photovoltaikanlage, die einen Batteriesatz speist, und eine thermische Solaranlage gedeckt. Bei lang anhaltendem Schlechtwetter wird ein pflanzenölbetriebenes Blockheizkraftwerk hinzugeschaltet. Der gesamte Strombedarf pro Saison beträgt etwa 750 Kilowattstunden [BIECHELE (2004)].

#### **8.1.2 Wasserversorgung**

Das zum Hüttenbetrieb benötigte Wasser wird aus einer südlich der Hütte gelegenen Quelle gefasst und in einem Hochbehälter gesammelt. Pro Saison werden etwa 140 bis 150 m<sup>3</sup> Wasser benötigt [BIECHELE (2004)].

#### **8.1.3 Abwassertechnische Anlage**

Die Abwässer des Kaiserjochhauses werden nicht biologisch, sondern lediglich mechanisch gereinigt. Im Keller des Nebengebäudes befindet sich zur Vorreinigung eine Siebpresse, der das Rohabwasser des Haupt- und Nebengebäudes, sowie das Küchenabwasser zugeführt wird. Dem Küchenablauf ist ein Fettfang vorgeschaltet.

In der Siebpresse werden die Feststoffe aus dem Abwasser entfernt, mit Strukturmaterial angereichert und in verrottbare Transportsäcke aus Jute gefüllt. Die flüssigen Anteile aus der Siebpresse fließen in einen Vorklärschacht, der in einen Nachfilterschacht überläuft. Dieser Nachfil-

terschacht besitzt einen durchlässigen Boden, durch den das Wasser nördlich der Hütte in den Untergrund versickert.

## 8.2 Reststoffbehandlung

### 8.2.1 Beschreibungen des Stufenkomposters

Etwa 20 Meter abseits des Nebengebäudes befindet sich ein vierstufiger Stufenkomposter. Dieser ist komplett in das Erdreich eingelassen; die Seitenwände sind gemauert. Jede einzelne Stufe hat ein Fassungsvermögen von  $0,65 \text{ m}^3$  (BxLxT =  $1,15\text{m} \times 1,13\text{m} \times 0,50\text{m}$ ). Die Kammern sind jeweils mit entfernbareren Bretterschalungen abgedeckt und voneinander getrennt. Die Anlage ist mit einem durchgehenden schiefen Boden ausgeführt.



Abbildung 130: Stufenkomposter am Kaiserjochhaus [Fotos R.Ettl (2004)]

### **8.2.2 Betrieb des Stufenkomposters**

Die mit Strukturmaterial angereicherten Feststoffe werden - mit den Transportsäcken - händisch in die oberste Stufe gebracht. Zu Beginn jeder Saison entnimmt der Hüttenwirt das Rottegut aus der untersten Stufe und setzt anschließend den Inhalt der übrigen Stufen jeweils eine Stufe weiter nach unten um. Dadurch werden die Reststoffe gelockert und gemischt.

Um eine ausreichende Versorgung des Rottegutes mit Sauerstoff durch eine weniger kompakte Lagerung zu gewährleisten (und damit einer eventuellen Geruchsbelästigung entgegen zu wirken), ist es erforderlich, das Volumen der ersten und zweiten Stufe möglichst gering zu halten. Da die einzelnen Kompostierkammern gleich groß sind, muss deshalb teilweise die gut verrotte oberste Schicht einzelner Stufen bereits während der Saison umgesetzt werden, um das Gesamtvolumen möglichst gleichmäßig zu nutzen. Dies verbessert einerseits den gesamten Rotteprozess im Stufenkomposter, erschwert jedoch andererseits die Beurteilung desselben, da die Reststoffe der einzelnen Stufen nicht unmittelbar mehr der Saison, in welcher sie anfielen, zugeordnet werden können.

In der Saison 2005 wurde der Stufenkomposter mit einer schwarzen Schutzplane abgedeckt. Diese sollte die Rahmenbedingungen für die Kompostierung optimieren, indem sie einerseits den Eintritt von Niederschlagswasser verhindert und andererseits die Temperatur im Komposter erhöht.

### **8.2.3 Zusammensetzung des Strukturmaterials**

Das zugegebene Strukturmaterial ist ein Gemisch; Bestandteile sind Stroh, Traubenkernschrot, Strukturstoffe und das Granulat „RenoSan 999“. RenoSan 999 bindet Feuchtigkeit und dient der Neutralisation von Gerüchen, dem Fernhalten von Insekten, sowie der Verhinderung von Schimmelbildung. Wichtigste Inhaltsstoffe sind Alginderivate, Natriumalginat (Polysaccharide), quellfähige Bentonite und diverse Pflanzenextrakte, wie beispielsweise Kiefernöl [aqua (2005)].

### **8.2.4 Verbleib der behandelten Reststoffe aus dem Stufenkomposter**

Die zum Saisonbeginn entnommenen Reststoffe der untersten Stufe werden auf einer eingezäunten Ödfläche im Hüttenumfeld ausgebracht und eingesät. Hierzu verwendet der Hüttenwirt handelsüblichen Grassamen aus dem Baumarkt. Bereits wenige Wochen später sind die Samen aufgegangen und verhindern eine Erosion.

Für den Bereich der Ausbringungsflächen konnte beobachtet werden, dass eine Ausbreitung der handelsüblichen Gräser nicht stattfindet. Vielmehr wachsen ortsansässige Pflanzen.



**Abbildung 131: Rottegut aus dem Stufenkomposter, zwei Monate nach Ausbringung und Ansaat [Foto F.Schönherr (2005)]**

### 8.3 Beurteilung der Reststoffbehandlung

Insbesondere in den ersten beiden Stufen klebt das Rottematerial stark zusammen. Ein vollständiger Rotteprozess ist vor allem in den tieferliegenden Schichten nicht zu erwarten. Dies zeigt sich beispielsweise dadurch, dass beim Umsetzen den oberen Schichten deutlich unverrottete Teile der Transportsäcke zu erkennen sind.



**Abbildung 132: Reststoffe zur Behandlung in der ersten Stufe (links) und der vierten Stufe (rechts) [Fotos F.Schönherr (2005)]**

Der Rottegrad der Reststoffe aus dem oberen Bereich verbessert sich – dem Augenschein nach - mit jeder Stufe bzw. andauernder Behandlung. Das zeigt ein Vergleich der ersten und vierten Stufe in Abbildung 132. Zu erkennen ist, dass im rechten Bild einerseits eine erdähnlichere Substanz erreicht ist und keine Fäkalkonglomerate mehr zu erkennen sind.

### 8.3.1 Probenahme und Analyseergebnisse

Während des Versuchszeitraumes wurde der Stufenkomposter mehrfach aufgesucht und die enthaltenen Komposte untersucht. In Tabelle 33 sind die Analyseergebnisse dargestellt. Spalte 1 bezeichnet das Jahr, aus dem die Probe stammt, also in den Stufenkomposter eingebracht wurde. Spalte 2 bezeichnet die aktuelle Komposterstufe in der sich das Material befindet; die Nummerierung beginnt oben.

**Tabelle 33: Ergebnisse der Analyse der Reststoffe aus dem Stufenkomposter**

Saison	Stufe	Datum der Probenahme	pH [1]	TR [%]	GV [%]	NH <sub>4</sub> -N [g/KgTM]	TKN [g/KgTM]	Pges [g/KgTM]
2001	4	16.8.04	7,5	26	79,9	0,16	27,2	13,4
2002	3	16.8.04	7,5	26,7	78,9	0,84	26,1	11,3
2002	4	12.9.05	7,4	27,4	78,3	0,68	26,6	9,2
2003	2	16.8.04	6,9	22,2	82,1	1,71	28,0	12,2
2003	3	12.9.05	7,1	21	82	1,09	27,2	7,5
2003	4	10.7.06	7,6	17	80,5	0,15	33,7	8,4
2003	4	9.8.06	7,9	24,3	71,8	0,35	30,5	16,8
2003	4	13.10.06	7,5	21,2	78,5	0,01	26,8	17,8
2004	2	12.9.05	6,9	25,5	80,6	2,14	32,9	10,8
2004	3	10.7.06	7,3	24,1	73,6	0,20	30,8	10,7
2004	3	9.8.06	7,6	19,7	81,4	0,45	31,9	11,0
2004	3	13.10.06	7,4	20,2	64,3	0,03	33,4	12,8
2005	1	12.9.05	7,2	25,2	90,3	3,68	23,0	6,9
2005	2	10.7.06	7,8	23,7	83,1	0,37	31,4	11,4
2005	2	9.8.06	7	25,8	82	0,43	24,1	11,2
2005	2	13.10.06	7,4	19,5	78,9	0,10	32,2	12,0

### 8.3.2 Abbau von Organik und Senkung des Wassergehaltes

In Abbildung 133 und in Abbildung 134 sind exemplarisch die Verläufe des Glühverlustes und des Trockenrückstandsgehaltes der Reststoffe aus den Jahren 2003, 2004 und 2005 dargestellt. Die Zahlenwerte sind aus Tabelle 33 entnommen. Der Glühverlust gibt den Anteil organischer Substanzen an; ein abnehmender Glühverlust bedeutet also Mineralisierung derselben.

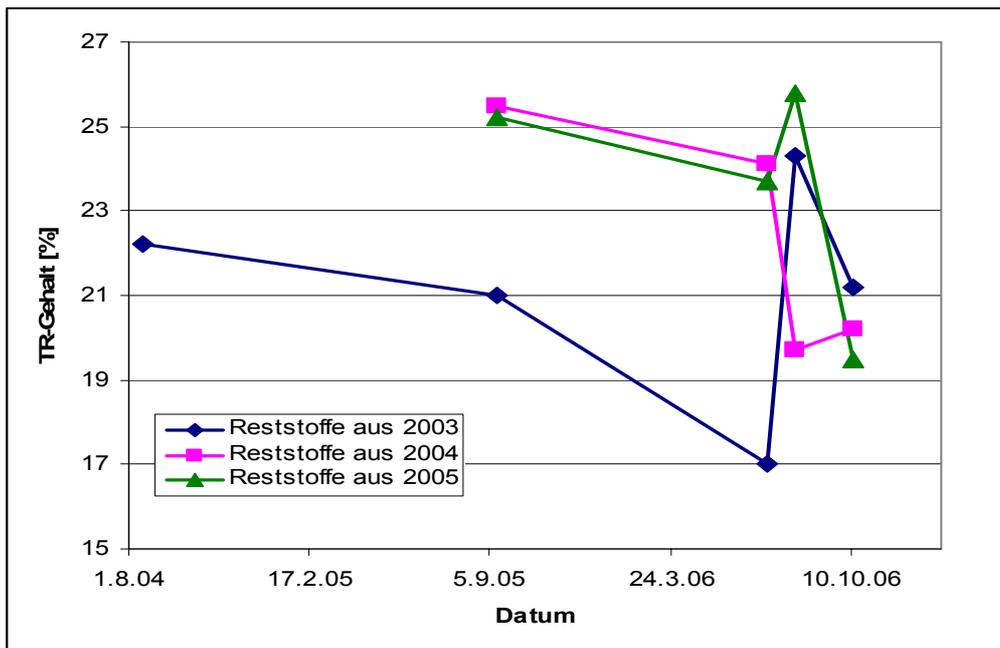


Abbildung 133: Trockenrückstandsgehalte der Reststoffe aus den Jahren 2003, 2004 und 2005

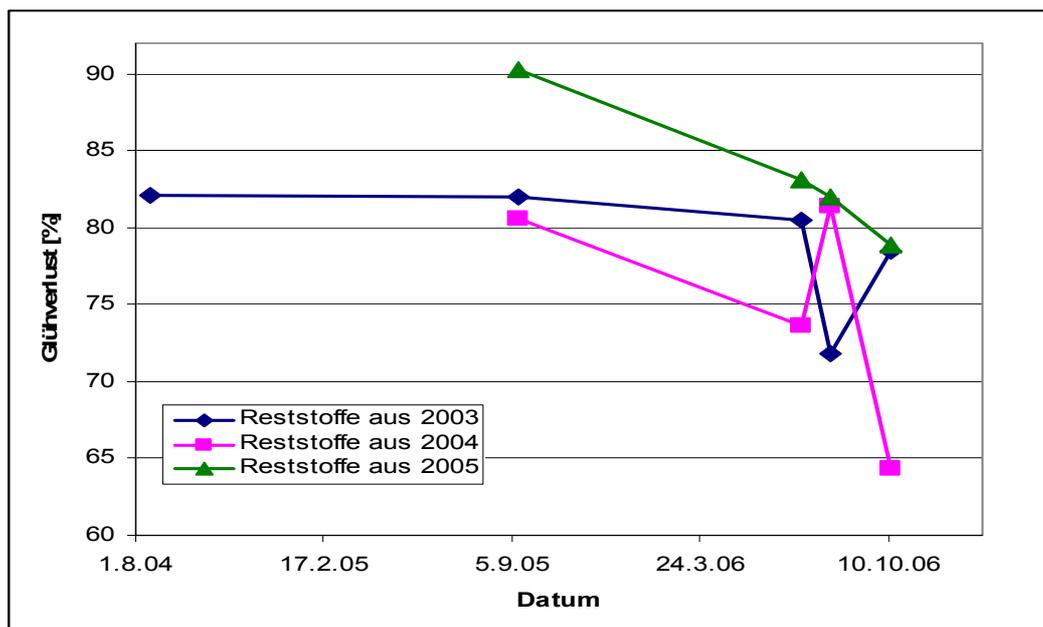


Abbildung 134: Verlauf des Glühverlustes der Reststoffe aus den Jahren 2003, 2004 und 2005

Aus Abbildung 133 und Abbildung 134 ist zu erkennen, dass die jeweiligen Verläufe sehr stark schwanken und keine eindeutigen Aussagen über den Anteil des Wassers bzw. der organischen Substanzen einer Reststoff-Charge zulassen. Tendenziell weisen die Werte des Glühverlustes auf eine stetige Abnahme und die Werte des Trockenrückstandsgehaltes auf eine allmähliche Zunahme hin. Festzustellen ist jedoch nur, dass für einen Kompostierungsprozess genügend

organische Substanzen vorhanden sind (65-90%), jedoch ungünstige Randbedingungen hinsichtlich des Wassergehalt vorhanden sind (73-83%).

Nach [KERN et al. (2003)] sollte der Trockenrückstandsgehalt über 30% (bzw. der Wassergehalt unter 70%) liegen, damit aerobe Zersetzungsprozesse überhaupt möglich sind; optimal wären TR-Gehalte von 55%.

Das in Kapitel 8.2.2 beschriebene Anbringen einer Schutzplane zur besseren Abweisung von Niederschlägen ist nicht zielführend, da sich der Wassergehalt hierdurch nicht senken ließ.

### 8.3.3 Abbau von Nährstoffen

Bei der Betrachtung der auf die Trockenmasse bezogenen Konzentrationen von Ammoniumstickstoff ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ), totalem Kjeldahlstickstoff (TKN) und Gesamtphosphor (Pges) aus Tabelle 33, scheinen sich durch die Behandlung die gemessenen Nährstoffe zu reduzieren. Allerdings schwanken auch hier die Einzelwerte teils erheblich.

Lediglich der Anteil an Ammoniumstickstoff nimmt deutlich ab. Dies verdeutlicht Abbildung 135.

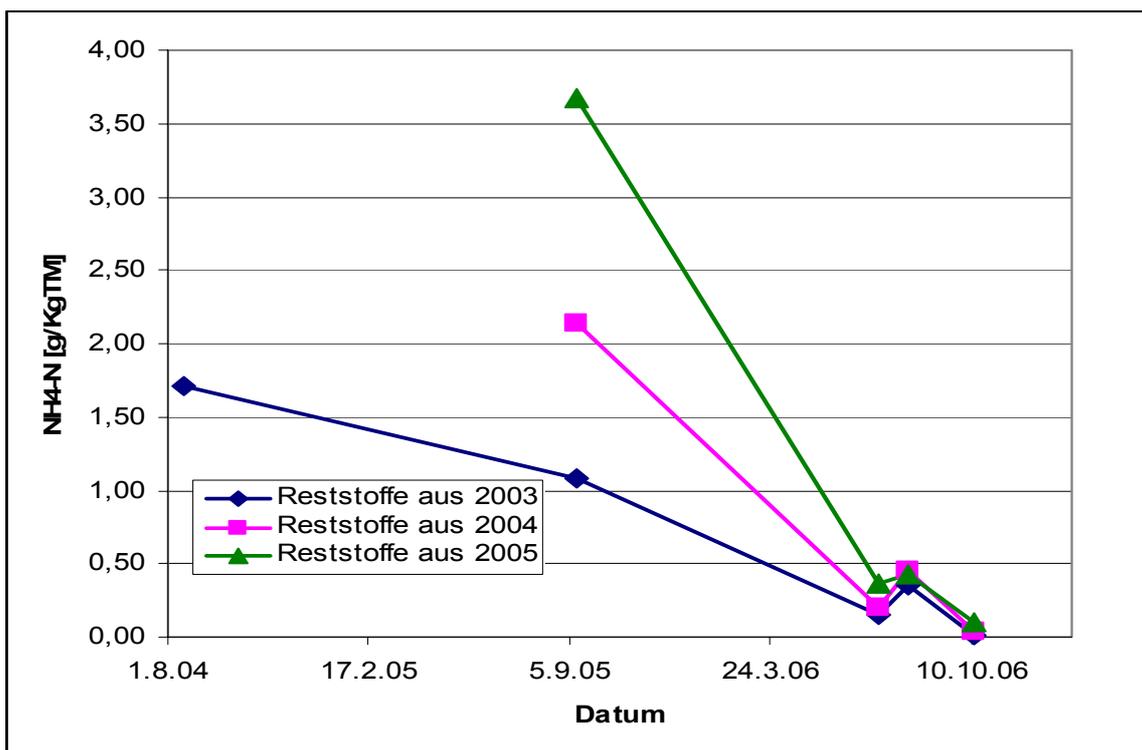


Abbildung 135: Konzentration von Ammoniumstickstoff in den Reststoffen der Jahre 2003, 2004 und 2005 über die Projektdauer

Die Konzentration des organisch gebundenen Stickstoffes, ausgedrückt als Differenz des Kjeldahl- und Ammoniumstickstoffes, verändert sich während der Behandlung nicht. Der Rückgang des Kjeldahlstickstoffes ist folglich allein durch den Abbau von Ammonium beeinflusst.

Über den Verlauf der Phosphorkonzentrationen können keine Aussagen getroffen werden, da diese Werte allesamt zu sehr schwanken.

### 8.3.4 Reduzierung des Volumens

Bei mehreren Ortsbegehungen wurde das Volumen der Komposte in den einzelnen Stufen gemessen. Die Ergebnisse sind in Tabelle 34 dargestellt. Die Angaben der Spalte 2 stammen von BIECHELE (2005).

Wie bereits erwähnt, ist eine Zuordnung des Inhaltes einzelner Komposterstufen zu den anfallenden Reststoffen einer Saison nicht möglich. Die Abschätzung der Volumina ist deshalb bislang auf die Abnahme zwischen Saisonende und Saisonanfang beschränkt, da hier keine Umlagerung von Rottematerial stattfindet.

**Tabelle 34: Volumenreduzierung der behandelten Reststoffe aus den einzelnen Komposterstufen**

Stufe des Komposters	Volumen am 02.07.05	Volumen am 12.09.05	Volumen am 10.07.06	Volumen am 13.10.06
Stufe 1	<b>0,4 m<sup>3</sup></b>	0,54 m <sup>3</sup>	0 m <sup>3</sup>	
Stufe 2	0,3 m <sup>3</sup>	<b>0,43 m<sup>3</sup></b>	0,49 m <sup>3</sup>	0,38 m <sup>3</sup>
Stufe 3	0,4 m <sup>3</sup>	0,46 m <sup>3</sup>	<b>0,41 m<sup>3</sup></b>	<b>0,31 m<sup>3</sup></b>
Stufe 4	0,4 m <sup>3</sup>	0,50 m <sup>3</sup>	0,48 m <sup>3</sup>	0,35 m <sup>3</sup>

In Tabelle 34 ist der Verlauf einer Charge über den Zeitraum von zwei Jahren gelb hervorgehoben. Jeweils um den 05. Juli wurden die Chargen umgesetzt. Durch die Umsetzung reduziert sich die Lagerungsdichte; das Volumen wird größer. Aufgrund des Eigengewichtes des Kompostes wird die Lagerungsdichte allmählich wieder kompakter. Beispielsweise reduziert sich das Volumen der markierten Charge während einer Saison (10.07.-13.10.06) von 0,41 m<sup>3</sup> auf 0,31 m<sup>3</sup> um ca. 25%. (Dies ist mit den anderen Chargen vergleichbar). Der Anteil infolge der Mineralisierung organischer Substanzen ist hierbei weniger bedeutsam, da der Glühverlust insgesamt nur wenig abnimmt (vgl. Abbildung 134). Eine Volumenreduzierung durch Verringerung des Wassergehaltes ist ebenso auszuschließen; gemäß Abbildung 133 scheint der Trockenrückstandsgehalt sogar abzunehmen.

Dennoch ist eine Reduzierung des Volumens des Kompostes während der Behandlung erkennbar. Das Volumen der markierten Charge in Tabelle 34 reduziert sich von 0,4 m<sup>3</sup> auf 0,31 m<sup>3</sup> (das sind 22,5%) während der Behandlung vom 02.07.05 bis 13.10.06. Da die Lagerungsdichte zu beiden Zeitpunkten vergleichbar ist, ist die Volumenabnahme auf den kombinierten Einfluss von Mineralisierung organischer Substanzen, Zersetzung grober Konglomerate und Abnahme des Wassergehaltes zurück zu führen.

### 8.3.5 Einfluss der Stapelhöhe der Komposterstufen

Betrachtet man die Höhe der einzelnen Komposterstufen so sind Unterschiede des Rottegutes aus verschiedenen Höhen zu beobachten. Bereits bei der visuellen Betrachtung fällt auf, dass das Rottegut in den ersten 15 cm der Komposterstufe lockert gelagert und krümelig ist. Mit zunehmender Tiefe scheinen die Reststoffe feuchter und kompakter gelagert.

Diese Beobachtungen lassen sich messtechnisch belegen. Bei der Ortsbegehung am 13.10.2006 wurde aus den Komposterstufen 2, 3 und 4 jeweils zwei Mischproben aus unterschiedlichen Tiefen genommen und analysiert. Das Ergebnis ist in Tabelle 35 dargestellt.

**Tabelle 35: pH-Wert und Trockenrückstandsgehalt des Rottegutes unterschiedlicher Schichten der Komposterstufen 2, 3 und 4 am 13.10.2006**

Tiefe	Stufe	Saison	pH [1]	TR [%]
- 7 cm	4	2003	7,7	23,9
- 20 cm			7,5	21,2
- 7 cm	3	2004	8,3	28,9
- 20 cm			7,4	20,2
- 7 cm	2	2005	7,5	24,1
- 20 cm			7,4	19,5

Aus Tabelle 35 ist zu erkennen, dass der Trockenrückstandsgehalt in der oberen 15cm-dicken Schicht konsequent höher ist, als darunter. Das bedeutet beispielsweise, dass die Gesamtmasse der oberen 15cm-dicken Schicht einer Komposterstufe bei einem Trockenrückstandsgehalt von 25% gegenüber 20% aufgrund des niedrigeren Wassergehaltes um ein Fünftel niedriger ist. Andererseits ist auch der Sauerstoffgehalt der oberen Schichten höher. Tabelle 36 zeigt, dass die Sauerstoffsättigung mit zunehmender Tiefe abnimmt.

**Tabelle 36: Sauerstoffsättigung des Rottegutes unterschiedlicher Schichten der Komposterstufen 2, 3 und 4 am 10.07.2006**

Tiefe	Stufe	Saison	Sauerstoffsättigung [%]
- 10 cm	4	2003	84
- 25 cm			42
- 10 cm	3	2004	79
- 25 cm			50
- 10 cm	2	2005	78
- 25 cm			61

Der Versuch einer späteren Sauerstoffmessung am Saisonende misslang wegen eines defekten Temperatursensors. Am Ende der Saison ist es jedoch wahrscheinlich, dass die Sauerstoffsättigung in den tieferen Schichten wesentlich niedriger ist, als zu Beginn der Saison. Zum Saisonbeginn werden nämlich die Komposterstufen umgesetzt und sind daher anfangs lockerer und luftreicher gelagert als am Ende der Saison.

Die Versorgung des Rottegutes mit Luftsauerstoff ist einerseits wichtig für die Mineralisierung organischer Substanzen. Andererseits kann Luft, insbesondere trockene Luft, Feuchtigkeit aus dem Kompost aufnehmen und ausgetragen. Auf diese Weise kann, neben der Durchsickerung, eingedrungenes Niederschlagswasser, Hangwasser und vorhandenes Schlammwasser ausgetragen werden.

### 8.3.6 Hygienische Qualität

Zur Beurteilung der hygienischen Qualität der behandelten Reststoffe wurden Proben aus den einzelnen Komposterstufen im Labor der Hydrologischen Untersuchungsstelle Salzburg mikrobiologisch untersucht. Die Ergebnisse sind in Tabelle 37 dargestellt.

Die untersuchten Proben enthielten keine Salmonellen. Acht von zehn Proben enthielten zudem keine Wurmeier. In einer Probe konnten Kokizidien nachgewiesen werden; eine andere Probe enthielt vereinzelt Trichuriden. Da die Wurmeier lediglich in der vierten Komposterstufe nachgewiesen wurden, könnte es sein, dass diese gar nicht über den Hüttenbetrieb, sondern mit dem kompostierten Küchenabfällen aus dem Schnellkomposter eingebracht wurden. Dieser wird nämlich zur Nachrotte mit in die vierte Komposterstufe gegeben.

**Tabelle 37: Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen**

Saison	Stufe	Datum der Probe-nahme	Enterobacte-riaceen [10 <sup>3</sup> /gFS]	Entero-kokken [10 <sup>3</sup> /gFS]	Salmonella [10 <sup>3</sup> /gFS]	Wurmeier
2002	4	12.09.05	22,0	2,5	0	n.n.
2002	4	10.07.06	43,0	65,0	0	vereinzelt Trichuriden
2003	3	12.09.05	150,0	210,0	0	n.n.
2003	4	13.10.06	3,3	600,0	0	Kokizidien
2004	2	12.09.05	40,0	35,0	0	n.n.
2004	3	10.07.06	6,8	120,0	0	n.n.
2005	1	12.09.05	100,0	100,0	0	n.n.
2005	2	10.07.06	34,0	150,0	0	n.n.
2005	2	13.10.06	1,3	37,0	0	n.n.
2001	ausgeb.	10.07.06	2,0	3,6	0	n.n.

Enterobacteriaceen- und Enterokokkenpopulationen konnten in allen Proben nachgewiesen werden. Die Ergebnisse lassen jedoch keine eindeutige Bewertung über den Hygienisierungseffekt des Stufenkomposters zu, da die Populationen teils zunehmen, teils abnehmen und keinen Trend erkennen lassen.

## **8.4 Empfehlungen und Verbesserungsvorschläge**

Aus den Ergebnissen der Untersuchungen des Stufenkomposters am Kaiserjochhaus können Empfehlungen für die Optimierung der Behandlung der anfallenden Reststoffe ausgesprochen werden. Diese Empfehlungen verfolgen zwei wesentliche Ziele: das Senken des Wassergehaltes und die Verbesserung der Sauerstoffversorgung der Reststoffe, um die Randbedingungen für einen Kompostierungsprozess zu gewährleisten.

Für die Senkung des Wassergehaltes können mehrere verschiedene Maßnahmen empfohlen werden. Grundsätzlich jedoch sollte versucht werden, einerseits die Mengen eintretenden Niederschlags- bzw. Hangwassers zu vermeiden und andererseits das Abfließen von an die Reststoffe gebundenen Wasser zu erleichtern.

Zur Verbesserung der Sauerstoffversorgung muss versucht werden die tiefliegenden und sauerstoffarmen Bereiche zu verringern.

### **8.4.1 Abdeckungen der Komposterstufen**

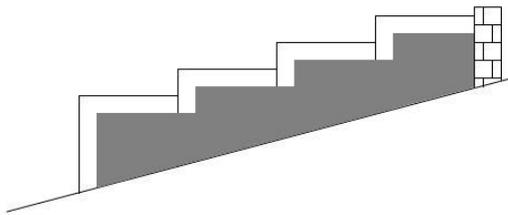
Zum Fernhalten des Niederschlagswassers sollten die Abdeckungen der einzelnen Komposterstufen verbessert werden. Sie sollten einerseits wasserundurchlässiger sein und andererseits bereits auf den seitlichen Wänden aufliegen, damit seitlich kein Wasser eindringen kann. Allerdings sollte die Abdeckungen nicht abdichten, damit Feuchtigkeit von innen nach außen entweichen und Luftsauerstoff eindringen kann.

### **8.4.2 Rostgitter als Boden der Komposterstufen**

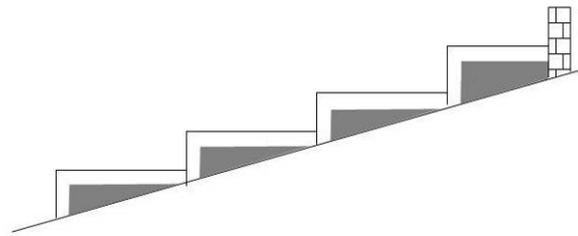
Rostgitter, auf denen der Kompost gelagert ist, bewirken eine zusätzliche Versorgung des Rottematerials mit Luft von unten. (Vgl. hierzu auch Kapitel 7.3.3.) Gleichzeitig wird der schwerkraftbedingte Abfluss von Sickerwasser entscheidend verbessert, da dieses nun aus der Anlage fließt und nicht in die nächste Komposterstufe. Auf dem durchgehenden schiefen Boden des Stufenkomposters (vgl. Kapitel 8.2.1) müssten die Rostgitter auf längsverlaufenden Metallschienen so befestigt werden, dass sie wenige Zentimeter Abstand zum Boden einhalten können. Damit kein Rottematerial durch die Maschen der Rostgitter fällt, sollte auf ihnen ein Geotextil verlegt werden.

### 8.4.3 Anordnung der Komposterstufen

Für einen höheren Mineralisierungsgrad organischer Substanzen müssen die sauerstoffarmen Bereiche in den einzelnen Komposterstufen verkleinert werden. Dies kann durch eine geänderte Anordnung der Stufen erreicht werden. Eine Anordnung gemäß Abbildung 137 vergrößert den Anteil luftseitiger Oberflächen der einzelnen Mieten gegenüber der momentanen Anordnung wie in Abbildung 136.



**Abbildung 136: kompakte Anordnung der Komposterstufen**



**Abbildung 137: entzerrte Anordnung der Komposterstufen**

Die luftseitigen Bereiche werden besser durchlüftet, was die Mineralisierung und den Austrag von Feuchtigkeit fördert (vgl. Kapitel 8.3.5). Gleichzeitig verkleinern sich die sauerstoffarmen Bereiche. POSCH & PARTNER (2004) stellte für eine solche Anordnung fest, dass für die letzten Stufen auf eine Abdeckung sogar gänzlich verzichtet werden kann, ohne dass mit negativen Auswirkung auf den Rotteprozess zu rechnen ist.

### 8.4.4 Begrenzung der Stapelhöhe

Für den Neubau von Stufenkompostern ist es empfehlenswert die maximale Stapelhöhe auf 30 cm zu begrenzen, damit eine ausreichende Sauerstoffversorgung des Rottematerials für die Mineralisierung sichergestellt wird. Aus der anfallenden Reststoffmenge kann dann die erforderliche Oberfläche bestimmt werden.

30 Zentimeter mittlere Stapelhöhe würde für den Stufenkomposter am Kaiserjochhaus eine notwendige Oberfläche von  $0,45\text{m}^3 / 0,3\text{m} = 1,5\text{m}^2$  pro Komposterstufe. derzeit beträgt die Oberfläche jeder Komposterstufe  $1,2\text{m}^2$ .

## 8.5 Fazit und Ausblick

Die Behandlung von Reststoffen im Stufenkomposter ist unproblematisch und störungsunanfällig. Seine einfache robuste Technik gewährt einen Betrieb ohne größere Schwierigkeiten.

Der Transport der Jutesäcke aus dem Keller des Nebengebäudes in die oberste Stufe ist hingegen anstrengend und Bedarf der Mithilfe einer weiteren Person. Der Aufwand zur Umsetzung der Reststoffe zum Saisonanfang wird durch die Terrassenstufen wesentlich erleichtert.

Über die gesamte Behandlungsdauer betrachtet reduziert sich das Volumen der Reststoffe auf Werte zwischen 20% und 25%. Ammonium wird fast vollständig abgebaut und ansatzweise auch organische Substanzen. Der Wassergehalt hingegen bleibt mit ca. 75% annähernd konstant und ist für die Kompostierung zu hoch.

Nachteilig für den Betrieb sind die großen Bereiche sauerstoffarmer und wassergesättigter Bereiche in den einzelnen Komposterstufen. Um diese zu verkleinern wurden einige Empfehlungen ausgesprochen.

## SONDERVERFAHREN

### 9 Membrantechnik

Die Anwendungsmöglichkeit der Membrantechnik im Hochgebirge wird beispielhaft an der Anlage auf der Bergstation Hochtälli (Schweiz) dargestellt.

#### 9.1 Einleitung

In der Forschungsförderungs-Antragsphase dieses Projekts gab der von der DBU bestellte Gutachter den Hinweis, dass in Bio-Membrananlagen kaum Schlamm anfällt. Aus dieser Diskussion heraus wurde nahegelegt, die Bio-Membran-Technologie als Option zur Reststoffreduktion bzw. –vermeidung näher in Betracht zu ziehen.

In einer gemeinsamen Kooperation der Eawag (Wasserforschungs-Institut der ETH Zürich) und der terraLink GmbH wird unter Einbindung des IUT an der Kläranlage der Seilbahn-Bergstation Hochtälli im schweizer Matterhorngebiet der Betrieb einer Bio-Membrananlage optimiert. Da aufgrund dieser Zusammenarbeit aussagekräftige Zahlenwerte bezüglich obiger und weiterer Fragestellungen vorliegen, wurde Europas höchstgelegener Kläranlage (3286 m) als Fallbeispiel für eine Bio-Membrananlage im Hochgebirge gewählt, obwohl das Objekt selbst nicht Bestandteil des gegenständlichen DBU-Projekts ist.

In diesem Kapitel sollen Energieverbrauch, Schlammproduktion und Wartungsaufwand einer solchen Anlage beschrieben werden. Alle Werte und die Details der folgenden kurzen Anlagenbeschreibung wurden hierbei dem Abschlussbericht des Projekts [(BÜTZER et al. (2006))] entnommen.



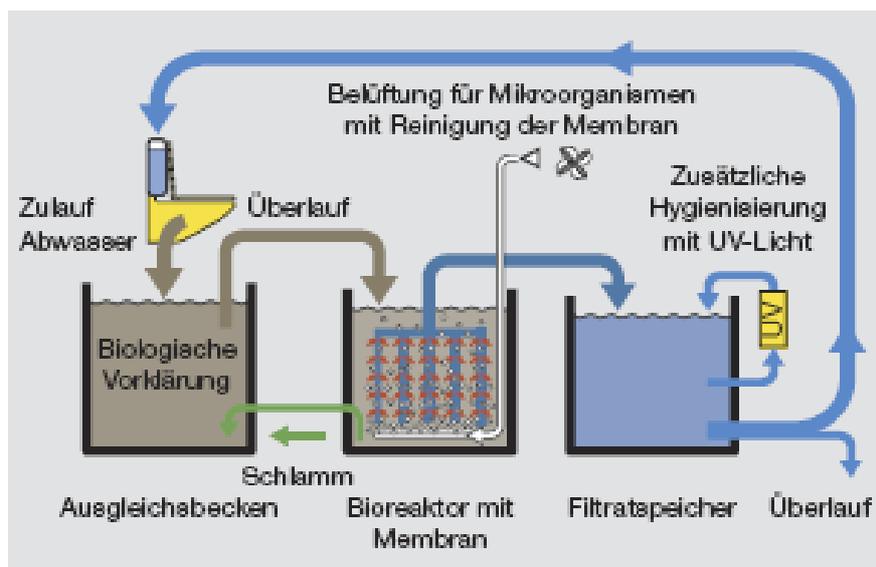
Abbildung 138: Bergstation Hochtälli der Zermatt Bergbahnen auf 3286 m im Skigebiet Gornergrat

## 9.2 Anlagentechnik und Infrastruktur

Bis zur Wintersaison 2004/05 wurde in der Bergstation, welche in der Hochsaison von bis zu 5000 Personen täglich besucht wird, eine Trockentoilette betrieben, in der mit Hilfe einer Absackanlage anfallender Urin und Fäkalien gesammelt wurden. Aufgrund des hohen Betriebs- und Personalaufwandes für Reinigung und Abtransport, erheblicher Geruchsemissionen und der generell höheren Akzeptanz und Komforts einer Spülwassertoilette wurde die Toilettenanlage umgebaut.

Da der Standort nicht am Wassernetz angebunden ist und in dieser exponierten Höhenlage kein Trinkwasser für die Toilettenspülung zur Verfügung steht, lag die Idee nahe, das Wasser besser zu nutzen und Schmutzwasser aufbereitet als Nutzwasser in den Kreislauf zurückzuführen. Die Zermatt Bergbahnen haben daher in Zusammenarbeit mit der Firma terra-Link GmbH im Herbst 2004 auf der Bergstation Hohtälli einen Membranbioreaktor zur Aufbereitung und Wiederverwendung von Toilettenabwasser mit geschlossenen Wasserkreislauf in Betrieb genommen.

Die auf der Anlage installierte Technik (vgl. Abbildung 139) besteht im Wesentlichen aus drei Behältern mit zugehöriger Maschinenteknik. Die gesamte Einrichtung befindet sich im Kellergeschoss der Station, wo sich auch die Maschinenteknik der Seilbahn befindet. Somit herrschen eine hohe Raumtemperatur sowie eine geringe Luftfeuchtigkeit und durch die Höhenlage bedingt ergibt sich zudem lokal ein Luftdruck mit kleiner Sauerstoffsättigungskonzentration.



**Abbildung 139: Anlagenschema der Kläranlage Hohtälli (Stand Wintersaison 2005/06), [BÜTZER et al. (2006)]**

Die Anlagentechnik wurde vor und im Verlauf des Projektes angepasst und erweitert. Die nachfolgende Beschreibung stellt die derzeitige Situation und Funktionsweise dar.

### 9.2.1 Grobstoffabscheider (GR)

Ein erster Reaktor von  $3,8 \text{ m}^3$  (maximale Füllung) dient als Grobstoffabscheider (GR) und als Ausgleichsbecken für das anfallende Toilettenabwasser der vier Toiletten (zwei Damen und zwei Herren). Über eine Zeitschaltuhr wird der Behälter in Abständen mit einer Umwälzpumpe durchmischt. Ziel der Durchmischung ist sowohl die mechanische Zerkleinerung von organischen Feststoffen (mechanisch, Fäkalien und Papier) als auch die damit verbesserte Hydrolyse von Abwasserinhaltsstoffen (biologisch), um diese den biologischen Prozessen besser verfügbar zu machen. Neben dem Abwasser gelangt auch Belebtschlamm als Rücklauf aus dem Membranbioreaktor (MBR) in den GR. Die Rücklaufschlammmenge ist einstellbar und wird frachtabhängig geregelt (über die Anzahl der Filtrationszyklen).

### 9.2.2 Membranbioreaktor (MBR)

Über ein Spaltsieb ( $\varnothing 2,5 \text{ mm}$ ) und eine taktgesteuerte Pumpe gelangt das Abwasser chargenweise in das Kernstück der Anlage, den Membranbioreaktor ( $3,6 \text{ m}^3$ ). Hier erfolgen mit Hilfe eines Membranfilters im Wesentlichen die biologische Reinigung des Abwassers mittels Biomasse (Belebtschlamm) und die Abtrennung von festen und flüssigen Abwasserinhaltsstoffen ohne Zugabe von Chemikalien. Im Projektzeitraum wurden permanent drei Membranmodule mit jeweils  $6,2 \text{ m}^2$  Membranfläche betrieben.



**Abbildung 140: Membranbioreaktor (wasserbefüllt) mit zwei Membranmodulen (links belüftet und rechts unbelüftet) zur Filtration des gereinigten Abwassers [BÜTZER et al. (2006)]**

Da in beiden Reaktoren (GR und MBR) erst ein vorgegebenes Füllniveau erreicht werden muss, um die Pump- respektive Filtrationsvorgänge auszulösen, beginnt der Betrieb der Anlage erst gegen Mittag und kann in Abhängigkeit des Abwasseranfalls und der Filtrationsleistung der Membranen erst in den Nachtstunden enden. Durchschnittlich werden 10 bis 14

Zyklen (je 30 Minuten unbelüftet anschließend 30 Minuten belüftet) benötigt, um die gewünschten Ausgangsniveaus im GR und MBR für den neuen Betriebstag zu erreichen.

Zur Reinigung der Membranplatten und zur Sauerstoffversorgung der Bakterien dient ein intermittierend betriebenes Gebläse (vgl. Abbildung 140) mit feinblasiger Belüftungseinheit. Die unterhalb der Membranmodule angeordnete Belüftung erzeugt ein turbulentes Luft-/Wassergemisch, das quer zu den Membranoberflächen im Filtermodul aufsteigt. Diese Cross-Flow Strömung trägt ständig die Partikel von der Membranoberfläche ab und verhindert so die Bildung einer filtrationshemmenden Deckschicht. Das Permeat, welches aufgrund der Porengröße der Membran ( $0,35\ \mu\text{m}$ ) partikel- und bakterienfrei und nahezu keimfrei ist, gelangt anschließend in einen Speicherbehälter.

### 9.2.3 Filtratspeichertank und Hygienisierung (UV-Lampe)

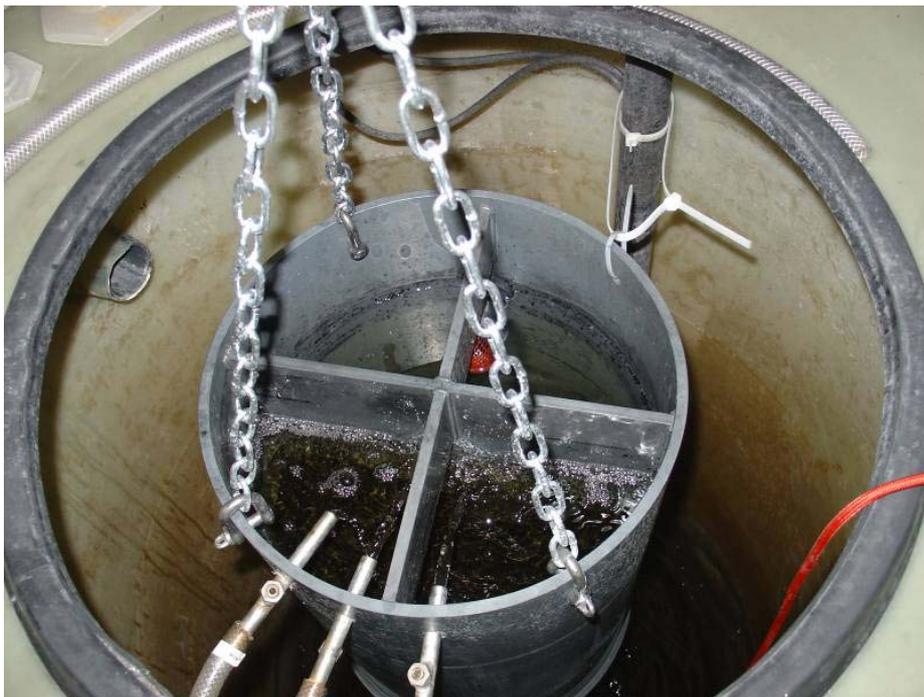


Abbildung 141: Filtratspeicher mit Aktivkohle-Einsatz

Damit bei längeren Standzeiten der Anlage das Permeat nicht eine ungenügende bakterielle Qualität erreicht, wird es im Kreislauf über eine UV-Lampe geführt, welche sämtliche noch verbliebene oder eingetragene Keime abtötet. Um hinreichend Filtrat vorhalten zu können, wurde im weiteren Verlauf der Saison ein zusätzlicher Pufferbehälter an den Filtratspeicher angeschlossen. Das so gewonnene gereinigte Abwasser im Filtratspeicher und Pufferbehälter (zusammen 3,2 m<sup>3</sup>) kann daher gefahrlos zum Spülen der Toilettenanlage wieder verwendet werden. Wird mehr Filtrat produziert, als in den Speichern gesammelt werden kann, verlässt gereinigtes Abwasser über den Überlauf (rd. 14 L/d) die Anlage und versickert im Umfeld der Bergstation.

#### 9.2.4 Überschussschlammentnahme und -entwässerung

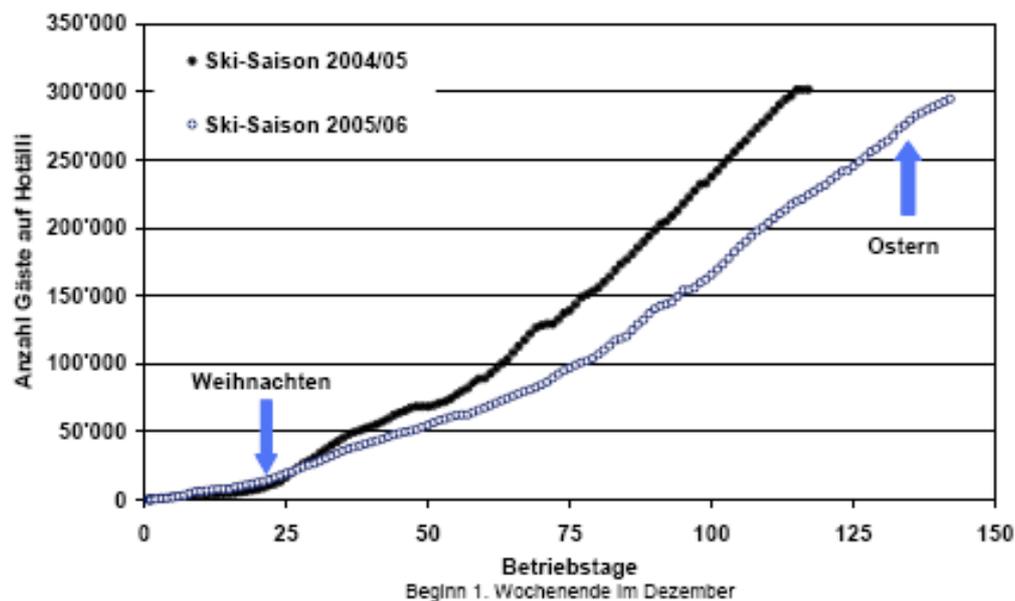
Der Zuwachs an Biomasse erfordert die Entnahme von Überschussschlamm. Um möglichst geringe Mengen entsorgen zu müssen, wurden zwei Entwässerungsvorrichtungen integriert. Die Entwässerung erfolgt über Filtersäcke, welche in speziellen Einspannvorrichtungen (entwickelt und erstellt seitens der Eawag) über den Reaktoren aufgehängt sind. Abtropfendes Filtrat gelangt somit direkt zurück in den Reaktor. Als Abzugseinrichtung dient die Rücklaufschlammpumpe, die manuell umgehängt wird.



Abbildung 142: Filtersack (im Hintergrund)

### 9.3 Wasserverbrauch, Abwasseranfall und -zusammensetzung

Der tägliche Wasserverbrauch sowie das Abwasser der Toilettenanlage sind in Zusammensetzung und im zeitlichen Anfall sehr spezifisch. Schneefallmengen, Nebel und Windgeschwindigkeiten beeinflussen wesentlich das Verhalten der Wintersportler bzw. den Betrieb der Anlagen. Der Abwasseranfall kann daher zwischen 0 und 2 m<sup>3</sup>/d schwanken. Die Tagesdynamik des Anfalls spielt sich im größtenteils zwischen 10:00 Uhr vormittags und 16:00 Uhr nachmittags ab, wohingegen die Toiletten zwischen 17:00 Uhr und 8:00 Uhr nicht benutzt werden. Auch der Vergleich der zwei bisherigen Wintersaisons untereinander zeigt deutlich einen Unterschied in der Entwicklung der Belastung der Anlage. In der Ski-Saison 2004/05 stieg die Besucherzahl und die damit verbundene Belastung der Kläranlage durch gute Schneeverhältnisse deutlich rascher an und war gegen Ende März bereits 25% höher als im Vergleichszeitraum 2005/06 (Abbildung 143).



**Abbildung 143: Vergleich der Entwicklung der Besucherzahlen in der Wintersaison 04/05 und 05/06 [BÜTZER et al. (2006)]**

Die Zusammensetzung des Abwassers ist sehr einseitig. Es besteht aus Urin, Toilettenpapier und wenig Fäkalien mit hohen Salz-, Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen. Eine Verdünnung des Abwassers erfolgt nur über die Wasserspülung der Toiletten, wobei das Spülwasser durch das Rezyklieren bereits hohe Salzgehalte aufweist.

Um die zu behandelnde Abwassermenge zu minimieren, wurden die Spülkästen der vier Toiletten auf ein Spülwasservolumen von rund sechs auf vier Liter pro Spülung reduziert. Hierdurch wird das zu behandelnde Abwasser konzentrierter. Durch die Wiederverwendung des behandelten Abwassers kommt es zu einer Aufkonzentrierung der gelösten Salze. Verstärkt wird dieser Prozess durch die Verdunstung eines Teils des Abwassers durch die Belüftung des MBR (ca. 5 L/d).

Nach Öffnung der Piste White Hare (Seilbahn Hohtälli -Gant, Riffelalp) wurden erheblich mehr Personen zur Bergstation transportiert. Der tägliche Wasserverbrauch stieg dadurch von durchschnittlich rund 0,9 auf 1,4 m<sup>3</sup> pro Tag. Bei Spitzenbelastungen (z.B. Ostern) können bis zu 2 m<sup>3</sup>/d Spülwasser benötigt werden. Stellt man die beförderten Personen dem Abwasseraufkommen gegenüber, ergibt sich ein spezifischer Abwasseranfall von rd. 6 L bzw. nach Reduktion des Spülwassers von 4 L pro Toilettengang, hierbei gelangen rd. 0,1 L Urin in die Kläranlage.

## 9.4 Energieverbrauch

In kommunalen Abwasserreinigungsanlagen mit Membranbiologie beträgt der spezifische Energiebedarf für die Reinigung von einem m<sup>3</sup> Abwasser rd. 1 kWh [(STEIN (2003), WEDI (2004) zitiert in BÜTZER et al. (2006)]. Die Kläranlage Hohtälli verbraucht demgegenüber rd. 11,5 kWh/m<sup>3</sup> behandeltes Abwasser. Dieser große Unterschied resultiert aus verschiedenen Gründen.

Das Abwasser im Zulauf zu kommunalen Anlagen ist etwa 10 bis 15 mal weniger konzentriert als das Toilettenabwasser auf Hohtälli. Ein weiterer Aspekt ist die Größe der Abwasserreinigungsanlage, da große Anlagen proportional zum Abwasseraufkommen effizienter arbeiten können. Die verschiedenen Teile der Kläranlage Hohtälli wurden nicht auf Energieeffizienz ausgelegt, sondern auf Funktionalität und Robustheit. Anteilig große Energieverbraucher sind die UV-Desinfektion mit Pumpe, welche kontinuierlich betrieben wird, die Umwälzpumpe und das Hauswasserwerk. Würde die Anlage unter energetischen Aspekten überarbeitet und optimiert, könnte gegebenenfalls der spezifische Energiebedarf auf rd. 6-8 kWh/m<sup>3</sup> behandeltes Abwasser gesenkt werden.

## 9.5 Schlammproduktion

Grundlage für die hier durchgeführten Bilanzierungen sind die gemessene Besucherzahlen (Angabe durch die Zermatt Bergbahnen, Messung über Ticketgebrauch) und abwasserspezifische Kontrollmessungen während des Betriebes in der Wintersaison 2005/06.

Bei den Bilanzierungen wird davon ausgegangen, dass rd. 10% der Besucher die Toilettenanlage nutzen. Dieses Verhalten kann jedoch wie bereits oben erwähnt in Abhängigkeit der Pistenöffnungen respektive der Witterungsverhältnisse ändern, da sich dann auch die durchschnittlichen Verweilzeiten der Besucher in der Bergstation ändern.

Durchschnittlich wurden in der Wintersaison 2075 Personen pro Tag zur Bergstation transportiert, nach Öffnung der Piste White Hare stieg die Besucherzahl von 1220 auf 2920 Personen pro Tag an.

### **9.5.1 Spezifische CSB-Fracht im Zulauf und spezifische Überschussschlammproduktion**

Die CSB-Bilanz erfolgt aus dem Biomassenzuwachs der sich im Verlauf der Betriebssaison 2005/06 ergeben hat. In der Anfahraphase wurde verstärkt Zucker als Kohlenstoffquelle für die Denitrifikation in die Anlage dosiert, aus dem sich anteilig Biomasse gebildet hat. In dieser Phase ist der Biomassenzuwachs am stärksten.

Wird ein Yield von 0,35 angesetzt (65% des Zuckers werden veratmet), ergibt sich aus dem gesamthaft dosierten Zucker (69 kg) rd. 27 kg Biomasse (gemessen als  $CSB_{tot}$ ). In der Summe haben sich im Betriebszeitraum rd. 84 kg  $CSB_{tot}$  Biomasse gebildet. Unter Berücksichtigung eines Yield von 0,25 bis 0,4 ergibt sich im Zulauf insgesamt rd. 210 bis 330 kg  $CSB_{tot}$ . Unter Berücksichtigung der Zuckerdosierung verbleiben im Zulauf rd. 180 bis 300 kg  $CSB_{tot}$  aus Toilettengängen. Bezogen auf die gesamte Besucherzahl bzw. der Annahme, dass von diesen 10% auf Toilette gehen, entspricht der  $CSB_{tot}$  im Zulauf etwa 6-10 g  $CSB_{tot}$ /Toilettengang.

Aus durchgeführten Massenbilanzen ergibt sich eine Feststoffproduktion von rd. 3 g  $CSB$ /Toilettengang, d.h. ca. ein Drittel des  $CSB$  fällt als Überschussschlamm an.

Zusätzlich zu dieser Feststoffproduktion ergibt sich eine Zunahme der Feststoffe in der Anlage durch PAK-Dosierungen (Pulveraktivkohle zur Entfärbung des rezirkulierten Wassers). Es werden im Mittel 0,3 bis 0,4 g PAK/ Toilettengang zudosiert.

### 9.5.2 Zusammenstellung Betriebsgrößen und Kennzahlen

Nachfolgend sind in Tabelle 38 die wesentlichen Kenngrößen zum Betrieb der Anlage und spezifische Kennzahlen der Abwasserreinigung zusammengefasst:

**Tabelle 38: spezifische Kennzahlen des Zulaufs und Daten zur Betriebsgröße**

spezifische Kennzahlen Zulauf		
	pro Toilettengang	pro beförderter Person
$Q_{\text{Urin}}$	0,1 L	0,01 L
$Q_{\text{Spülung}}$	4 L	0,4 L
CSB <sub>tot</sub> -Fracht	6-10 g CSB <sub>tot</sub>	0,6-1,0 g CSB <sub>tot</sub>
N <sub>tot</sub> -Fracht	9 g N <sub>tot</sub>	0,9 g N <sub>tot</sub>
P <sub>tot</sub> -Fracht	0,7 g P <sub>tot</sub>	0,07 g P <sub>tot</sub>
Betriebsgrößen		
Besucherzahlen	ohne White Hare „Vorsaison“ rd. 1200 Personen/d bzw. bei vollem Betrieb aller Pisten „Hauptsaison“ rd. 2900 Personen/d, als mittlere Belastung in der Saison ist von 2100 Personen auszugehen	
spezif. Abwasseranfall	(abhängig Zeitpunkt Öffnung Pisten)	1,4 bis 1,9 m <sup>3</sup> /Tag
spezif. ÜS-Produktion	3 g CSB <sub>tot</sub> /Toilettengang	0,3 g CSB <sub>tot</sub> /bef. Person
spezif. PAK-Dosierung	50-100 g PAK/m <sup>3</sup> behand. Abwasser	rd. 30 mg PAK/bef. Person
spezif. Stromverbrauch	11,5 kWh/m <sup>3</sup> behand. Abwasser	45 Wh/beförderte Person

### 9.6 Wartungsaufwand und Betriebskosten

Die in der Zeit bis 2004 auf der Station Hochtälli bestehenden Trockentoiletten mussten täglich zunächst manuell mit Schlauchbeuteln bestückt werden, welche nach Befüllung der Stapelung zugeführt werden mussten. Der Aufwand der Tätigkeiten im direkten Zusammenhang mit den Trockentoiletten (Reinigungsarbeiten) inklusive dem Aufwand für den Abtransport ins Tal (fahrbare Container zur Seilbahngondel, Seilbahn, fahrbare Container zur Gornegradbahn und retour) beanspruchte einen Mitarbeiter in der Wintersaison zu rd. 50% bzw. 0,5 d pro Betriebstag, dies sind bezogen auf die Wintersaison (5 Monate) etwa 70 Arbeitstage - also etwa 30% der Jahresarbeitszeit eines Seilbahnangestellten. Unter Berücksichtigung der neuen Wartungs- und Reinigungsarbeiten für die neue Toilettenanlage und der neuen Kläranlage hat sich der Anteil auf etwa 10 Tage pro Saison reduziert. Dazu kommt neu zusätzlich ein Aufwand von ca. 5 Tagen für Qualitätskontrolle und Überwachung.

Legt man Jahreslohnkosten von 40.000,- € und Lohnnebenkosten von weiteren 8.000,- € zu Grunde, berechnen sich die Minderkosten durch die reduzierten Arbeitsaufwände auf rd. 11.000,- € pro Jahr.-

Kosten für Verbrauchsmaterialien fallen in einer Gesamtwirtschaftlichkeitsrechnung weniger ins Gewicht. Die vergleichsweise hohen Kosten für die Plastikabsacksäcke und deren Entsorgung werden zu einem Teil durch einen höher Energiekostenanteil für den Betrieb der neuen Kläranlage kompensiert, alle Kosten für Verbrauchsmaterialien fallen jedoch in Summe dennoch zu Gunsten der Kläranlage aus.

## 9.7 Fazit und Ausblick

Im Unterschied zu den DAV-Hütten gibt es auf der Bergstation Hohtälli keine Übernachtungsmöglichkeit und auch keinen Ausschank und somit auch keinen längeren Gästeaufenthalt. Daher befinden sich kaum Fäkalien im Abwasserstrom, was zu einem extremen CSB/N – Verhältnis führt. Pro Toilettengang fallen ca. 9 g N und 6-10 g CSB an, was einem CSB/N – Verhältnis von 1 entspricht (vgl. Tabelle 38). Auch auf AV-Hütten kommt es infolge von Wassermangel oft zu hohen Abwasserkonzentrationen, jedoch nicht in einem derart extremen Ausmaß. Aufgrund dieser unterschiedlichen Abwassercharakteristiken sind die Ergebnisse nicht direkt vergleichbar. Außerdem lassen sich die gemessenen Toilettenbesuche nicht in einwohnerspezifische Frachten umrechnen.

Im kommunalen Bereich wird von einer Schlammproduktion von 30 – 90 g TS/EW.d ausgegangen (ÖWAV, 2004). Diese große Bandbreite ergibt sich aus unterschiedlichen Stabilisierungsgraden (aerobe Schlammstabilisierung und Schlammalter bzw. Stabilisierungsdauer) und den Einsatz von Betriebsmitteln (Phosphorfällung und Schlammkonditionierung). Bei der hier betrachteten Anlage am Hohtälli wird die ÜS-Produktion mit mind. 0,3 g CSB/g CSB Zulauf angegeben (vgl. Tabelle 38). Das würde bei einer EW-spezifischen Fracht von 100 g CSB einen ÜS-Anfall von 30 g TS/EW.d ergeben ( $TS/CSB = 1$ ). D.h. auf der Bio-Membrananlage wird ein ausgesprochen hoher Schlammstabilisierungsgrad erreicht, was auf einen sehr geringen spezifischen CSB-Input bzw. auf ein hohes aerobes Schlammalter zurückzuführen ist.

**Tabelle 39: Abwasserzusammensetzung**

	CSB/N	spez. ÜS-Produktion	
		[g CSB/g CSB Zulauf]	[g TS/EW.d]
kommunales Abwasser	10*	0,25 - 0,80	30 - 90
Fallstudie Hohtälli	1	0,3 - 0,5	ca. 30

\* bei 110 g CSB und 11 g N pro EW und Tag

## **10 Zusammenfassung**

### **10.1 Veranlassung und Zielsetzung**

Der Deutsche Alpenverein e.V. (DAV) praktiziert seit Mitte der 80er Jahre aktiven Umweltschutz im Bereich der Hütten und Wege. Ziel dieser Programme ist unter anderem der Bau von wirkungsvollen Abwasserreinigungsanlagen und der Sicherstellung einer umweltschützenden Entsorgung der anfallenden Reststoffe.

Bei der Abwasserreinigung fallen abgetrennte Inhaltstoffe in unterschiedlicher Qualität und Konsistenz an. Diese Reststoffe wurden bisher meist im Hüttenumfeld aufgebracht. Dieses Vorgehen kann eine Veränderung der Vegetation bewirken, birgt ein örtliches hygienisches Gefährdungspotenzial und kann in sensiblen Lagen die Qualität vorhandener Wasserressourcen beeinträchtigen. Wegen dieser Vorbehalte und den verschärften gesetzlichen Bedingungen hinsichtlich der Klärschlammaufbringung, wird die Entsorgung ins Tal immer häufiger angeordnet.

Der Abtransport anfallender Reststoffe, vor allem der volumenreichen fließfähigen Klärschlämme würde viele Sektionen und Hüttenbetreiber, aufgrund der meist fehlenden Transportwege, wirtschaftlich enorm belasten. Behandlungsverfahren von Klärschlämmen und abgetrennten Abwasserinhaltsstoffen zur Reduzierung ihres Volumens können einen entscheidenden Beitrag leisten, Kosten zu sparen und Ressourcen zu schonen.

Ziel dieses Projektes war es, Verfahren zur Behandlung von Klärschlamm im Hochgebirge zu optimieren, neue Methoden zu entwickeln und zu testen, Systeme miteinander zu vergleichen und ihre jeweiligen idealen Einsatzbedingungen herauszufinden. Die Leistung der einzelnen Behandlungsverfahren soll hauptsächlich hinsichtlich der Volumens- und Gewichtsreduktion (Entwässerung) sowie der Hygienisierung bewertet werden, aber auch bezüglich des Abbaus und Verbleibs von Nähr- und Schadstoffen. Die Ergebnisse sollen für sämtliche Berg- und Schutzhütten des Alpenraumes modellhafte Lösungen an praktischen Beispielen aufzeigen.

Seit Beginn des Projektes am 1.12.2003 konnten bestehende Anlagen eingehend untersucht und bewertet werden. Daraus gewonnene Erfahrungen führten zu neuen Ansätzen in Form von systematisch durchgeführten Grundlagenuntersuchungen und in weiterer Folge zur Entwicklung und Einsatz von Prototypen neuer Behandlungsverfahren.

## 10.2 Vorversuche und -untersuchungen

Im Vorfeld des gegenständlichen Projekts wurden einige Vorversuche und –untersuchungen im Rahmen von Vorläuferprojekten und Diplomarbeiten durchgeführt.

### 10.2.1 EU-Life-Projekt

Das EU-Life-Projekt mit einem Volumen von 1,6 Millionen Euro umfasste die Errichtung von 15 Kleinkläranlagen für Schutzhütten mit verschiedenen repräsentativen Randbedingungen. Der Betrieb dieser und sieben weiterer, bereits bestehender Anlagen, wurde während der Projektlaufzeit von vier Jahren (1998 - 2002) analysiert. Als Projektträger trat der DAV in Partnerschaft mit dem Amt der Tiroler Landesregierung und dem Österreichischen Alpenverein OEAV auf. Die wissenschaftliche Projektbetreuung erfolgte durch das Institut für Umwelttechnik (IUT) an der Universität Innsbruck.

### 10.2.2 Adamek-Hütte (A) und Bergstation Hohtälli (CH)

Die DBU regte im Februar 2004 die Miteinbeziehung weiterer Länder und Institutionen in das Projekt an. Entsprechend wurde die Schlammmentwässerungsanlage der Adamekhütte (OEAV) als praxisorientiertes Studienobjekt die *"Klärschlammproblematik im Hochgebirge"* betreffend in die jährlichen Begehungen und Untersuchungen einbezogen. Weiters wurde bereits in der Antragsphase von der DBU die Frage aufgeworfen, inwieweit durch den Einsatz der Membranbiologie die Schlammproduktion reduziert werden kann. In Zusammenarbeit mit der schweizer Forschungseinrichtung EAWAG wurde auf der Schistation Hohtälli (Zermatt) eine spezifische Gesamtschlammproduktion von 0,3 g CSB pro g CSB im Zulauf ermittelt.

### 10.2.3 Diplomarbeiten

Im Rahmen ihrer Diplomarbeiten am IUT wurden von Martina Demattio und Martin Vallazza zahlreiche Versuche zur Schlammmentwässerung durchgeführt. Aufgrund der dadurch gewonnen Erkenntnisse konnte ein Solar-Schlamm Trockner entwickelt werden, der anschließend an der Nördlinger und Leutkircher Hütte installiert wurde.

## 10.3 Behandlung fließfähiger Klärschlämme

### 10.3.1 Solar-Schlammrockner

#### 10.3.1.1 Nördlinger Hütte

Nach den genannten Vorversuchen wurde der in Zusammenarbeit zwischen den Projektpartnern Grammer Solar und IUT entwickelte Prototyp "A" des vorwiegend aus Aluminium gefertigten, leicht zerlegbaren und damit transportierbaren Solar-Schlammrockners zur praktischen Erprobung unter realitätsnahen Randbedingungen im Herbst 2004 zur Nördlinger Hütte (DAV-Sektion Nördlingen, 2.238 m Seehöhe, Karwendel) transportiert und an die dortige mechanisch-biologischen Kläranlage angeschlossen.

Der Trockner mit einem Nutzvolumen von ca. 0,50 m<sup>3</sup> kombiniert zwei Verfahren zur Schlammentwässerung: statische Entwässerung mit Hilfe eines Geotextils und solarunterstützte Trocknung (Evaporation). Das Herzstück des Geräts bildet dabei ein Solar-Luftkollektor vom Typ Twinsolar 2.0 der Firma Grammer Solar, mit dem sowohl Wärme als auch netzunabhängig elektrische Energie zum Betrieb eines Ventilators gewonnen werden kann. Mit Hilfe des Luftkollektors können somit stets über dem Außenluftniveau liegende Schlammtemperaturen erzielt werden.



Auf der Nördlinger Hütte fallen jährlich etwa 20 - 30 kg Primärschlamm-Trockensubstanz an, was bei einer durchschnittlichen Jahresfrequenz von ca. 2200 EW<sub>60</sub> (Einwohnergleichwert = 60 g BSB<sub>5</sub>) etwa 15 g PS-TS pro EW<sub>60</sub> entspricht. Nach mehreren Befüllungen in den Jahren 2004 – 2006 konnte aufgrund von Messungen und Laboranalysen festgestellt werden, dass mit Hilfe des Trockners die Schlammrockensubstanz von 1,2 – 3,8 % bei Befüllung auf über 40% gesteigert werden konnte und somit eine ausgezeichnete Volumens- und Gewichtsreduktion erzielt wurde.

### 10.3.1.2 Leutkircher Hütte

Nach Vorversuchen und Versuchsbetrieb wurde aufgrund der Erfahrungen und Versuchsergebnisse mit dem Prototyp "A" der Solar-Schlamm Trockner vom Typ "B" in Zusammenarbeit von Grammer Solar und IUT entwickelt. Der Typ „B“ ist im Gegensatz zur Aluminiumausführung des Typs „A“ vorwiegend aus Kunststoff gefertigt und besteht aus Polyethylen-Verbundplatten in Sandwich-Bauweise mit beidseitig geschützter, innenliegender Wärmedämmung. Die Funktionsweise ist ähnlich wie beim Typ „A“ – allerdings wurde auf nicht benötigte Einbauten verzichtet, dafür die Nutzhöhe etwas vergrößert (Inhalt etwa 0,60 m<sup>3</sup>) sowie weitere Verbesserungen berücksichtigt (dichte, verschweißte Fugen).



Das Gerät wurde im Sommer 2005 zur Leutkircher Hütte (DAV-Sektion Leutkirch, 2.251 m Seehöhe, Lechtaler Alpen) transportiert und an die dortige mechanisch-biologischen Kläranlage angeschlossen. Im Gegensatz zur Nördlinger Hütte wird der Trockner hier mit Überschussschlamm (ÜS) bei einem jährlichen Anfall von etwa 43 kg ÜS-Trockensubstanz beschickt. Dies ergibt bei einer durchschnittlichen Jahresfrequenz von ca. 2550 EW<sub>60</sub> (EW<sub>60</sub> = 60 g BSB<sub>5</sub>) etwa 17 g ÜS-TS pro EW<sub>60</sub>.

Bei den bisher zweimalig erfolgten Befüllungen mit einem Gesamtanfall von 36 kg ÜS-TS (ein Teil des ÜS blieb in der Kläranlage zurück) konnte eine Steigerung des ÜS-TS von anfangs ca. 1,3% auf bis zu 20% erreicht werden. Man kann davon ausgehen, dass man mit zweimaligem Austausch des Geotextils im Kompakttrockner den ÜS der gesamten Saison sowie den Tropfkörperassen, der am Saisonende anfällt, mit der beschriebenen Versuchsanlage entwässern und trocknen kann.

### 10.3.2 Filtersacksystem Teknobag - Memminger Hütte

Das maschinelle Filtersacksystem Teknobag ist ein System zur Überschussschlamm-Entwässerung mit Polymerzumischung, das aus der Industrie übernommen wurde. Nach Vorversuchen an einer Kommunalkläranlage wurde die gesamte Einheit auf der Memminger Hütte (DAV Sektion Memmingen, 2.242 m Seehöhe, Lechtaler Alpen) installiert. Mit der Anlage können bei einer Fülldauer von etwa eine Stunde gleichzeitig zwei Teknobags mit ÜS aus der Hüttenkläranlage befüllt und automatisch mit Flockungsmittel versetzt werden.

Bei einem Versuchsdurchlauf wurden 550L ÜS in die Säcke eingefüllt. Die Schlammproben enthielten eine mittlere Trockensubstanz von 23,8 g TS/L. Aus diesen Werten ergibt sich eine ÜS-TS von 6,5 kg und entsprechend eine ÜS-Entsorgung von 6500 g / 22,5 g TS/EW<sub>60</sub> ≈ 290 EW<sub>60</sub> pro Teknobag.



Neben den Teknobags aus den Befüllungsversuchen wurde 2004 ein bereits 1 Jahr gelagerter Filtersack mit rund 20 % TS von der Memminger Hütte zur weiteren Austrocknung unter einem Flugdach auf das Laborgelände des IUT transportiert und dabei laufend beobachtet. Durch die niederschlagsgeschützte Lagerung bei Sommertemperaturen stieg der Trockensubstanzgehalt innerhalb von 100 Tagen durch Wasserverlust infolge Verdunstung bis auf einen Endwert von 72 Gew.-% an. Das bedeutet eine wesentliche Gewichts- und Volumenreduktion auf fast ein Viertel (28 %) Restgewicht.

### 10.3.3 Überdachtes Trockenbeet - Mindelheimer Hütte

Im überdachten Trockenbeet der Mindelheimer Hütte (DAV Sektion Mindelheim, 2.058 m Seehöhe, Allgäuer Alpen) wird abgesetzter Mischschlamm (Primär- und Tropfkörper Schlamm) aus dem Vorklärbecken der biologischen Kläranlage behandelt. Der Schlamm wird in der Regel einmal zum Ende des Hüttenbetriebes abgezogen und in das Trockenbeet gepumpt.



Das überdachte Trockenbeet mit einer Grundfläche von 3,50m · 4,40m = 15,40 m<sup>2</sup> ist so konstruiert, dass eine quasi-kontinuierliche Luftströmung ermöglicht wird, die zum einen für den Abzug von bei der Faulung entstehender Geruchsstoffe und zum anderen für die Feuchtigkeitsabfuhr sorgt. Dabei wird eine Volumenminderung durch die Schwerkraft, klimatische Einflüsse (Verdunstung und Frosteinwirkung) und einer sich ausbildenden Biozönose erreicht.

Zum Ende der nächsten Saison wird das Trockenbeet geräumt und die verbliebenen Reststoffe werden zur aeroben Nachbehandlung (Nachrotte) auf einer befestigten Fläche gestapelt, bis sie letztendlich im Hüttenumfeld ausgebracht werden.

Durch diese Behandlung können Trockensubstanzgehalte von 17 – 18 % erreicht werden. Damit bleiben etwa 2,5 m<sup>3</sup> der ursprünglich eingebrachten Menge von 9,5 m<sup>3</sup> (TS = 5 %) übrig. Ein Abbau organischer Stoffe findet allerdings kaum statt. Erst bei der aeroben Nach-

behandlung sinkt der Anteil der Organik an der gesamten TS von 90 auf 70 %. Auch der Schlammwassergehalt kann hier weiter gesenkt werden, so dass sich durch die Kombination der Behandlung aus Trockenbeet und Nachrotte eine Volumensreduktion von 79 % (9,5 auf 2 m<sup>3</sup>) erreichen lässt. Durchgeführte Schwermetallanalysen an den Reststoffen zeigen, dass die vorhandenen Konzentrationen teils deutlich unter den Grenzwerten gültiger Verordnungen liegen.

### 10.3.4 Pflanzenbeetanlage mit Grasbepflanzung

Wesentliche Ziele bei der Klärschlammbehandlung in Pflanzenbeeten sind die Entwässerung und die Mineralisierung des Schlammes. Dabei wird der Schlamm auf bestimmte Flächen (Polder) in der Umgebung der Hütte ausgebracht. Anschließend muss der Schlamm über Drainage und Verdunstung so weit entwässern, dass eine Graseinsaat erfolgen kann. Das Gras dient der weiteren Entwässerung und Auflockerung des Schlammes. Relativ rasch bildet sich eine artenreiche Biozönose. Nach Erreichen eines bestimmten Mineralisierungsgrades wird der Polder mit einer neuen Lage Schlamm beaufschlagt, die auf die erste Lage aufgebracht wird. Die Dauer eines Zyklus ist abhängig von den klimatischen Randbedingungen (ca. 1 Jahr). Nach ca. 3 bis 5 Zyklen wird der Polder geräumt.

#### 10.3.4.1 Stuttgarter Hütte

Im Rahmen des Forschungsprojekts wurde auf der Stuttgarter Hütte (DAV Sektion Schwaben, 2.310 m Seehöhe, Lechtaler Alpen) eine Pflanzenbeetanlage (Grundfläche 22 m<sup>2</sup>) errichtet und untersucht. Zum Saisonende wird der belebte Schlamm gemeinsam mit Schlamm aus der Vorklärung in den Polder eingebracht. Das dabei anfallende Sickerwasser wird erneut der Kläranlage zugeführt. Bei 107 Betriebstagen beträgt die Belastung der Kläranlage etwa 4000 EW<sub>60</sub>/a (417 m<sup>3</sup> Abwasser). Der rechnerische Schlammanfall beträgt 306 Kg/a, wovon lediglich 259 Kg TS/a weiterbehandelt werden; der Rest wird mit dem Klarwasser ausgetragen.



Mit der Anlage konnte der Wassergehalt von 98% auf 75% bzw. 70% gesenkt werden, was einer Volumenreduktion von über 90% entspricht. Die Mineralisierung organischer Substanzen hat im ersten Versuchszyklus kaum stattgefunden. Im zweiten Zyklus dagegen wurde eine Senkung des Glühverlustes von 86% auf 62% erreicht. Entscheidenden Anteil daran hat die Durchwurzelung der Schlammsschicht. Die Einsaat sollte möglichst früh in der Saison erfolgen.

### 10.3.4.2 Kärlingerhaus



Am Kärlingerhaus (DAV-Sektion Berchtesgaden, 1638 m Seehöhe, Nationalpark Berchtesgaden) ist eine Pflanzenbeetanlage mit zwei Poldern (Fläche je 16 m<sup>2</sup>) installiert. Die Flächen werden zum Saisonende mit Mischschlamm aus der Vorklärung und Schlammwasser aus der Tropfkörperanlage der Hütte beschickt. Zur Abführung von Oberflächen- und

Niederschlagswasser wurden zusätzlich zwei Vertikaldrainagen angebracht.

Die Pflanzenbeetanlage am Kärlingerhaus ist keine ordentliche Mineralisierung und Entwässerung möglich, da das Schlammwasser nicht abgeführt werden kann. Dies ist auf mehrere Faktoren zurückzuführen: Für den Aufbau der Filterschicht wurde ein ungeeignetes Rohmaterial mit hohem Feinkornanteil aus Hüttennähe verwendet, dessen Schluff- und Tonanteile zur Kolmation beitragen. Eine Sandschicht über der eigentlichen Filterschicht, die diese schützen und die Einlagerung von feinen Schlammpartikeln minimieren soll, fehlt gänzlich. Darüber hinaus werden bei der Beschickung der Polder zuerst feine Teilchen gefördert, die sich dann in die Filterschicht einlagern. Durch die geneigte Filterfläche wird Oberflächen- und Niederschlagswasser von den Vertikaldrainagen weggeführt, so dass diese nicht zu deren Abführung beitragen können. Aufgrund des hohen Wassergehaltes des Schlammes (ca. 85%) ist eine aerobe Zersetzung und somit eine Mineralisierung des Materials nicht möglich.

## 10.4 Weiterbehandlung fester Abwasserinhaltsstoffe

### 10.4.1 Komposttoiletten - Brunsteinhütte

Die Brunsteinhütte (DAV-Sektion Mittenwald, 1560 m Seehöhe, Karwendel) ist mit drei Komposttoiletten sowie einem Urinal ausgestattet. Die rechnerische Jahresbelastung der Toiletten-Anlage beläuft sich auf ca. 5000 EW<sub>60</sub> was bei einer gemessenen Jahresmenge von 625 L/a einen spezifischen Anfall inklusive Strukturmaterial von 0,125 L/EW<sub>60</sub> ergibt. Die anfallenden flüssigen Abgänge sowie die Grauwässer aus der Hütte werden in einem Puffertank zwischengespeichert und periodisch in kleinen Mengen zur biologischen Reinigungsstufe (drei kaskadenartig angeordnete Behälter mit Kies/Kalksplittfüllung) gepumpt. Der Sekundärschlammfall ist wegen der geringen Biofilm-Flächenbelastung als minimal bzw. vernachlässigbar gering zu bezeichnen.

Die in den Komposttoiletten zurückgehaltenen festen Abwasserinhaltsstoffe samt Strukturmaterial werden vorerst vom hinteren Teil der Anlage periodisch in den vorderen Teil gezo-

gen und dabei durchmischt und belüftet. Von dort wird das Material ausgetragen und mit weiterem Strukturmaterial vermengt zeitlich nacheinander in drei Kompostbehälter ( $V = 0,30/0,47/0,78 \text{ m}^3$ ) gefüllt. Die größte spezifische Volumensreduktion findet dabei in der ersten Zeit nach dem Feststoffanfall durch Abtropfen und Abtrocknen statt.



Durch öfteres Umfüllen (Homogenisierung und Belüftung) lässt sich das anfangs sehr kompakte und feuchte Toiletten-Material durchaus kompostieren und in seiner Qualität deutlich verbessern, was durch eine Abnahme des Wassergehaltes und des Glühverlustes sowie einer Verringerung der bakteriologischen Kontamination zum Ausdruck kommt. Allerdings dauert dies durch das nicht allzu hohe Temperaturniveau bis zu 5 Jahre, da es durch den hohen Wassergehalt, die geringen Volumina und die geringe Belüftung in den Wintermonaten bei den in einer ungedämmten Holzeinhausung untergebrachten Komposttoiletten zu relativ wenig biologischen Umsätzen kommt (Minimaltemperatur  $-15^{\circ}\text{C}$ ). Bei den im Freien aufgestellten Kompostern werden aufgrund der hohen biologischen Aktivität höhere Temperaturen gemessen dennoch friert im Winter auch hier das Material durch (Minimaltemperatur  $-5^{\circ}\text{C}$ ).

#### 10.4.2 Trockentoilette und Solar-Komposter - Klostertaler Umwelthütte

Die Klostertaler Umwelthütte (DAV-Hauptverein, 2362 m Seehöhe, Silvrettagebiet) ist eine ganzjährig geöffnete Selbstversorgerhütte ohne Wasserversorgungsleitungen. Als Wasserabgabe- und Waschstelle dient lediglich ein Laufbrunnen vor dem Haus bzw. geschmolzener Schnee. Es fällt nur Grauwasser aus dem Küchenbereich und Urin sowie Kompostsickerwasser als Abwasser an. Die mittlere jährliche Belastung beträgt etwa 600 -700 Nächtigungen zuzüglich Tagesgäste.

##### 10.4.2.1 Trockentoilette

1993 wurde auf der Hütte eine Trockentoiletten-Anlage (TT) installiert. Die Beschickung der TT erfolgt vom Obergeschoß, die Kompostierung und Entleerung im Untergeschoß. Die Saison-/Jahresschmutzfracht ergibt sich aus obigen Zahlen in etwa mit  $600 \text{ EW}_{60}/\text{a}$ . Der jährliche  $\text{EW}_{60}$ -spezifische TT-Anfall mit relativ geringem Strukturmaterialeinsatz und relativ geringer Abbautätigkeit errechnet sich mit ca.  $0,11 \text{ L}/\text{EW}_{60}$ .

Die im TT-Material untergebrachten Temperatursonden wiesen ein Niveau von knapp unter 0 bis max. +10°C auf. Bei diesem Temperaturniveau und den vorhandenen Wassergehalt des Materials (11,9 – 20,7% TS) dürften die biologischen Abbauvorgänge sehr gering sein.

#### 10.4.2.2 Solar-Komposter

Da die Umwandlungsgeschwindigkeit beim Kompostieren stark vom Temperaturniveau abhängig ist, erschien es zielführend, einen solarunterstützten Komposter zu entwickeln. Dieser ermöglicht eine Verlängerung der Zeitspanne mit Materialtemperaturen über dem Gefrierpunkt sowie eine allgemeine Erhöhung der Temperatur.

Nach einer Testphase im Tal mit TT-Material von der Brunnsteinhütte wurde der Komposter Ende September 2006 auf der Klostersaler Umwelthütte aufgestellt und in Betrieb genommen.

Hauptbestandteil des Gerätes ist ein vom Projektpartner Grammer Solar entwickelter Solar-Luftkollektor, wie er bereits bei den Schlamm Trocknern auf der Nördlinger und Leutkircher Hütte verwendet wurde. Warmluft aus dem Kollektor umströmt das Kompostiergut und temperiert zusätzlich zur biogenen Wärme den



Kompost. Die Kompostierung wird damit optimiert und funktioniert über einen längeren Zeitraum - auch bei kühleren Außentemperaturen, wie sie in Gebirgslagen meist vorherrschen.

Der Komposter (Fassungsvermögen 600 L) wurde in 5 Chargen mit Material aus der TT befüllt, jeweils mit einer Zwischenlage aus Rindenmulch und Stroh/Heu. Zur Animpfung wurde zuoberst eine biologisch aktive Kultur aus einem bestehenden Komposter aufgebracht. Insgesamt wurden 400 L TT-Material mit durchschnittlich 15,7 % TS eingefüllt, was in etwa der Schmutzfracht aus 6 Jahren entspricht. Zusätzlich wurden im Komposter selbstregistrierende Messgeräte zur Aufzeichnung von Temperatur und relativer Luftfeuchtigkeit angebracht. Bei einer Begehung im Oktober 2006 wurden eine bereits einsetzende Verpilzung sowie eine Setzung um mehrere Zentimeter festgestellt. Bei der Datenauslesung Mitte März 2007 wurde festgestellt, dass im Kompostgut die Temperatur den ganzen Winter über nie unter 0 °C abgesunken ist.

### 10.4.3 Stufenkomposter - Kaiserjochhaus

Am Kaiserjochhaus (DAV-Sektion Leutkirch, 2310 m Seehöhe, Lechtaler Alpen), das eine Besucherfrequenz von etwa 2300 Nächtigungen pro Jahr aufweist, ist ein vierstufiger Stufenkomposter installiert. Dieser ist komplett in das Erdreich eingelassen und jede einzelne Stufe hat ein Fassungsvermögen von etwa 0,65 m<sup>3</sup>. Die Kammern sind jeweils mit entfernbaren Bretterschalungen abgedeckt und voneinander getrennt. Die Anlage ist mit einem durchgehenden schiefen Boden ausgeführt.

Das Rohabwasser des Haupt- und Nebengebäudes sowie das Küchenabwasser werden einer Siebpresse zugeführt, in der die Feststoffe aus dem Abwasser entfernt werden. Anschließend werden die Reststoffe (pro Saison etwa 0,5 – 0,6 m<sup>3</sup>) mit Strukturmaterial ange-



reichert und in verrottbare Transportsäcke aus Jute gefüllt. Diese werden dann händisch in die oberste Stufe eingebracht. Zu Beginn jeder Saison entnimmt der Hüttenwirt das Rottegut aus der untersten Stufe und setzt anschließend den Inhalt der übrigen Stufen jeweils eine Stufe weiter nach unten um. Dadurch werden die Reststoffe gelockert und gemischt. Die zum Saisonbeginn entnommenen Reststoffe der untersten Stufe werden auf einer eingezäunten Ödfläche im Hüttenumfeld ausgebracht und eingesäht.

Die Behandlung von Reststoffen im Stufenkomposter ist unproblematisch und störungsunanfällig, seine einfache robuste Technik gewährt einen Betrieb ohne größere Schwierigkeiten. Der Aufwand zur Umsetzung der Reststoffe zum Saisonanfang wird durch die Terrassenstufen wesentlich erleichtert. Über die gesamte Behandlungsdauer betrachtet reduziert sich das Volumen der Reststoffe um 20 – 25%. Der Wassergehalt hingegen bleibt mit ca. 75% annähernd konstant und ist für die Kompostierung zu hoch. Ammonium wird fast vollständig abgebaut und ansatzweise auch organische Substanzen. Nachteilig für den Betrieb sind große sauerstoffarme und wassergesättigte Bereiche in den einzelnen Komposterstufen, was sich allerdings durch einige Modifikationen (Abdeckung, Gitterrost mit Geotextil, geänderte Anordnung der Stufen) verbessern ließe.

## 10.5 Vergleich der Verfahren und Planungshilfe

In den vorangegangenen Kapiteln wurden verschiedene Verfahren zur Behandlung von Reststoffen auf Berghütten untersucht, beschrieben und bewertet. Nachfolgend sind alle untersuchten Anlagen und Systeme zur besseren Vergleichbarkeit anhand verschiedener Kennwerte tabellarisch aufgelistet.

### 10.5.1 Kenngrößen und Dimensionierungsparameter

Fast alle untersuchten Objekte sind saisonal bewirtschaftete DAV-Hütten mit Jahresbelastungen von 2000 bis 10000 Einwohnerwerte (EW). Dabei ist zu beachten, dass die spezifischen Schlammproduktionen recht stark schwanken. Einerseits ist die Abwassercharakteristik (Verhältnis Tagesgäste zu Nächtigungen, ständig anwesendes Personal, Küchenbetrieb) entscheidend, andererseits das angewendete Abwasserreinigungsverfahren und die Schlammstabilisierung während der Saison. Bei Primärschlamm bewirkt beispielsweise die lange Lagerungszeit im Absetzbecken bei relativ hohen Abwassertemperaturen einen Verlust an Festmasse (Hydrolyse und Stabilisierung), bei Überschussschlamm ist die Schlammbelastung bzw. das Schlammalter maßgebend für den Stabilisierungsgrad. Insgesamt zeigt die Übersicht, dass der ermittelte Schlammanfall (Summe aus Primär- und Sekundärschlamm erreicht bei 30 bis maximal 65 g TS/EW) am unteren Rand der Erwartungswerte liegt (spezif. Schlammproduktion für kommunale Anlagen 30 – 90 g TS/EW).

Die in der Tabelle 40 angegebenen Angaben über den spezifischen Volumen- bzw. Flächenbedarf der einzelnen Systeme wurden für die jeweiligen Fallbeispiele ermittelt und sind nur als Richtwerte zu betrachten, die in einer gewissen Bandbreite abhängig von den jeweiligen Randbedingungen schwanken können.

Allgemein ist zu beachten, dass alle Verfahren eigens auf die sich stellenden Anforderungen der einzelnen Hütten zugeschnitten sind. Es bestehen Unterschiede hinsichtlich der Lage der Objekte, den anfallenden Reststoffen und den gesetzlichen Auflagen.

Tabelle 40: Kenngrößen und Dimensionierungsparameter für die untersuchten Verfahren

Objekt	Behandlungsmethode	saisonale Belastung [EW <sub>60</sub> /a]	Schlamm-/ Reststoffart	Schlammfall		Volumen- bzw. Flächenbedarf [pro 1000 EW <sub>60</sub> ]
				[g TS/EW <sub>60</sub> ]	[kg TS/a]	
Nördlinger Hütte	Solar-Schlamm Trockner	2200	Primärschlamm	15	20-30	0,2 m <sup>3</sup>
Leutkircher Hütte	Solar-Schlamm Trockner	2600	Überschussschlamm	17	43	0,2 m <sup>3</sup>
Memminger Hütte	Filtersacksystem Teknobag	5000	Überschussschlamm	NB	NB	1,2 m <sup>2</sup> *)
Mindelheimer Hütte	überdachtes Trockenebeet	8500	Primär- und Tropfkörperschlamm	NB	NB	1,8 m <sup>2</sup>
Stuttgarter Hütte	Pflanzenbeetanlage	4000	Primär- und Belebtschlamm	65	259	5,5 m <sup>2</sup>
Kärlingerhaus	Pflanzenbeetanlage	9600	Primär- und Tropfkörperschlamm	NB	NB	3,4 m <sup>2</sup>
Brunnsteinhütte	Komposttoiletten	5000	Fäkalien + Strukturmaterial	25-30	625 L/a	0,3 m <sup>3</sup>
Klosteraler Umwelthütte	Trockentoiletten und Solar-Komposter	600	Fäkalien + Strukturmaterial	25-30	70 L/a	1,0 m <sup>3</sup>
Kaiserjochhaus	Stufenkomposter	2900	Feststoffe aus mechanischer Vorreinigung	NB	NB	0,9 m <sup>3</sup>

NB: nicht bekannt \*): inkl. Einhausung

## 10.5.2 Ergebnisse der Reststoffbehandlung

Tabelle 41: Ergebnisse der Reststoffbehandlung

Objekt	Verfahren	Schlammparameter				Bakteriologie [pro g FS]					
		TS [%]		GV [% TS]		Enterobacteriaceen		Enterokokken		Samo- nella	Wurmeier
		Anfang	Ende	Anfang	Ende	Anfang	Ende	Anfang	Ende		
Nördlinger Hütte	Solar-Schlamm-trockner	1,2 3,8	10 40		86	2,4·10 <sup>6</sup>	3,6·10 <sup>6</sup>	3,5·10 <sup>4</sup>	0	n.n.	n.n.
Leutkircher Hütte	Solar-Schlamm-trockner	1,3	7 20	67	86	1,6·10 <sup>5</sup>	0	130	0	n.n.	anfangs NEM, KOK, STR
Memminger Hütte	Teknobag	2,4	20 72	NB	NB	NB	NB	NB	NB	NB	NB
Mindelheimer Hütte	überdachtes Trocken-beet	5	18 (22 nach Rotte)	92	90 (70 nach Rotte)	>10 <sup>5</sup>	0 - 3·10 <sup>4</sup>	9*10 <sup>4</sup>	0 - 3·10 <sup>5</sup>	n.n.	teilw. KOK, NEM
Stuttgarter Hütte	Pflanzen-beetanlage	2	25 30	77-86	63	1,2·10 <sup>6</sup>	2*10 <sup>4</sup>	9*10 <sup>4</sup>	3·10 <sup>3</sup> - 4·10 <sup>4</sup>	n.n.	n.n.
Kärlingerhaus	Pflanzen-beetanlage	4-5	12-16	90	88	NB	NB	NB	NB	NB	NB
Brunnsteinhütte	Komposttoiletten	20	40	68	78	3,5·10 <sup>5</sup>	0	>10 <sup>5</sup>	0	n.n.	teilw. NEM KOK
Klosteraler Umwelthütte	Trocken-WC u. Solar-Komposter	12-21	NB	66-78 (bei Befüllung)		NB	4,7·10 <sup>5</sup>	NB	1,3·10 <sup>5</sup>	n.n.	NB
Kaiserjochhaus	Stufenkomposter	25	25	90	72-80	NB	2·10 <sup>3</sup> - 1,5·10 <sup>6</sup>	2·10 <sup>3</sup>	2·10 <sup>6</sup>	n.n.	n.n.

FS: Feuchtsubstanz, TS: Trockensubstanz, GV: Glührverlust, NB: nicht bekannt, n.n.: nicht nachweisbar,

NEM: Nematodenlarven, KOK: Kokzidienoozysten, STR: Strongyloideseier

In Tabelle 41 sind die Ergebnisse der mikrobiologischen und der chemisch-analytischen Untersuchungen aus den vorangegangenen Kapiteln zusammengestellt. Die Entwicklung der Parameter zur Beurteilung der Behandlung der Reststoffe über die Behandlungsdauer ist bei jedem Verfahren erkennbar. Ein Vergleich der Ergebnisse verschiedener Verfahren ist nur bedingt möglich, da hierfür stets standortspezifischen Einflüsse und hüttentechnische Merkmale mitberücksichtigt werden müssen.

Die Ergebnisse der Tabelle 41 zeigen, dass mit den im Projekt untersuchten Verfahren eine ordentliche Behandlung der Reststoffe möglich ist und diese in ein transport- bzw. ablagefähigere Produkt überführt werden können.

Vor allem bei fließfähigen Klärschlämmen kann eine deutliche Reduzierung des Volumens bis zu 90% erreicht werden; ebenso können faulfähige organische Substanzen, ausgedrückt durch den Glühverlust (GV), reduziert werden.

Die angegebenen Messwerte (insbesondere die hygienischen Parameter) sind vor allem für die qualitative Unterscheidung von Anfangs- und Endprodukt geeignet und weniger für einen Vergleich zwischen den Verfahren. Um im Einzelfall eine quantitative Vergleichbarkeit zu bekommen, sind die Feuchtsubstanzwerte auf Trockensubstanzwerte umzurechnen.

Beispielsweise reduziert sich die Anzahl koloniebildende Einheiten (KBE) bei den Enterobacteriaceen im frischen Primärschlamm auf der Nördlinger Hütte während der Entwässerung im Winter um eine Größenordnung von  $2 \cdot 10^8$  pro g TS auf  $3 \cdot 10^7$  pro g TS, bzw. bei weitestgehender Trocknung auf der Leutkirchner Hütte vollständig.

### 10.5.3 Empfehlungen zur Verfahrensauswahl und Planungshilfen

Für die Auswahl eines Verfahrens zur Behandlung von Reststoffen sollten neben den technischen und wirtschaftlichen Gesichtspunkten auch standortspezifische Einflüsse und hüttentechnische Merkmale berücksichtigt werden.

- Je nach Lage der Hütte im Hoheitsgebiet der Staaten Österreichs und Deutschlands können unterschiedliche Regelungen zur Genehmigungspflicht der Anlagen und hinsichtlich der Ausbringung der Reststoffe gelten; in Nationalparks gelten wiederum gesonderte Bestimmungen. Die vorliegende Untersuchung hat sich bewusst auf die technischen Aspekte der einzelnen Schlammbehandlungsverfahren beschränkt. Eine geplante Anwendung sollte auf jeden Fall mit den zuständigen Vertretern der Bewilligungsbehörde und des Fördermittelgebers diskutiert werden. Nach allgemeinem Ermessen sind Entwässerungsverfahren von Nassschlamm wasserrechtlich bewilligungspflichtig, unabhängig davon ob Filtrate in die Kläranlage oder in den Untergrund emittiert werden. Die hier vorgestellten Kompostierungstechnologien verursachen hingegen keine Abwasseremissionen.
- Die Situation hinsichtlich verfügbarer Flächen unter Beachtung der Grundstücksverhältnissen bestimmt maßgeblich die Entscheidung zwischen kompakten technischen Einrichtungen oder naturnahen Methoden (Beete beispielsweise bedürfen ebenen oder mulden-

förmigen Flächen). Der Einsatz von solar-thermisch unterstützten Verfahren ist auf eine Exposition mit entsprechender Einstrahlung angewiesen.

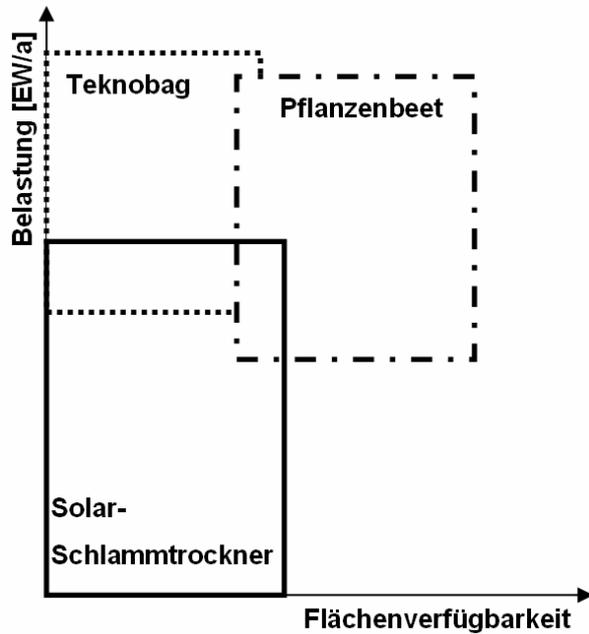
- Die Kosten für die präsentierten, neu errichteten Anlagen lagen zwischen 7500 und 25000 Euro. Die spezifischen Kosten hängen sehr stark von der Anlagengröße und der Erreichbarkeit der Hütte ab. Der Anteil der Transportkosten an den gesamten Investitionskosten kann bis zu 40% betragen.
- Gute Erreichbarkeit und Zugänglichkeit einer Berghütte begünstigt einerseits die Anlieferung nötigen Baumaterials und belasten andererseits den Abtransport behandelter Reststoffe zumindest wirtschaftlich. Aus technischer Sicht hat die Erreichbarkeit einer Hütte allerdings wenig Einfluss auf die Verfahrensauswahl.
- Die Funktionalität eines Behandlungsverfahrens hängt entscheidend von seiner Betriebsführung und Wartung ab. Im Allgemeinen verbessert sich das Behandlungsergebnis und die Nutzungsdauer der Anlage bei einer sorgfältigen und fachgerechten Wartung und Betriebsführung. Hinsichtlich dem Betreuungsaufwand unterscheiden sich fließfähige Schlämme und stichfeste Komposte sehr. Fließfähige Schlämme sind entgegen der Komposte pumpfähig; Kompostmaterialien bedingen zudem optimale Feuchte und Struktur, was einen gewissen Betreuungsaufwand erfordert.
- Der Standort im Gelände, die Exposition einer Hütte, Bewuchs und Untergrundverhältnisse können die Einflüsse der klimatischen Bedingungen verstärken oder abschwächen.

Vereinfacht lassen sich für die untersuchten Technologien folgende typische Anwendungsbereiche skizzieren:

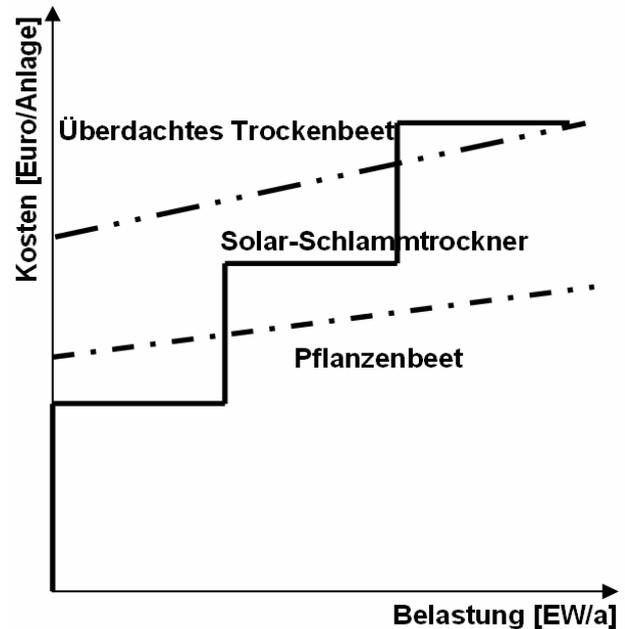
- Das Teknobag-System ist besonders dort sinnvoll einsetzbar, wo Transportprobleme für biologischen Überschussschlamm in Nassform vorhanden sind. Wegen seiner großen Kapazität ist das System für Hütten mit sehr starker Belastung bzw. Dauerbetrieb über das ganze Jahr geeignet (vgl. Abbildung 144).
- Der Einsatz von Pflanzenbeetanlagen in niederschlagsreichen Regionen stand bei Projektbeginn in Frage, wobei diesbezügliche Zweifel mit dem Extrembeispiel Stuttgarter Hütte ausgeräumt werden konnten. Dennoch stellt dieses System die größten Ansprüche an die verfügbare Fläche, fügt sich aber andererseits als naturnahes Verfahren gut in eine geeignete Umgebung ein und bietet gerade für große Hütten eine kostengünstige Lösung. Überdachte Trockenbeete schließen den Witterungseinfluss aus, müssen aber baulich in das Hüttenumfeld integriert werden.
- Der Solar-Schlamm Trockner lässt sich einfach im Freien mit geeigneter Südexposition aufstellen. Durch die geschlossene Bauweise weist der Trockner eine sichere Strategie gegen Geruchsprobleme auf und bietet insbesondere für kleine Hütten ein Kostenoptimum (vgl. Abbildung 144 und Abbildung 145).
- Beide untersuchten Kompostierungstechnologien haben sich bislang in ihren Anwendungsbereichen bewährt. Im Solar-Komposter konnte in der erst begonnenen Mess- und Beobachtungsphase durch die solar-thermische Unterstützung gegenüber dem Stufen-

komposter auch in großer Höhenlage die biologisch inaktive Winterperiode signifikant verkürzt werden.

In Abbildung 144 und Abbildung 145 sind verschiedene Technologien ausgewählten Einflussgrößen exemplarisch und qualitativ gegenübergestellt.



**Abbildung 144:** Anwendungsbereich verschiedener Technologien bezüglich Belastung und Flächenverfügbarkeit



**Abbildung 145:** Anwendungsbereich einzelner Technologien bezüglich Investitionskosten und Belastung

## 11 Projektarbeit

Die zweite Phase des Projektes „Klärschlammproblematik im Hochgebirge“ ist ein von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt unterstütztes Forschungsprojekt und wurde gemeinsam vom Deutschen Alpenverein e.V. (Abteilung Hütten-Wege-Kletteranlagen), zwei Hochschulen (Universität Innsbruck und Universität der Bundeswehr München) und zwei Wirtschaftspartnern (Grammer Solar GmbH und Ingenieurbüro Pabsch und Partner GmbH) durchgeführt.

Projektbeginn war der 1.12.2003, Projektende der 31.3.2007.

### 11.1 Publikationen

Im Zuge der Projektabwicklung wurden neben nachstehenden Veröffentlichungen zur Verbreitung der Zwischenergebnisse und Ergebnisse folgende projektspezifische Vorträge gehalten.

#### 11.1.1 Veröffentlichungen

Becker W., Schoen M. and Wett B. (2006). Solar-thermic sewage sludge treatment in extreme alpine environments. Anaerobic digestion in mountain area and isolated rural zones workshop, Chambéry, France (accepted)

Ettl, R. (2005): Klärschlamm-trocknung mini. In: Solarthemen / Forschung & Technik, Kurzbericht auf Seite 7 in Heft 220 – 24. Nov. 2005

Günther, F.Wolfgang; Schönherr, Falk (2004): Ergebnisse eines Forschungsprojektes. Tagungsband zum 4.Internationalen Fachseminar "Umweltgerechte Konzepte für Berg- und Schutzhütten", Benediktbeuern, 27.-28.02.2004, S.94-105.

Günther, F.Wolfgang; Schönherr, Falk (2005): Klärschlammproblematik im Hochgebirge - Zwischenbericht. Tagungsband zum 5.Internationalen Fachseminar "Umweltgerechte Konzepte für Berg- und Schutzhütten", Benediktbeuern, 25.-26.02.2005, S. 123-134.

Schönherr, F.; Wett, B. et al. (2007): Klärschlammproblematik im Hochgebirge – Internetseite zum DBU-Projekt 18662. URL: <http://www.unibw.de/ifw/swa/Forschungsvorhaben/reststoffbehandlung>.

Schönherr, Falk (2005): Problems of sludge treatment in high mountain regions, IWA-Conference for young Professionals "Innovations in the field of water supply, sanitation and water", Bucharest, June 15<sup>th</sup>-17<sup>th</sup>.

Schönherr, Falk; Becker, Wolfgang; Wett, Bernhard (2006): Klärschlammproblematik im Hochgebirge - Zwischenbericht über die zweite Phase des DBU-Forschungsprojektes 18662/02. Tagungsband zum 6. Internationalen Fachseminar Umweltgerechte Konzepte für Berg- und Schutzhütten, Benediktbeuern, 3.-4. März 2006.

Schönherr, Falk; Günther, F. Wolfgang; Pabsch, Holger (2007): Klärschlammbehandlung in Pflanzenbeeten im Hochgebirge. GWF-Wasser/Abwasser, 148. Jahrgang, Ausgabe 03/2007, Seiten 213-219.

Wett B., Demattio M., Becker W. (2002): Parameter investigation for decentralised dewatering and solar thermic drying of sludge. *Water Science & Technology*, Vol 51, No 10, pp 65-73, IWA Publishing

Wett B., Becker W., Rauch W. (2006). Abwasserreinigung und Schlammbehandlung im Gebirge. *Gewässerschutz-Wasser-Abwasser GWA* 204, 8/1-8/13

### 11.1.2 Vorträge und Präsentationen

Becker W. (2004): *DBU-Forschungsprojekt Klärschlammproblematik im Hochgebirge, 2. Phase - Umsetzung und Projektstand im Herbst 2004*. Powerpointpräsentation im Zuge der DAV-Infotour 2004.

Becker W., Schönherr, F. (2005): *DBU-Forschungsprojekt Klärschlammproblematik im Hochgebirge, 2. Phase - Umsetzung und Projektstand im Herbst 2005*. Präsentation und Diskussion im Zuge der DAV-Infotour 2005 (Kaiserjochhaus, Leutkircher Hütte und Stuttgarter Hütte).

Becker W., Schönherr, F. (2006): *DBU-Forschungsprojekt Klärschlammproblematik im Hochgebirge, 2. Phase - Umsetzung und Projektstand*. Kurzreferat im Zuge des 6. Internationalen DBU-Seminars in Benediktbeuern.

Rauch W. (2002): *Zukunft der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum - Schlammentsorgung in ländlichen und alpinen Bereichen*. Powerpointpräsentation im Zuge der DBU-Veranstaltung in Benediktbeuern

Schönherr F., Günthert, F.W. (2004): *Ergebnisse eines Forschungsprojektes*. 4. Internationales DBU-Fachseminar, ZUK Benediktbeuern.

Schönherr F. (2004): *Klärschlammproblematik im Hochgebirge, 2. Phase des Projektes – Projektstand*. CAA-Tagung der Hüttenreferenten, Bad Hindelang, 19.06.2004.

Schönherr F. (2004): *Klärschlammproblematik im Hochgebirge, 2. Phase des Projektes – Projektstand*. Tiroler Hütten- und Wegetag 2004, Innsbruck, 26.11.2004.

Schönherr F., Günthert, F.W. (2005): *Zwischenbericht aus der Reststoffbehandlung*, Tagungsband 5. Internationales DBU-Fachseminar, ZUK Benediktbeuern.

Schönherr F. (2005): *Klärschlammproblematik im Hochgebirge – Projektstand*. IFAT 2005, 26.04.2005.

Schönherr F., Ettl, R (2005): *Klärschlammproblematik im Hochgebirge – Projektstand*. DAV-Hauptversammlung 2005, Berchtesgaden, 28.10.2005.

Schönherr, F.; Wett, B. (2006): *DBU-Forschungsprojekt Klärschlammproblematik im Hochgebirge, 2. Phase - Umsetzung und Projektstand im Herbst 2006*. Präsentation und Diskussion im Zuge der DAV-Infotour 2006 (Zittauer Hütte, Richterhütte, Warnsdorfer Hütte).

Schönherr F., Ettl, R (2006): *Klärschlammproblematik im Hochgebirge – Posterpräsentation*. DAV-Hauptversammlung 2006, Bad Kissingen, 10.-11.11.2006.

Wett, B.; Becker, W.; Rauch, W. (2006): Abwasserreinigung und Schlammbehandlung im Gebirge. Erste Aachener Konferenz über Dezentrale Infrastruktur, 17./18. Oktober 2006.

## 11.2 Diplom- und Seminararbeiten

An den beiden wissenschaftlichen Einrichtungen wurden nachfolgend genannte Diplom- bzw. Seminararbeiten durchgeführt. Hierdurch wurden die Erkenntnisse aus den Untersuchungen von Behandlungsverfahren von Reststoffen in alpinen Extremlagen als Beispiele dezentraler Lösungen mit in die studentische Lehre integriert.

Bowkun, Artur (2004):

*Zusammensetzung von Klärschlämmen im kommunalen und alpinen Bereich.*  
Oberseminararbeit am Institut für Wasserwesen der Universität der Bundeswehr München.

Demattio M. (2003):

*Sewage sludge dewatering for decentralised sites. Mathematical description of a combined filtration and drying System.*  
Diploma thesis, Institute of Environmental Engineering, University of Innsbruck

Ebert, Matthias (2004):

*Klärschlammbehandlung in Vererdungsbeeten.*  
Oberseminararbeit am Institut für Wasserwesen der Universität der Bundeswehr München.

Grünwald, Marcus (2004):

*Komposttoiletten - die Alternative für stille Örtchen.*  
Oberseminararbeit am Institut für Wasserwesen der Universität der Bundeswehr München.

Rieger, Wolfgang (2005):

*Einteilung von Möglichkeiten zur Abwasserreinigung und Klärschlammbehandlung für Objekte in alpiner Streulage anhand standortspezifischer Randbedingungen und deren Einteilung für ausgewählte Beispiele.*  
Diplomarbeit am Institut für Wasserwesen der Universität der Bundeswehr München

Vallazza Martin (2005):

*Entwicklung eines solaren Kompakttrockners zur dezentralen Schlammentwässerung*  
Diplomarbeit, Institut für Umwelttechnik, Universität Innsbruck / BFB +C 150565001

### 11.3 Projektbesprechung

Während der Projektdauer wurden verschiedene Besprechungen über den aktuellen Stand, zum Austausch neuer Erkenntnisse oder den Planungen zur Umsetzung der Versuchsanlagen abgehalten. Nachfolgende Tabelle gibt eine Übersicht der Projektbesprechungen.

**Tabelle 42: Übersicht der Projektbesprechungen**

Datum	Ort	Teilnehmer
21.10.2003	Wasserwirtschaftsamt Rosenheim	8
09.12.2003	IUT Universität Innsbruck	5
17.02.2004	DAV-Hauptgeschäftsstelle München	2
27.02.2004	ZUK Benediktbeuern	9
27.02.2004	ZUK Benediktbeuern (Nördlinger Hütte)	6
27.02.2004	ZUK Benediktbeuern (Stüdlhütte)	7
27.02.2004	ZUK Benediktbeuern (Kärlingerhaus)	5
17.05.2004	Brunnsteinhütte	11
06.07.2004	Nördlinger Hütte	7
21.07.2004	DAV-Hauptgeschäftsstelle München	2
27.07.2004	Klostertaler Umwelthütte	8
05.08.2004	Stuttgarter Hütte	6
16.08.2004	Kaiserjochhaus	9
19.08.2004	Memminger Hütte	3
01.09.2004	Kärlingerhaus	4
25.02.2005	ZUK Benediktbeuern	8
27.04.2005	IFAT, Neue Messe München, Halle B2	7
17.05.2005	Grammer Solar, Amberg	3
03.06.2005	Traunsteiner Hütte	2
08.07.2005	Nördlinger Hütte	7
08.09.2005	Stuttgarter Hütte	2
10.11.2005	Alpines Museum München	6
03.03.2006	ZUK Benediktbeuern	4
13.09.2006	DAV-Hauptgeschäftsstelle München	6

## 12 Literaturverzeichnis

- aqua-terra Bioprodukt GmbH (2005): RenoSan999 - Material Safety Data Sheet 2001/58 EG-5/2.4. URL: <http://www.aqua-terra.de/englisch/SDB%20RS%20999.htm> (26.01.2006).
- ATV-DVWK-Fachausschuss AK.2 (2001): Klärschlammbehandlung in Pflanzenbeeten. In: KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall, 48. Jahrgang, 07/2001 / 2001, S. 991-996.
- Bahro, Jürgen (1992): Vollbiologisches Abwasserreinigungssystem der Mindelheimer Hütte. In: Selbitschka & Schädler, Die S&S Abwasseranlage, Firmenprospekt.
- Beiser, Heidi (2006): Gespräch über die Beobachtungen und Erfahrungen mit der Pflanzenbeetanlage auf der Stuttgarter Hütte. 08. September 2006.
- Biechele, Hubert (2004): Verbrauchswerte für Wasser und Strom. E-Mail vom 15.09.2004.
- Biechele, Hubert (2005): Rotte auf dem Kaiserjochhaus. E-Mail vom 04.07.2005.
- Böhm, Bernhard (2004): Biologische Prozesswasserbehandlung ohne Kohlenstoffquellen im Vergleich mit chemisch/physikalischen Verfahren. In: ATV-DVWK (Hrsg.), Wasserwirtschafts-Kurs L/4 „Schlammbehandlung, -verwertung und -beseitigung“, Beitrag 7, 13.-15. Oktober 2004, Kassel, ISBN 3-937758-03-8.
- Bützer S., Böhler M., Joss A., Ziranke M., Siegrist H., Holzapfel M. and Mooser H. (2006). *Dezentrale Reinigung und Wiederverwendung von Toilettenabwasser im alpinen Raum*. Abschliessender Bericht über die Aktivitäten und Untersuchungen im Projekt, Eawag, Dübendorf.
- Bux M., Baumann R., Pinnekamp J., Quad S. and Mühlbauer W. (2002). Solare Trocknung von Flüssigschlamm in kleinen Kläranlagen *KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall*, 49 (Nr.3), 341-344.
- Demattio M. (2003). *Sewage sludge dewatering for decentralised sites. Mathematical description of a combined filtration and drying system*. Diploma Thesis, Institute for environmental engineering, University of Innsbruck.
- Dippold u. Gerold - Ingenieurbüro für Bauwesen GmbH (1992): Abwasseranlage Mindelheimer Hütte - Projekt-Nr.: 2644/5. Bericht zur Planung einer vollbiologischen Reinigungsstufe für die Abwasserbehandlungsanlage der Mindelheimer Hütte, Dillingen, 24.06.1992.
- Ebert, Matthias (2004): Klärschlammbehandlung in Vererdungsbeeten. Oberseminararbeit am Institut für Wasserwesen der Universität der Bundeswehr München.
- Günthert, F.Wolfgang; Narr, Nikolaus (2002): Klärschlammproblematik im Hochgebirge 1.Phase des Projektes "Untersuchung und Optimierung der Verwertung bzw. Beseitigung von abfällen aus der Abwasserbehandlung im Bereich alpiner Hütten des Deutschen Alpenvereins" - Ergebnisbericht eines Forschungsprojektes der Universität der Bundeswehr München, dem Deutschen Alpenverein und dem Institut für Umwelttechnik der Universität Innsbruck. Neubiberg 2002.
- Imhoff, Karl und Klaus R. (1999): Taschenbuch der Stadtentwässerung. 29.Auflage, Oldenbourg Industrieverlag GmbH, München Wien, ISBN 3-48626333-1.
- Jager, Johannes (1988): Verfahrenstechnische Aspekte bei der anaeroben Behandlung fester Abfälle. In: Hösel, G.; Schenkel, W.; Schnurer, H.; Bilitewski, B. (Hrsg.), Müll-Handbuch, Erich Schmidt Verlag, Berlin, ISBN 3-503-02830-7, S. 5910.

- Jordan, Rayko (2006): Vegetative Behandlung anaerob stabilisierter Schlämme - Veröffentlichung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Braunschweig, Heft 73, ISSN 0934-9731.
- Kern, Michael; Jäckel, Udo; Kämpfer, Peter (2003): Biologie der Rotteprozesse - Faktoren, die die Rotteprozesse beeinflussen. In: Hösel, G.; Schenkel, W.; Schnurer, H.; Bilitewski, B. (Hrsg.), Müll-Handbuch, Erich Schmitt Verlag, Berlin, ISBN 3-503-02830-7, S. 5210-5290.
- Köhlhoff, Dieter; Leschber, Reimar; Niemitz, Walter (1996): Klärschlamm-Mengen und Beschaffenheit. In: Abwassertechnische Vereinigung e.V. (Hrsg.), ATV-Handbuch Klärschlamm, 4. Auflage, Ernst & Sohn Verlag, Berlin, S. 79-109.
- KOMPEX (2006): Weiterentwicklung und Erprobung eines Biofilters mit Kompostfüllung zur dezentralen Abwasserreinigung sowie zur Minimierung der Klärschlämme besonders in klimatisch exponierten Einzellagen und Untersuchung von Verfahren zur Entsorgung von Kleinstmengen getrockneter Schlämme vor Ort – Abschlussbericht zum Forschungsprojekt 21537 bei der Deutschen Bundesstiftung Umwelt.
- Marxer, Elisabeth (2006): Klimadaten Vorarlberg. Institut für Umwelt und Lebensmittelsicherheit des Landes Vorarlberg, URL: [http://www.vorarlberg.at/vorarlberg/umwelt\\_zukunft/umwelt/umweltundlebensmittel/weitereinformationen/klima/klimadaten.htm](http://www.vorarlberg.at/vorarlberg/umwelt_zukunft/umwelt/umweltundlebensmittel/weitereinformationen/klima/klimadaten.htm) (12.12.2006).
- Naudascher, Imke (2000): Kompostierung menschlicher Ausscheidungen durch Verwendung biologischer Trockentoiletten mit besonderer Berücksichtigung des Kleingartenbereichs – Dissertation. Schriftenreihe des ISWW der Universität Karlsruhe, Band 100.
- ÖWAV Regelblatt 17 (2004). *Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm, 2. Auflage*, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, Wien.
- Pabsch, Holger (2004): Batch Humification of Sewage Sludge in Grass Beds – Dissertation am Institut für kommunale und industrielle Abwasserwirtschaft der TU Hamburg-Harburg. 1. Auflage, Cuvillier Verlag Göttingen, ISBN 3-86537-291-0.
- Pabsch, Joachim; Pabsch, Holger (1998): Vererdung von Klärschlamm. Korrespondenz Abwasser, 45. Jahrgang, 08/1998, S. 1498-1502.
- Pauly, Udo; Blau, Stefan; v. Borcke, Peter; v. Sydow, Rosemarie; Haider, Reinhold (1997): Zehn Jahre Klärschlammvererdung in Schilfbeeten - Neue Wege der Klärschlammverarbeitung und -verwertung. Korrespondenz Abwasser, 44. Jahrgang, 10/1997, S. 1812-1822.
- Posch & Partner GmbH Ingenieurgesellschaft (2004): Wartungsbericht KABA Erlanger Hütte für die Sommersaison 2004. Innsbruck.
- Rauch, W.; Wett, B.; Narr, N. (2004): Rechtliche Grundlagen der Klärschlammbehandlung im Hochgebirge. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, 56. Jahrgang, Heft 9-10/2004, S. 121-125.
- Rödiger, H. (1967): Die anaerobe alkalische Schlammfäulung, 3. Auflage, Schriftenreihe Wasser Abwasser, Heft 1, R. Oldenbourg Verlag München Wien.
- Stein S. (2003). Betriebserfahrungen mit unterschiedlichen Membrantechniken ZeeWeed und VRM. 5. *Aachener Tagung Siedlungswasserwirtschaft und Verfahrenstechnik, Membrantechnik 5*, Aachen, Hrsg. T. Melin u. M. Dohmann, Beitrag A6.

- Vallazza M. (2005). *Entwicklung eines solaren Kompakttrockners zur dezentralen Schlamm-entwässerung [Development of a solar compact dryer for decentralized sludge drying] (in German)*. Diploma Thesis, Institute for environmental engineering, University of Innsbruck.
- Wedi D. (2004). Wirtschaftlichkeit des Membranbelebungsverfahrens. *VSA-Tagung – Fortbildungskurs "Abwasserreinigung der Zukunft: Membranen - Klärschlamm - Mikroverunreinigungen"*, Emmetten (Schweiz).
- Wett, Bernhard; Becker, Wolfgang; Ingerle, Kurt (2002): Technologievergleich und Ökobilanz von Abwasserreinigungsanlagen in alpinen Extremlagen - EU Life-Programm. Institut für Umwelttechnik, Leopold-Franzens-Universität Innsbruck  
URL:<http://www.uibk.ac.at/c/c8/c815/life/einleitung.html> (27.05.2004).
- Wett B., Demattio M. and Becker W. (2005). Parameter investigation for decentralised dewatering and solar thermic drying of sludge *Water Science & Technology*, 51 (10), 65–73.
- Zacher, B.; Hanisch, B.; Philipp, W.; Strauch, D. (1987): Untersuchungen über den Einsatz von Pflanzen zur Klärschlamm-entwässerung. *Korrespondenz Abwasser*, 09/1987, S. 922-931.

## 13 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Lage der Hütten in den nördlichen Alpen .....	2
Abbildung 2: Vorversuche an Kläranlage Zirl (Außenansicht vor der ersten Schlammzufuhr) [Foto W.Becker & M.Demattio (2003)] .....	4
Abbildung 3: Versuchsanlage Demattio in Zirl (Innenansicht/Dränageschicht) [Foto W.Becker & M.Demattio (2003)] .....	4
Abbildung 4: Vorversuche an der Kläranlage Zirl / Filterbodenbelegung mit unterschiedlichen Materialien [Fotos W.Becker & M.Demattio (2003)] .....	4
Abbildung 5: Entwicklung der Absetzkurven beim Einsatz von vier Materialien mit unterschiedlichen Filtriereigenschaften .....	5
Abbildung 6: TS-Austragsmenge ab der ersten Beschickung am ersten Versuchstag in [mgTS/d] .....	5
Abbildung 7: Abtrocknen der Schlammschicht und Aufbrechen der Schlammoberfläche als Funktion der Zeit [Fotos M.Demattio (2003)] .....	6
Abbildung 8: Abnahme Glühverlust bei Lufttemperatur 30°C / 10°C .....	6
Abbildung 9: Abnahme Schlamm Spiegel bei Lufttemperatur 30°C / 10°C .....	6
Abbildung 10: Übereinstimmung Berechnung <> Versuch beim stationären Zustand d. i. die erstmalige Beschickung der Versuchsanlage bei Simulation der Schlammschichtstärke ( $h_{total,simulated}$ ) mit einer Ausgangssubstanz von 13g/L durch Überlagerung des Filtrationsprozesses in Abhängigkeit von der Filtration ( $h_{filtration,simulated}$ ) und der Evaporation .....	9
Abbildung 11: Vergleich zwischen Berechnung und Versuch von unterschiedlichen TS-Konzentrationen $s$ - angewandt für die maßgebenden Filtrationsparameter bei mehrmaliger Beschickung .....	9
Abbildung 12: Simulation der Entwässerungsleistung von 3kg suspendierten Feinteilen bei TS-Ausgangskonzentrationen zwischen 3 und 30 g/L TS .....	10
Abbildung 13: Schema des Druckzellenversuchs ohne Gegendruck .....	11
Abbildung 14: Schema des Druckzellenversuchs mit Gegendruck .....	12
Abbildung 15: Druckzellenversuch unter Laborbedingungen mit Gegendruck .....	13
Abbildung 16: Druckzelle mit abgesetztem Schlamm und Überstandswasser .....	13
Abbildung 17: Druckzellenversuch / Schlamm entwässerungskurven bei unterschiedlichem Druck .....	13
Abbildung 18: Berechnetes Entwässerungsverhalten zu beobachtetem Absetzverhalten ....	14
Abbildung 19: Filterboxboden belegt mit Geotextil vor und nach der Befüllung mit eingedicktem Überschussschlamm mit Polymer [Foto M.Vallazza (2004)] .....	15
Abbildung 20: Abfluss aus den drei Filterboxen in [l/h] als Funktion der Entwässerungszeit .....	16
Abbildung 21: Verlauf der Schlamm Spiegelhöhe .....	17
Abbildung 22: Gemessene und berechnete Abnahme der Schlamm Spiegelhöhe als Funktion der Zeit .....	17
Abbildung 23: Solarer Kompaktrockner auf dem Gelände von Grammer Solar (Außenansicht des 1. Prototyps) [Foto R.Ettl (2004)] .....	19
Abbildung 24: Kompaktrockner bei Vorversuche auf der Kläranlage Zirl (Innenansicht bei der Befüllung) [Foto R.Ettl (2004)] .....	19
Abbildung 25: Anordnung und Lage von Kläranlage und Schlammrockner .....	20

Abbildung 26: Schneiradpumpe im kompakten Bodenschlamm [Foto M.Vallazza (2004)].....	20
Abbildung 27: Schlammzulauf von der ARA mit flexibler Pumpleitung [Foto M.Vallazza (2004)].....	20
Abbildung 28: Innenraum des Kompakttrockners "A" nach einer Befüllung [Foto M.Vallazza (2004)].....	21
Abbildung 29: Aufstellungsort am TT- bzw. KA-Standort Nördlinger Hütte [Foto M.Vallazza (2004)].....	21
Abbildung 30: Trockensubstanz-Verlauf bei der ersten und zweiten Befüllung und während der anschließenden Trocknungsphase.....	21
Abbildung 31: Vergrößerung der Filterfläche durch Anbringung von vertikalen Streckmetallbleche an den vier Seitenwänden [Foto M.Vallazza (2005)].....	22
Abbildung 32: Beginn der Vererdung durch Pilzbewuchs [Fotos M.Vallazza (2005)].....	23
Abbildung 33: Händisch entfernter Schlamm aus der Saison 2004.....	23
Abbildung 34: Ansicht des Solar-Schlammrockners nach einer Betriebsaison vor (linkes Bild) und nach (rechtes Bild) der Erneuerung des Rindenmulchfilters [Fotos M.Vallazza (2005)].....	24
Abbildung 35: Schlammhöhenverlauf der 5 Befüllungen in der Saison 2005.....	25
Abbildung 36: Neubefüllung in der Saison 2005 [Foto M.Vallazza].....	26
Abbildung 37: Gefüllter Kompakttrockner [Foto M.Vallazza].....	26
Abbildung 38: Temperaturganglinie und Schlammhöhenabnahme während der 2. Befüllungsphase.....	26
Abbildung 39: Temperaturganglinie und Schlammhöhenabnahme während der 4. Befüllungsphase.....	27
Abbildung 40: Durch Nylonreste verstopfte Pumpe [Foto M.Vallazza (2005)].....	28
Abbildung 41: Solarunterstützter Kompakttrockner 2. Prototyp („B“) in Kunststoff und Funktionsschema [Fotos R.Ettl (2005)].....	31
Abbildung 42: Aufstellungsort vor (links) und nach erfolgter Aufstellung (rechts) [Fotos M.Vallazza (2005)].....	33
Abbildung 43: Temperatur, Luftfeuchtigkeit und Schlammhöhe vom 17.09.-22.09.2005.....	34
Abbildung 44: Rückansicht mit Rindenmulchfilter,Pumpschacht Filtratpumpe und Beschickungsleitung für den ÜSS [Foto W.Becker (2006)].....	35
Abbildung 45: Aufstellungsschema Leutkircher Hütte.....	35
Abbildung 46: Trocknerinnenraum [Fotos M.Vallazza (2005)].....	36
Abbildung 47: Trockner während der Befüllung + Schwimmschalter (rot).....	36
Abbildung 48: Gesamtansicht geschlossenen (PV-Anlage + Luftkollektor) [Fotos W.Becker (2006)].....	36
Abbildung 49: abgetrocknete, schollenartige Schlammoberfläche (nach Winter 2005/2006).....	36
Abbildung 50: entwässerte, ausgefrorene und solargetrocknete Schlammprobe [Foto W.Becker (2006)].....	37
Abbildung 51: Neubefüllung mit stark eingedicktem TTK-ÜS (Labor-Nr. 8965/06) [Foto W.Becker (2006)].....	37
Abbildung 52: Adamekhütte vor Gosaugletscher mit Dachstein, Mitterspitz und Torstein (v.l.).....	42
Abbildung 53: Auffangbehälter aus Edelstahl auf Sickerwassertassen unter Trocken-toilette als "Mechanische Vorreinigung" [Foto M.Vallazza (2004)].....	43

Abbildung 54: Übersicht über die biologische Stufe samt Schlammentwässerungs- und Schlamm-trocknungsanlage für ÜS1 und ÜS2 [Foto M.Vallazza (2004)] .....	43
Abbildung 55: Monatliches Abpumpen von restlichem ÜS2 aus den nachgeschalteten Schächten mit tragbarem Stromaggregat, Tauchpumpe und fliegender Leitung in SEM OST [Foto M.Vallazza (2004)].....	45
Abbildung 56: Befüllen von Schlammentwässerungs-modul OST mit ÜS2 bei den monatlichen Wartungsarbeiten an der Kläranlage, Überbrückung des nicht beschickten SEM WEST mit fliegenden Leitungen [Foto M.Vallazza (2004)].....	45
Abbildung 57: Ganglinie 17.7. / 14.9.2004 von Temperatur und relativer Luftfeuchtigkeit <> Außenluft (oberer Teil des Bildes), Ganglinie 17.7. / 14.9.2004 von Temperatur und relativer Luftfeuchtigkeit <> Innenluft (unterer Teil des Bildes) .....	50
Abbildung 58: Aufmass der abgetrockneten Überschussschlammschicht im SEM OST [Foto M.Valazza (2005)].....	51
Abbildung 59: TEKNOBAG unbefüllt (linkes Bild) und befüllt (rechtes Bild) [Fotos M.Vallazza] .....	56
Abbildung 60: Verlauf der Lufttrocknung des ersten Befüllungsversuches .....	57
Abbildung 61: Verlauf der weiteren Lufttrocknung unter Flugdach .....	58
Abbildung 62: Leere Teknobags vor der der ersten Befüllung [Fotos M.Vallazza] .....	58
Abbildung 63: Schlammverteilung mit Überwachung durch Sensoren .....	58
Abbildung 64: Befüllphase TEKNOBAG [Foto M.Vallazza (2005)] .....	59
Abbildung 65: Reinigung der Anlage [Foto M.Vallazza (2005)].....	59
Abbildung 66: Abwasserreinigungssystem der Mindelheimer Hütte [BAHRO (1992)] .....	62
Abbildung 67: Überdachtes Trockenbeet der Mindelheimer Hütte [Foto F.Schönherr (2005)].....	63
Abbildung 68: Reststoffe zur Behandlung im Trockenbeet [Foto F.Schönherr (2005)].....	63
Abbildung 69: Zur aeroben Nachbehandlung ausgebrachte Reststoffe aus der Saison 2003 (vorne Bildmitte) und der Saison 2002 (hinten rechts) [Foto F.Schönherr (2004)].....	64
Abbildung 70: Einhaltung der mittleren Cadmium- und Quecksilber-Gehalte der Reststoffe der Mindelheimer Hütte im Vergleich mit verschiedenen Konzentrationsgrenzwerten .....	69
Abbildung 71: Einhaltung der mittleren Kupfer-, Blei- und Zink-Gehalte der Reststoffe der Mindelheimer Hütte im Vergleich mit verschiedenen Konzentrationsgrenzwerten .....	70
Abbildung 72: Aufbau und Betrieb von Pflanzenbeeten mit Grasbepflanzung [PABSCH (2004)].....	73
Abbildung 73: Pflanzenbeetanlage (links) und vererdeter Schlamm (rechts) [Fotos H.Pabsch] .....	74
Abbildung 74: Fließschema der Abwasserreinigungsanlage [verändert nach WETT et al. (2002)].....	76
Abbildung 75: Lage und Elemente von Abwasserreinigung und Klärschlammbehandlung der Stuttgarter Hütte.....	79
Abbildung 76: Pflanzenbeet vor Umbau [Foto F.Schönherr 2005].....	83
Abbildung 77: Pflanzenbeet nach Umbau [Foto F.Schönherr 2005].....	83
Abbildung 78: Pflanzenbeetanlage am 25.10.2004 (links) und am 4.11.2004 (rechts) [Fotos F.Schönherr (2004)].....	84
Abbildung 79: Verlauf des Schlammvolumens über die Dauer des ersten Betriebszyklus.....	85

Abbildung 80: Bepflanzung des Polders im September 2005 [Foto F.Schönherr (2005)].....	87
Abbildung 81: Bepflanzung des Polders im September 2006 [Foto F.Schönherr (2006)].....	87
Abbildung 82: Durchwurzelung des Schlammkörpers zum Ende des zweiten Betriebszyklus.....	88
Abbildung 83: Verlauf der in der Schlamm trockenmasse eingelagerte Massen an NH <sub>4</sub> -N, TKN und Pges im ersten Betriebszyklus.....	89
Abbildung 84: Verteilung der einzelnen Kostenarten an den Gesamtaufwendungen zum Bau der Versuchsanlage.....	92
Abbildung 85: Pflanzenbeete zur Schlammbehandlung am Kärlingerhaus [Foto N.Narr 2002].....	94
Abbildung 86: Schlamm zur Behandlung im linken Polder am 27. Juli 2005 [Foto F.Schönherr].....	96
Abbildung 87: Kornverteilung des Rohmaterials zum Aufbau der Filterschicht der Pflanzenbeetanlage.....	98
Abbildung 88: SW-Ansicht des Trockentoiletten- und Kläranlagengebäudes der Brunsteinhütte.....	101
Abbildung 89: Im linken Bildteil ein geöffneter vorderer Teil der Trockentoilette mit nach vor gezogenem Material, im mittleren Bildteil ein mit Deckel verschlossener vorderer Teil der Anlage, im rechten Bildteil der Pumpspeicherbehälter für Abwasser (Grauwasser + Urin) und Kompostsickerwasser [Foto W.Becker (2004)].....	101
Abbildung 90: Oben frischeres in Komposter ausgetragenes Material, im unteren Komposter bereits teilkompostiertes Material.....	101
Abbildung 91: Alter Komposter mit teilkompostiertem, verpilztem Trockentoilettenmaterial und oberer Teil einer Temperaturmesssonde [Foto W.Becker (2005)].....	102
Abbildung 92: Neuer handelsüblicher Komposter aus mit umgelagertem, weitergehend kompostierten bis leicht vererdetem Material [Foto W.Becker (2005)].....	102
Abbildung 93: Getrocknete Proben von unterschiedlich altem Material aus den Trockentoiletten.....	105
Abbildung 94: Datenlogger für Temperatur und relative Luftfeuchtigkeit, i-Buttons (Temperaturlogger) [Foto W.Becker (2004)].....	105
Abbildung 95: Ganglinien für Materialtemperatur im Winter 2004 bis Sommer 2005.....	106
Abbildung 96: Südansicht der Klostertaler Umwelthütte mit Solar-Luft-Kollektor-Modul und PV-Panelen [Foto W.Becker (2004)].....	107
Abbildung 97: Schema der Trockentoiletten-Anlage.....	108
Abbildung 98: Unter Teil der BERGER-Trockentoilette vom System Berger / linkes Abteil mit Fliegen auf Sickerwasser oberfläche, mittleres Abteil vorwiegend mit Rindenmulch + kompostierten Trockentoiletten-Stoffen über tiefer liegendem SW-Spiegel.....	110
Abbildung 99: Ableitung von Sickerwasser mittels HT50-Rohren aus dem Mittelteil ins Freie zur dortigen Versickerung in das anstehende Moränenmaterial [Fotos W.Becker (2004)].....	110
Abbildung 100: Solarkomposter.....	112
Abbildung 101: Solar-Luftkollektor TWINSOLAR (Fa. Grammer Solar).....	113
Abbildung 102: Abmessungen Solarkomposter mit Ansicht, Längs- und Querschnitt.....	114
Abbildung 103: Befüllter Solarkomposter.....	116
Abbildung 104: Messwerte Material A.....	117

Abbildung 105: Messwerte Material B.....	118
Abbildung 106: Messwerte Material C.....	118
Abbildung 107: Position der Messsonden und Regelung der Luftzufuhr .....	118
Abbildung 108: Temperaturentwicklung der Kompostmaterialmaterialien und im Innenraum.....	119
Abbildung 109: Temperaturverlauf an verschiedenen Stellen im Solarkomposter.....	120
Abbildung 110: Gemessene Sonneneinstrahlung bei verschiedenen Aufstellungswinkeln .....	121
Abbildung 111: Lüftungsgitter.....	121
Abbildung 112: Gelochtes Rohr .....	121
Abbildung 113: Geneigte Frontfläche.....	122
Abbildung 114: Montage der Wärmedämmung.....	122
Abbildung 115: Luftauslässe und gelochtes Rohr am Warmluftkollektor .....	122
Abbildung 116: Schemazeichnung.....	122
Abbildung 117: Drainagerohr zur Abführung von Sickerwasser und Gerüchen (später mit Rindenmulch bedeckt) .....	123
Abbildung 118: Gelochte Rohre zum Einblasen der erwärmten Luft .....	123
Abbildung 119: Eingefülltes Kompostmaterial mit Strohzwischenlage und gelochtes Zentralrohr zur Warmluftverteilung.....	123
Abbildung 120: Endfüllstand mit Rindenmulch auflage und abgedecktem Zentralrohr.....	123
Abbildung 121: Zusammengesetzter Solarkomposter/Frontansicht.....	124
Abbildung 122: Zusammengesetzter Solarkomposter/Rückansicht.....	124
Abbildung 123: Lüftungsgitter und Seitenwände mit Wärmedämmung .....	124
Abbildung 124: Innerer Kompostbehälter und Sturmsicherung mit Spanngurten .....	124
Abbildung 125: Position der Messsonden .....	125
Abbildung 126: Schichtaufbau im Solarkomposter.....	126
Abbildung 127: gemessene Temperaturkurven 19. Oktober 2006 bis 16. März 2007; die Sonde für das Kompostmaterial war ca. 30 cm unter der Oberfläche positioniert.....	128
Abbildung 128: Ansicht Solar-Komposter am 16.3.2007 [Foto W.Becker].....	129
Abbildung 129: Geöffneter Innenbehälter mit Verpilzungsschicht und Temperaturmesspunkten [Foto W.Becker (2007)].....	129
Abbildung 130: Stufenkomposter am Kaiserjochhaus [Fotos R.Ettl (2004)] .....	131
Abbildung 131: Rottegut aus dem Stufenkomposter, zwei Monate nach Ausbringung und Ansaat [Foto F.Schönherr (2005)] .....	133
Abbildung 132: Reststoffe zur Behandlung in der ersten Stufe (links) und der vierten Stufe (rechts) [Fotos F.Schönherr (2005)] .....	133
Abbildung 133: Trockenrückstandsgehalte der Reststoffe aus den Jahren 2003, 2004 und 2005 .....	135
Abbildung 134: Verlauf des Glühverlustes der Reststoffe aus den Jahren 2003, 2004 und 2005 .....	135
Abbildung 135: Konzentration von Ammoniumstickstoff in den Reststoffen der Jahre 2003, 2004 und 2005 über die Projektdauer.....	136
Abbildung 136: kompakte Anordnung der Komposterstufen.....	141
Abbildung 137: entzerrte Anordnung der Komposterstufen .....	141

Abbildung 138: Bergstation Hohtälli der Zermatt Bergbahnen auf 3286 m im Skigebiet Gornergrat.....	143
Abbildung 139: Anlagenschema der Kläranlage Hohtälli (Stand Wintersaison 2005/06), [BÜTZER et al. (2006)].....	144
Abbildung 140: Membranbioreaktor (wasserbefüllt) mit zwei Membranmodulen (links belüftet und rechts unbelüftet) zur Filtration des gereinigten Abwassers [BÜTZER et al. (2006)].....	145
Abbildung 141: Filtratspeicher mit Aktivkohle-Einsatz.....	146
Abbildung 142: Filtersack (im Hintergrund) .....	147
Abbildung 143: Vergleich der Entwicklung der Besucherzahlen in der Wintersaison 04/05 und 05/06 [BÜTZER et al. (2006)].....	148
Abbildung 144: Anwendungsbereich verschiedener Technologien bezüglich Belastung und Flächenverfügbarkeit .....	168
Abbildung 145: Anwendungsbereich einzelner Technologien bezüglich Investitionskosten und Belastung .....	168

## 14 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Übersicht der untersuchten Verfahren.....	2
Tabelle 2: Übersicht der Entwässerungsversuche .....	11
Tabelle 3: Polymerkonzentration in den drei gleichartig aufgebauten Filterboxen.....	15
Tabelle 4: Befüllung des Solaren Kompaktrockners .....	21
Tabelle 5: Befüllungen des Solaren Kompaktrockners .....	25
Tabelle 6: Schlammuntersuchungen am 15.11.2006.....	29
Tabelle 7: Befüllungen des Solaren Kompaktrockners .....	33
Tabelle 8: Abwasserspezifische Kennwerte.....	34
Tabelle 9: Mikrobiologische Analysen.....	37
Tabelle 10: Befüllungen des TEKNOBAGs.....	56
Tabelle 11: Analyseergebnisse der ausgebrachten Reststoffe des Jahres 2003 zur aeroben Nachbehandlung.....	65
Tabelle 12: Analyseergebnisse der Schlammproben aus dem Trockenbeet.....	65
Tabelle 13: Analysen der im Trockenbeet ausgebildeten Schichten vom 24.08.2005.....	66
Tabelle 14: Schwermetallgehalte von Reststoffen der Mindelheimer Hütte und verschiedene Konzentrationsgrenzwerte.....	69
Tabelle 15: Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen .....	71
Tabelle 16: Niederschlag Zürs und Lech der Jahre 1961 bis 1990.....	75
Tabelle 17: biologische Belastung der Abwasserreinigungsanlage der Stuttgarter Hütte.....	77
Tabelle 18: Zusammensetzung der Schlämme bei der Beschickung am 25.10.2004 .....	80
Tabelle 19: Zusammensetzung des Sickerwassers vom 25.10.2005 .....	80
Tabelle 20. Zusammenstellung der gemittelten Analysewerte des Schlammes im Polder im Vererdungsbereich .....	81
Tabelle 21: Analysen des Ablaufs der Abwasserreinigungsanlage.....	81
Tabelle 22: Ergebnisse mikrobiologischer Untersuchungen .....	82
Tabelle 23: Abhängigkeit des Wassergehaltes dünner Schlammschichten von der Witterung.....	85
Tabelle 24: Zusammenstellung der Teilströme der Abwasserreinigungs- und der Pflanzenbeetanlage der Stuttgarter Hütte für den ersten Versuchszyklus .....	91
Tabelle 25: Glühverlust und TR-Gehalt der Schlammproben vom 27. Juli 2005 .....	97
Tabelle 26: Jahresschmutzfrachten .....	103
Tabelle 27: Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen .....	104
Tabelle 28: Ausgangsmaterialien für die Laborversuche .....	115
Tabelle 29: Eigenschaften der untersuchten Trockentoiletten-Materialien .....	117
Tabelle 30: Eingefüllte Mengen an Material .....	125
Tabelle 31: Analyseergebnisse Kompostmaterial .....	125
Tabelle 32: Analyseergebnisse Kompostmaterial März 2007 .....	127
Tabelle 33: Ergebnisse der Analyse der Reststoffe aus dem Stufenkomposter .....	134
Tabelle 34: Volumenreduzierung der behandelten Reststoffe aus den einzelnen Komposterstufen.....	137
Tabelle 35: pH-Wert und Trockenrückstandsgehalt des Rottegutes unterschiedlicher Schichten der Komposterstufen 2, 3 und 4 am 13.10.2006 .....	138
Tabelle 36: Sauerstoffsättigung des Rottegutes unterschiedlicher Schichten der Komposterstufen 2, 3 und 4 am 10.07.2006.....	138
Tabelle 37: Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen .....	139
Tabelle 38: spezifische Kennzahlen des Zulaufs und Daten zur Betriebsgröße .....	151
Tabelle 39: Abwasserzusammensetzung.....	152
Tabelle 40: Kenngrößen und Dimensionierungsparameter für die untersuchten Verfahren .....	164
Tabelle 41: Ergebnisse der Reststoffbehandlung .....	165
Tabelle 42: Übersicht der Projektbesprechungen .....	172

## 15 Anhänge

### 15.1 Schwermetallanalysen der Reststoffe der Mindelheimer Hütte

Probe- nahme	Cd [mg/Kg]	Co [mg/Kg]	Cr [mg/Kg]	Cu [mg/Kg]	Hg [mg/Kg]	Mo [mg/Kg]	Ni [mg/Kg]	Pb [mg/Kg]	Zn [mg/Kg]
09.08.04	< 0,03	8,4	51,5	29,2	0,3	7,408	34,2	< 2,0	278,4
09.08.04	< 0,03	9,4	56,4	51,6	0,6	12,187	41,7	< 2,0	436,7
09.08.04	< 0,03	< 0,1	3,4	30,9	0,3	1,1	4,4	< 2,0	202,5
09.08.04	0,6	< 0,1	29,3	142,9	0,9	5,35	18,2	3,7	1019
06.10.04	0,36	< 0,1	5,8	38	0,063	2	5,2	< 2,0	252
06.10.04	0,51	< 0,1	5,2	48	0,078	2,7	5,9	< 2,0	302
06.10.04	0,34	< 0,1	8,2	24	0,029	1,3	4,2	< 2,0	164
06.10.04	0,97	1,5	17	191	0,033	4,1	12	3	867
17.08.05	0,52	0,74	12	47	< 0,1	1,6	8,1	5	305
17.08.05	0,46	2	5,8	45	< 0,1	1,5	5,4	6	276
17.08.05	1,2	3,2	27	139	< 0,1	3,4	30	19	831
17.08.05	0,7	1,4	7,8	62	< 0,1	2,2	11	7	419
17.08.05	1,5	3	21	183	< 0,1	3,8	21	15	854
24.08.06	0,41	1,8	21	94	< 0,1		12	2	590
24.08.06	0,29	1,3	8,6	60	< 0,1		6,8	1	391
24.08.06	0,48	1,5	14	97	< 0,1		12	2	546
24.08.06	0,27	0,94	20	50	< 0,1		6,1	1	330
24.08.06	0,59	8,8	52	102	< 0,1		33	3	681
04.10.06	0,38	1,3	6,8	59	< 0,1		6,2	< 1,0	382
04.10.06	0,4	1,3	7,7	62	< 0,1		7,4	< 1,0	417
20.10.06	0,22	0,89	5,3	53	< 0,1		3,6	< 1,0	289
20.10.06	0,42	1,4	14	67	< 0,1		12	< 1,0	445
20.10.06	0,28	1,4	10	52	< 0,1		7,8	< 1,0	355
20.10.06	0,25	0,82	8,4	51	< 0,1		5,1	< 1,0	294

## 15.2 Zulässige Grenzwerte für Schadstoffe im Klärschlamm

Quelle	Land	Cd [mg/Kg]	Cr [mg/Kg]	Cu [mg/Kg]	Hg [mg/Kg]	Ni [mg/Kg]	Pb [mg/Kg]	Zn [mg/Kg]
AbfKlärV	D	10	900	800	8	200	900	2500
BMU-/BMVEL	D	0,9	45	70	0,5	45	60	390
VDLUFA/DWA	D	2,5	200	550	2,0	80	200	1400
NRW	D	1,2	170	200	0,8	70	60	650
OÖ	A	5	400	400	7	80	400	2000
Stmk	A	10	500	500	10	100	500	2000
Vgb	A	4	300	500	4	100	150	1800
NÖ, QKL II	A	2	50	300	2	25	100	1500
NÖ, QKL III	A	8	500	500	8	100	400	2000
ÖWWV	A	10	500	500	10	100	500	2000

### Quellen:

AbfKlärV	Klärschlammverordnung vom 15. April 1992. BGBl. I, 912-934 (zuletzt geändert durch Erste Verordnung zur Änderung der Klärschlammverordnung vom 6. März 1997. BGBl. I, 446)
BMU/ BMVEL	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft: „Gute Qualität und sichere Erträge. Wie sichern wir die langfristige Nutzbarkeit unserer landwirtschaftlichen Böden?“, Berlin 2002. (Werte sind für Lehmböden angegeben)
VDLUFA/ DWA	Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten und Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.: Eckpunkte der gemeinsam von VDLUFA und ATV_DVWK getragenen Gütesicherung zur landbaulichen Verwertung von Klärschlamm, Hennef, 2003.
NRW	Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV NRW) (Hrsg.): Bewertungskonzept zur „Begrenzung des Eintrags von Schadstoffen bei der Düngung“, 2003
OÖ	Klärschlamm-, Müll- und Klärschlammkompostverordnung LGBl. Nr. 21/1993
Stmk	Klärschlammverordnung LGBl. 89/1987; 2. Novelle LGBl. Nr. 51/2000
Vgb	Klärschlammverordnung LGBl. Nr. 76/1997 idF. LGBl. Nr. 27/2002
NÖ, QKL II	Klärschlammverordnung LGBl. Nr. 6160/2-3 3. Novelle 51/01; StF. 80/94 (Qualitätsklasse II)
NÖ, QKL III	Klärschlammverordnung LGBl. Nr. 6160/2-3 3. Novelle 51/01; StF. 80/94 (Qualitätsklasse III)
ÖWWV	Regelblatt 17: Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlämmen. Empfehlungen für Betreiber von Abwasserreinigungsanlagen. 1984

**Verantwortliche Autoren dieses Berichtes:**

<u>Kapitel</u>	<u>Projektpartner</u>	<u>Autoren</u>
1, 4, 5, 8, 10, 11, 15	Universität der Bundeswehr München	Falk Schönherr Thomas Cyris
2, 3, 6, 7, 9, 10	Universität Innsbruck	Bernhard Wett Wolfgang Becker Michael Schön
2, 7	Grammer Solar GmbH	Rudolf Ettl
5	Ingenieurbüro Pabsch&Partner GmbH	Holger Pabsch