



Schlussbericht:

Nachbereitung von Gärgut



engeli engineering 

ar  bi

zh
aw

Dezember 2013

Auftraggeber:

Bundesamt für Energie BFE
Forschungsprogramm Biomasse
CH-3003 Bern
www.bfe.admin.ch

Kofinanzierung:

Bundesamt für Umwelt, BAFU, CH-3003 Bern
SFPI, CH-6034 Inwil
Auftragnehmer

Auftragnehmer:

engeli engineering, (Projektleitung)
Hans Engeli, dipl. sc. nat. ETH; Sven Strebel
Dielsdorferstr. 1, CH- 8173 Neerach
engeli@compuserve.com

arbi, Arbeitsgemeinschaft Bioenergie GmbH
Dr. sc. nat. ETH Werner Edelmann
Lättichstr. 8, CH-6340 Baar
ede@arbi.ch

ZHAW, Zürcher Hochschule für angewandte Wissenschaften
Fachgruppe Umweltbiotechnologie,
Prof. Dr. Urs Baier; Florian Rüschi
CH-8820 Wädenswil
burs@zhaw.ch

Durchführung Versuche Emissionen:

Kupper Thomas, dipl. ing. agr. ETH; Christoph Häni
Berner Fachhochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften
Länggasse 85, 3052 Zollikofen
thomas.kupper@bfh.ch

BFE-Bereichsleiter: Dr. Sandra Hermle

BFE-Programmleiter: Dr. Sandra Hermle

BFE-Vertrags- und Projektnummer: SI/500655-01; TP Nr. 8100071

Für den Inhalt und die Schlussfolgerungen sind ausschliesslich die Autoren dieses Berichts verantwortlich.

Verantwortliche Endredaktion des Berichts: W. Edelmann

Zitat:

Engeli H., Baier U., Edelmann W., Rüschi F., Strebel S. (2013): Nachbereitung von Gärgut, Schlussbericht, BFE, Bern

Keywords:

Biogas, Gärgut, Nachbereitung, Umkehrosmose, Ultrafiltration, Massenfluss, Energiebilanz, Emissionen, Ausbringen, Hygiene, Stoffströme, Treibhausgas, Ökonomie, Nährstoffaufbereitung, Konzentrat, Ammoniak, Pathogene, Ausbringtechnik, digested processing

Dank

Wir danken dem Bundesamt für Energie, BFE, wie auch dem BAFU für die Unterstützung dieser Studie.

Ein grosser Dank geht an die SFPI in Inwil (LU) und dort speziell an den Geschäftsführer Philip Gassner und den Betriebsleiter Peter Troxler, die immer wieder auf unsere Anliegen eingingen und das Projekt jederzeit hilfsbereit bestens unterstützten.

Nachbereitung von Gärgut

Inhaltsübersicht

Abstract	6
Zusammenfassung	7
1 Einleitung	8
2 Die Anlage SFPI	9
2.1 Die Gesamtanlage	9
2.2 Die Gärrestaufbereitung	11
3 Die Stoffflüsse bei der Nährstoffaufbereitung	13
3.1 Ausgangslage und Zielsetzung	13
3.2 Methodik, Erhebungen eigener Daten	15
3.2.1 Untersuchte Parameter	15
3.2.2 Probenahmen	15
3.2.3 Analysemethoden	16
3.2.4 Datenbearbeitung	16
3.2.5 Zuverlässigkeit der erhobenen Daten	17
3.2.6 Darstellung der Resultate	18
3.3 Resultate Stoffflüsse	19
3.3.1 Massenströme der Frischsubstanz (FS)	19
3.3.2 Massenströme der Trockensubstanz (TS)	21
3.3.3 Massenströme des Totalen Organischen Kohlenstoffs (TOC)	22
3.3.4 Massenströme des Stickstoffs (N_{tot} und $N_{\text{gel.}}$)	24
3.3.5 Massenströme des Phosphors	26
3.3.6 Stoffflüsse der Makronährstoffe K, Ca, Mg und S	27
3.3.7 Stoffflüsse der Schwermetalle	30
3.3.8 Eigenschaften der Produkte	31
3.3.9 Stoffbilanz der Gesamtanlage	32
3.4 Fazit Stoffflüsse	34
4 Energetische Aspekte der Nährstoffaufbereitung	35
4.1 Ausgangslage und Zielsetzung	35
4.2 Methodik	35
4.2.1 Allgemeines	35
4.2.2 Systemgrenzen	35
4.2.3 Referenzsystem	36
4.2.4 Energiemessung	36
4.2.5 Ermittlung Verarbeitungsmenge der Nachbereitungsanlage	37
4.2.6 Messgruppen der Nachbereitungsanlage	37
4.2.7 Management der Energiedaten der Nachbereitungsanlage	39
4.2.8 Berechnung des Aufwands für Transport und Feldapplikation	40
4.2.9 Berechnung der Gegenüberstellung des Energiebedarfs	41
4.3 Resultate Energieaufwand	41
4.3.1 Anschlussleistung und Energiebedarf	41
4.3.2 Verteilung des Energiebedarfs im Jahresgang	42
4.3.3 Der spezifische Energiebedarf nach Messgruppen	43
4.3.4 Verarbeitete Mengen und Energiebedarf	44

4.3.5	Energiebedarf und Grad der Aufkonzentrierung	46
4.3.6	Aufwand der Nachbereitung gegenüber dem Biomethanertrag	47
4.3.7	Vergleich des Transportaufwandes bis zum Ausbringort	47
4.3.8	Vergleich des Aufwands zum Ausbringen.....	49
4.3.9	Eingesetzte Hilfsmittel.....	51
4.3.10	Energetische Betrachtung des Gesamtsystems	51
4.4	Fazit Energie	53
5	Umweltaspekte der Nährstoffaufbereitung	54
5.1	Ausgangslage und Zielsetzung	54
5.2	Methodisches Vorgehen	54
5.3	Resultate Umweltaspekte	55
5.3.1	Direkte Emissionen der Anlage.....	55
5.3.2	Indirekte Emissionen der Anlage	57
5.3.3	Emissionen beim Transport zum Feld.....	58
5.3.4	Emissionen beim Ausbringen.....	58
5.3.5	Emissionen nach dem Ausbringen: Literatur.....	59
5.3.6	Emissionen nach dem Ausbringen: Feldversuche	60
5.3.7	Emissionen nach dem Ausbringen: Windtunnelversuche	64
5.4	Fazit Umweltbelastungen	65
6	Hygienische Aspekte der Nährstoffaufbereitung	66
6.1	Ausgangslage und Zielsetzung	66
6.2	Methodik	67
6.2.1	Probenahme und Probenaufarbeitung	67
6.2.2	Nachweis coliformer Keime resp. von <i>E. coli</i>	68
6.2.3	Nachweis von Enterokokken.....	68
6.2.4	Nachweis von <i>Campylobacter</i>	68
6.2.5	Nachweis von Salmonellen	68
6.3	Resultate Hygiene.....	69
6.3.1	Rohsubstratanalysen	69
6.3.2	Coliforme Keime resp. von <i>E. coli</i>	70
6.3.3	Enterokokken	71
6.3.4	<i>Campylobacter</i> spp.	71
6.3.5	Salmonellen	72
6.4	Interpretation und Massnahmen	73
6.4.1	Hintergrundbelastung von Substraten und Gärgut.....	73
6.4.2	Beeinflussung der Keimzahlen durch die Gärgutaufbereitung	73
6.5	Fazit Hygiene	74
7	Schlussfolgerungen und Empfehlungen	75
7.1	Diskussion der Resultate und ökonomische Aspekte.....	75
7.2	Handlungsbedarf und Empfehlungen.....	78
7.3	Abschliessende Gedanken	81
8	Quellenverzeichnis	82

Abstract

By digestate processing it is possible to produce a solid fraction and a liquid concentrate containing the nutrients for plant growth plus a watery fraction, which may be disposed on site. This reduces the volumes while transporting the materials important for fertilizing to the fields, thus reducing the need for fuel and the environmental impacts involved. On the other hand, the machinery for the production of the concentrate requires energy and there may also be additional impacts when applying the concentrate on the field. Collecting data on a large Swiss biogas plant with nutrient recovery, this project describes the nutrient fluxes during the post-treatment of the liquid digestate. The energy balances and the environmental impacts of transporting the liquid digestate directly to the fields are compared with those by recovering the nutrient in three steps, i.e. by mechanical slurry separation, ultrafiltration and reverse osmosis. The data were collected during one year of plant operation.

Per year, about 41'500 tons of liquid digestate are converted to roughly 10'000 tons of nutrient concentrate containing $\sim 7 \text{ kg NH}_4^+/\text{t}$ and $\sim 4 \text{ kg K}_2\text{O}/\text{t}$ and 5'000 tons of solid digestate containing the predominant parts of the phosphorus and of the other plant nutrients as well as of the heavy metals. The heavy metal content of the solid digestate was significantly below the limits of the law. Ammonia and potassium were concentrated by a factor of 2.5 to 3. There were no pathogens in the concentrate.

For the treatment of liquid digestate, 22.5 kWh/t of final energy were needed, i.e. about 19% of the electricity generated with the biogas. Ultrafiltration required $\sim 70\%$ of the electricity. Additionally, the auxiliary materials consumed $\sim 2.3 \text{ kWh}/\text{t}$ for their production. For transporting concentrate and solid digestate to the fields over a distance of 65 km, there was an energy demand of 4.9 kWh per ton of fresh liquid digestate, which was treated afterwards. If the liquid digestate is transported without processing, transport requires 14.1 kWh/t, i.e. the post-treatment saves about 2/3 of the energy need for transporting the products of digestion from the plant to the fields.

Adding the final energy needs of processing and of transporting, the energy demand is more than two times higher as compared to the demand for transporting the liquid digestate directly to the fields. Only when transporting the products more than $\sim 200 \text{ km}$, post treatment is profitable from a final energy point of view.

From a primary energy point of view the situation even worsens significantly, because the processing needs much electricity embodying a huge amount of grey energy: The demand for the treatment excels the one for direct transport – depending on the choice of the electricity mixture – by a factor of 4.6 to 4.9; until neutrality of primary energy can be achieved, the products have to be carried for over 600 km.

The biogas and post-treatment plant itself emits rather less pollutants than a conventional biogas plant. In addition, the transport of the products saves yearly about 120 t $\text{CO}_2\text{-eq.}$ of greenhouse gases when producing concentrate and solid digestate. However, the (large) grey energy needs for the post-treatment show a lot of “grey” emissions: Including these pollutions, the emission of greenhouse gases is 1.4 times (CH electricity-mixture) to 3.8 times (EU mixture) larger for the production of nutrient concentrate than for transporting liquid digestate directly.

A preliminary field experiment on the ammonia emissions applying the products on grass land indicated that there may be some advantages when applying the concentrate. However, further research on the energy needs of application technologies and on the emissions on the field is necessary.

Zusammenfassung

Mit Aufbereitungstechnik lassen sich Vergärungsprodukte auftrennen in ein festes Gärgut und ein flüssiges Nährstoffkonzentrat sowie einen weitgehend gereinigten Abwasserstrom, der vor Ort abgeleitet werden kann. Dies reduziert die Volumina der beiden düngewirksamen Fraktionen, was zu Einsparungen von Energie und Umweltbelastung beim Transport zum Ausbringort führt. Diesen Einsparungen stehen Aufwendungen gegenüber, die mit der Herstellung des Konzentrats und ggf. dessen Anwendung verbunden sind. Die vorliegende Arbeit beschreibt am Beispiel einer grossen schweizerischen Biogasanlage die Stoffflüsse bei der Aufbereitung von flüssigem Gärgut. Es wird das direkte Ausbringen von Gärgut hinsichtlich Energiebilanz und Umweltbelastung verglichen mit einer dreistufigen Nährstoffaufbereitung mittels Grobseparierung, Ultrafiltration und Umkehrosmose. Die Anlage wurde während eines Jahres vertieft ausgemessen.

Aus rund 42'500 t flüssigem Gärgut entstehen jährlich bei der Aufbereitung gut 10'000 t Nährstoffkonzentrat mit rund 7 kg NH_4^+ und 4 kg K_2O pro Tonne sowie rund 5'000 t zusätzliches festes Gärgut, in welchem sich zum überwiegenden Teil Phosphor wie auch die restlichen Nährstoffe und Schwermetalle befinden. Die Schwermetallgrenzwerte werden im festen Gärgut jedoch deutlich unterschritten. Ammonium und Kalium werden im Konzentrat um den Faktor 2,5 bis 3 angereichert. Pathogene Keime konnten nicht bis ins Konzentrat vordringen.

Zur Aufbereitung sind pro Tonne flüssiges Gärgut rund 22,5 kWh/t Endenergie oder ~19% der aus dem Biogas erzeugbaren Elektrizität erforderlich, wobei die Ultrafiltration rund 70% beansprucht. Zusätzlich werden Hilfsmittel im Umfang von rund 2,3 kWh/t verwendet. Der Transport zu den Ausbringorten in durchschnittlich 65 km Distanz benötigt für Konzentrat und festes Gärgut rund 4,9 kWh pro Tonne der Aufbereitung zugeführten flüssigen Gärguts. Wenn (noch wasserhaltiges) flüssiges Gärgut ohne Aufbereitung ausgebracht wird, sind für den Transport 14,1 kWh/t erforderlich. D.h. die Aufbereitung spart rund 2/3 der Transportenergie ein.

Wenn man Aufbereitung und Transport addiert, wird bei der Aufbereitung bis zum Ausbringort der Produkte über doppelt so viel Endenergie benötigt als bei direktem Ausbringen; das Material müsste mindestens rund 200 km weit transportiert werden, bis aus Sicht der Endenergie sich die Aufbereitung zu lohnen beginnt.

Auf Ebene der Primärenergie ist das Resultat noch viel ausgeprägter, da für die Aufbereitung hochwertige Elektrizität eingesetzt werden muss, in welcher viel graue Energie steckt: Für die Aufbereitung wird dann – je nach Strommix – zwischen 4,6 und 4,9 Mal mehr Energie gebraucht als für das direkte Ausbringen. Energieneutralität wird erst bei rund 600 km Ausbringdistanz erreicht.

Die untersuchte Anlage selbst emittiert im Vergleich zu konventionellen Anlagen spürbar weniger Schadstoffe. Der grosse (graue) Energieaufwand beim Aufbereiten wirkt sich hingegen negativ auf die Umwelt aus: Zwar können durch den reduzierten Transportaufwand jährlich rund 120 t $\text{CO}_2\text{-eq.}$ Treibhausgase eingespart werden. Beim Strom für die Aufbereitung werden jedoch viele „graue“ Emissionen frei: Bei der Aufbereitung ist daher der totale Treibhausgasausstoss 1,4-mal (CH-Strommix), bzw. 3,8-mal (EU-Strommix) grösser als bei direktem Ausbringen des flüssigen Gärguts.

Bzgl. der Ammoniakemissionen beim und nach dem Ausbringen deutet ein erster Versuch auf mögliche Vorteile des Ausbringens von Konzentrat hin. Hier sind aber für schlüssige Aussagen weitere Untersuchungen notwendig.

1 Einleitung

Oft werden heute nach der Flüssiggärung (Gülle mit Cosubstraten) Schritte nachgeschaltet, die eine verbesserte Trennung in eine feste und eine flüssige Phase zum Ziel haben. Als Vorteile der Trennung wird genannt, dass einerseits die Nährstoffe (insbesondere mineralischer Stickstoff und Phosphor) bis zu einem gewissen Grad getrennt bzw. aufkonzentriert werden können und dass die Transportenergie reduziert werden könne, wenn mit der festen Fraktion nicht noch unnötig Wasser transportiert werden müsse.

Neben einer klassischen fest/flüssig-Trennung mit einer Pressvorrichtung kommen neuerdings Ultrafiltration und Umkehrosmose zur Aufbereitung von Gärresten zur Anwendung. Dabei werden die Nährstoffgehalte (wie ggf. auch Schadstoffe) in Abhängigkeit von ihrer Löslichkeit und chemisch-physikalischen Eigenschaften in der festen Fraktion, bzw. im flüssigen Konzentrat der Umkehrosmose aufkonzentriert.

Ein Ziel der Aufbereitung der Gärreste aus der Trocken- und Nassvergärung ist die Erhöhung der Transportwürdigkeit der flüssigen Gärreste durch Aufkonzentrieren der Nährstoffe für den Pflanzenbau. So lassen sich die zu transportierenden Volumina um mehr als die Hälfte reduzieren. Allerdings ist dabei – neben zusätzlichen Investitionen für Hardware und Betrieb - ein erheblicher Energieinput für den Betrieb der Aufbereitungsanlagen erforderlich, welcher den Einsparungen bei Transport und ggf. Ausbringung gegenübergestellt werden muss. Für eine abschliessende Beurteilung der Vor- und Nachteile aus energetischer und ökologischer Sicht fehlten die notwendigen Daten weitgehend.

Ziel des vorliegenden Projektes ist zu untersuchen, ob die Gärgutaufbereitung energetisch, ökologisch und ggf. auch ökonomisch Sinn ergibt. Dazu wurden in einem ersten Schritt vorhandene Daten über den Energiebedarf, Emissionen, Nährstoffgehalte und hygienische Aspekte beschafft und gesichtet. Zur Schliessung von identifizierten Datenlücken wurden Messungen und Analysen definiert und durchgeführt. Mit Hilfe der gewonnenen Daten wurden die für die Erreichung der Projektziele erforderlichen Energie- und Stoffbilanzen erstellt und die Konsequenzen einer Nährstoffaufbereitung erfasst. Es ist vorgesehen worden, im Bedarfsfall entsprechende Folgeprojekte zu formulieren, um noch offene Fragen vertieft zu betrachten.

Das Projekt wurde am Beispiel der Anlage der Swiss Farmer Power Anlage in Inwil (LU), SFPI, durchgeführt, wo einen Nährstoffaufbereitung mit fest/flüssig-Trennung, Ultrafiltration und Umkehrosmose in Betrieb ist. Das Projekt wurde aufgeteilt in die vier Module „Nährstoffe“, „Energie“, „Emissionen“ und „Hygiene“ (Abb. 1.1).

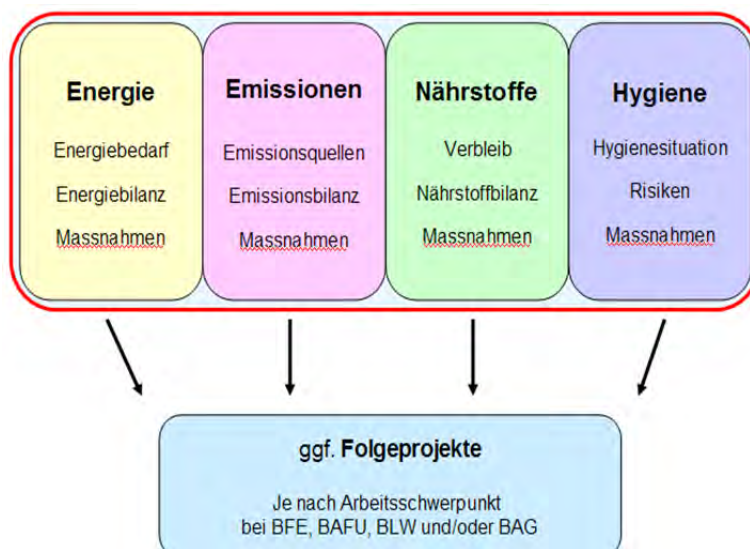


Abb. 1.1: Aufbau des Projekts

Im folgenden Bericht wird zunächst die Anlage SFPI und ihre Verfahrenstechnik kurz vorgestellt. Danach werden die Resultate des Moduls „Nährstoffe“ dargestellt, wo die Stoffflüsse der einzelnen Verfahrensschritte definiert und im Detail charakterisiert werden. Es folgen anschliessend die Untersuchungen zur Energie, zur Ökologie und zur Hygiene.

2 Die Anlage SFPI

2.1 Die Gesamtanlage

Die Anlage der Swiss Farmer Power in Inwil, SFPI, befindet sich zwischen Zug und Luzern und verarbeitet einerseits Gülle und Landwirtschaftsabfälle aus der Region und andererseits auch Grüngut und biogene Abfälle aus kommunaler Sammlung, nahrungsmittelverarbeitender Industrie sowie von Gastrobetrieben und Gewerbe. Die Anlage ist für die jährliche Behandlung von 61'000 Tonnen biogener Reststoffe ausgelegt, davon 45'000 t flüssige Substrate und 16'000 t feste Abfälle,

Bei der Anlieferung der Rohstoffe für die Biogasproduktion wird zwischen festen und flüssigen Stoffen unterschieden. Flüssige Stoffe wie Gülle und flüssige Biomasse werden in Tankwagen oder über direkte Leitungen auf die Anlage gebracht und in den Tanks gesammelt. Aus den Tanks wird die Flüssigvergärung kontinuierlich mit frischem Substrat versorgt. Das aufbereitete, vergärungsfähige Festmaterial wird in der Annahmehalle aufbereitet und gelangt von da aus in die Feststoffvergärung.

Rund ein Drittel der zugeführten Gülle werden über fest verlegte Erdleitungen zur Anlage gepumpt. Diese Flüssig-Substrate wie Gülle oder Flotatschlämme werden mesophil in zwei parallel betriebenen, voll durchmischten, zylindrischen Fermentern à 1'400 m³ mit einer festen Betondecke vergoren. Das entstehende Gas wird gefasst und in einem Doppelmembrangasspeicher auf dem Nachgärer à 1'200 m³, welcher gleichzeitig als Zwischenlager für das Gärgut dient, aufgefangen. Zusätzlich besteht – für die Zeit, in welcher Ausbringen nicht möglich ist - ein grosser, abgedeckter Lagertank (Abb. 2.1).



Abb. 2.1:

Blick vom Dach des ersten Fermentes für die Flüssigvergärung zum Gasspeicher auf dem Nachgärer (links) und zum abgedeckten Lagertank rechts hinter Fermenter 2.

Das zwischengelagerte Material für die Feststoffvergärung wird in der Annahmehalle geschreddert, abgesiebt und mittels Pneulader über eine Dosiereinheit und über Förderschnecken in den Fermenter gespeist. Es handelt sich um einen Pfropfstrom-Fermenter mit 1'500 m³ Bruttovolumen und einer Kapazität von 16'000 Jahrestonnen des Typs Kompogas mit einer Verweilzeit von rund 20 Tagen bei ca. 55° C (Abb. 2.2).



Abb. 2.2: Übersicht über die Anlage der SFPI: 1: Feststofffermenter, 2: Flüssigvergärung und Gas-aufbereitung, 3: Halle für Gärrestaufbereitung und Zwischenlagerung von festem Gärgut, 4: abgedeckter Lagertank für Konzentrat, 5: Biofilter (Bild: SFPI, 2013)

Die SFPI-Anlage befindet sich in einer Region mit einem hohen Düngerüberschuss aus der intensiven Landwirtschaft. Daher wird das Gärgut nach der Vergärung aufbereitet. Das Material aus der Feststoffvergärung wird – wie dies bei diesem Anlagentyp üblich ist – zunächst über eine Thöni-Presse in einen festen Strom, der als festes Gärgut in die Landwirtschaft abgegeben wird, und eine (dick-)flüssige Fraktion, das sogenannte Presswasser, aufgetrennt. Das Presswasser wird mit dem Gärgut der Flüssigvergärung zusammengeführt und danach gemeinsam weiter verarbeitet. Die Möglichkeiten, dieses „flüssige Gärgut“ (Abb. 2.3) zu verwerten, werden in dieser Studie verglichen (Vergleich Aufbereitung mit direktem Ausbringen des flüssigen Gärguts).

Das Fließbild in der Abbildung 2.3 gibt einen vereinfachten Überblick über den Gesamtprozess. Die nun folgenden Arbeitsschritte zur Weiterverarbeitung des flüssigen Gärguts (violett in Abb. 1.3), bilden den Inhalt der vorliegenden Studie.

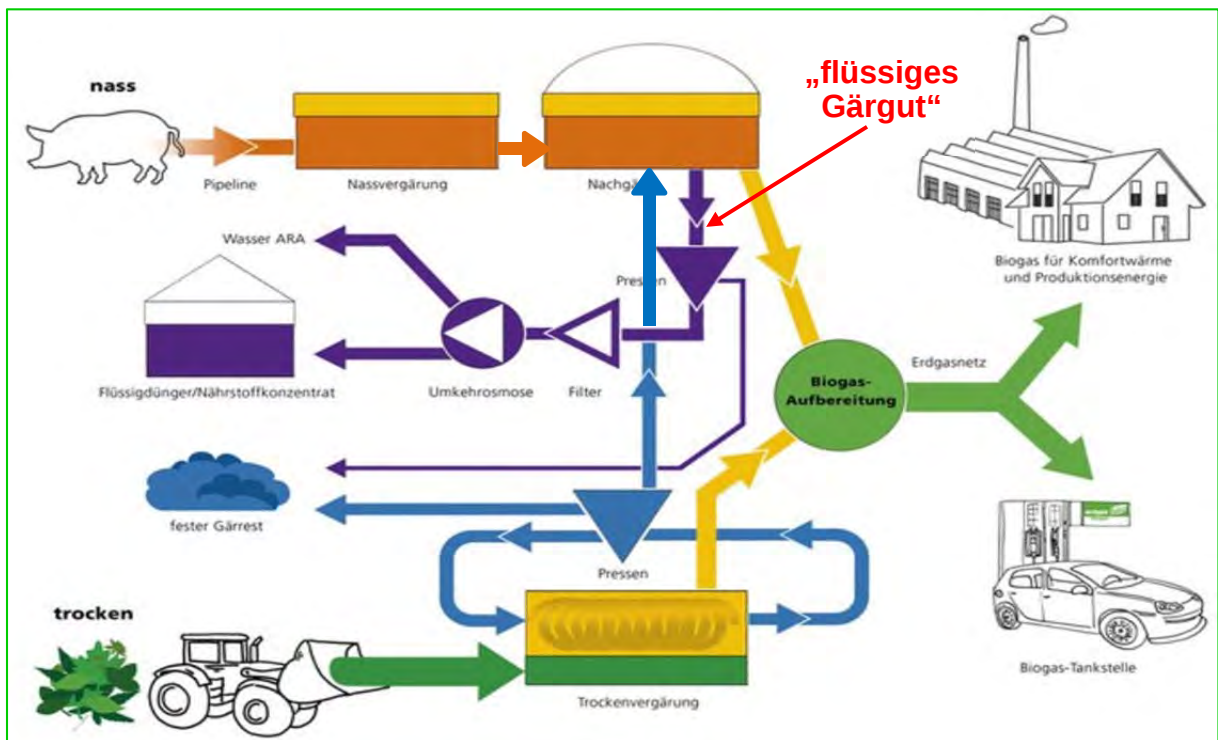


Abb. 2.3: Vereinfachtes Fließbild der Gesamtanlage SFPI (SFPI, 2013 a; modifiziert)

2.2 Die Gärrestaufbereitung

Die erweiterte Gärrestaufbereitung, d.h. Aufbereitung des flüssigen Gärguts, (violett in Abb. 2.3) umfasst weitere fest/flüssig-Trennungen und mehrere Schritte von Ultrafiltration und Umkehrosmose. Abbildung 2.4 zeigt diesen Verfahrensablauf detaillierter:

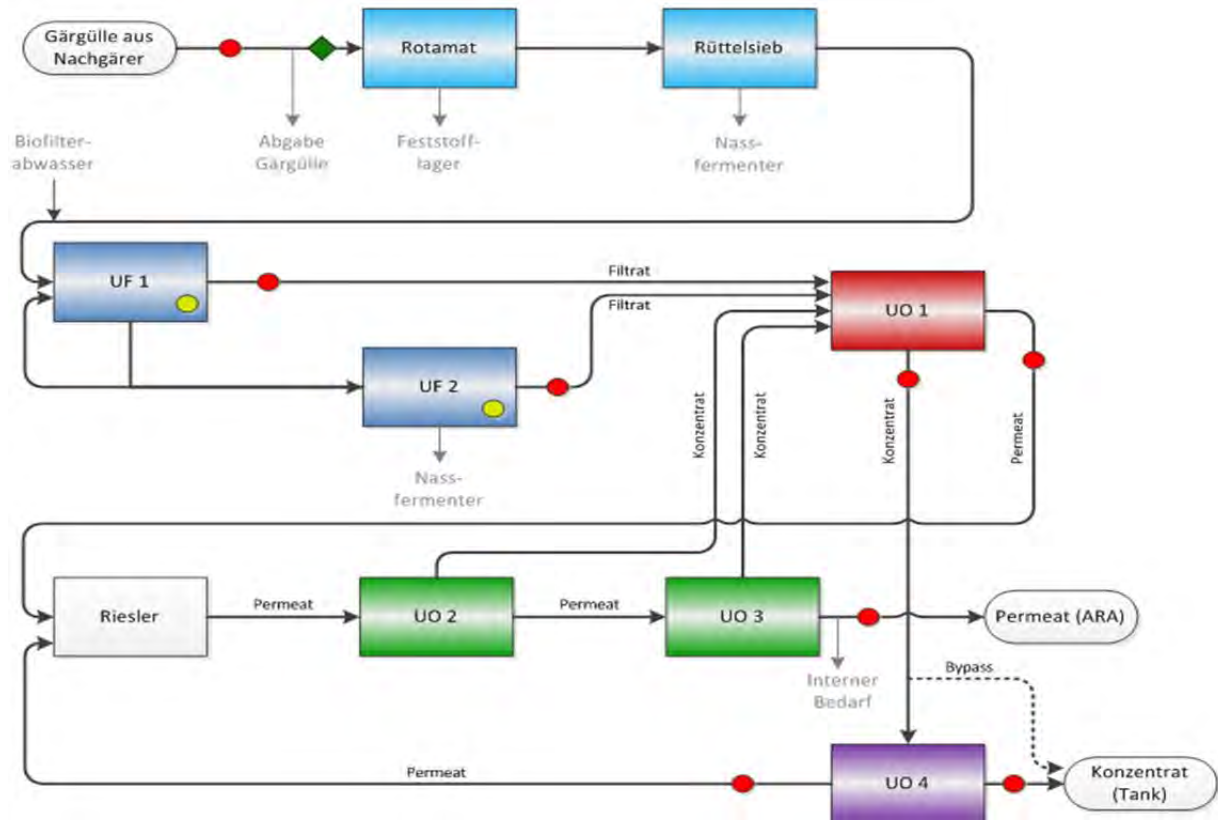


Abb. 2.4: Verfahrensschritte der in diesem Projekt untersuchten Nachbereitung von Gärgut. Dargestellt sind die wichtigsten Stoffströme und die Messgruppen: Durchflussmessungen (rote Punkte), Druckmessung (gelbe Punkte). Die grüne Raute vor dem Rotamaten stellt die Durchflussmenge dar, die für die Berechnung des spezifischen Energiebedarfs verwendet wird. Nicht dargestellt: zugeführte Hilfsmittel wie Schwefelsäure und wässrige Lösungen von Reinigungsmitteln, Flockungsmittel und Antiscalant.

Die mit dem Presswasser der Feststoffvergärung (blauer Pfeil, Abb. 2.3) zusammengeführte Gärgülle aus dem Nachgärer, d.h. das sogenannte „flüssige Gärgut“ läuft in einem ersten Schritt über zwei weitere **fest/flüssig-Trennungen** (Abb. 2.6; hellblau in Abb. 2.4): Im Rotamaten werden Feststoffe abgeschieden, die zum abgetrennten Material der Feststoffvergärung geführt werden und dann die Anlage zusammen mit diesem als festes Gärgut verlassen. Beim Rüttelsieb hingegen wird der abgetrennte partikuläre Kohlenstoff wieder in die Nassvergärung zurückgeführt.

Das nun von festen Partikeln weitgehend gereinigte flüssige Gärgut durchläuft anschließend eine zweistufige **Ultrafiltration** (UF, blau in Abb. 2.4; Abb. 2.5), wobei die abgetrennte Suspension wiederum in die Nassvergärung zurückgeführt wird.

Anschließend folgen vier Stufen der **Umkehrosmose** (UO, Abb. 2.5), wo die Nährstoffe in der nun partikelfreien Lösung aufkonzentriert werden. Das Konzentrat von UO2 und UO3 (grün in Abb. 2.4) wird jeweils wieder in die UO1 zurückgeführt. Das

weitestgehend gereinigtes Permeat von UO3 wird via Kanalisation in die Abwasserreinigungsanlage abgeleitet. Der von UO1 kommende Konzentratstrom wird in UO4 ein letztes Mal zusätzlich aufkonzentriert oder aber via Bypass direkt dem Konzentrat-Lagertank (4 in Abb. 2.2) zugeführt. Von dort wird er per Tankwagen zu den landwirtschaftlichen Ausbringflächen transportiert. Das Permeat von UO4 wird via Riesler wieder in UO2 zurückgeführt.



Abb. 2.5:

Ultrafiltration (links) und Module der Umkehrosmose (oben; vgl. auch Titelblatt)

Bei der Nährstoffaufbereitung entstehen folglich folgende Ströme: *Feststoffe* (Abgabe an Landwirtschaft), in den verschiedenen Stufen abgetrennte *Partikel* und organische Komponenten (Rückführung in die Nassvergärung), gereinigtes *Permeat* (Abgabe an ARA) sowie ein *Konzentrat* für den Pflanzenbau, in welchem vor allem Stickstoff in Ammoniumform und Kalium angereichert worden ist.

In Abbildung 2.4 nicht dargestellt sind Stoffströme, bei welchen Material (Hilfsstoffe) zur behandelten Fraktion zugeführt wird. Neben Reinigungsmitteln wie Zitronensäure oder Javelwasser sind dies namentlich: Flockungsmittel (bei Rotamat; Abb. 2.6), Prozesswasser (bei Rüttelsieb; Abb. 2.6), Schwefelsäure (zu UO1) und Antiscalant (zu UO1, UO2 und UO4). Ein detailliertes Fließbild findet sich in Abbildung 3.1.



Abb. 2.6: Rotamaten mit Dosierbehälter für Flockungsmittel (links) und Rüttelsieb (rechts)

3 Die Stoffflüsse bei der Nährstoffaufbereitung

3.1 Ausgangslage und Zielsetzung

Im Modul „Nährstoffe“ ging es darum, die Stoffflüsse während der Aufbereitung von Gärgut im Detail zu erfassen. Unter anderem wurde eine Bachelorarbeit zu diesem Thema verfasst (Keller M., 2012). Insbesondere interessierte, quantitative Aussagen über das Vorliegen von Nährstoffen und Schwermetallen in den einzelnen Stoffströmen der Anlage machen zu können. Ein besonderes Augenmerk wurde dabei auf die Endprodukte, aber auch auf die stofflichen Zusammensetzungen in den festen und flüssigen Phasen der einzelnen Prozessschritte (Ultrafiltration und Umkehrosmose) gerichtet.

In der Fachliteratur oft zitiert, jedoch relativ selten quantitativ belegt, findet man die Aussage, dass der Phosphor verstärkt in der festen Fraktion verbleibe, während der mineralisierte Stickstoff vermehrt in der flüssigen Phase gelöst vorliege. Quantitative Angaben zum Schicksal von Nährstoffen, Schwermetallen, Spurenelementen und organischen Mikroschadstoffen von (Zwischen-)Produkten der Nährstoffaufbereitung finden sich einzig bei Hoeksma et al., (2011).

Im Modul Nährstoffe waren folgende Punkte zu bearbeiten:

- + Verteilung von Nährstoffen und Schwermetallen bei Umkehrosmose und Ultrafiltration in Retentat und Permeat
- + Einsparmöglichkeit von Mineraldünger bei Anwendung des Nährstoffkonzentrats
- + Erarbeiten einer repräsentativen und möglichst vollständigen Datenlage:
 - Sichten, Bereitstellen und Auswerten von verfügbaren Betriebsdaten
 - Ergänzen zusätzlich benötigter Daten durch Laboranalysen
- + Erstellen von Massenbilanzen
 - Darstellung von Stoffströmen (Q), Trockensubstanzgehalten (TS), organischen Trockensubstanzgehalten (oTS)
 - Aufzeigen der Verteilung von Nährstoffen und Schwermetallen
 - Darstellung von Frachten und Konzentrationen der wichtigsten Stoffströme
- + Gegebenenfalls Empfehlung von möglichen Optimierungsstrategien bzw. Eingriffe in den Betrieb

Abbildung 3.1 zeigt ein detailliertes Fließbild der Stoffströme, welche nummeriert sind.

Es wurden zwei Messkampagnen durchgeführt: Eine im Sommer (20.6.-25.7.2012) und eine weitere im Winter (20.2.-17.4.2013).

Von Seiten des Anlagenbetreibers standen für dieses Modul folgende Betriebsdaten zur Verfügung:

- + Online Durchflussmessung (Tageswerte) der Stoffströme F1.1+F1.2, F2.2+F2.5, F3.1, F3.2+F3.3, F4.6, F5.1 und F5.2; Durchflussregelung der Stoffströme F4.3 und F4.5.
- + Analysewerte (Nährstoffe und Schwermetalle) der Endprodukte „Feststoff“, „flüssiges Gärgut“, „Konzentrat“ und „Permeat“, die ca. einmal pro Monat erhoben werden. Feststoff ist die Mischung „fester Gärrest“ in Abb. 2.3.
- + Online Leitfähigkeitsmessung (Tageswerte) der Stoffströme in und aus der Umkehrosmose 1

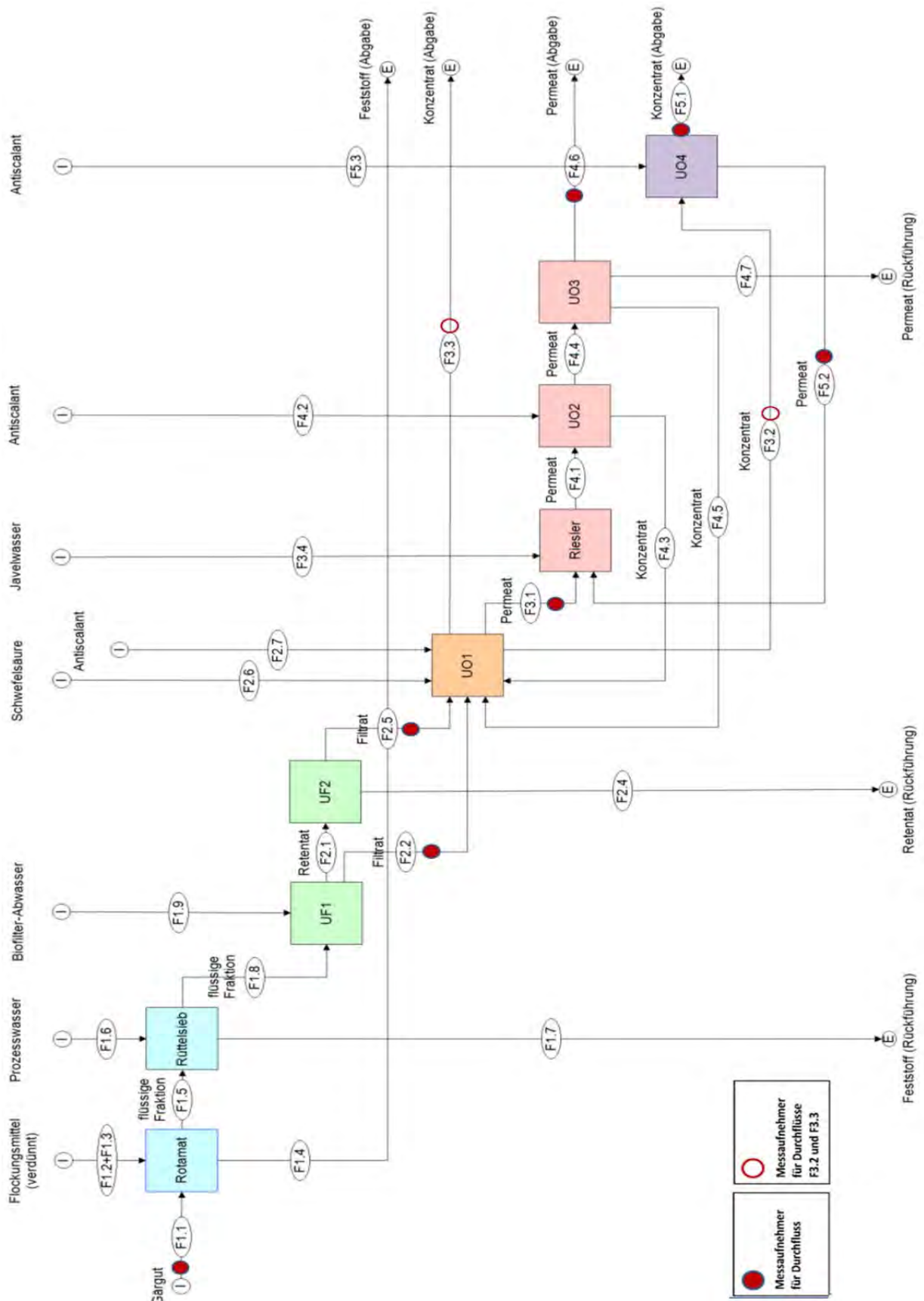


Abb. 3.1: Fließbild der Gärrestaufbereitung mit den Nummern der Stoffströme. (Die Farbgebung wird auch in den Abbildungen weiter unten beibehalten.)

Die online Durchflussmessungen (Q) wurden für die Gesamtmassenfluss-Bilanz herangezogen. Dazu wurden jeweils die Mittelwerte der Tagesmittelwerte und die Standardabweichungen der beiden Messkampagnen berechnet. Die online Durchflussmessungen wurden mittels Abschätzung und mit Hilfe von Betreiberangaben ergänzt, um eine möglichst vollständige Massenbilanz über sämtliche Stoffströme der Nachbereitung zu erhalten.

Die Nährstoff-Analysewerte der Endprodukte wurden zur Plausibilitätskontrolle der eigenen Nährstoffanalysen verwendet. Die Mittelwerte der vorhandenen Schwermetallanalysen wurden ebenfalls für Plausibilitätsüberlegungen verwendet.

Die online Leitfähigkeitsmessung wurde zur Plausibilitätskontrolle und als Mass für die täglichen Schwankungen des Betriebs verwendet.

3.2 Methodik, Erhebungen eigener Daten

3.2.1 Untersuchte Parameter

Parameter einzelner Stoffströme – wie Trockensubstanz (TS), organische Substanz (oTS) oder totaler organischer Kohlenstoff (TOC) - wurden im Umweltbiotechnologielabor der zhaw bestimmt. Für die Ermittlung dieser Gesamtmassenfluss-Parameter wurden während der beiden Messkampagnen (Sommer und Winter) in regelmässigen Abständen an unterschiedlichen Wochentagen fünf, bzw. sechs Mischproben während je rund vier Stunden gezogen und am Folgetag analysiert.

Die Massenflüsse für das eingesetzte Flockungsmittel, das verwendete Prozesswasser und das Biofilter-Abwasser werden aufgrund des sehr hohen Wassergehalts ausschliesslich für die Gesamtmassenfluss-Analyse Q verwendet. Die Mengen des verwendeten Prozesswassers und Biofilter-Abwassers mussten geschätzt werden.

Für die Massenflussbilanz der Nährstoffe wurden dieselben Mischproben wie für die Gesamtmassenfluss-Parameter verwendet. Die Analyse bei der zhaw umfasste die Nährstoffe N_{total} , $N_{\text{total, gelöst}}$, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, P_{total} und $P_{\text{total, gelöst}}$.

Für die Ermittlung von zusätzlichen Nährstoff-Parametern und Schwermetallen wurden Mischproben der an der zhaw analysierten (Misch-)Proben der Sommersession von einem externen, akkreditierten Labor (Ibu, Labor für Boden- und Umweltanalytik) analysiert. Diese Analysen umfassen die neun als relevant erachteten Stoffströme F1.1, F2.1, F2.2, F2.5, F3.1, F3.2, F4.1, F4.6 und F5.1 (vgl. Abb. 3.1). Sie umfassen nebst den Gesamtmassenfluss-Parametern TS und oTS die Nährstoffe N_{total} , $\text{NH}_4^+\text{-N}$, P_2O_5 , K_2O , Ca, Mg und S, die Schwermetalle Cd, Cu, Hg, Ni, Pb und Zn, sowie den pH-Wert, die Dichte und die Leitfähigkeit (Salzgehalt).

Die neun analysierten Stoffflüsse wurden so gewählt, dass zusammen mit den Nährstoff-Analysen der Endprodukte des Betreibers eine Berechnung sämtlicher Stoffflüsse und daher eine vollständige Massenbilanzierung möglich wurden.

3.2.2 Probenahmen

Insgesamt wurden 18 Stoffströme an sechs, bzw. fünf unterschiedlichen Tagen beprobt und analysiert. Aufgrund der geringen Relevanz für die Massenbilanzen der Nährstoffe und Schwermetalle wurden die folgenden Stoffflüsse nicht in die Probenahme mit einbezogen:

- + F1.2 (Flockungsmittel, 0.018 t/d),
- + F1.3, F1.6 (Prozesswasser),
- + F1.9 (Biofilter-Abwasser, 0.45 t/d),
- + F2.6 (Schwefelsäure 70%-ig, 0.57 t/d),
- + F2.7, F4.2, F5.3 (Antiscalant, je 0.002 t/d) und
- + F3.4 (Javelwasser, bzw. Peressigsäure/Wasserstoffperoxid, 0.007 t/d).

Die Probenahmen erfolgten in der Regel gemäss den Richtlinien der ART (2005). Ausser für den Stofffluss F1.1 (Inputmaterial, Gärgut) und F1.4 (Feststoff vom Rotamat) kann eine Tagesmischprobe mittels Probenahmehahn gezogen werden. Die Proben für F1.1 wurden mittels Schöpfkelle aus dem Zwischenlagertank gezogen, diejenigen für F1.4 mittels Schaufel. Die Proben wurden in einem Zeitfenster von ca. vier Stunden gezogen, was infolge von kurzzeitigen Schwankungen in den Masseflüssen (u.a. nicht kontinuierlich beschickte Zwischenlager etc.) und bei anderen Parametern dazu führen konnte, dass bei den Stoffbilanzen die Summe der Teilströme zum Teil spürbar von 100% abweichen konnte.

Eine einigermaßen repräsentative und vergleichbare Probeentnahme konnte lediglich im Stofffluss F1.1 nicht erreicht werden, da eine Homogenisierung des Materials im Zwischenlagertank trotz Rührwerk nicht voll gewährleistet werden konnte.

3.2.3 Analysemethoden

- + Trockensubstanz (TS): Trocknung im Wärmeschrank bei 105°C bis zur Gewichtskonstanz (ca. 24 h) bzw. mittels Infrarottrockner (ca. 2h).
- + Organische Trockensubstanz (oTS): Verglühen im Muffelofen bei 550°C bis zur Gewichtskonstanz (ca. 1 h).
- + Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC), Gesamtstickstoff (N_{total} , $N_{\text{total, gelöst}}$), Ammonium (NH_4^+) und Gesamtphosphat (P_{total} , $P_{\text{total, gelöst}}$): Photometrische Schnelltests der Firma Hach-Lange (LCK 302, 303, 238, 338, 348, 349, 350, 385, 386). Für die Ermittlung der gelösten Anteile werden die Proben vorgängig durch einen Sterilfilter mit 0.22 µm Porengrösse filtriert. Wo wegen Trübung keine photometrische Messung möglich war, wurden die Werte durch Differenzbildung ermittelt.

3.2.4 Datenbearbeitung

Zur Digitalisierung der ausschliesslich als „Print Screen“ verfügbaren Leitfähigkeits-Messwerte wurde das Programm GetData Graph Digitizer 2.24 verwendet. Mittelwerte und Standardabweichung wurden mittels Microsoft Excel 2010 berechnet. Die Massenbilanzen wurden mit Hilfe von STAN 2.5 aufgestellt und grafisch dargestellt.

Aufgrund der nicht gegebenen Repräsentativität der Probenahme des Stoffflusses F1.1 wurden diese Analysewerte nicht für die Massenbilanzen verwendet. Stattdessen wurde der Inputstrom F1.1 aus den Outputströmen (F1.4, F1.7, F2.4, F3.3, F5.1, F4.6 und F4.7) berechnet.

Für die Massenbilanzierung wurde zur Berechnung der Frachten jeweils bei den beiden Messperioden mit den Mittelwerten der Konzentrationen von den Messwerten der einzelnen Teilströmen in Abbildung 3.1 gerechnet. Um Übersichtlichkeit zu wahren, wurden in diesem Bericht jeweils die Frachten der Input- und Outputströme der drei Stufen der Aufbereitung „Grobseparation“, „Ultrafiltration“ und „Umkehrosmose“ zusammengefasst und als Summe dargestellt. Diese Summen können – wie im folgenden Abschnitt erläutert – aus verschiedenen Gründen relativ stark schwanken.

3.2.5 Zuverlässigkeit der erhobenen Daten

Anders als bei der Energie, wo über mehr als ein Jahr im Viertelstundentakt Messwerte erhoben wurden, erwies sich die Datenerhebung bei den Stoffflüssen und der Nährstoffbilanz als nicht unproblematisch: Hier wurden für die Bestimmung von Konzentrationen Stichproben erhoben, die bei der Berechnung der Frachten den ständig auftretenden Schwankungen in den Massenflüssen unterworfen waren.

Wie aus dem Fliessbild der Abbildung 3.1 ersichtlich wird, bestehen innerhalb der einzelnen Aufbereitungsstufen beim Massenfluss diverse Ströme, wo Materialien wieder an einen früheren Punkt des Prozesses zurückgeführt werden. Diese Massenströme wurden zwar alle erfasst, konnten aber infolge von kurz- und mittelfristigen Schwanken (Abb. 3.2) zu Verdünnungs- und Konzentrationseffekten führen und damit je nach - ev. während der Messung variierendem - Betriebszustand Verfälschungen von Resultaten der Messparameter bewirken.

Zudem werden an verschiedenen Stellen Hilfsmittel zugeführt, deren Quantität nicht genau erfasst werden konnte und die ggf. auch nicht kontinuierlich in den Prozessstrom gelangten, was die Berechnung der Frachten zusätzlich erschwerte. Unsicherheiten bestehen hier insbesondere bei der Menge des zugegebenen Wassers über die Flockungsmitteldosierung, bezüglich des Flockungsmittels selbst und bezüglich der Desinfektionsmittel. Teilweise unregelmässige Wasserzugaben in das Rüttelsieb, mit dem Flockungsmittel in die Rotamaten, mittels Antiscalant und ab Biofilter mussten daher abgeschätzt werden. Die Gesamtsummen konnte einigermaßen zuverlässig abgeschätzt werden; mögliche Schwankungen während den Probenahmen führten aber in den Massenbilanzen bei den analytischen Werten dazu, dass in verschiedenen Fällen die Wiederfindungsrate recht stark von 100% abweichen konnte.

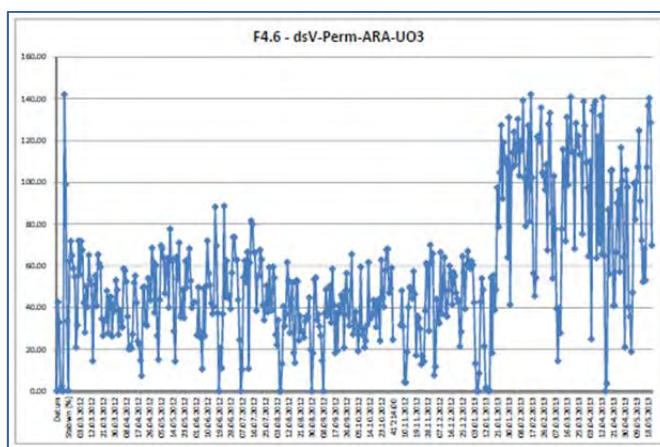


Abb. 3.2:

Exemplarisch für diverse Ströme: wöchentliche, auf Tages/Stundenschwankungen beruhende) Schwankungen.

Die Halbtagesmischproben für die Analytik (n=5 bzw. n=6) wurden jeweils innerhalb von 4 Stunden gezogen. Variierende Verweilzeiten innerhalb des Bilanzierungsraums konnten dabei nicht berücksichtigt werden.

Zudem wurden die Analyseproben des Inputstoffstroms F1.1 („flüssiges Gärgut“) während der Sommersession aus einem nicht homogen gemischten Vorlagetank entnommen, was zu Abweichungen von effektiven Werten führen konnte. Während der Wintersession wurde die Probenahme des Inputstroms dann nach der Flockungsmittelzugabe durchgeführt; diese Probe beinhalteten zusätzlich die Stoffströme F1.2 und F1.3.

Aus Budgetgründen konnte bei den Schwermetallen und einigen Nährstoffen an 12 Probenahmestellen nur je ein (extern bestimmter) Analysenwert von je einer Mischprobe bestimmt werden. Während bei den anderen Parametern, wo doch insgesamt 11 Mischproben statistisch bearbeitet werden konnten - was Mittelwerte mit teilweise grossen Standardabweichungen ergab - kamen hier bei einigen Proben die oben erwähnten Einflüsse stark zum Ausdruck. Zudem lag bei den Schwermetallen rund die Hälfte der Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze.

3.2.6 Darstellung der Resultate

Die Anlage zur Nährstoffaufbereitung ist – wie aus Abbildung 3.1 ersichtlich – höchst komplex. Im vorliegenden Projekt wurden Daten zu sämtlichen Teilströmen erhoben, das heisst, es wurden auch die internen Rückführungen/Loops betrachtet.

Da die Darstellung sämtlicher Resultate wegen der sehr grossen Datenmenge höchst unübersichtlich ist und daher verwirrend wirken könnte, wurden die Stoffflüsse der drei Schritte „fest-flüssig-Trennung“, „Ultrafiltration“ und „Umkehrosmose“ jeweils zusammengefasst. Das heisst, dass die internen Rückführungen und die Mehrstufigkeit der Prozesse nicht dargestellt, sondern nur die Zusammenfassungen der Input- und Outputströme der Hauptprozesse visualisiert werden. Abbildung 3.3 zeigt die insgesamt 12 dargestellten Ströme. Detaillierte Stoffflussdiagramme aller einzelnen Ströme wurden zwar erstellt, sind aber hier aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht dargestellt.

Zusätzlich schliessen bei der Darstellung der Resultate jeweils seitlich an die Abbildungen der Stoffflussdiagramme Kuchendiagramme mit der prozentualen Verteilung des Outputs an. Die Kuchengrössen entsprechen sehr grob den Massenverlusten während der Aufbereitung.

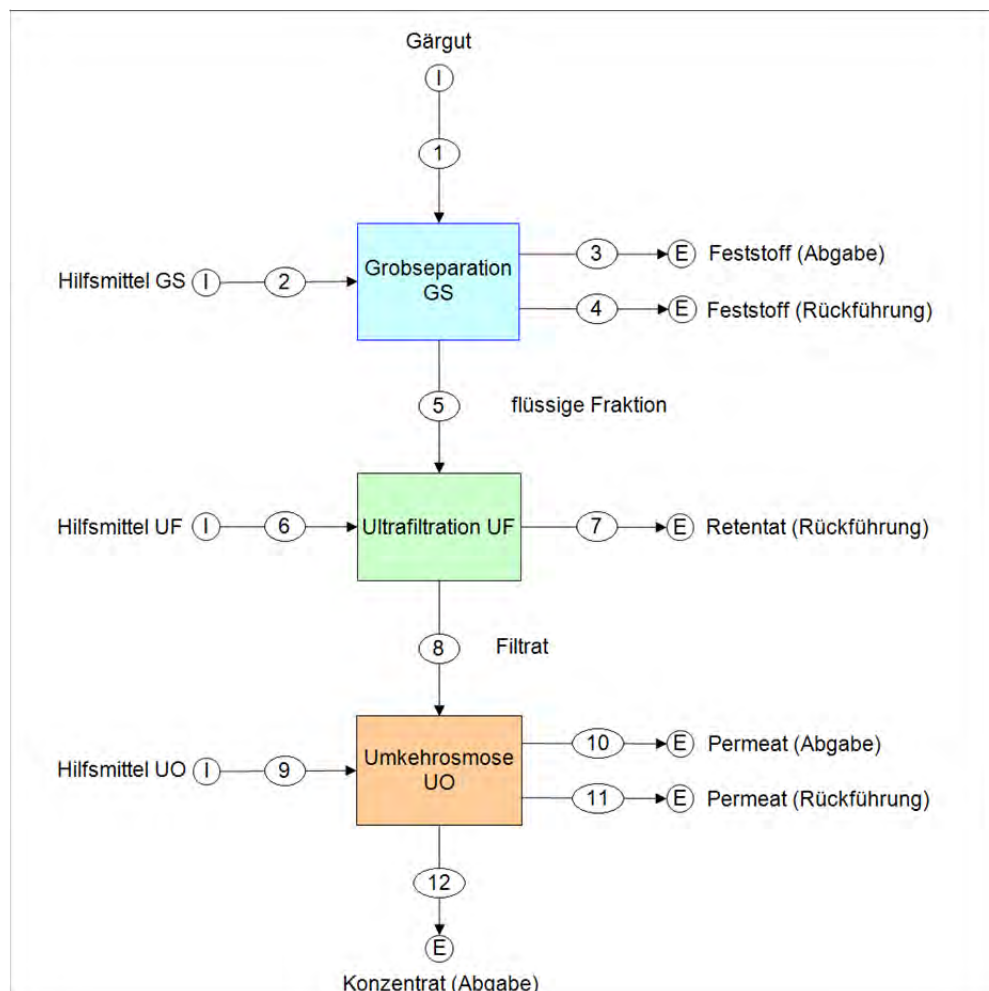


Abb. 3.3: Dargestellte Hauptströme der Gärgutaufbereitung. Die Rückführung von GS und UF erfolgt jeweils in die Nassfermenter und das Permeat gelangt in die Abwasserreinigungsanlage (Abgabe) oder wird als Brauchwasser wiederverwendet (Rückführung).

3.3 Resultate Stoffflüsse

3.3.1 Massenströme der Frischsubstanz (FS)

Die Abbildungen 3.4 und 3.5 zeigen die Ströme der Frischsubstanz (FS) in Tonnen pro Tag für den Sommer bzw. Winter.

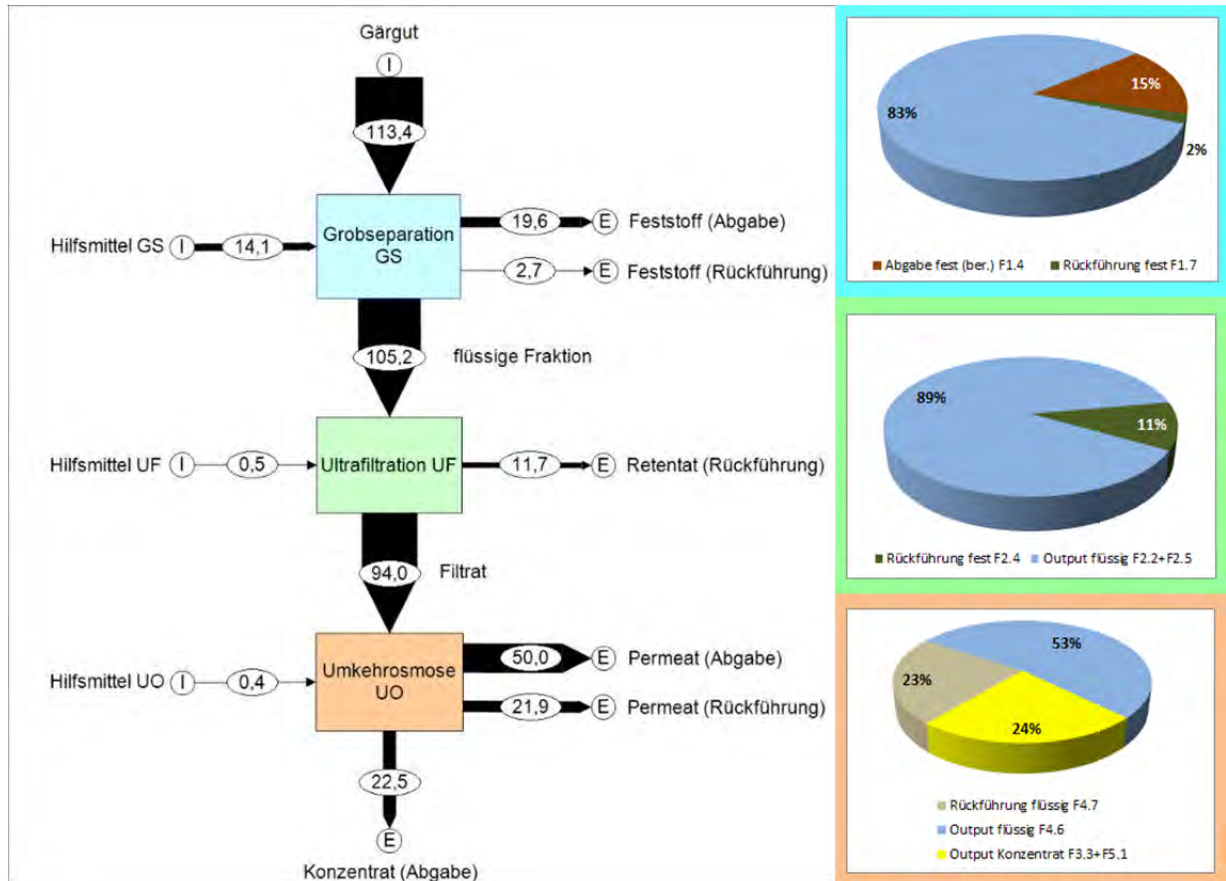


Abb. 3.4: Stoffströme der Frischsubstanz im Sommer (links durchschnittliche Frachten in **Tonnen pro Tag** und rechts prozentuale Verteilung der Teilströme in den drei Stufen). Bei den Kuchendiagrammen ist jeweils der Kuchenanteil mit dem geringsten Fremdstoffanteil im Wasser blau dargestellt.

Der Gesamt-Inputstrom setzt sich zusammen aus rund 88% Gärgut und 12% Prozesswasser, wovon ein Grossteil noch vor dem Rotamat als Flockungsmittelverdünung in das System gelangt. Der Anteil der Hilfsmittel am Input ist vernachlässigbar.

Wenn man davon absieht, dass der Gesamtstrom im Winter tendenziell leicht grösser war, zeigen sich zwischen den beiden Jahreszeiten kaum grosse Unterschiede: Bei der Grobseparation (Rotamat und Rüttelsieb) werden je 15% des Inputs abgetrennt und dem Material zugeführt, das bereits in der vorausgehenden, hier nicht betrachteten fest/flüssig-Trennung abgeschieden wurde und nachkompostiert wird (vgl. Abb. 2.3, „Pressen“). Das im Rüttelsieb abtrennte Material (2% des Stoffstroms) wird zurück in die Nassvergärung geführt.

In der Ultrafiltration (UF) wird nur 10-15% des Materials als Retentat abgetrennt und in die Nassvergärung rückgeführt. Man kann spekulieren, dass im Winter mehr lignifiziertes bzw. schwerer abbaubares partikuläres Material angeliefert wird, das zu einer leicht höheren Abtrennrage führen könnte (15 vs. 11%).

In der Umkehrosmose (UO) wird die weitestgehend geklärte Flüssigkeit aus der Ultrafiltration getrennt in drei Teilströme:

- ✚ Rund die Hälfte (53% Sommer, bzw. 44% Winter) ist ein weitestgehend gereinigtes Abwasser (Permeat), das in die benachbarte ARA abgegeben wird.
- ✚ Ein Teilstrom von rund einem Viertel des Inputs (23 bzw. 27%) wird in die Vergärung zurückgeführt oder sonst als Brauchwasser genutzt.
- ✚ Das Konzentrat, das vor allem mit Ammonium angereichert ist, macht ebenfalls gut einen Viertel des Inputs aus (24 bzw. 29%).

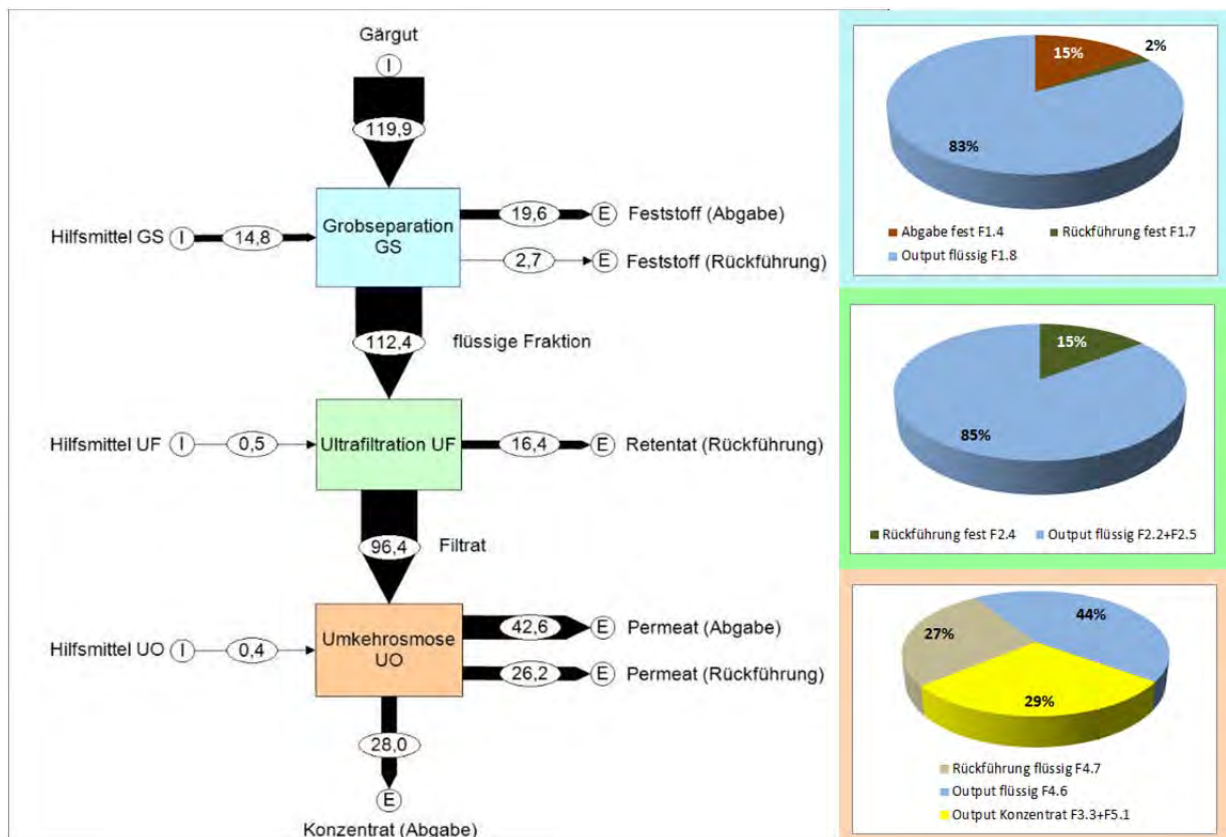


Abb. 3.5: Stoffströme der Frischsubstanz im Winter (links Frachten in **Tonnen pro Tag** und rechts prozentuale Verteilung der Teilströme in den drei Stufen).

Bezogen auf den gesamten Inputstrom in die Gärrestauffbereitung macht das Nährstoffkonzentrat, das schliesslich als Produkt nach der Umkehrosmose gewonnen wird, rund einen Fünftel aus (Sommer 19,8% und Winter 23,4% der zugeführten FS in Form von Gärgut).

Rund ein Drittel des Inputs (Sommer 32,0% und Winter 37,9%) wird wieder zurück „an den Anfang“, d.h. in die Nassvergärung zurückgeführt oder als Prozesswasser wiederverwendet (Summe der rückgeführten Ströme).

Die Hilfsmittel bei der Grobseparation (GS) setzen sich zusammen aus Flockungsmitteln, Prozesswasser und Abwasser vom Biofilter. Die rund 0,4 t Hilfsmittel der UO setzen sich im Durchschnitt zusammen aus täglich rund 405 kg Schwefelsäure (70%), 5 kg Antiscalant, 10 kg Zitronensäure (im nächtlichen Reinigungszyklus der Membranen; gelangt jedoch nicht in den Stoffstrom) und 6,5 kg Desinfektionsmittel.

3.3.2 Massenströme der Trockensubstanz (TS)

Die Abbildungen 3.6 und 3.7 zeigen die Massenflüsse der Trockensubstanz im Sommer und im Winter.

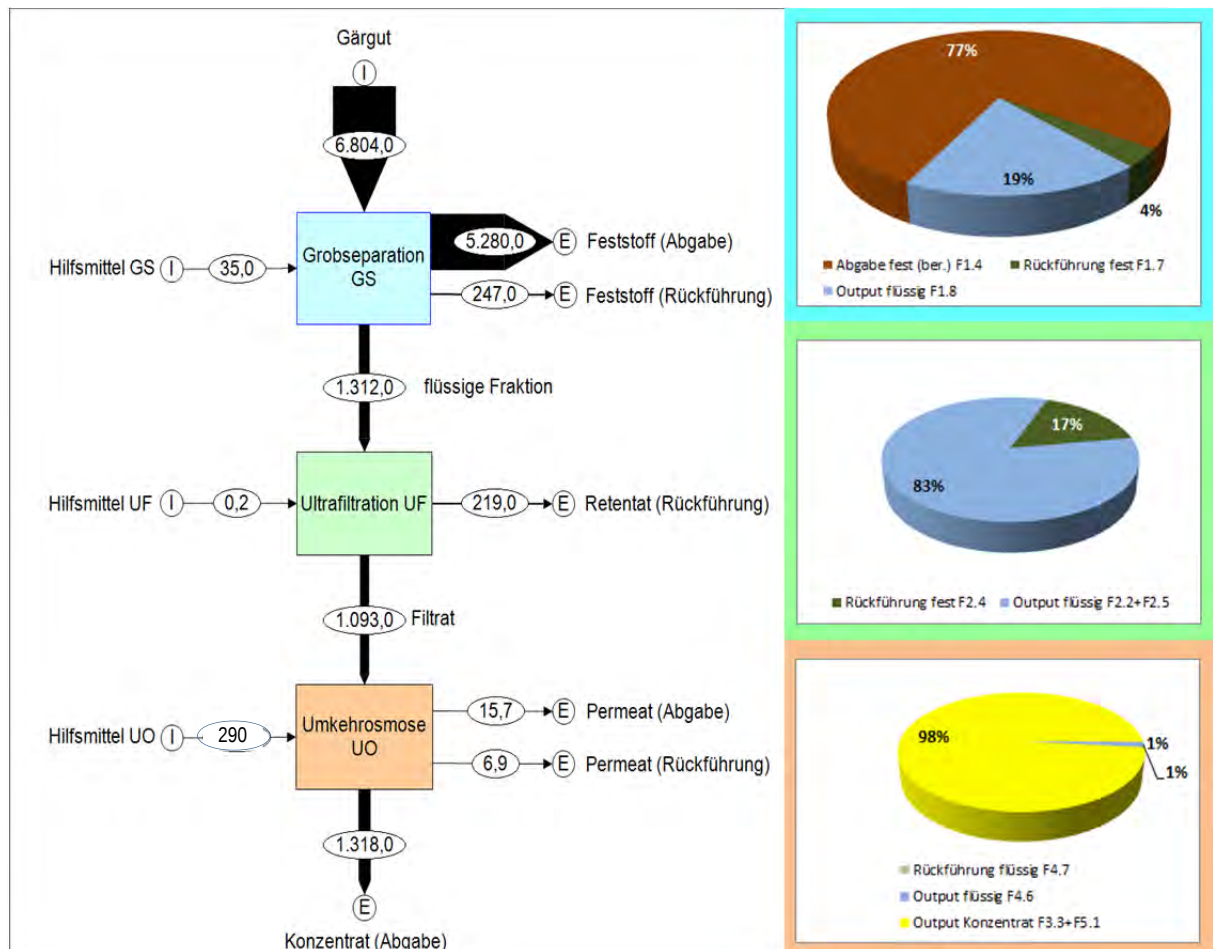


Abb. 3.6: Stoffströme der Trockensubstanz im Sommer (links durchschnittliche Frachten in **Kilogramm** pro Tag und rechts prozentuale Verteilung der Teilströme in den drei Stufen).

Zu beiden Jahreszeiten werden gut drei Viertel der TS des zugeführten Gärguts (77%) mit Rotamat und Rüttelsieb in der Grobseparation abgetrennt.

Nur noch rund 4% der TS des Ausgangsmaterials wird in der Ultrafiltration ausgeschleust (17% des Inputs in die UF).

Auf den ersten Blick erstaunlich ist die Zunahme der TS in der UO. Die TS, die als Filtrat die UF verlässt, besteht aber fast ausschliesslich aus Salzen. In der UO kommt nun eine nicht zu vernachlässigende Menge an 70%-iger Schwefelsäure dazu (siehe oben), was den Salzgehalt entsprechend ansteigen lässt. Dies gibt eine Erklärung zum Anstieg der TS im Konzentrat. Rund 98% der TS, welches in die UO geleitet wird, befindet sich nach diesem Trennschritt im Konzentrat.

Das eintretende Gärgut ist die wasserhaltige Fraktion der ersten fest/flüssig-Trennung nach der Vergärung. Die TS dieses Inputs betrug im Sommer durchschnittlich 6.0% und im Winter 6.6%.

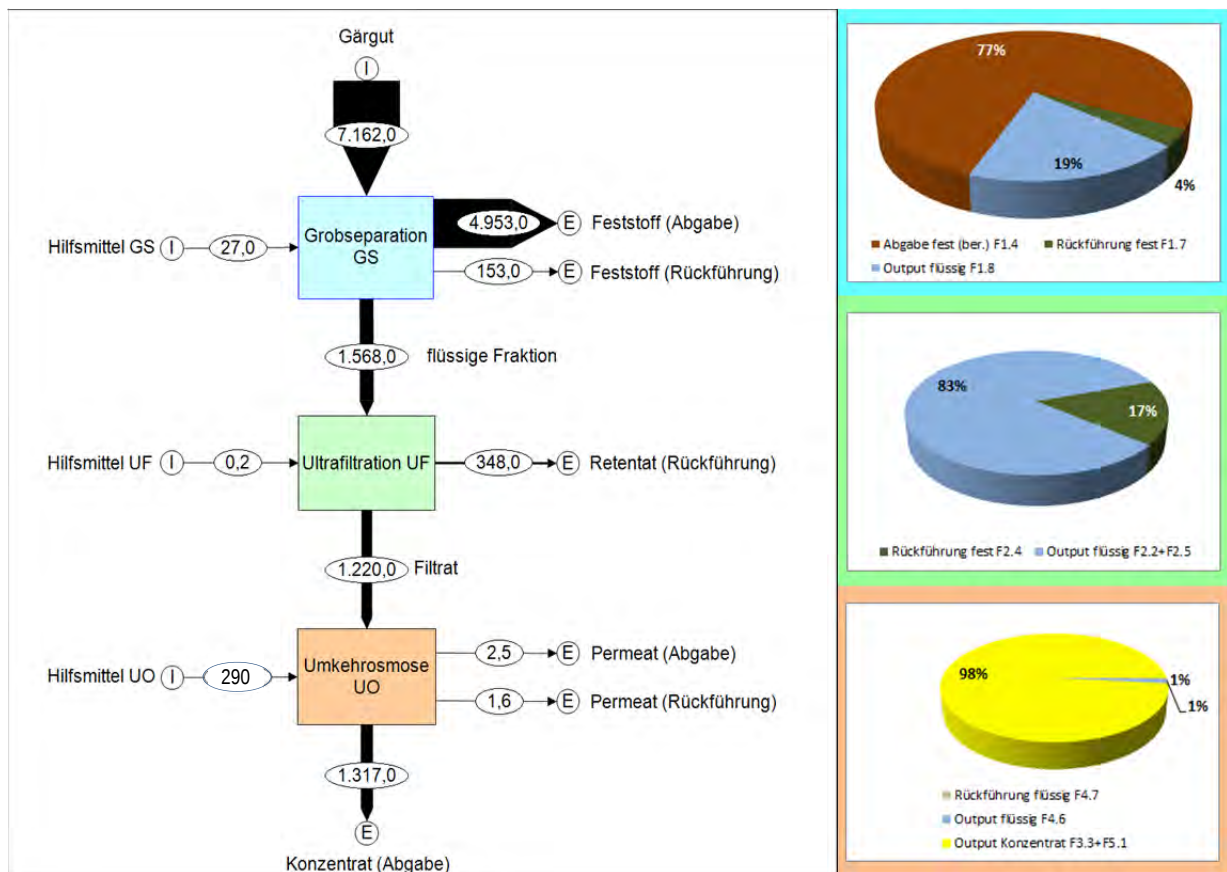


Abb. 3.7: Stoffströme der Trockensubstanz im Winter (links Frachten in **Kilogramm** pro Tag und rechts prozentuale Verteilung der Teilströme in den drei Stufen).

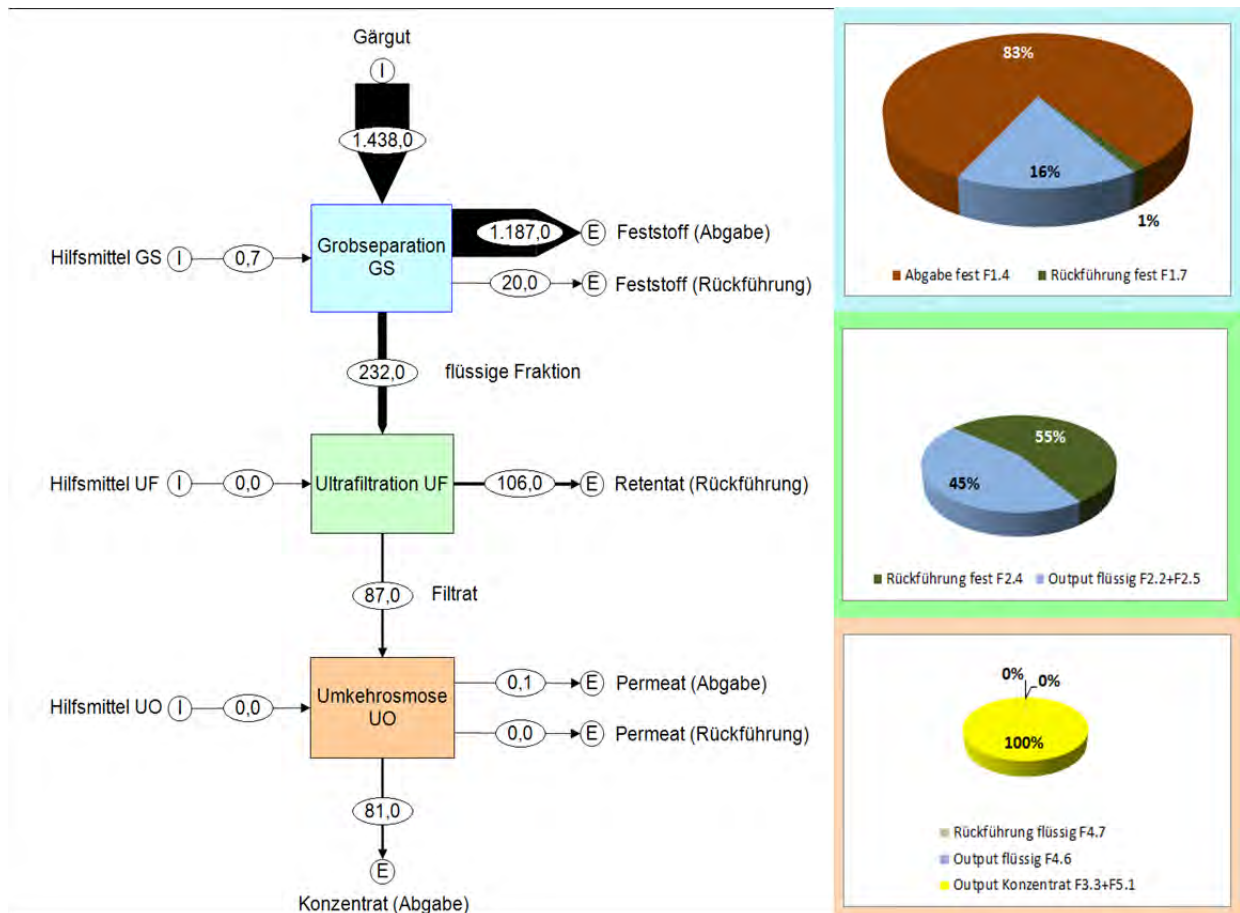
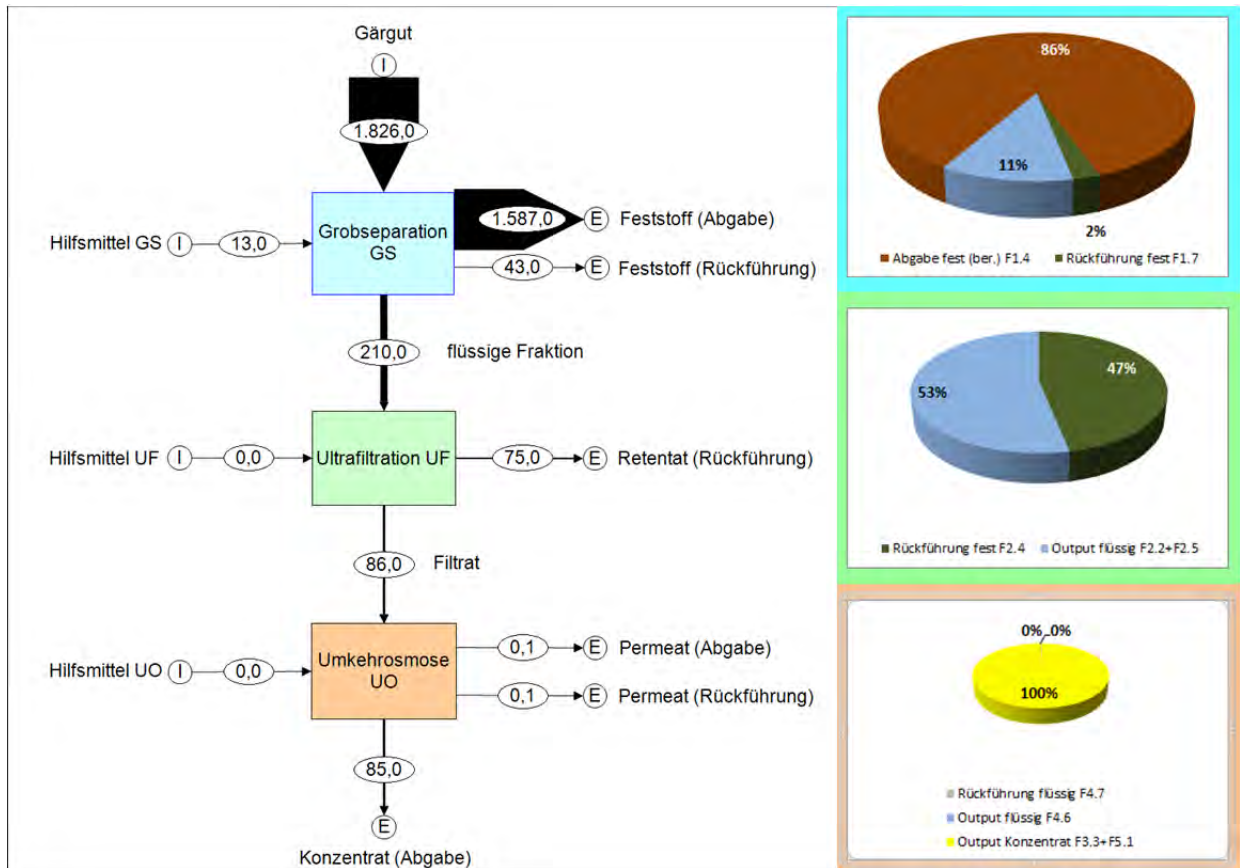
3.3.3 Massenströme des Totalen Organischen Kohlenstoffs (TOC)

Die Abbildungen 3.8 und 3.9 auf der folgenden Seite zeigen die Stoffströme des TOC im Sommer, bzw. im Winter. Rund 86 bzw. 83% des organischen Kohlenstoffs werden bereits bei der Grobseparation ausgeschleust. Und rund die Hälfte des in der Flüssigkeit verbleibenden Anteils wird in der UF abgetrennt, so dass weniger als 5 % des Ausgangswerts in die UO gelangt. Welche gelösten, niedrigmolekularen organischen Verbindungen die verbleibende TOC-Menge von rund 80 kg/d zwischen UF und UO sowie im Konzentrat nach UO verursachen, ist im Detail nicht bekannt. Eventuell könnten neben niedrigen Fettsäuren auch Reinigungsmittel, wie die Zitronensäure mit eine Rolle spielen. Das Permeat der UO ist weitestgehend frei von organischem Kohlenstoff.

Die organische Substanz (oTS) des sehr weitgehend abgebauten Inputs in die Gärrestaufbereitung betrug knapp 50% (Sommer: 49,0 +/-4%, Winter: 47,7 +/-5%). Die OS Werte korrelieren recht gut mit den TOC Werten: sie sind im Bereich von 1,85 Mal höher als die TOC-Werte mit Ausnahme der Werte im Permeat, wo sich bei der Veraschung der TS wahrscheinlich auch anorganische Anteile verflüchtigten. Die Werte der oTS werden daher hier nicht dargestellt.

Abb. 3.8 und 3.9 (folgende Seite):

Stoffströme des TOC im Sommer (oben) und im Winter (unten) (links: durchschnittliche Frachten in Kilogramm pro Tag und rechts: jeweils prozentuale Verteilung der Teilströme in den drei Stufen).



3.3.4 Massenströme des Stickstoffs (N_{tot} und $N_{\text{gel.}}$)

Die Abbildungen 3.10 und 3.11 zeigen die Stoffströme des Gesamtstickstoffs und in Abbildung 3.12 sind die Ströme des mineralisierten, in der Flüssigkeit gelösten Stickstoffs dargestellt. Es wurden hier – wie auch in den anderen Abbildungen – verschiedenste Teilstoffströme, die jeweils einzeln erfasst worden sind, zusammengefasst. Da diese Ströme während des Tages z.T. beträchtlich schwanken können, können auch die Summen der zugeführten Mittelwerte von jenen der abgeführten Mittelwerte etwas abweichen.

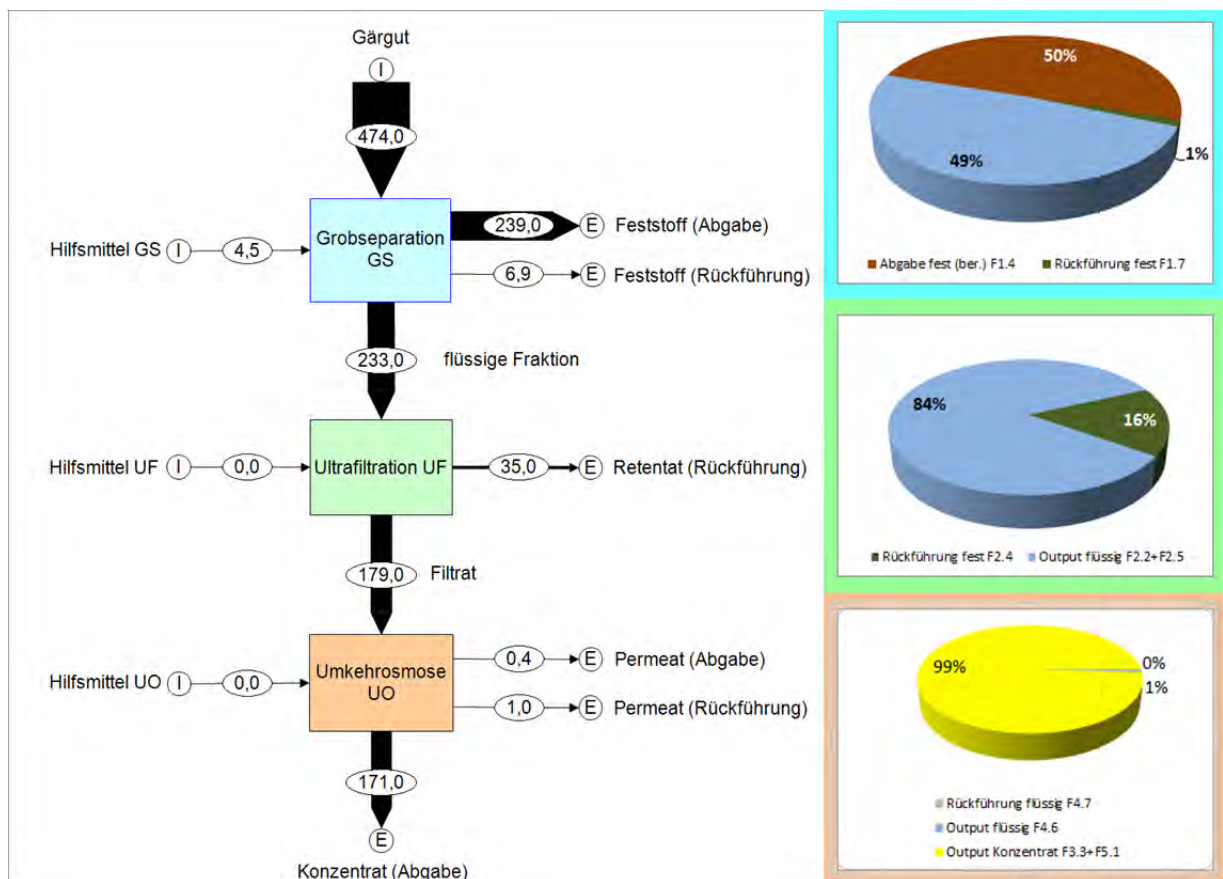


Abb. 3.10: Stoffströme des Gesamtstickstoffs im Sommer (links Frachten in Kilogramm N pro Tag und rechts prozentuale Verteilung der Teilstrome in den drei Stufen).

Gut die Hälfte des Stickstoffs wird bereits in der GS mit den Feststoffen abgetrennt. Mit den in der UF abgetrennten partikulären Stoffen und der mit diesen verbundenen Flüssigkeit verlassen nochmals 16% (Sommer) bzw. 21% des Stickstoffs die flüssige Phase. Beim in der Flüssigkeit verbleibenden Stickstoff handelt es sich praktisch ausschliesslich um Ammonium, das zu ~ 99% nach der UO im Konzentrat verbleibt. Im Konzentrat verbleiben zwischen 35 und 40% des zugeführten Stickstoffs.

Dies wird auch aus Abb. 3.12 ersichtlich: Im eingehenden flüssigen Gärgut befinden sich Feststoffpartikel mit organischem Stickstoff in den Verbindungen sowie Flüssigkeit mit mineralischem Stickstoff, der infolge der reduzierenden Verhältnisse im anaeroben Milieu als Ammonium vorliegt. Mit dem Wassergehalt der Feststoffe wird vor allem bei der Grobseparation sowie bei der UF dem flüssigen Strom ein Teil mit den darin gelösten Ionen entzogen. Nach der Ultrafiltration fallen die Werte vom Gesamtgehalt an Stickstoff und gelöstem Stickstoff zusammen.

Rund 10% des gesamten Stickstoffs bzw. rund 14 % des gelösten Stickstoffs werden auf den verschiedenen Stufen in die Nassvergärung zurückgeführt. Die Unterschiede zwischen Sommer- und Winterwerten sind auf Unterschiede in der Zusammensetzung des Inputs zurück zu führen.

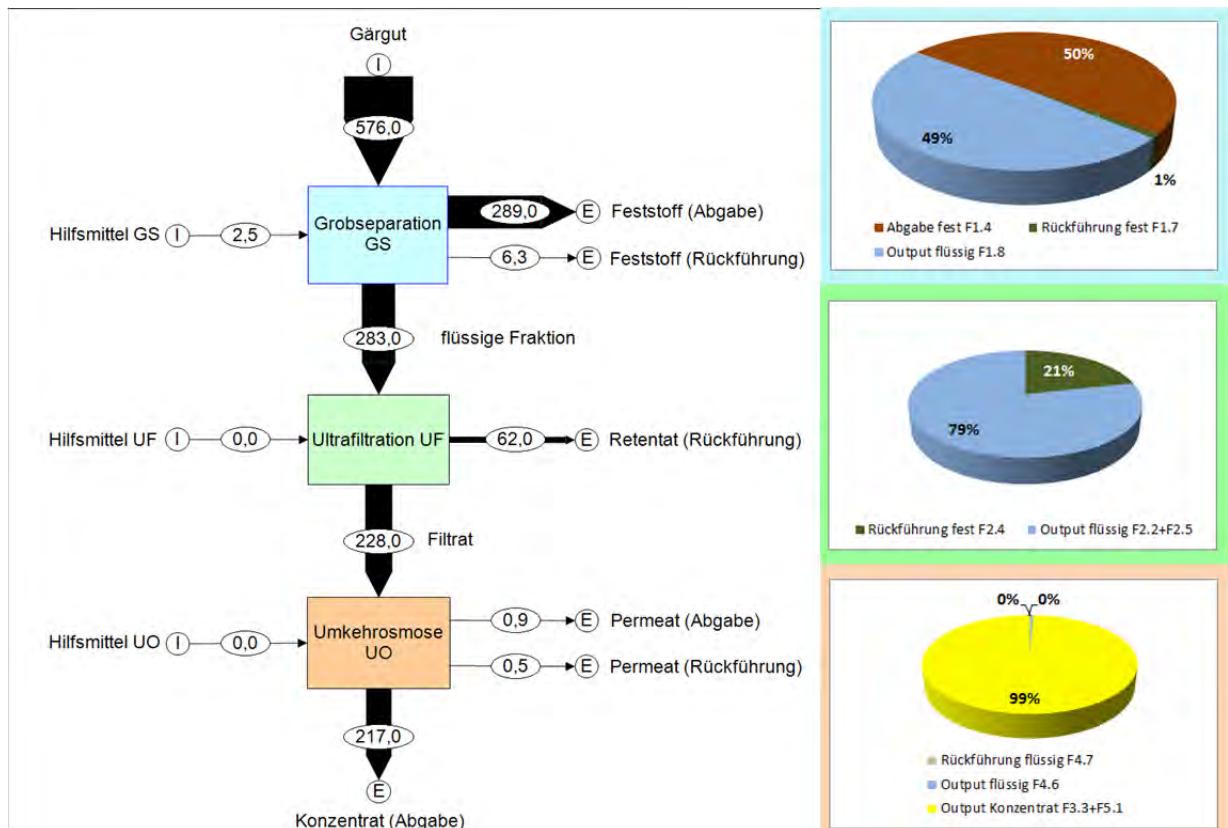


Abb. 3.11: Stoffströme des Gesamtstickstoffs im Winter (links Frachten in Kilogramm N pro Tag und rechts prozentuale Verteilung der Teilströme in den drei Stufen).

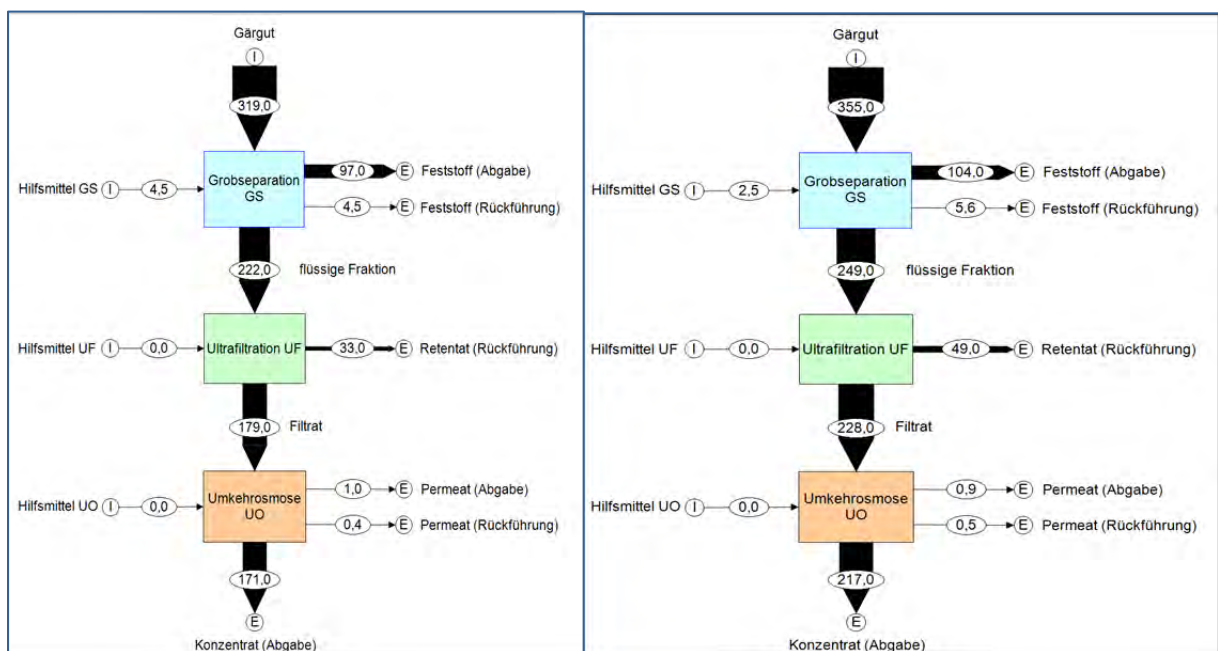


Abb. 3.12: Stoffströme des gelösten Stickstoffs in Kilogramm N_{gel} pro Tag: (links Sommer und rechts Winter).

Die Messungen der Frachten des Ammoniums (NH_4^+) (hier nicht dargestellt) korrelierten gut mit dem gelösten Stickstoff; einzelne kleinere Abweichungen waren auf die unterschiedlichen Analysemethoden zurück zu führen.

Es kann festgehalten werden, dass bei der Nährstoffaufbereitung durchschnittlich 37% des zugeführten Stickstoffs (36,1% im Sommer und 37,7% im Winter) im Konzentrat als Ammonium abtransportiert werden kann. Vom gelösten Ammonium ist es doch deutlich mehr als die Hälfte, die den Weg ins Konzentrat findet (Sommer 53,6% und Winter 61,1%; Durchschnitt 57,4%).

3.3.5 Massenströme des Phosphors

Die Abbildungen 3.13 und 3.14 zeigen die Stoffströme des Gesamtphosphors.

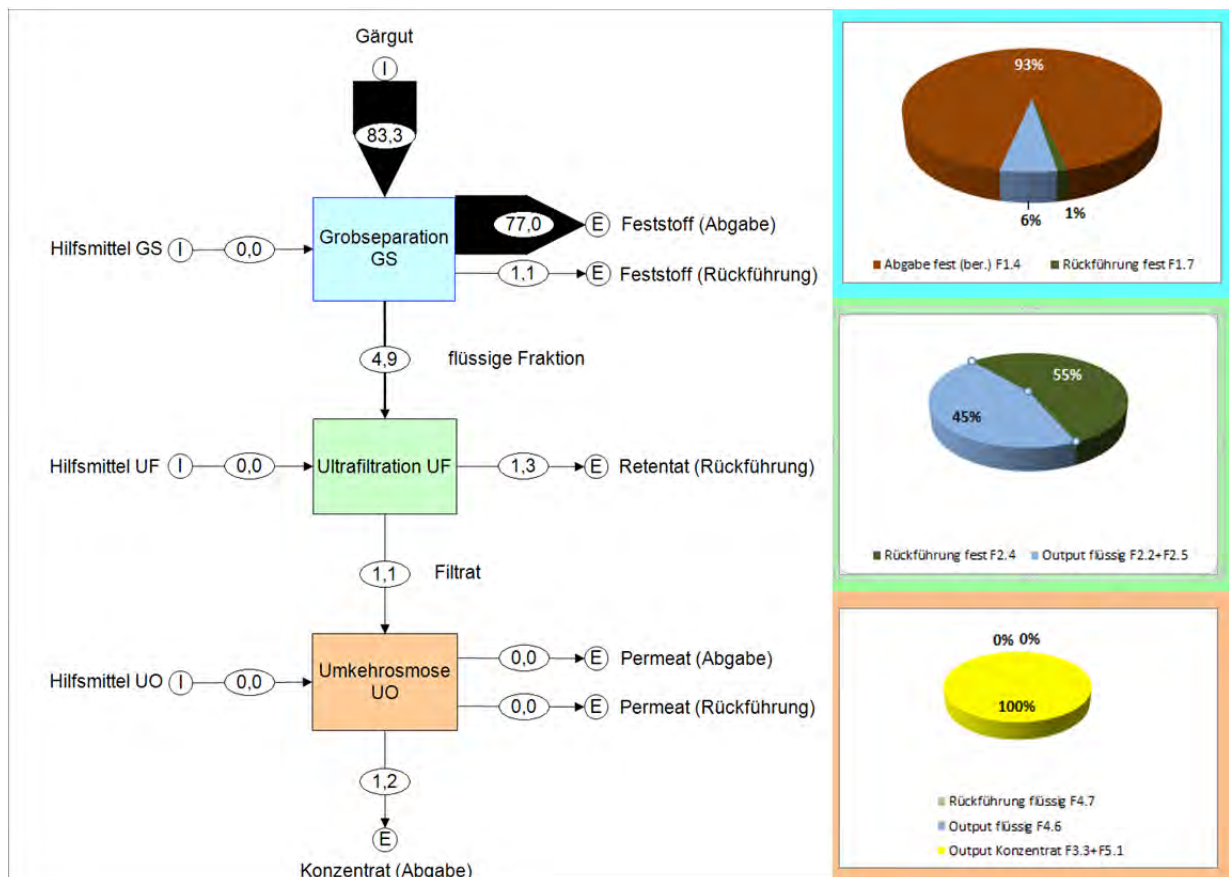


Abb. 3.13: Stoffströme des Gesamtphosphors im Sommer (links durchschnittliche Frachten in Kilogramm P pro Tag und rechts prozentuale Verteilung der Teilströme in den drei Stufen).

Im Gegensatz zum Stickstoff, der vorwiegend mineralisiert in Ammoniumform vorliegt, ist der Phosphor zum weit überwiegenden Teil an den Feststoff gebunden. Über 90% (92% bzw. 93%) werden daher bereits im Rotamaten in der GS abgetrennt; mit dem Material des Rüttelsiebs verlässt nochmals 1-2% die flüssige Phase. In der folgenden UF wird nochmals mehr als die Hälfte des (bereits kleinen) verbleibenden Rests abfiltriert und mit den Feinstoffen in die Nassvergärung zurückgeführt. Im Konzentrat verbleiben gemäss den Analysereihen der SFPI nur zwischen rund 100 und maximal 250 g P/t (gemessen als Phosphorpentoxid, P_2O_5) in gelöster Form. Die Mittelwerte der eigenen Sommerwerte lagen bei rund 53 g P/t, was rund 120 g P_2O_5 entspricht.

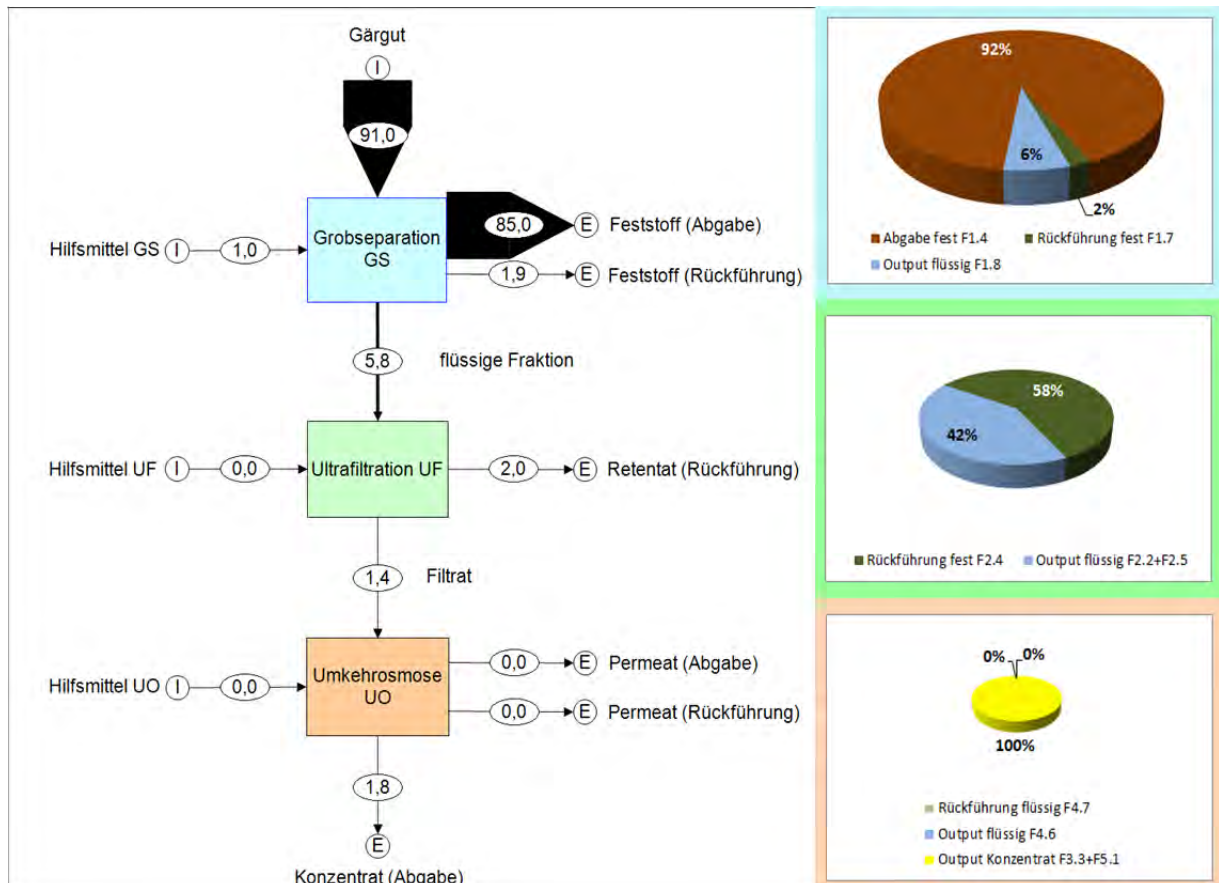


Abb. 3.14: Stoffströme des Gesamtphosphors im Winter (links Frachten in Kilogramm P pro Tag und rechts prozentuale Verteilung der Teilströme in den drei Stufen).

Im Input des Sommers lag durchschnittlich gut ein Zehntel des Phosphors in gelöster Form vor (84 mg P/l; 11%). Im Winter wurden durchschnittlich höhere Werte an gelöstem P gemessen (443 mg P/l; 58%) (Grund unbekannt; P-reiche Chargen beim Cosubstrat?). Bei den gemessenen Konzentrationen des gelösten Phosphors sind allgemein starke Schwankungen zwischen den einzelnen Proben zu beobachten. Grosse Anteile des gelösten Phosphors wurden jedoch zusammen mit den Feststoffen der GS ausgetragen (74% im Sommer und 91% im Winter). Im ammoniumreichen Konzentrat verblieben in gelöster Form durchschnittlich nur rund 1,7% vom Gesamtphosphor des zugeführten Gärguts (1,4% im Sommer und 2,0% im Winter).

3.3.6 Stoffflüsse der Makronährstoffe K, Ca, Mg und S

Zur Bestimmung der Makronährstoffe K, Ca, Mg und S wurden in der Sommermesskampagne Mischproben der relevanten Teilströmen von Abbildung 3.1 gezogen und im externen Labor analysiert. Die Abbildungen 3.15 und 3.16 zeigen die prozentuale Verteilung der Nährstoffe Kalium und Calcium, bzw. Magnesium und Schwefel in den drei Aufbereitungsstufen.

Im Ausgangsmaterial wurde eine Konzentration von 3,24 kg K /t FS gemessen. Kalium wird in der GS zum überwiegenden Anteil (59%) mit der wässrigen Phase in gelöster Form als K^+ abgeschieden (Abb. 3.15); deutlich weniger als die Hälfte (rund 39%) wurden mit den Feststoffen dem festen Gärgut zugeführt, ein Anteil von rund 7% des Ausgangsmaterials wird mit dem Rüttelsieb und im Filterkuchen der UF in die

Flüssigvergärung rückgeführt. Das Konzentrat ist damit nicht nur ein wichtiger Stickstoffdünger, sondern auch ein wichtiger Lieferant von Kalium. Dies wird auch von anderer Seite bestätigt (Hoeksma et al., 2011; Velthof, 2011).

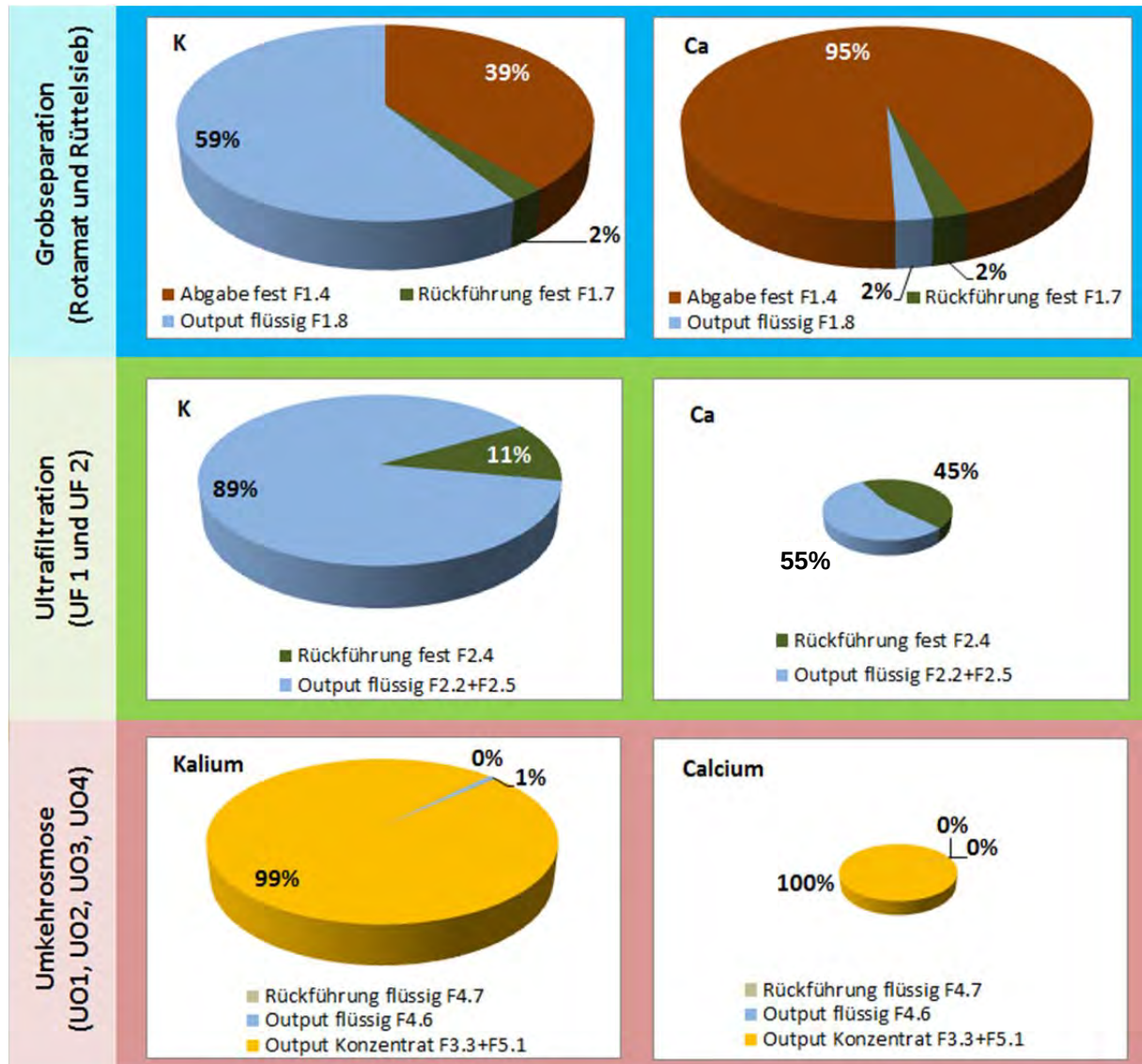


Abb. 3.15: Stoffströme der Pflanzen-Makronährstoffe Kalium und Calcium (prozentuale Verteilung der Teilströme in den drei Stufen).

Calcium verbleibt im Gegenzug fast vollständig an die Feststoffe gebunden; nur ein sehr kleiner Anteil von etwas mehr als einem Prozent der ursprünglichen Menge von durchschnittlich 1,87 kg/t FS gelangte ins Konzentrat.

Nicht ganz so ausgeprägt, aber ähnlich wie Calcium verhält sich das ebenfalls 2-fach positiv geladene Erdalkali-Ion Magnesium (Abb. 3.16): Hier gelangten 7- 8% der zugeführten Menge von rund 0,81 kg /t FS noch ins Konzentrat.

Beim Schwefel waren es rund 3%, die sich bei der untersuchten Probe im Konzentrat wiederfanden (excl. Schwefel aus dem Hilfsstoff Schwefelsäure).

Detaillierte Angaben zur durchschnittlichen chemischen Zusammensetzung des Konzentrats finden sich in Kapitel 3.3.8.

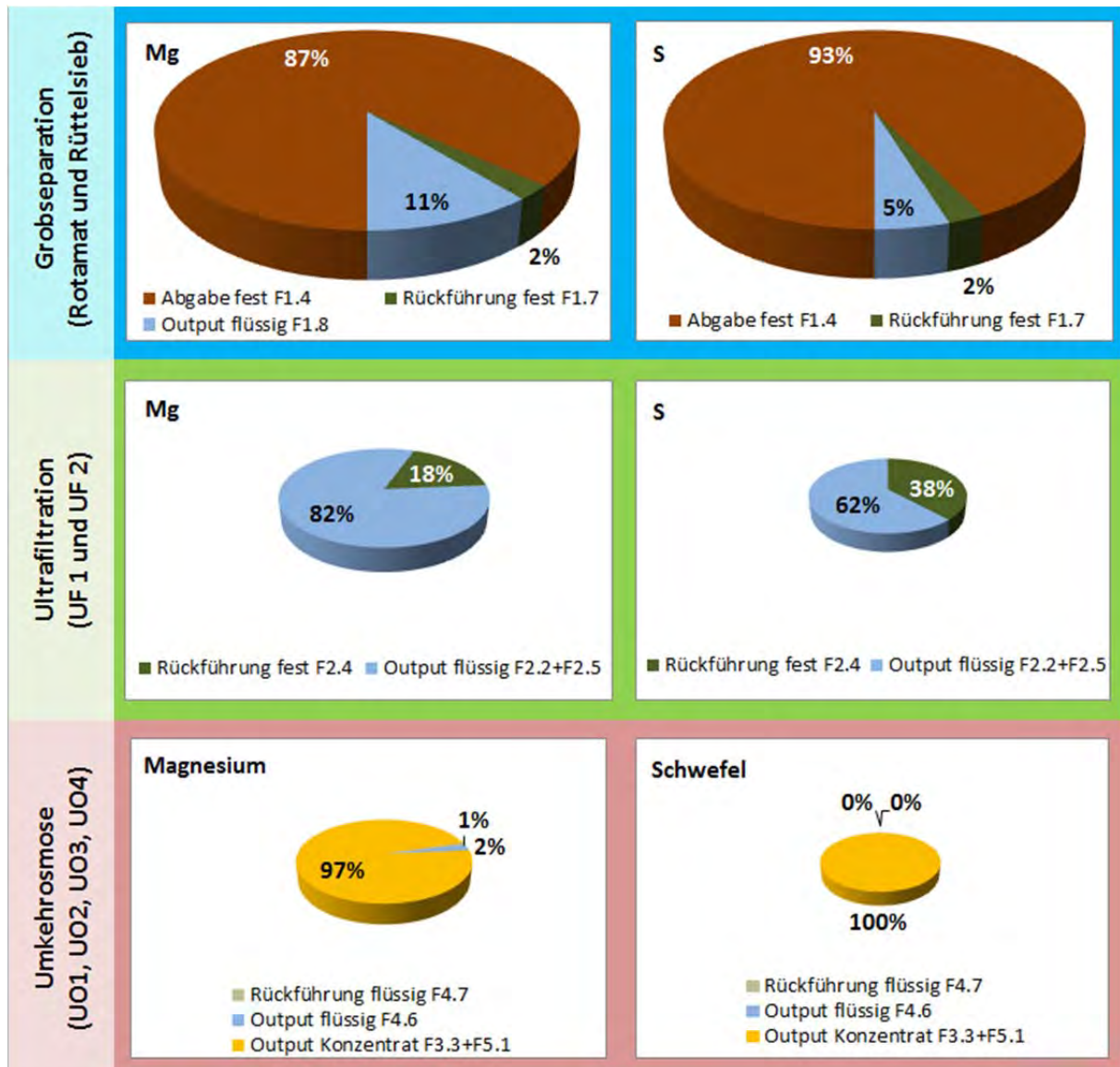


Abb. 3.16: Stoffströme der Pflanzen-Makronährstoffe Magnesium und Schwefel (prozentuale Verteilung der Teilströme in den drei Stufen).

Wie bereits im Kapitel 3.2.5 erläutert wurde, sind die hier dargestellten Daten das Resultat von Stichproben eines Einzeltages, bei welchem die Nährstofffrachten mit den durchschnittlichen Stoffflüssen in den drei Konzentrationsstufen ausgerechnet wurden. Es kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, dass am Tag der Probenahme die effektiven Stoffflüsse spürbar von den Durchschnittswerten abweichen. Trotzdem geben die Daten – wenn ggf. auch die tatsächlichen einzelnen Prozentzahlen etwas abweichen können – einen wichtigen Anhaltspunkt, ob ein Nährstoff eher im Feststoff oder gelöst in der Flüssigkeit (und dann auch im Konzentrat) vorkommt.

So gingen die Gesamtmassenbilanzen des Kaliums wie auch jene des Schwefels nur sehr schlecht auf: Die gesamte Schwefelfracht in den Output- und Rezirkulationsströmen (115 kg S/d) war beispielsweise signifikant tiefer als die im Stoffstrom F1.1 und mittels Schwefelsäure zugeführte S-Fracht (239 kg S/d).

Die mittleren Eingangskonzentrationen der Makronährstoffe im flüssigen Gärgut, d.h. im Eingangsmaterial vor der GS, werden nachfolgend im Kapitel 3.3.8 in Tabelle 3.1 dargestellt (Mittelwerte der Messungen der SFPI).

3.3.7 Stoffflüsse der Schwermetalle

Was für die Makronährstoffe gesagt wurde (einzelne Stichprobe, Unklarheit über die effektiven Stoffstromgrößen zum Probenzeitpunkt etc.), gilt auch für die Schwermetalle. Nur kommen hier als weitere Unsicherheit – speziell beim Konzentrat - noch die teilweise extrem tiefen Messwerte nahe oder unter der Nachweisgrenze hinzu. Die Abbildungen 3.17 und 3.18, welche die prozentuale Verteilung der Schwermetalle in den einzelnen Stufen visualisiert, ist daher vor allem zur Darstellung von Trends geeignet, wobei die einzelnen Prozentzahlen im Detail nicht allzu stark belastbar sind. Dies trifft am stärksten für die UO zu, wo die Werte oft bei oder sogar unter der Nachweisgrenze lagen.

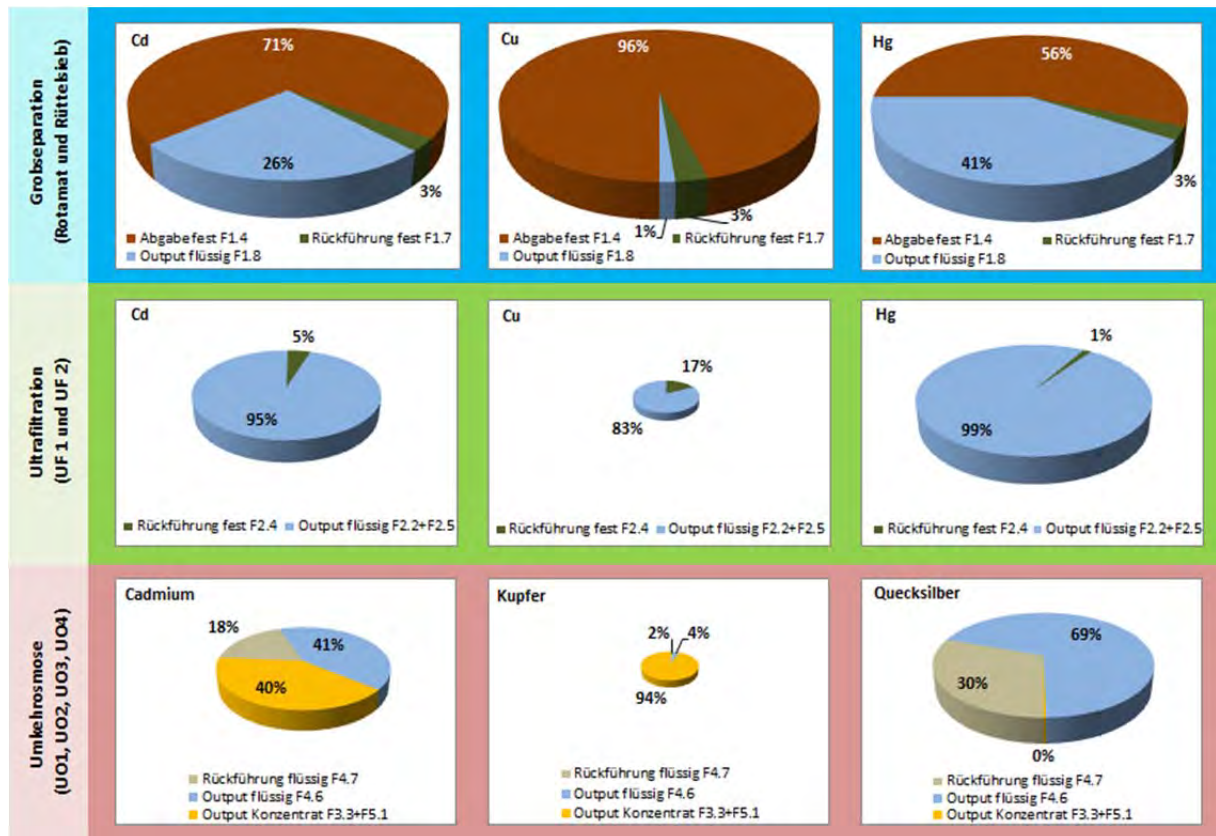


Abb. 3.17: Stoffströme der Schwermetalle Cadmium, Kupfer und Quecksilber (prozentuale Verteilung der Teilströme in den drei Stufen).

Aus Abbildung 3.17 wird ersichtlich, dass vor allem Kupfer stark an die Fraktionen mit Feststoffen gebunden ist. Bei Cadmium und vor allem Quecksilber scheint dies etwas weniger der Fall zu sein. Die Daten stammen allerdings - wie bereits erwähnt - von einer Stichprobe, wo die Konzentrationen insbesondere bei Cd und Hg bereits im flüssigen Gärgut ausgesprochen klein waren und im weiteren Verlauf der Aufbereitung z.T. unter die Nachweisgrenze fielen; speziell bei Hg und Cd sind die prozentualen Anteile in Abbildung 3.17 daher mit grossen Unsicherheiten behaftet. Die Schwermetalle Nickel, Blei und Zink (Abb. 3.18) sind ebenfalls zum überwiegenden Teil an die Feststofffraktionen gebunden (vor allem Zink und auch Nickel). Die (wenigen) sich noch in der flüssigen Phase befindlichen Metall-Ionen scheinen in diesem Fall jedoch grösstenteils durch die UO zurückgehalten zu werden und daher im Konzentrat verblieben zu sein. Die Ein- und Ausgangskonzentrationen der Schwermetalle werden in Tabelle 3.1 dargestellt.

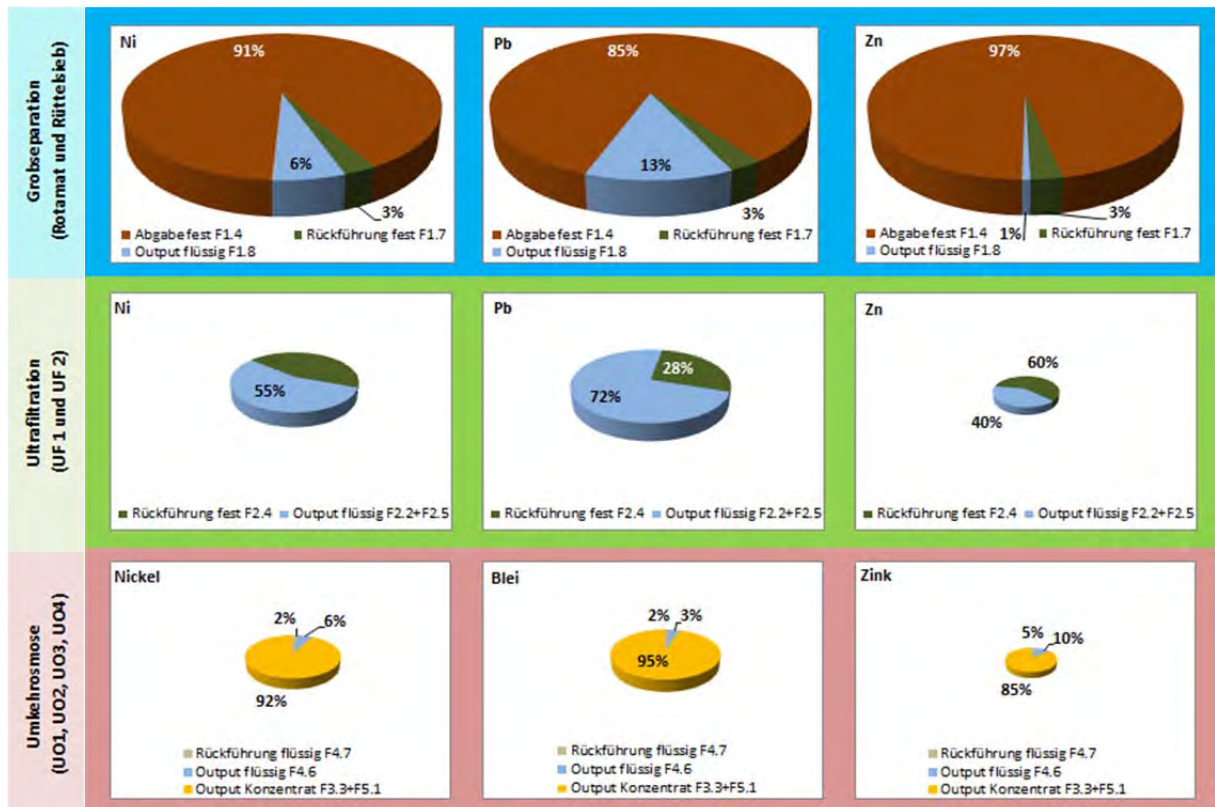


Abb. 3.18: Stoffströme der Schwermetalle Nickel, Blei und Zink (prozentuale Verteilung der Teilströme in den drei Stufen).

3.3.8 Eigenschaften der Produkte

Tabelle 3.1 zeigt die durchschnittliche Zusammensetzung des Produkts „flüssiges Gärgut“ und zum Vergleich jene des Konzentrats. Gelb hinterlegt ist die Analyse des Ausgangsmaterials, das bei der einzelnen Stichprobe zu den Nährstoffen und Schwermetallen über alle Schritte der Aufbereitung verfolgt wurde.

Die rechte Spalte von Tabelle 3.1 zeigt den Aufkonzentrierungsgrad der einzelnen Stoffe: Die Aufkonzentrierung betrifft vor allem die beiden Stoffe Ammonium und Kalium, die sehr gut wasserlöslich sind und das Konzentrat zu einem Stickstoff- und Kalidünger machen. Die Aufkonzentrierung des totalen Stickstoffs ist auf die Konzentrierung des Ammoniums zurückzuführen.

Phosphor, Calcium und Magnesium werden stark angereichert und finden sich vorwiegend in der festen Fraktion wieder. Schwefel wird beim Konzentrat nicht dargestellt, da dort Verfälschungen der Werte durch die als Hilfsmittel eingesetzte Schwefelsäure vermutet werden (Mittelwert Konzentrat bei 4,75 kg/t TS, was einer Aufkonzentrierung um den Faktor 7,6 entsprechen würde).

Ebenfalls wurden beim Konzentrat TS und oTS nicht angegeben, da diese Werte stark durch die vorhandenen Salze beeinflusst zu sein scheinen.

Es wird ebenfalls klar ersichtlich, dass die Proben je nach Datum der Probenahme relativ stark schwanken können: Die Standardabweichungen betragen trotz zum Teil recht grossen Probenzahlen ($n = 17$ bis 19) bei einigen Parametern deutlich über 10% des Werts. Wie bereits erwähnt, ist dies auf Schwankungen in der Zusammensetzung des angelieferten Materials zurück zu führen.

Bei den Schwermetallen ist jeweils beim Symbol der Grenzwert (g/t TS) in Klammern angegeben. Bei F 5.1 und F 3.3 sind die Schwermetallwerte der Stichprobe von den beiden Konzentratströmen angegeben, die im Lagertank zusammengeführt werden.

Inhaltstoff		„flüssiges Gärgut“				Konzentrat			Aufkonz.
		Mittelwert	Stabw.	n	Probe	Mittelwert	Stabw.	n	
N-tot	kg/t FS	4.58	0.55	17	4.53	6.91	1.10	18	1.51
NH ₄ -N	kg/t FS	2.84	0.65	17	2.64	6.72	1.07	18	2.36
P ₂ O ₅	kg/t FS	1.60	0.34	17	1.37	0.08	0.05	18	0.05
P	kg/t FS	0.70	0.15	17	0.60	0.03	0.02	18	0.05
K ₂ O	kg/t FS	3.91	0.35	3	3.92	10.51	3.01	18	2.69
Ca	kg/t FS	1.87	0.46	3	2.06	0.26	0.16	18	0.14
Mg	kg/t FS	0.81	0.78	3	0.47	0.12	0.03	18	0.14
S	kg/t FS	0.62	0.19	3	0.75				
TS	% FS	6.54	1.04	19	7.04				
OTS	%TS	49.79	4.46	18	56.73	F 5.1	F 3.3		
Cadmium (1)	g/t TS	0.44	0.07	3	0.52	0.03	<0.01		
Kupfer (100)	g/t TS	73.27	12.23	3	79.57	<7	<7		
Quecksilber (1)	g/t TS	0.08	0.02	3	0.10	0.00	<0.02		
Nickel (30)	g/t TS	18.87	4.13	3	18.95	<6	<6		
Blei (120)	g/t TS	22.98	2.34	3	23.79	<20	<20		
Zink (400)	g/t TS	262.25	43.85	3	269.65	<6	<6		

Tab. 3.1: Durchschnittliche chemische und physikalische Eigenschaften von flüssigem Gärgut und Konzentrat. Gelb hinterlegt: Stichprobe („Probe“) des flüssigen Gärguts, die nachher über die verschiedenen Aufbereitungsstufen im Detail verfolgt wurde (vgl. Abb. 3.15 - 3.18).

3.3.9 Stoffbilanz der Gesamtanlage

Abbildung 3.19 zeigt die Stoffflüsse der gesamten Anlage der SFPI im Jahr 2012. Die Daten stammen einerseits aus dem internen Monatsbericht 2013 (SFPI, 2013 b), wo die Jahresdaten 2012 dargestellt sind, und andererseits von eigenen Erhebungen, die in diesem Kapitel 3 dargestellt worden sind. Da die eigenen Daten sich nur auf einzelne Monate der Jahre 2012 und 2013 beziehen und auf ein Jahr hochgerechnet werden mussten, können ggf. in einzelnen Fällen geringfügige Abweichungen zu den tatsächlichen Jahreswerten vorhanden sein.

Die Gülle besteht zu etwas mehr als der Hälfte aus Schweinegülle sowie einem ebenfalls erheblichen Anteil an Rindergülle. Der angelieferte Mist enthält auch Hühnermist. Bei den Cosubstraten sind neben den Speiseresten und einer nicht zu vernachlässigenden Menge Prozesswasser zusätzlich feste Abfälle aus Industrie und Gewerbe (Getreideabgang, Gemüse- und Obstabfälle etc.) sowie flüssige Cosubstrate wie Glycerin oder Fleischsuppe verarbeitet worden.

Im Jahr 2012 produzierte die Anlage der SFPI rund 21'500 MWh Energie in Form von Biomethan, das über eine Aminwäsche gewonnen wurde. Dies entspricht 3,35 Mio m³ Biogas mit einem Gewicht von rund 4'200 t. Pro Tonne Input sind gut 60 m³ Biogas mit 384 kWh Energie freigesetzt worden.

Auf der Outputseite macht das direkt abgegebene und bei den Bauern im Bereich der Anlage ausgebrachte flüssige Gärgut (4'900 t in Abb. 3.19) unter Berücksichtigung des Massenverlusts durch das in der Anlage entstandene Biogas etwas weniger 10% des Inputs aus; gut 15% des angelieferten Materials wird in der ersten Ab-

pressung zu festem Gärgut, das später zusammen mit dem Material ab Rotamat weggeführt wird. Die Nährstoffaufbereitung verarbeitet damit rund drei Viertel der Menge des angelieferten Materials.

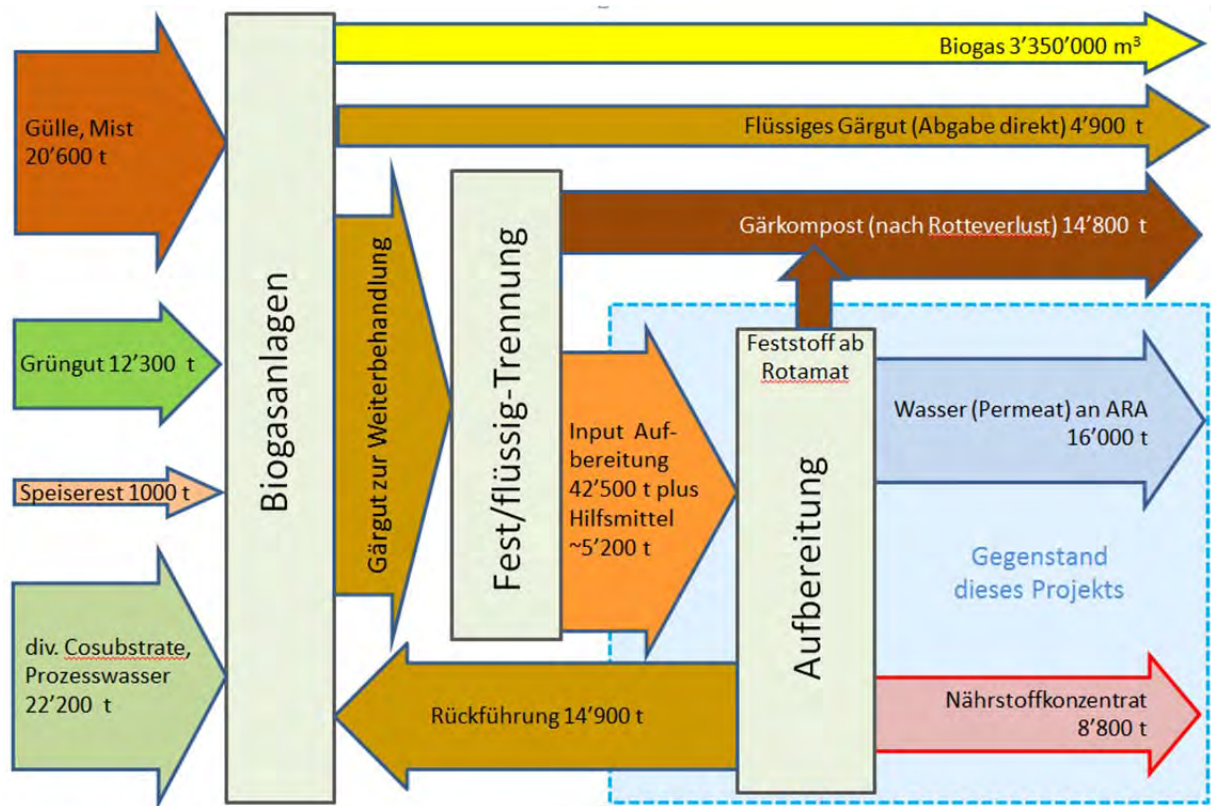


Abb. 3.19: Stoffflüsse der gesamten Biogasanlage SFPI im Jahr 2012

Das aus der fest/flüssig-Trennung stammende feste Material ist noch sehr feucht und verliert während der Nachrotte Wasser, das wegdampft. Daher steigt die TS im abgegebenen Material auf 33-35%. So haben die hochgerechneten rund 7'000 t/a Feststoffe (Abb. 3.3 und 3.4 ¹), die im Rotamat abgetrennt werden, rund 26% TS. Vom abgegebenen festen Gärgut („Gärkompost“ in Abb. 3.19) mit der höheren TS dürfte folglich etwa ein Drittel oder rund 5'000 t/a aus der Nährstoffaufbereitung stammen. Der für diese Menge notwendige zusätzliche Transportaufwand muss in den Kapiteln 4 und 5 mit berücksichtigt werden.

In Abbildung 3.19 nicht berücksichtigt wurden kleinere Anteile des Inputs, die einen anderen Verwertungsweg gingen und nicht in die Biogasanlage gelangten (geschreddertes Holz, Schwemmsand, Störstoffe).

¹ Es ist zu beachten, dass die Menge des abgegebenen Feststoffs aus dem Rotamat recht unsicher ist, weil dies die einzige Grösse ist, die rechnerisch als Differenz verschiedener Messgrössen ermittelt werden musste, da eine saubere direkte Messung nicht möglich war. Zudem mussten die in den Messperioden erhobenen Werte auf ein Jahr extrapoliert werden, was wegen stets vorhandenen Schwankungen in den Stoffflüssen zusätzliche Abweichungen vom tatsächlichen Wert möglich macht. Die errechneten gut 7'000 t/a decken sich jedoch auch mit Beobachtungen des Betreibers.

3.4 Fazit Stoffflüsse

- ✚ Die untersuchte Anlage zur Nährstoffaufbereitung besteht aus den drei Stufen Grobseparation (GS), Ultrafiltration (UF) und Umkehrosmose (UO).
- ✚ Innerhalb der Aufbereitung bestehen Schlaufen, bei welchen Anteile des bearbeiteten Materials (in unterschiedlicher Betriebsweise) wieder zurück zu einem vorausgehenden Punkt der Aufbereitung geführt wird. Zudem werden an verschiedenen Punkten - z.T. sporadisch und/oder mehr oder weniger stark mit Wasser verdünnt - Hilfsmittel zugeführt. Dies erschwert die Aufstellung einer präzisen Stoffflussbilanz, welche Voraussetzung ist, anhand der gemessenen Konzentrationen Frachten von Inhaltsstoffen zu berechnen.
- ✚ Zwischen einem Viertel und einem Fünftel des zugeführten flüssigen Gärguts verlässt die Aufbereitung als Nährstoffkonzentrat; total rund ein Drittel des Inputs wird in den drei Stufen abgeschieden und wieder in die Nassvergärung zurückgeführt oder als Prozesswasser eingesetzt.
- ✚ In der GS werden Feststoffe abgetrennt, die zum abgepressten Material aus der fest/flüssig-Trennung der Feststoffvergärung geführt werden und nach Rotteverlust rund einen Drittel des abgegebenen festen Gärguts ausmachen.
- ✚ Im Konzentrat finden sich 35 - 40% des im flüssigen Gärgut zugeführten totalen Stickstoffs in der Form von Ammonium, bzw. rund 55 - 60% des im Input vorhandenen Ammonium-N's.
- ✚ Gut die Hälfte des zugeführten Kaliums reichert sich im Konzentrat an.
- ✚ Weniger als 2% des zugeführten Phosphors finden sich im Konzentrat in gelöster Form wieder; Phosphor ist sehr ausgeprägt an die Fraktionen mit Feststoffteilen gebunden.
- ✚ Im Konzentrat steigt die Konzentration der wasserlöslichen Ammonium- und Kalium-Ionen um den Faktor 2,5 – 3.
- ✚ Die übrigen Makronährstoffe verbleiben mehr oder weniger ausgeprägt im festen Gärgut. Dies gilt speziell ausgeprägt für Phosphor, aber auch für Schwefel und die Erdalkalimetalle Calcium und Magnesium.
- ✚ Im flüssigen Gärgut liegen die Schwermetallwerte deutlich unter den gesetzlichen Grenzwerten. Im Konzentrat liegen einige Werte unter der Nachweisgrenze.
- ✚ Der Fluss der Schwermetalle wurde mit einer einzelnen Stichprobenmessung in den verschiedenen Teilflüssen untersucht. Die Resultate sprechen dafür, dass alle Schwermetalle - mehr oder weniger stark ausgeprägt – in der festen Fraktion verbleiben. Dies gilt besonders für Kupfer, Zink, Nickel und auch Blei. Bei Quecksilber und Cadmium könnte ev. ein gewisser Anteil der sehr tiefen Konzentrationen auch in einer wasserlöslichen Form vorliegen.

4 Energetische Aspekte der Nährstoffaufbereitung

4.1 Ausgangslage und Zielsetzung

Im Modul Energie galt es folgende Kernfragen zu beantworten:

- + Unter welchen Rahmenbedingungen ist die Nährstoffabtrennung aus energetischer Sicht sinnvoll? (vollständiger Energieaufwand für die Trennung gegenüber Energieeinsparungen beim Transport).
- + Wie präsentiert sich der Energieaufwand der Nährstoffaufbereitung im Vergleich zum Eigenenergiebedarf resp. der Bruttoenergieproduktion der Anlage?

Für die Beantwortung der Kernfragen ergibt sich folgender Lösungsweg:

- + Ermitteln der Energieaufnahme der wichtigsten Energieverbraucher (insbesondere Pumpen)
- + Ggf. ermitteln des Energieaufwands für die Betriebsmittel, insbesondere für den Austausch von Membranen und Verbrauch von Chemikalien
- + Ermitteln des Energieaufwands für Transporte mit und ohne Nährstoffabtrennung bezogen auf ein definiertes Gärrestvolumen
- + Erstellen von Energiebilanzen für unterschiedliche Stoffströme mit und ohne Nährstoffabtrennung unter Berücksichtigung der produzierten Energie der Anlage
- + Ermitteln von Grundlagen zur Quantifizierung der durch den Input an elektrischer Energie (fest/flüssig-Trennung, Ultrafiltration, Umkehrosmose) und fossiler Energie (Transporte) verursachten Treibhausgasemissionen

Die Frage einer möglichen Energieeinsparung bei Substitution von Mineraldüngern durch Konzentrat konnte im Rahmen dieses Projekts noch nicht betrachtet werden.

4.2 Methodik

4.2.1 Allgemeines

Die Ermittlung des Energiebedarfs für die Nachbereitung von Gärgut basiert in erster Linie auf der Messung des Strombedarfs der einzelnen Stufen der Nachbereitungsanlage (Langzeitmessung) und auf der Berechnung des Energiebedarfs für den Abtransport der anfallenden flüssigen Fraktion aus der Biogasanlage. Es wird dabei sowohl die Primär- wie auch die Endenergie betrachtet.

Der Grauenenergiebedarf der für die Nachbereitung von Gärgut benötigten Hilfsstoffe wurde anhand der Angaben des Anlagenbetreibers und Literaturwerten abgeschätzt. Es wurde jedoch nur auf die Hilfsstoffe eingegangen, die entweder ein grossen Bedarf an grauer Energie aufweisen oder aber in grossen Mengen eingesetzt werden.

4.2.2 Systemgrenzen

Die Systemgrenze beim Modul Energie umfasst die Nachbereitungsanlage von Gärgut sowie den Abtransport der flüssigen Fraktion bis und mit Ausbringung auf dem Feld. Eingangsseitig bildet somit der Zufluss zur fest/flüssig-Trennung mittels Rotamat die Systemgrenze. Auf der Ausgangsseite der Stoffströme befindet sich die Systemgrenze für die separierte feste Fraktion beim Feststofflager vor Ort respektive bei der Einleitung des Permeats in die Kanalisation. Beim Konzentrat reicht die Systemgrenze bis und mit Feldapplikation.

4.2.3 Referenzsystem

Als Referenzsystem wurde die Ausbringung von Kompost sowie von „flüssigem Gärgut“, d.h. Presswasser aus der ersten Abpressung gemischt mit dem Material der Flüssigvergärung, gewählt. Anhand einer Energiebilanz werden die beiden Systeme, mit und ohne Nachbereitung, gegenüber gestellt. Die Transportdistanzen für die beiden Systeme sind identisch. Jedoch unterscheiden sie sich bei der Applikationstechnik. Beim gewählten Vergleich wird das Konzentrat mit einer Eindrillmaschine ausgebracht, das nicht aufbereitete Gärgut mittels Schleppschlauch.

4.2.4 Energiemessung

Die Erfassung des elektrischen Energiebedarfs erfolgte anhand einer Messung jener elektrischen Geräte der Nachbereitungsanlage, die eine grosse Anschlussleistung aufweisen, während einem Jahr (März 2012 bis April 2013). Die Energiemessung erfolgt anhand vor Ort installierter Energiemessgeräte. Aufgrund der zahlreichen elektrischen Verbraucher wurden diese zu Messgruppen zusammengefasst und über Stromwandler gemessen. Diese Messgruppen sind als einzelne Prozesse innerhalb der Nachbereitung der Gärreste zu verstehen und sind nachfolgend aufgeführt:

- + Separation
- + Ultrafiltration
- + Umkehrosmose 1
- + Umkehrosmose 2 + 3
- + Umkehrosmose 4

Eine detaillierte Auflistung der elektrischen Verbraucher, die zu den oben aufgeführten Prozessen gehören, sowie das Prozesslaufschemata der Nachbereitungsanlage sind den Kapiteln 4.2.5 und 4.2.6 zu entnehmen.

Die Planung der Energiemessung erfolgte durch engeli engineering und die Installation wurde durch die Elektroinstallationsfirma vor Ort getätigt. Für die Energiemessung wurden Geräte (Conto D4-Pt) der Firma IME Messgeräte eingesetzt. Die technischen Datenblätter der Energiemessgeräte sind dem Internet zu entnehmen. Die absolute Genauigkeit der Energiemessung beträgt 1 %. Bei der Messung handelt es sich um Wirkenergie.

Die Daten der Energiemessung wurden vor Ort gespeichert und konnten über die Netzwerkanbindung mit Fernabfrage ausgelesen werden. Die Aufzeichnungen der Energiedaten folgte in Schritten von 15 Minuten, wodurch ein relativ hoch aufgelöster Leistungsbedarf der einzelnen Messgruppen abgebildet werden kann.

Da in dieser Studie in erster Linie die spezifische elektrische Energie der Nachbereitungsanlage interessiert, ist neben dem absoluten elektrischen Energiebedarf auch die Verarbeitungsmenge der Anlage von Interesse. Diese Daten sind dem Kapitel 3 zu entnehmen. Für die reine Betrachtung des Energieaufwands der Nachbereitungsanlage stellt die funktionelle Einheit der elektrische Energiebedarf in Kilowattstunde pro Kubikmeter Gärreinput in die Nachbereitungsanlage dar ($\text{kWh}_{\text{el}}/\text{m}^3$ Gärreinput). Sofern nicht anders erwähnt, beziehen sich alle Angaben des elektrischen Energiebedarfs auf Endenergie.

Für die Nachbereitungsanlage wird ausschliesslich elektrische Energie eingesetzt. Eine Betrachtung der thermischen Energie ist somit hinfällig.

4.2.5 Ermittlung Verarbeitungsmenge der Nachbereitungsanlage

Die Messungen der Durchflussmengen auf der Nachbereitungsanlage, die zur Ermittlung des spezifischen Energiebedarfs dienen, wurden durch das Prozessleitsystem realisiert. Für die vorliegende Studie musste das Prozessleitsystem soweit angepasst werden, dass an verschiedenen Stellen entlang der Nachbereitung die Durchflussmengen aufgezeichnet werden konnten. Vorher waren nur die aktuellen Werte auf dem Leitrechner des PLS dargestellt worden. Die Anpassungen wurden von der Firma BC Börtzler Control GmbH durchgeführt, die seinerzeit das PLS programmiert hat. Neben den Durchflussmengen wurden im Zuge der Anpassung auch die Betriebsdrücke der drei Ultrafiltrationseinheiten aufgezeichnet. In dieser Projektphase werden diese bei der Auswertung jedoch nicht berücksichtigt. Zu einem späteren Zeitpunkt könnten die Daten jedoch von Nutzen sein, um einen Zusammenhang zwischen Druck und spezifischen Leistungsbedarf der grössten elektrischen Verbraucher der Nachbereitungsanlage aufzuzeigen.

Für die Berechnung des spezifischen elektrischen Energiebedarfs dient primär der Gärrestinput aus dem Nachgärer (siehe Abbildung 4.1, grüne Raute). Gelegentlich werden noch Gärreste direkt abtransportiert, die vom Durchflussmesser bereits erfasst worden sind, aber in der Nachbereitungsanlage nicht aufbereitet werden. Anhand der Wägedatenbank des Betriebs wurden diese Gärresteablieferungen subtrahiert.

Neben dem Gärrestinput aus dem Nachgärer ist vor allem die Menge an Konzentrat und Permeat, die die Nachbereitungsanlage verlassen, interessant. Diese werden in erster Linie für die Berechnung des Aufkonzentrierungsniveaus verwendet, aber auch als Überprüfung für die Massenflussberechnung. Die restlichen aufgezeichneten Durchflussmengen entlang der Nachbereitungsanlage werden unter Umständen zu einem späteren Zeitpunkt von Bedarf sein.

Der Inputstrom „Biofilterabwasser“ wurde in der Berechnung nicht berücksichtigt, da einerseits kein Durchflussmesser installiert ist und andererseits die theoretische Berechnung des Biofilterabwassers mit grossen Unsicherheiten behaftet ist.

4.2.6 Messgruppen der Nachbereitungsanlage

Die Messung des elektrischen Energiebedarfs für die Nachbereitungsanlage erfolgt aufgrund der zahlreichen elektrischen Verbraucher in Messgruppen. So werden die einzelnen Verbraucher innerhalb eines Prozesses zusammengefasst (siehe Tabelle 4.1) und über Stromwandler gemessen. Für die 5 Messgruppen wurden 6 Stromwandler und Energiemeter verwendet. Für eine Messgruppe wurden aufgrund der höheren Messgenauigkeit die kleinen und grossen elektrischen Verbraucher getrennt gemessen.

Bei der elektrischen Energiemessung sind jedoch nur Verbraucher berücksichtigt, die eine elektrische Mindestleistung von 0.5 Kilowatt aufweisen. Somit werden 98 Prozent der elektrischen Anschlussleistung der Verbraucher berücksichtigt. In der nachfolgenden Tabelle 4.1 sind alle Verbraucher nach Messgruppen aufgeführt.

	Bezeichnung Verbraucher	Geräte-Nr.	Elektrische Leistung [kW]
Separation	Schneckenpresse 1 (Schneckenpresse)	50M02	2.7
	Schneckenpresse 1 (Spritzdüsenkorb)	50M04	2.7
	Schneckenpresse 2 (Schneckenpresse)	50M03	2.7
	Schneckenpresse 2 (Spritzdüsenkorb)	50M05	2.7
	Reaktor Schneckenpresse	50M01	0.8
	Total Separation		11.6
UF	UF1 Zuführpumpe	52P01	5.5
	UF1 TA1 Vordruckpumpe	52P02	3
	UF1 TA2 Vordruckpumpe	52P04	3
	UF2 TA3 Vordruckpumpe	53P01	4
	UF1 TA1 Kreislaufpumpe	52P03	55
	UF1 TA2 Kreislaufpumpe	52P05	55
	UF2 TA3 Kreislaufpumpe	53P02	45
	Total Ultrafiltration		170.5
UO 1	UO1 Zuführpumpe	54P01	1.5
	UO1 Vordruckpumpe	54P02	2.2
	UO1, Hochdruckpumpe	54P03	15
	UO1, Boosterpumpe	54P04	5.5
	UO1, Zirkulationspumpe	54P11	2.1
	UO1, Ventilator Luftkühler	54M10	2.7
	UO1, Ventilator Luftkühler	54M11	2.7
	Total Umkehrosmose 1		31.7
UO 2&3	UO2/3, Zuführpumpe	55P02	2.2
	UO2/3, Enddruckpumpe	55P03	7.5
	UO2/3, Permeatpumpe	55P04	1.1
	Total Umkehrosmose 2&3		10.8
UO 4	UO Konz. Stufe, Reinigungspumpe	57P04	4
	UO Konz. Stufe, Hochdruckstufe	57P02	7.5
	UO Konz. Stufe, Boosterpumpe	57P03	5.5
	Total Umkehrosmose 4		17
Gesamttotal			241.6

Tab. 4.1: Liste der berücksichtigten Verbraucher in der Anlage zur Nährstoffaufbereitung.

In der Abbildung 4.1 sind die Messgruppen sowie die Stellen der Datenerfassung aus dem Prozessleitsystem (Durchfluss und Druck) eingezeichnet. Die Messgruppen sind farblich gekennzeichnet und weisen denselben Farbcode wie in der Tabelle 4.1 auf. Die roten Punkte stellen Durchflussmesser dar, die durch das Prozessleitsystem aufgezeichnet werden. Die grüne Raute vor dem Rotamat bezeichnet den Ort der Durchflussmessung, welche für die Berechnung des spezifischen Energiebedarfs benötigt wird. Jedoch wird dieser Wert – wie bereits oben erwähnt - aufgrund des gelegentlichen Abtransportes von Gärgülle rechnerisch ermittelt. Die Ultrafiltration 1 (UF 1) ist in zweifacher Ausführung (parallel geschaltet) vorhanden.

Die Abbildung 4.1 - die bereits im Kapitel 2 als Abb. 2.4 dargestellt wurde - stellt eine gegenüber Abbildung 3.1 vereinfachte Übersichtsdarstellung der Nachbereitungsanlage dar. Berücksichtigt sind aber alle grösseren Stoffströme.

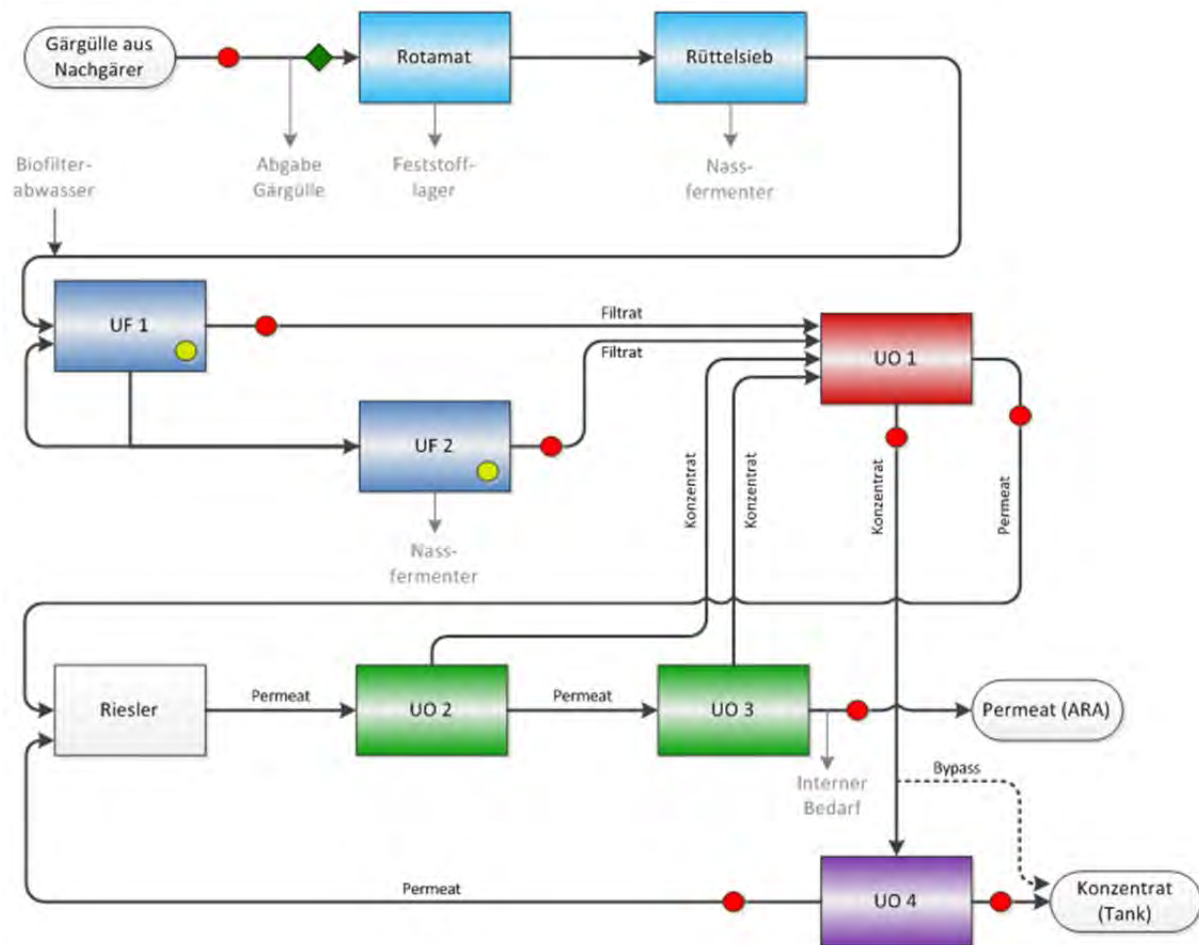


Abb. 4.1: Prozesslaufschemata mit Messgruppen (entsprechend den Farben der Tab. 4.1), Durchflussmessungen (rote Punkte), Druckmessung (gelbe Punkte). Die grüne Raute vor dem Rotamat stellt die Durchflussmenge dar, die für die Berechnung des spezifischen Energiebedarfs verwendet wurde.

4.2.7 Management der Energiedaten der Nachbereitungsanlage

Die elektrischen Energiedaten der Messgruppen wurden über die Netzwerkanbindung und der Software Visual Energy Lite ausgelesen und in eine Access Datenbank, die durch engeli engineering erstellt wurde, importiert. Aufgrund der nicht exakten Zeitstempel der Messungen (Abweichungen von einigen Sekunden bis maximal einigen Minuten) werden die Zeitstempel soweit vereinheitlicht, dass die Daten mit den Durchfluss- und Druckmessungen des Prozessleitsystems zusammen geführt werden können.

Die Durchfluss- und Druckdaten aus dem Prozessleitsystem wurden auf dem lokalen Leitrechner abgelegt und können über einen Fernzugriff abgegriffen werden. Diese wurden anschliessend ebenfalls in die Datenbank importiert. Aus der Datenbank können so jeweils die Betriebsdaten und Energiedaten der Nachbereitungsanlage mit

einheitlichem Zeitstempel ausgelesen werden. Die Aufzeichnung findet für beide Datensätze in 15 Minuten Schritten statt. Die Ablieferungen von Gärresten wurden aus der Wägedatenbank ausgelesen und als Tagessummen in die Datenbank importiert.

Somit können aus der Datenbank sowohl die Energiedaten wie auch die korrigierten Betriebsdaten (aufgrund der fehlenden Durchflussmesser direkt vor dem Rotamat) ausgelesen und der spezifischen Energieaufwand für die Nachbereitung von Gärgülle berechnet werden.

4.2.8 Berechnung des Aufwands für Transport und Feldapplikation

In dieser Arbeit wird davon ausgegangen, dass die Nährstoffabtrennung nur eingesetzt wird, wenn das Gärgut transportiert werden muss, da in der unmittelbaren Umgebung der Anlage nicht genügend Ausbringflächen vorhanden sind. Im vorliegenden Fall werden ~10% des flüssigen Gärguts im Bereich um die Anlage ausgebracht. Rund 90% wird aufbereitet und als Konzentrat zu Verteilzentren in der Region Regensdorf (ZH; ~50 km) und in die Region Langenthal (BE; ~60 km) transportiert. Es wird daher mit einer mittleren Transportdistanz von 55 km gerechnet.

Abbildung 4.2 zeigt einerseits die Situation, wenn das Material im Umkreis der Anlage ausgebracht werden könnte: Es müsste – unter der getroffenen Annahme, dass überall pro Quadratkilometer gleich viele Ausbringflächen vorhanden seien – das flüssige Gärgut in einem Raum von ~22 km Radius um den Anlagenstandort verteilt werden. Aktuell werden nur rund 10% des Gärguts im Bereich der Anlage ausgebracht (kleiner, dunkelgrüner Kreis). Konzentrat und zusätzliches festes Gärgut werden per LKW in Gebiete mit weniger Nährstoffüberfluss transportiert. Dort wird das Material jeweils in einem Umkreis von rund 15 km um die Verteilzentren verteilt.

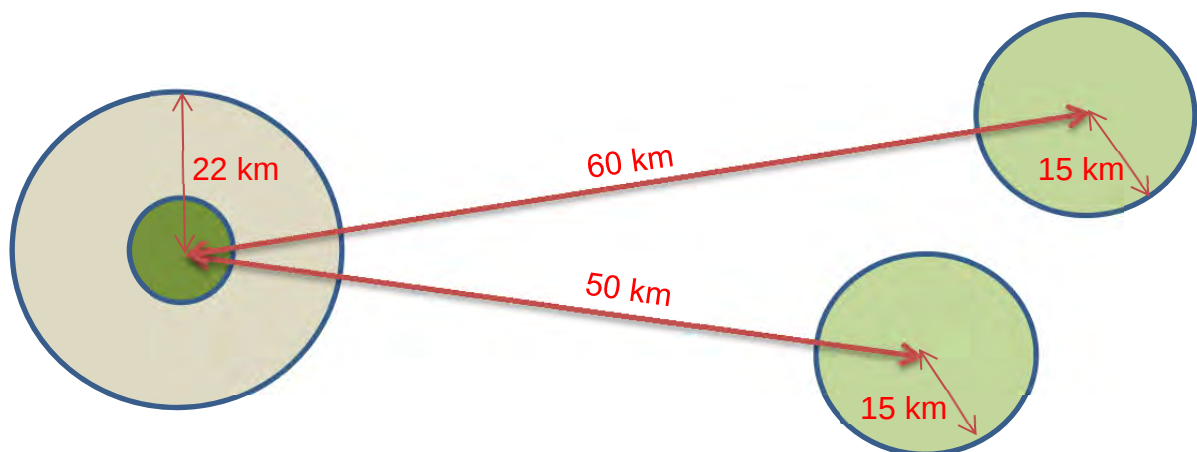


Abb. 4.2: Ausbringdistanzen von Konzentrat bzw. flüssigem Gärgut: Die hellbraune Fläche um den Anlagenstandort würde benötigt, um dort alle Nährstoffe auszubringen. Aktuell kann aber nur rund 10% des Gärguts (kleiner grüner konzentrischer Kreis) dort verteilt werden. Daher wird das Konzentrat über durchschnittlich 55 km zu Verteilzentren in Gebiete mit weniger Hofdüngerüberschuss transportiert.

Es stellt sich die Frage, wie gross die Einsparung ist, wenn Konzentrat anstelle von flüssigem Gärgut in die Ausbringräume mit durchschnittlich 55 km Entfernung transportiert wird und wie sich der Aufwand beim Ausbringen auswirkt:



Vor allem beim Transport zu den Verteilzentren und anschliessend den Ausbringgebieten wird Energie gespart, da pro Fahrt rund viermal weniger Volu-

men und dreimal mehr Ammonium transportiert wird als beim Transport von flüssigem Gärgut (vgl. Abb. 2.3).

- ✚ In den Ausbringgebieten ist der Aufwand beim Konzentrat ebenfalls kleiner, da beim flüssigen Gärgut mehr Fahrten zum Feld notwendig sind: bei 15 km Radius Ausbringdistanz beträgt der mittlere Weg zum Feld 10,6 km (Annahme: homogene Verteilung der Ausbringflächen).
- ✚ Zudem wird das Konzentrat in der Regel in höherer Dosierung ausgebracht, da eine feine Dosierung nur schwer möglich ist. Dies reduziert die Fahrten auf dem Feld selbst.
- ✚ Da innerhalb der Nährstoffaufbereitung in der Grobseparation noch zusätzliche Feststoffe (zusätzlich zu jenen der ersten, hier nicht betrachteten Trennung) abgetrennt werden, wird andererseits bei Nährstoffabtrennung der Aufwand zum Abtransport und Austrag des Feststoffs grösser.
- ✚ Beim Ausbringen der konzentrierten Lösung kommt es sehr auf die Ausbringtechnik an: Wegen des hohen Ammoniumgehalts bei hohen pH-Werten um ~8 ist es empfehlenswert, das Material in den Boden einzudrillen, um Stickstoffverluste zu minimieren. Hier bieten sich zwei Möglichkeiten mit unterschiedlichem Energieaufwand an: Entweder ist das Drillfahrzeug selbst mit einem Tank ausgerüstet oder es wird per Schlauch aus einem Vorratsgefäss am Feldrand (LKW etc.) versorgt.

Da die Situation sehr komplex ist, werden in der Folge einige vereinfachende Annahmen getroffen, um doch eine recht zuverlässige Aussage zur Grössenordnung der energetischen Einsparung machen zu können.

4.2.9 Berechnung der Gegenüberstellung des Energiebedarfs

Die Gegenüberstellung des Energiebedarfs für die Nachbereitung von Gärgut mit dem Energieertrag aus der Vergärung der angelieferten Substrate basiert auf den SFPI Monatsbericht vom Januar 2013 und den erhobenen Energiedaten für die Nachbereitungsanlage. Der mittlere Energieertrag der Biogasanlage ergibt sich aus dem Quotient vom Brennwert des produzierten Biomethans und den verarbeiteten Mengen in der Biogasanlage. Für die Gegenüberstellung mit dem Energieaufwand wird der Brennwert in Heizwert (Faktor 0.9) umgerechnet und anschliessend gemäss dem elektrischen Wirkungsgrad eines BHKWs von 38% in elektrische Energie umgerechnet.

4.3 Resultate Energieaufwand

4.3.1 Anschlussleistung und Energiebedarf

Der Anteil der elektrischen Anschlussleistungen der Verbrauchergruppen an der Gesamtleistung der Aufbereitungsanlage kann der Abbildung 4.3, links, entnommen werden. Die gesamte elektrische Leistung der Aufbereitungsanlage beträgt rund 242 kW, der weitaus grösste Anteil kommt dabei der Ultrafiltration zu.

In Abbildung 4.3 rechts ist der prozentuale Anteil der Messgruppen des tatsächlichen totalen Energiebedarfs der fünf Messgruppen über die ganze Projektzeit dargestellt. Es zeigt sich ein ähnliches Bild wie bei der Aufteilung nach der elektrischen Anschlussleistung. Der relativ grösste Unterschied zwischen Anschlussleistung und Energiebedarf liegt bei der Messgruppe Separation (GS).

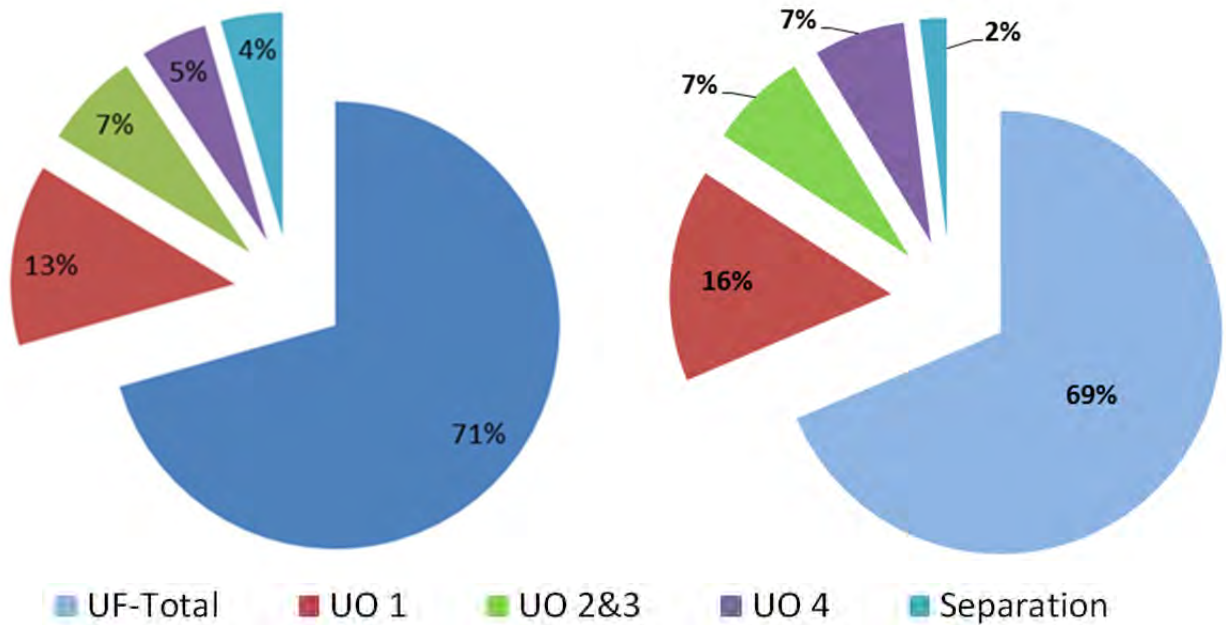


Abb. 4.3: *Links:* Anschlussleistungen der Apparaturen der einzelnen Messgruppen

Rechts: Tatsächlicher Anteil der einzelnen Messgruppen am Energiebedarf über die gesamte Projektzeit.

4.3.2 Verteilung des Energiebedarfs im Jahresgang

Abbildung 4.4 zeigt den Bedarf der einzelnen Messgruppen während eines Jahres.

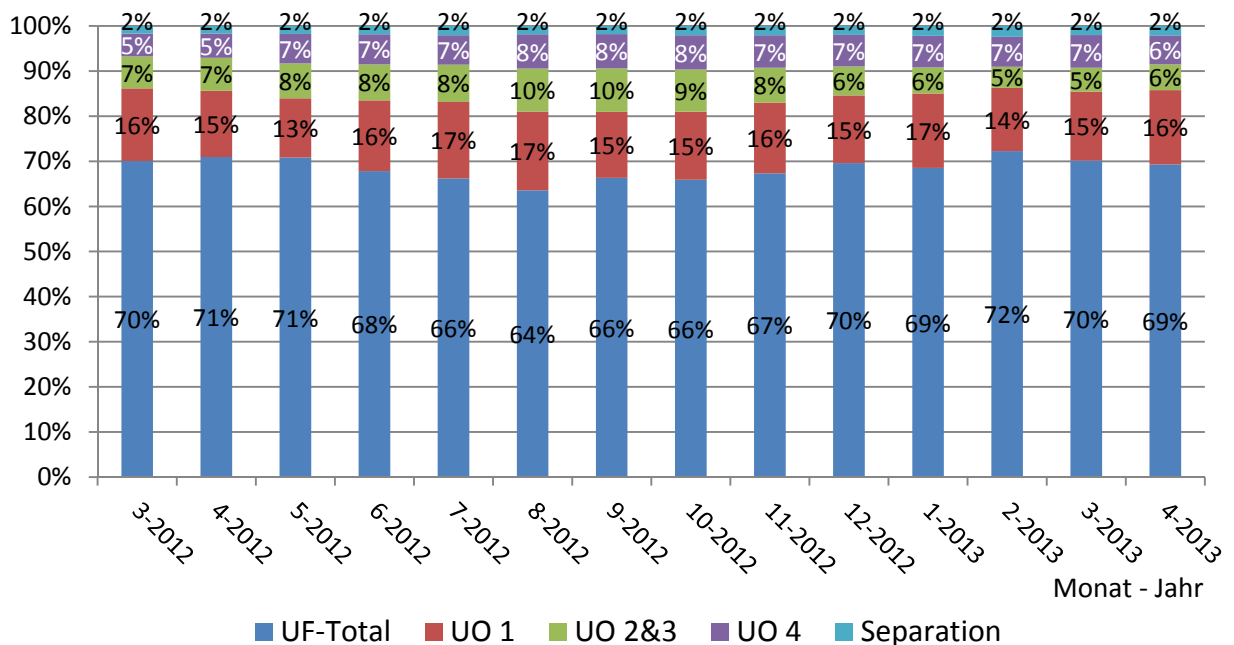


Abb. 4.4: Anteil der Messgruppen am totalen Energiebedarf während der Messperiode

Wie bereits in Abbildung 4.3 ersichtlich wird, ist die Ultrafiltration mit Abstand (durchschnittlich 69%) der grösste Energiebezüger. An 2. Stelle folgt die UO1 mit 16%. Diese beiden Gruppen machen zusammen 85% des Energiebedarfs aus. Energie-

tisch vernachlässigbar ist die Grobseparation. Diese Beobachtung lässt die Frage aufkommen, ob man unter Umständen nicht noch mehr in die Separation "investieren" könnte, was dort ggf. einen nur geringen Anstieg des E-Bedarfs zur Folge hätte. Dieser Mehraufwand könnte wahrscheinlich dann bei der UF durch Einsparungen mehr als nur kompensiert werden.

Wenn man den Jahresgang betrachtet, fällt auf, dass die UF in den Sommermonaten einen geringeren Anteil benötigt. Konstant um 2% liegt die Separation, während die UO - unabhängig von der Jahreszeit – die grössten Schwankungen aufweist.

4.3.3 Der spezifische Energiebedarf nach Messgruppen

Der spezifische Energiebedarf ergibt sich aus dem Quotienten des totalen Energiebedarfs und der verarbeiteten Mengen an flüssigem Gärgut über den betrachteten Zeitraum, hier über einen Monat. Die Berechnung der Inputmenge ergibt sich aus den aufgezeichneten Durchflussmengen abzüglich der direkten Gärgutabgaben (Wägedatenbank).

In Abb. 4.5 ist der spezifische Energiebedarf - aufgeteilt nach den verschiedenen Messgruppen - für den Zeitraum März 2012 bis April 2013 dargestellt. Der spezifische Energiebedarf schwankt zwischen 19.2 kWh_{el}/m³ Gärgut im Januar 2013 und 27.3 kWh_{el}/m³ im Februar 2012. Die Spannweite der Werte ist relativ gross; die höchsten Werte liegen um mehr als ein Drittel über den tiefsten. Ein klarer saisonaler Trend ist nicht zu erkennen.

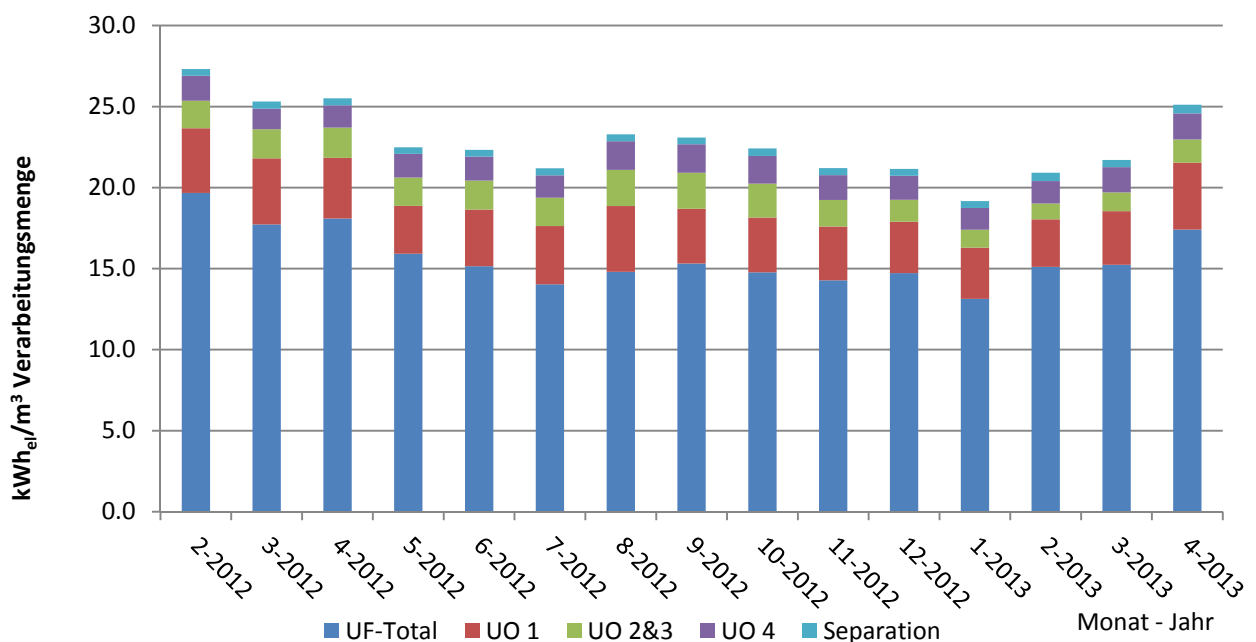


Abb. 4.5: Spezifischer Energiebedarf der Nachbereitungsanlage im Jahresgang nach Messgruppen

Laut Betreiberangaben könnte zum Rückgang des spezifischen Energiebedarfs im Frühjahr 2012 auch beigetragen haben, dass ab Ende Mai weniger Eisenchlorid (zur Reduktion des Schwefelgehalts im Biogas) in den Nachfermenter dosiert wurde. Eisenchlorid reagiert zu Eisensulfat und verstopft laut dem Betreiber die Membranen der Ultrafiltration. Das Eisensulfat lässt sich nicht ausflocken. Zudem lief ab etwa Ende Mai auch das Rüttelsieb besser (Änderung Siebgrösse, automatisches Abspülen). Dadurch verringerte sich die TS-Fracht der UF. Wenn man die ersten drei

Monate vor Mai 2012 daher einmal weglässt, liegt der durchschnittliche spezifische Energiebedarf etwa bei 22 kWh_{el}/t.

Eine weitere Ursache der grossen Bedarfsschwankungen dürfte aber auch in den Änderungen der Substratmischungen im Laufe des Jahres zu suchen sein (Anteil Gartenabraum, Cosubstrate etc.). Bezeichnenderweise sind die Schwankungen in Abbildung 4.5 vor allem auf Schwankungen beim Bedarf der UF zurückzuführen: Bei der UF variiert der Energiebedarf im Monatsmittel zwischen 13.1 und 19.7 kWh/t. Der Aufwand in der UF dürfte hauptsächlich durch den Anteil an feinputikulären Verbindungen bedingt sein. Und dieser partikuläre Kohlenstoff tritt wahrscheinlich vermehrt bei hohen Anteilen an schwer abbaubaren Stoffen auf (z.B. lignifizierte Strukturen). Eine vertiefte Überprüfung dieser These hätte jedoch den Rahmen dieses Projektes gesprengt.

Einen zusätzlichen Einfluss auf die Schwankungen dürften auch die Reinigungsintervalle der einzelnen Anlagekomponenten sowie die allgemeinen Anlageeinstellungen haben. Der Versuch, das Abwasser von Biofilter und Luftwäscher basierend auf aufgezeichneten Daten zum Abluftvolumenstrom, der Biofiltertemperatur, den Inputmengen von Wasser auf den Biofilter und Verdunstungsraten mit Annahmen zur Temperatur und Feuchtigkeit zu berechnen, konnte wegen zu grossen Unsicherheiten nicht weiterverfolgt werden. Da der spezifische Energiebedarf anhand der verarbeiteten Inputmengen in die Nachbereitungsanlage berechnet wird, in diese aber auch die genannten nicht genau erfassbaren Ströme einfließen, könnten die effektiven Werte ggf. leicht von den Werten der Abbildungen abweichen.

4.3.4 Verarbeitete Mengen und Energiebedarf

Abbildung 4.6 zeigt die verarbeiteten Mengen und den absoluten Energiebedarf in absoluten Zahlen.

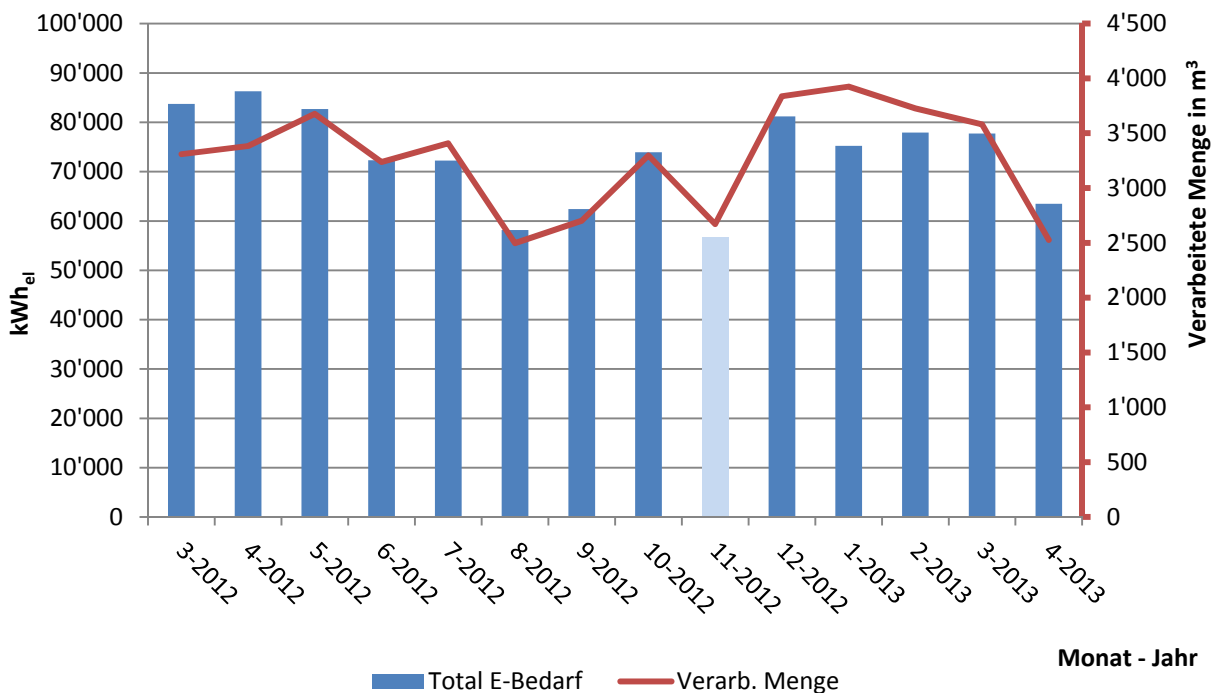


Abb. 4.6: Verarbeitete Mengen und absoluter Energiebedarf (Nov. 2012: Datenlücke)

Die mittlere Verarbeitungsmenge entspricht rund 3'270 m³ pro Monat respektive 107 m³ pro Tag. Daraus ergibt sich eine Konzentratmenge von rund 658 m³ pro Monat respektive 21 m³ pro Tag. Der totale elektrische Energiebedarf schwankt in einem Bereich zwischen rund 57 MWh und 87 MWh pro Monat.

Im Monat Nov 2012 besteht eine Datenlücke von 7 Tagen. Daher ist der absolute Energiebedarf wie auch die verarbeitete Menge bei diesem Monat kleiner (hellblau).

Der gesamte elektrische Energiebedarf liegt für den gesamten Projektzeitraum (13 Monate) bei 1024 MWh. Auf ein Jahr umgerechnet sind dies 945 MWh, was dem mittleren Verbrauch von rund 160 Einfamilienhäusern gleichkommt. Bei einem Strompreis von 0.15 CHF/kWh entspricht dies jährlichen Kosten von 141'750 CHF. Effizienzsteigerungen von wenigen Prozenten, die sich mit vertretbarem Aufwand realisieren lassen, dürften sich über die Betriebsdauer sicher auszahlen.

In Abbildung 4.7 sind der spezifische Energiebedarf und die Verarbeitungsmenge so dargestellt, dass die pro Monat verarbeitete Menge von links nach rechts abnimmt. Insbesondere, wenn man von den beiden Monaten vor Mai 2012 (vgl. oben) und dem November 2012 (Datenlücke) absieht, wird ersichtlich, dass mit steigender Verarbeitungsmenge der spezifische Energiebedarf sinkt.

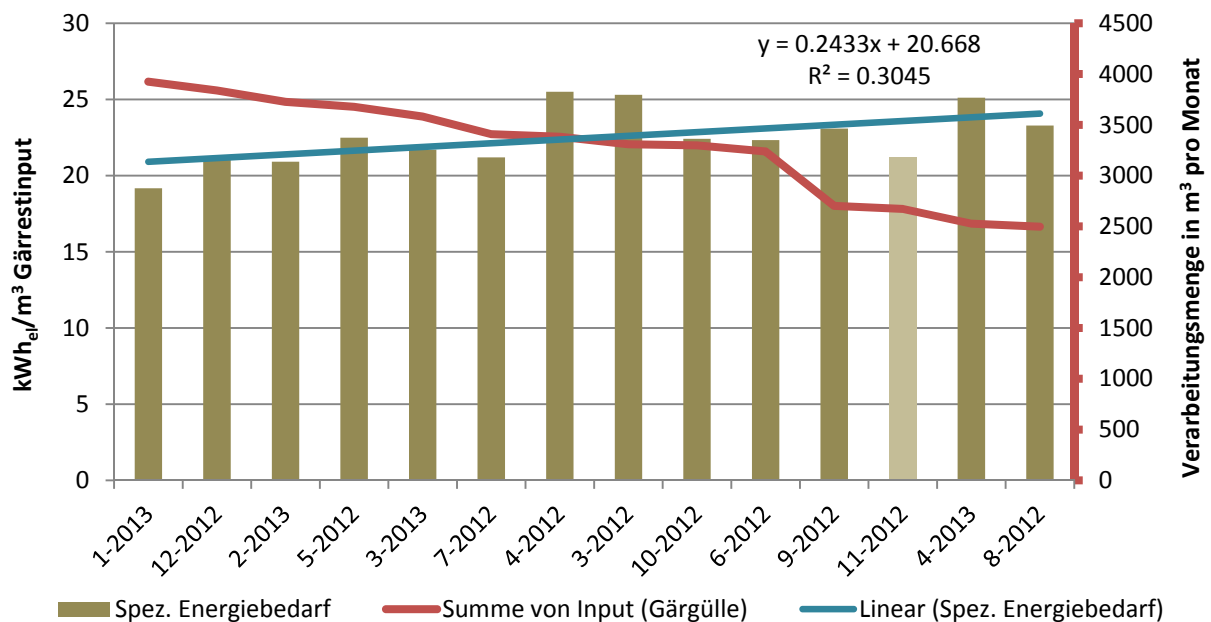


Abb. 4.7: Verarbeitete Monatsmengen (von links nach rechts absteigend) und spezifischer Energiebedarf. Im November 2012 besteht eine Datenlücke, die zu einer zu kleinen Verarbeitungsmenge führt, aber keine Einfluss auf den spezifischen Bedarf hat; die hellbraunen Säule wäre demzufolge weiter links im Diagramm.

Dieselbe Beobachtung ergibt sich aus Abbildung 4.8, wo die Verarbeitungsmengen der einzelnen Tage absteigend von links nach rechts dargestellt sind. Der spezifische Energiebedarf wird sowohl absolut als auch als gleitender Mittelwert über 15 Tage dargestellt, um die starken Tagesschwankungen zu glätten. Während bei grossen Verarbeitungsmengen der spezifische Energiebedarf knapp unter 20 kWh_{el}/m³ liegt ist er bei kleinen Verarbeitungsmengen etwas darüber. An Tagen, wo er auf Werte um 30 kWh/m³ stieg, war der Betrieb ggf. durch Wartungsarbeiten unterbrochen, was zu kleinen Behandlungsmengen führte.

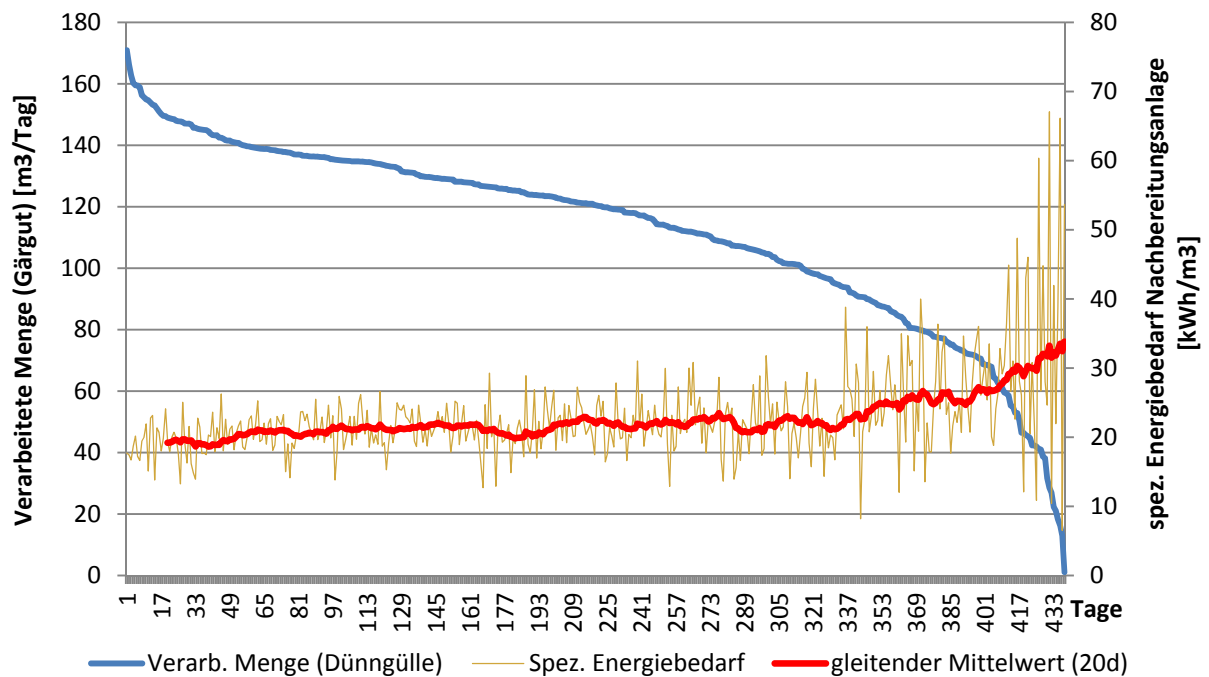


Abb. 4.8: Verarbeitete Tagesmengen (von links nach rechts absteigend) und spezifischer Energiebedarf

4.3.5 Energiebedarf und Grad der Aufkonzentrierung

In Abbildung 4.9 ist der Zusammenhang zwischen Aufkonzentrierung des zugeführten Gärguts (Aufkonzentrierungsniveau) und dem spezifischen Energiebedarf zur Herstellung eines m³ Konzentrat dargestellt.

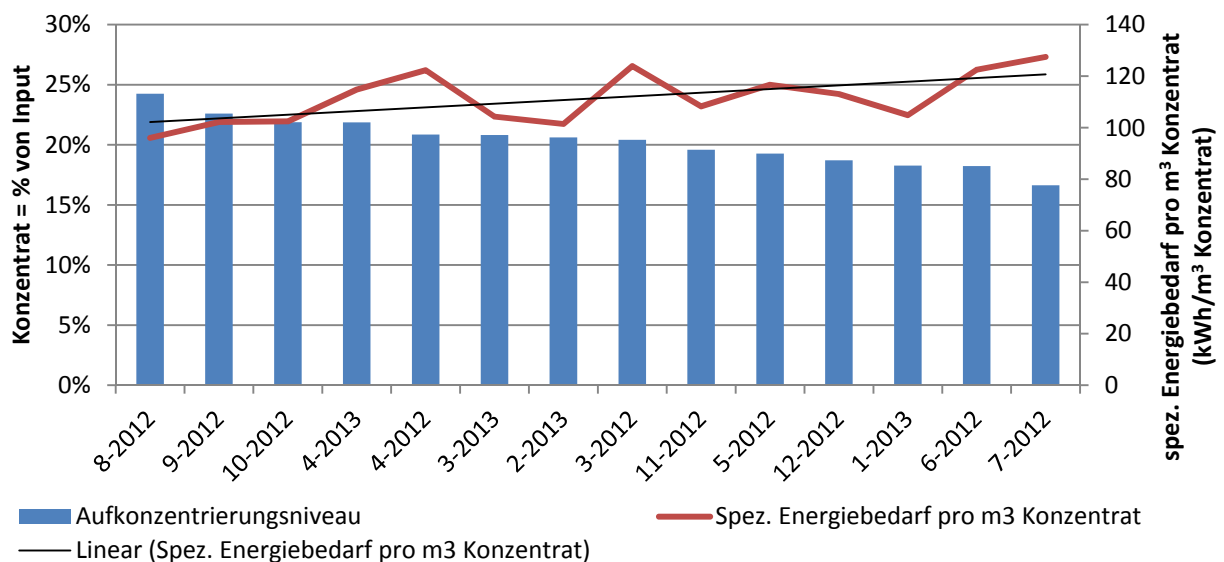


Abb. 4.9: Zusammenhang zwischen dem Aufkonzentrieren des in die Nachbereitung eingespeisten Materials und dem spezifischen Energiebedarf zur Herstellung von einer Tonne Konzentrat. Eine Aufkonzentrierung auf 20% bedeutet, dass aus 100% zugeführtem Gärgut (Volumen) 20% Konzentrat entstanden sind.

Bei stärkerem Aufkonzentrieren steigt der Energiebedarf pro Kubikmeter Konzentrat entsprechend an. Wenn man aber den Energieaufwand zur Gewinnung von z.B. 1 kg Ammonium im Konzentrat betrachtet, dürfte der energetische Mehraufwand bei stärkerer Aufkonzentrierung wahrscheinlich durch die erhöhte Konzentration zumindest teilweise wieder wettgemacht werden. Weil bei einer höheren Aufkonzentrierung die transportierte Masse und damit die Transportenergie entsprechend kleiner wird, könnte man daher argumentieren, dass dies eher vorteilhaft sein könnte. Für eine zuverlässige Aussage über ein mögliches Einsparpotenzial wären aber vertiefere Abklärungen notwendig.

4.3.6 Aufwand der Nachbereitung gegenüber dem Biomethanertrag

Der mittlere Biomethanertrag der Anlage für das Jahr 2012 entspricht einem H_0 von 383,6 kWh pro Tonne Substrat, das in der Biogasanlage vergärt wird (SFPI 2013 b). Bei einer Verstromung des Biomethans ($H_u = 90,12\%$ von H_0) mit einem elektrischen Wirkungsgrad von 38 Prozent resultieren daraus 131.4 kWh_{el} pro Tonne Substrat. Für die Nachbereitungsanlage wurde im Mittel ein elektrischer Energieaufwand von rund 22.5 kWh_{el} pro Kubikmeter gemessen. Wie Tabelle 4.2 zeigt, würde dies 17,1 Prozenten des resultierenden Stromertrags entsprechen, sofern das gesamte Biogas aus sämtlichem verarbeiteten Material zur Stromgewinnung eingesetzt worden wäre.

Allerdings durchläuft aber nur ein Teil der Substrate, die in der Biogasanlage vergärt werden, nach der Vergärung die Nachbereitungsanlage (vgl. Abb. 3.19, Massenbilanz). Rund 10% des Inputs verlässt die Gäranlage direkt als flüssiges Gärgut (und als Biogas) und wird bei den Bauern lokal ausgebracht. Das heisst, dass nur 90% der Inputmenge die Nährstoffaufbereitung durchlaufen. (Weitere rund 10% werden als festes Gärgut bei der ersten fest/flüssig-Trennung abgetrennt und an Landwirtschafts- und Gartenbaubetriebe abgegeben – diese erste fest/flüssig-Trennung ist aber zwingende Voraussetzung für die anschliessende Nährstoffaufbereitung). Wenn man den Aufwand für die Aufbereitung in Bezug setzt zum behandelten Stofffluss, muss man mit einem Aufwand für die Nährstoffaufbereitung von rund 19% der Elektrizität rechnen, die aus dem Gas des behandelten Input aus Biogas erzeugbar wäre.

Mittlerer Biomethanertrag (H_0) (sämtliches Substrat)	383.6	kWh/t Substrat
Resultierender Stromertrag (H_u ; BHKW: $\eta = 38\%$)	131.4	kWh _{el} /t Substrat
Aufwand Nachbereitung (Mittelwert)	22.5	kWh _{el} /m ³ Gärgut
Anteil Nachbereitung an H_0 des erzeugten Biomethans	6.0	%
Anteil Nachbereitung am Strom aus dem gesamten Biogas	17.1	%
Anteil Nachbereitung am Strom aus behandeltem Anteil	~19.0	%

Tab. 4.2: Gegenüberstellung vom Energieertrag aus dem Substrat und Aufwand für Nachbereitung

4.3.7 Vergleich des Transportaufwandes bis zum Ausbringort

In Tabelle 4.3 wird der Transportaufwand für Konzentrat und festes Gärgut ab Rotamat mit jenem von flüssigem Gärgut (= Input der Nährstoffaufbereitung) verglichen. Es wird von folgenden, im Fall von SFPI realistischen Annahmen ausgegangen:

- + Es könne nur 10% des Gärguts in Umgebung der Anlage ausgebracht werden; es bestehen die Möglichkeiten entweder flüssiges Gärgut oder Konzentrat plus das zusätzlich erzeugte feste Gärgut nach Aufbereitung abzutransportieren.
- + Für flüssiges Gärgut seien 4,16-mal mehr Transporte notwendig, was der durchschnittlich gemessenen Aufkonzentrierung von flüssigem Gärgut zu Konzentrat entspricht.
- + Transport von flüssigem Gärgut bzw. Konzentrat zu Verteilzentren in 55 km Distanz mit LKW mit 28 Tonnen Nutzlast (vgl. Abb. 4.10).
- + Transport von zusätzlichem festem Gärgut („Gärkompost“) ab GS über durchschnittlich 50 km mit LKW 28 t (Betreiberangabe).
- + Mittlere Distanz von den Verteilzentren zu den Ausbringorten: 11 km (vgl. Kap. 4.2.7).
- + Rückfahrt = Leerfahrt (da Substrat aus anderen Regionen)
- + Mittlerer Treibstoffverbrauch Transport: 30 l/100 km (PE International, 2010).

Transport von:	Gewicht (t)	Weg (km)	Fahrten (Anzahl)	Kraftstoff (l Diesel)	Energie (MWh)
Konzentrat	10275	48438	367	14531	145
Zusätzliches festes Gärgut	5000	21786	179	6536	65
Produkte der Aufbereitung total	15275	72224	546	21603	211
Flüssiges Gärgut	42577	200721	1521	60216	602
Einsparung der Aufbereitung:		130498	975	39149	391

Tab. 4.3: Gegenüberstellung des jährlichen Energieaufwands zum Ausbringen von flüssigem Gärgut gegenüber dem Transport von Konzentrat und festem Gärgut nach Nährstoffaufbereitung (Annahmen im Text)



Abb. 4.10:

Transportfahrzeug für Konzentrat bzw. flüssigem Gärgut beim Beladen vor dem Konzentrattank

Gemäss Tabelle 4.3 können pro Jahr rund 40'000 Liter treibhausaktiver Dieselmotorkraftstoff mit einem Energieinhalt von etwa 400 MWh eingespart werden. Allgemein kann

davon ausgegangen werden, dass bei Nährstoffaufbereitung etwa 65% des Aufwands zum Ausbringen von flüssigem Gärgut an dieselben Ausbringorte eingespart werden kann. Der energetische Aufwand pro Tonnenkilometer liegt je nach Fahrzeugmodell bei 0,21 - > 0,25 kWh/t*km.

4.3.8 Vergleich des Aufwands zum Ausbringen

Das Ausbringen von Konzentrat ist nicht unproblematisch, da einerseits die Ammoniumkonzentration rund dreimal grösser ist als in unbehandeltem Gärgut – welches seinerseits schon einen höheren Ammoniumgehalt aufweist als unbehandelte Gülle – und andererseits der pH-Wert bei 8 (und ev. auch darüber) liegt. Dies hat zur Folge, dass ein sehr grosser Teil des Ammoniums als Ammoniak vorliegt. Folglich ist einerseits eine gleichmässige, nicht zu hohe Dosierung schwierig und andererseits steigt die Gefahr von Ammoniakemissionen stark. Verflüchtigung von Ammoniak ist aus Sicht der Umwelt, aber auch aus Sicht des Landwirts nicht erwünscht.

Auf dem Feld darf nur eine bestimmte – je nach Fall unterschiedliche – Menge Stickstoff ausgebracht werden. Es wird in der Regel mehrmals jährlich gedüngt. Im Konzentrat, das 4,16-mal weniger Volumen aufweist als flüssiges Gärgut, ist nur rund dreimal mehr Stickstoff als im flüssigen Gärgut, da bei der Aufkonzentrierung Stickstoff mit dem partikulären Kohlenstoff und der daran haftenden Flüssigkeit in das feste Gärgut ausgetragen oder in die Vergärung rückgeführt wird. Wenn mit demselben Gerät pro Düngung dieselbe Menge an N pro Fläche ausgebracht würde, wären kaum grosse Unterschiede zu erwarten, ev. mit leichtem Vorteil für das Konzentrat, wo weniger oft am Feldrand Dünger nachgetankt werden muss.

In den beiden Verteilzentren wird nun aber Konzentrat und flüssiges Gärgut auf unterschiedliche Arten ausgebracht. Abb. 4.11 zeigt einige Fahrzeugtypen, die zum Ausbringen von Konzentrat eingesetzt werden können. Flüssiges Gärgut wird i.d.R. mit dem Schleppschlauch verteilt.

Im **Fall A** wird das Konzentrat oder das flüssige Gärgut – wie oben beim Transport angenommen – mit einem LKW 28 t bis an den Feldrand gebracht. Von dort wird das Konzentrat mit einem mobilen Schlauch zum Drillfahrzeug gepumpt, das so dem Boden dank weniger Eigengewicht weniger stark verdichtet. Die Ausbringbreite beträgt 6 m. Das flüssige Gärgut wird ebenfalls ab Transportfahrzeug per Schleppschlauch, jedoch mit 12 m Ausbringbreite, ausgebracht, was eine nur rund halb so grosse Fahrdistanz auf dem Feld erfordert. Das Drillfahrzeug braucht wegen grösserem Widerstand 22-24 l/h, während für den Schleppschlauch nur 9-10 l/h bei rund doppelter Ausbringgeschwindigkeit (12 min/ha gegenüber 25 min/ha) benötigt wird. Rein vom Ausbringen wäre dies bei gleicher N-Menge/ha ein ganz klarer Vorteil (rund Faktor 4) für das flüssige Gärgut.

Im Fall A wird nun aber das Konzentrat in einer sehr hohen Einmalgabe (120 kg N/ha) ausgebracht, was der Jahresmenge entspricht. Um Stickstoffverluste zu reduzieren wird pro ha 4-5 l zugekaufter Stabilisator eingesetzt. Zudem wird ab Feldrand zum Ausbringfahrzeug gepumpt, was 0,27 l Diesel/m³ Dünger erfordert. Hier ist das Gärgut wegen des höheren Wassergehalts um einen Faktor 3 benachteiligt, sofern eine ebenso hohe Stickstoffmenge auf's Mal ausgebracht wird.

Überschlagsrechnungen haben gezeigt, dass der Schleppschlauch bei gleichen Ausbringmengen an N nur noch leicht im Vorteil ist, bzw. wenn moderatere Mengen mehrmals jährlich ausgebracht werden, ins Hintertreffen gerät. Hohe Einmalgaben sind aus Sicht der Energie vorteilhaft für das Ausbringen von Konzentrat; allerdings sind die möglichen Nachteile einer hohen Einmalgabe von Konzentrat (schlechtere Aufnahme durch die Pflanzen, Emissionen an die Umwelt, notwendige Hilfsmittel etc.) nicht im Detail bekannt und konnten nicht quantifiziert werden.



Abb. 4.11:

Beispiele von Ausbringfahrzeugen für Konzentrat (hier: Tank auf dem Fahrzeug, d.h. kein Pumpen ab Feldrand)

Im **Fall B** wird i.d.R. eine kleinere Menge Konzentrat (50-100 kg N/ha) ausgebracht. Beim flüssigen Gärgut ist die Gabe mit Schleppschauch (sehr breit: 15 m Ausbringbreite!) normalerweise halb so hoch (30-60 kg N /ha). Sofern ab Feldrand gepumpt wird, wird eine rund dreimal grössere Pumpenergie/ha angegeben als im Fall A. Allerdings wird Konzentrat auch oft direkt mit dem Tank auf der Drillmaschine (Abb. 4.11) ausgebracht, was Pumpenergie einspart, aber zu zusätzlichen Fahrten führt, speziell sofern ab Verteilzentrum geladen wird. Modellrechnungen unter verschiedenen Annahmen zeigten keinen klaren Sieger bzgl. des Energieaufwands zum Ausbringen einer identischen Menge Stickstoff. Wenn z.B. das Drillfahrzeug am Feldrand tankt und im Schleppschauchverfahren ab Feldrand gepumpt wird, benötigen die beiden Verfahren praktisch gleich viel Energie im Bereich von 3,4 kWh/kg N_{tot} bei den während den Messperioden gemessenen Stickstoffkonzentrationen der beiden Düngemittel.

Im Fall A lagen die energetischen Aufwendungen, die auch dort mit den Angaben des Unternehmers gerechnet wurden, bei weniger als der Hälfte von Fall B. Aber auch dort waren keine ganz klaren Vorteile eines Verfahrens auszumachen. Weil die Situation von Fall zu Fall je nach Ausbringmengen, N-Konzentrationen, Distanzen, Fahrzeugtypen und Ausbringmodi stark variieren kann, wird in dieser Arbeit das Ausbringen hinsichtlich des Energieaufwands und auch der Emissionen als neutral betrachtet. Um allenfalls bestehende Unterschiede genau zu quantifizieren, wären weitere Abklärungen mit eigenen Messungen notwendig.

4.3.9 Eingesetzte Hilfsmittel

Für den Betrieb der Nährstoffaufbereitung sind einerseits diverse Hilfsmittel notwendig und andererseits müssen auch die Membranmodule der UO periodisch ersetzt werden (UO1: 18 Elemente/Jahr, bei den anderen Stufen etwas längere Lebensdauer).

Tabelle 4.4 zeigt eine grobe Schätzung zur grauen (Primär-)Energie, die in den wichtigsten Hilfsmitteln steckt. Daneben werden beispielsweise noch kleinere Mengen Reinigungsmittel z.B. für die UO eingesetzt (~200 kg/a). Bei den rosa hinterlegten Substanzen war es nicht möglich, mit vertretbarem Aufwand exakte Energiedaten zu beschaffen; es wurden dort plausible Werte von ähnlichen Substanzen eingesetzt. 2012 wurden 144,7 t Schwefelsäure zu 70% eingesetzt, was den in der Tabelle dargestellten auf 100% hochgerechneten 101,3 Tonnen entspricht.

Hilfsmittel	t/a	MJ/t ^{*)}	MJ/a	MWh/a
Schwefelsäure 70% (hier 100%)	101.3	2'100	212'709	59
Zitronensäure (pulv.)	3.8	55'000	206'250	57
Flockungsmittel	6.5	10'000	65'000	18
Desinfektionsmittel (wässrige Lsg.)	2.4	8'000	19'200	5
Antiscalant	1.8	60'000	108'000	30
Total (z.T. plausible Schätzungen)	116			170

Tab. 4.4: Geschätzter Energieaufwand für die bei der Aufbereitung benötigten Hilfsmittel. ^{*)} Primärenergie EU nach EMPA (2012)

Trotz eventuell recht grossen Unsicherheiten bei den rosa hinterlegten Werten muss unter Einschluss der Verbrauchsmaterialien, wie Module der UO, mit einem Aufwand an grauer Primärenergie von mindestens 200 MWh/a gerechnet werden. Ein exaktes Zurückrechnen auf Endenergie ist in dieser Studie, die sich als Vorstudie versteht, nicht möglich, da je nach Chemikalie unterschiedliche Anteile an Elektrizität und fossilen Roh- und Energiestoffen eingesetzt wurden. Grob geschätzt dürfte sich die Endenergie zur Herstellung der Hilfsmittel deutlich über 100 MWh/a bewegen, da bei allen Hilfsmitteln der weitaus grösste Teil der Herstellungsenergie aus fossilen Quellen stammt (vgl. auch Tab 5.1), wo die Differenz zwischen Primär- und Endenergie viel kleiner ist als bei Elektrizität. Diese in den Grössenordnungen wahrscheinlich eher zu tiefen Zahlen von 200 bzw. 100 MWh finden Eingang in die Tabelle 4.5 (siehe unten).

4.3.10 Energetische Betrachtung des Gesamtsystems

Tabelle 4.5 zeigt nun eine Übersicht über den energetischen Mehraufwand und die Einsparungen der Nährstoffaufbereitung. Neben der Endenergie ist auch die Primärenergie dargestellt, welche im Fall des EU-Stroms wegen mehr fossil betriebenen Kraftwerken etwas höher ist als beim Schweizer Strommix.

Aus Tabelle 4.5 wird ersichtlich, dass die Nährstoffaufbereitung unter den gegebenen Voraussetzungen gut doppelt so viel Endenergie benötigt, wie das direkte Ausbringen von flüssigem Gärgut (1269 gegenüber 602 MWh/a). Dies gilt für die aktuellen durchschnittlichen Transportdistanzen von 55 bzw. 50 km beim Transport der Produkte (Konzentrat und festes Gärgut bzw. flüssiges Gärgut).

Rund drei Viertel des Energiebedarfs bei der Nährstoffaufbereitung stammt von der Aufbereitung selbst; der verbleibende Aufwand betrifft zu rund zwei Dritteln den Transport und zu einem Drittel die Bereitstellung von Hilfsmitteln.

	Menge		Endenergie	Primärenergie	Primärenergie
	t	à	MWh	MWh (CH)	MWh (EU)
Variante Nährstoffaufbereitung					
Input in die Aufbereitung	42577	22.5 kWh _{el} /t	958	2922	3391
Transport Konzentrat	10275	0.214 kWh/t·km	145	177	177
Transport festes Gärgut	5000	0.214 kWh/t·km	65	80	80
Bereitstellung Betriebsmittel			100	190	200
Total Aufwand Aufbereitung			1269	3369	3648
Variante keine Aufbereitung					
Transport flüssiges Gärgut	42577	0.214 kWh/t·km	602	735	735
Energiedifferenz zu Gunsten flüssigem Gärgut			666	2634	3114

Tab. 4.5: Vergleich des totalen Energieaufwands bei Nährstoffaufbereitung mit dem Abtransport von flüssigem Gärgut. Primärenergiefaktoren: esu-Services (2013)

Bei Betrachtung auf Ebene der Primärenergie, wo die graue Energie mit berücksichtigt wird, **benötigt die Aufbereitung sogar gegen 4-5 Mal mehr Energie**, da hier die Stromgewinnung stark ins Gewicht fällt: Um eine Kilowattstunde Energie in Form von Diesel bereitzustellen, ist sehr viel weniger graue Energie notwendig als im Fall von Elektrizität.

Die mittlere Transportdistanz zu den Feldern müsste rund 210 km betragen, bis aus Sicht der Endenergie Gleichstand erreicht wird. Aus Sicht der Primärenergie wären sogar Transporte im Bereich von 600 km, d.h. Transporte zu weit ausserhalb der Landesgrenzen liegenden Ausbringorten erforderlich, bis die Einsparungen beim Transport den Energieaufwand der Aufbereitung aufwiegen.

Da bei energetischen Betrachtungen die Investitionen in eine langlebige Infrastruktur im Vergleich zu den Betriebskosten in der Regel weniger als 10% ausmachen, wurde die in der Aufbereitungsanlage steckende graue Energie im Rahmen dieser Vorstudie noch nicht berücksichtigt.

Ebenfalls nicht berücksichtigt wurde der energetische Zusatzaufwand bei Nährstoffaufbereitung in der Abwasserreinigungsanlage (ARA), wo rund 16'000 t Permeat aus der UF eingeleitet werden. Dieses Wasser verursacht zwar praktisch keinen Reinigungsaufwand, erhöht aber die hydraulische Belastung der Anlage, was zusätzlich zu einem Energieaufwand in unbekannter Höhe führt.

Andererseits müsste bei direktem Abführen von Gärgut zusätzliches Lagervolumen für flüssiges Gärgut bereitgestellt werden, da während des Winterhalbjahres kein Bedarf an Gärgut in der Landwirtschaft besteht. Diese Einlagerung bewirkt einen gewissen energetischen Zusatzaufwand, Zudem müsste zusätzliche Infrastruktur zum Transport und zum Ausbringen angeschafft werden. Dieser Zusatzaufwand beim Ausbringen von flüssigem Gärgut dürfte den Infrastrukturaufwand für die Herstellung der Komponenten der Aufbereitungsanlage und der Gebäulichkeiten sowie den energetischen Aufwand in der ARA etwas relativieren.

4.4 Fazit Energie

- ✚ Für die Nährstoffaufbereitung ist durchschnittlich rund 22.5 kWh Endenergie pro Tonne zugeführtes flüssiges Gärgut in Form von Elektrizität notwendig (+/- ~14%).
- ✚ Der Energieaufwand ist von verschiedensten Parametern abhängig (Aufkonzentrierungsgrad, Ausgangsmaterial, Verarbeitungsmenge, eingesetzte Hilfsmittel etc.).
- ✚ Bei der Aufbereitung benötigt die Ultrafiltration den Löwenanteil von rund 70% der Energie.
- ✚ Für den Betrieb der Aufbereitungsanlage sind etwa 19% der mit Biogas aus dem Ausgangsmaterial für die Aufbereitung erzeugbaren Elektrizität nötig.
- ✚ Wenn die graue Energie, die in den Hilfs- und Betriebsmitteln der Aufbereitung steckt, mit berücksichtigt wird, muss über 20% der aus Biogas erzeugbaren Elektrizität für die Herstellung von Konzentrat aufgewendet werden.
- ✚ Bei Herstellung von Konzentrat und zusätzlichem festem Gärgut reduziert sich der Transportaufwand um rund zwei Drittel gegenüber dem Abtransport von flüssigem Gärgut an dieselben Ausbringorte.
- ✚ Insgesamt benötigt die Aufbereitung bei Transportdistanzen von rund 65 km mehr als doppelt soviel Endenergie, bzw. 4-5 Mal mehr Primärenergie als der direkte Transport von flüssigem Gärgut.
- ✚ Um die für die Aufbereitung eingesetzte Endenergie zu kompensieren, müsste das Material mindestens rund 210 km transportiert werden.
- ✚ Auf Ebene der Primärenergie steigt die Transportdistanz bis zur Energieutralität sogar auf rund 600 km.
- ✚ Die in der ARA aufgewendete zusätzliche Energie zu Behandlung des Permeats sowie die in der Aufbereitungsanlage steckende graue Energie (Herstellung der Infrastruktur und Entsorgung von Gebäuden und Anlagenteilen) wurde hier noch nicht berücksichtigt.
- ✚ Ebenfalls nicht berücksichtigt wurde andererseits der entstehende Zusatzaufwand beim direkten Ausbringen von flüssigem Gärgut, wo zusätzliche Lagerkapazitäten wie auch zusätzliche Fahrzeuge für Transport und Ausbringen erforderlich wären. Man kann jedoch davon ausgehen, dass dieser Aufwand eher kleiner wäre als die nicht berücksichtigten Aufwendungen im Fall der Herstellung von Konzentrat.
- ✚ Beim energetischen Aufwand zum Ausbringen auf dem Feld konnte kein klarer Unterschied zwischen flüssigem Gärgut und Nährstoffkonzentrat ausgemacht werden, da je nach Unternehmer sehr grosse Unterschiede beim Ausbringen desselben Produkts bestehen.

5 Umweltaspekte der Nährstoffaufbereitung

5.1 Ausgangslage und Zielsetzung

Ziel des Moduls „Umwelt“ ist abzuklären, ob bei einer Nährstoffaufbereitung wegen den verminderten Transporten von insgesamt kleineren Emissionen ausgegangen werden kann und ob diese Einsparung nicht wieder (über-)kompensiert werden durch die zusätzlichen Emissionen, die durch den erhöhten Energieaufwand bei der Aufbereitung wie auch durch ggf. erhöhte Emissionen beim Ausbringen des Gärguts bewirkt werden. Gleichzeitig war auch zu untersuchen, ob auf der Anlage selbst mit unterschiedlichen Emissionen im Vergleich zu einer konventionellen Anlage zu rechnen ist.

Die Erzeugung von Biogas führt zum Beispiel – ohne begleitende Massnahmen – i.d.R. zu einer Erhöhung der gasigen Emissionen: Gärgut hat einen um 0,5 - 1 Einheit höheren pH-Wert als unbehandeltes Gärgut. Gleichzeitig liegt – wegen des geförderten anaeroben Abbaus – mehr Stickstoff in mineralischer Form als Ammonium vor. Dies führt dazu, dass entsprechend mehr Ammonium in flüchtigen Ammoniak umgewandelt wird. Dieser kann bei der fest/flüssig-Trennung und beim Ausbringen zu einem grossen Anteil entweichen, sofern keine Gegenmassnahmen ergriffen werden. Bei der Nährstoffabtrennung wird andererseits das flüssige Gärgut nicht über Monate zwischengelagert, sondern sie wird sofort mit Ultrafiltration und Umkehrosmose weiterverarbeitet. Das gewonnene Konzentrat hat andere physikalische und chemische Eigenschaften als das unbehandelte Gärgut, was sich sowohl bei der Lagerung als auch auf die Emissionen von Methan und Lachgas beim Ausbringen der Produkte auf das Feld auswirken kann. Klare Unterschiede bei den Emissionen sind durch die Reduktion der Transporte bei Aufkonzentrierung der Nährstoffe zu erwarten.

5.2 Methodisches Vorgehen

Zunächst wurde eine Plausibilitätsanalyse durchgeführt, um abzuklären, ob - und wenn ja: wo – ein Handlungsbedarf für zusätzliche Messungen besteht. In diesem Zusammenhang wurde auch eine Literaturrecherche durchgeführt.

Es wurden zuerst alle klima- und abluftrelevanten Emissionsquellen von der Anlieferung des Rohmaterials bis zur Anwendung auf dem Feld beurteilt. Die Quellen wurden darauf in drei Bereiche unterteilt, die in Hinblick auf Emissionen betrachtet worden sind:

-  Emissionen auf der Biogasanlage selbst und – direkt und indirekt - durch die Nährstoffaufbereitung
-  Emissionen durch die Fahrzeuge beim Transport der Produkte zu Ausbringort
-  Emissionen beim Ausbringen selbst inklusive solchen nach dem Ausbringen.

Gemäss holländischen Literaturquellen (s.u.) sind bei den Emissionen durch das ausgebrachte Material noch viele Fragen offen, bzw. Unsicherheiten vorhanden. Dies führte zu Durchführung eines ersten Feldversuchs in Zusammenarbeit mit der Hochschule für Landwirtschaft in Zollikofen, um so wenigstens erste grobe Anhaltspunkte zu den Auswirkungen des Ausbringens von Nährstoffkonzentrat zu gewinnen.

Eine im Rahmen von Emissionsbetrachtungen immer sehr wichtige Grösse ist die Energie. Während bei fossilen Energieträgern zumindest die direkte Freisetzung von

Treibhausgasen auf der Hand liegt, ist die Situation bei der Elektrizität weniger klar: Wenn die Systemgrenze an der Landesgrenze gezogen wird, hat die Schweiz beispielsweise den Vorteil, dass hierzulande neben Atomstrom viel Wasserkraft eingesetzt wird. Im europäischen Ausland sind andererseits verschiedene Länder vorhanden mit hohen Elektrizitätsanteilen, die mit fossilen Energieträgern (v.a. Kohle oder Erdgas) erzeugt werden.

Im Rahmen des Projektteams waren zwei Lager vertreten: Eines, das die Umweltbelastung mit CH-Strom berechnen wollte (wie dies in schweizerischen Ökobilanzen oft getan wird) und ein zweites, das argumentierte, dass heute ganz Europa so stark im Elektrizitätsnetz miteinander vernetzt sei, dass mit dem Europäischen Strommix gerechnet werden *müsse*; es sei in der Tat so, dass zusätzlich benötigter Strom in Europa heute nicht mehr aus neuen AKW's oder Stauseen, sondern aus fossilen und ggf. erneuerbaren Quellen stamme und dass die Schweiz im Stromverbund je nach Nachfrage Strom beliebig im- und exportiere, bzw. durchleite. Wenn also z.B. wegen der Nachbereitung etwas weniger Strom ins Schweizer Netz eingespeist werde, würde entweder etwas mehr Strom z.B. aus Erdgas oder Wind importiert oder etwas weniger Wasser- oder AKW-Strom exportiert, was im Ausland wiederum zum Hochfahren von fossilen Kraftwerken führe.

Als Resultat dieser Diskussion werden daher bei den Resultaten jeweils beide Varianten dargestellt: Treibhauseffekt einer bestimmten Energiemenge von CH-Strom und von EU-Strommix.

Es muss nochmals festgehalten werden, dass diese Arbeit sich als Vorstudie versteht: Wie bei der Energie, wo einige Aufwendungen nicht betrachtet wurden, wird auch bei der Umwelt nicht eine detaillierte Ökobilanz erstellt, sondern abgeschätzt, was die wahrscheinlich grössten „Kostenstellen“ sind und dort Daten erhoben, welche eine doch aussagekräftige Angabe zur Umweltfreundlichkeit der beiden untersuchten Varianten erlauben. Im Wesentlichen geht es um die Emission von Treibhausgasen sowie um andere gasige Emissionen, insbesondere bei der Applikation von Konzentrat bzw. flüssigem Gärgut oder Presswasser aus der ersten Abpressung.

5.3 Resultate Umweltaspekte

5.3.1 Direkte Emissionen der Anlage

Ursprünglich waren Emissionsmessungen auf der Anlage vorgesehen. Eine Identifikation der Emissionsquellen zeigte jedoch, dass die Unterschiede zwischen einer Anlage mit Nährstoffaufbereitung im Vergleich zu einer konventionellen Anlage im Vergleich zu den Emissionen bei Transport und bei der Ausbringung kaum ins Gewicht fallen. Es wurde daher beispielsweise darauf verzichtet, auf dem abgedeckten Lagertank für Konzentrat sehr aufwändige und wegen Schwankungen langwierige und damit teure Messungen vorzunehmen.

Auf der Anlage der SFPI in Inwil sind - wie in Kapitel 2.1 beschrieben - sowohl landwirtschaftliche Fermenter als auch eine Kompogasanlage zur Vergärung von festen kommunalen Abfällen vorhanden.

Wenn man zunächst einmal die Flüssigvergärung der SFPI mit einer „normalen“ landwirtschaftlichen Flüssigvergärung vergleicht, sind von der Anlieferung der Gülle bis und mit Fermenter keine Unterschiede vorhanden, die zwingend mit der Nachbereitung verbundenen sind: Das Material wird angeliefert, zwischengelagert, in den Fermenter eingetragen und vergoren. Bei der anschliessenden Abpressung würden konventionelle Landwirtschaftsanlagen mehrheitlich schlechter abschneiden, da dort

der Separator normalerweise nicht im Innern eines Gebäudes mit Abluftfassung und –reinigung positioniert ist; diese Einsparungen dürfen jedoch aus Sicht der Systemgrenzen nicht der Nährstoffaufbereitung gutgeschrieben werden, da der Separator auch auf einem konventionellen Betrieb abgeschlossen werden könnte. Dasselbe gilt für die Lagerung des abgetrennten festen Gärguts, die im Fall der SFPI ebenfalls im Gebäudeinnern erfolgt, wo die Abluft zusammen mit jener der Separation zunächst über eine saure Wäsche und dann über einen Biofilter gereinigt wird (siehe unten). Das ausgewaschene Ammonium wird wieder in den Prozess zurückgeführt, was für die Situation bei SFPI ein klarer Vorteil ist und bei anderen Anlagen nicht Stand der Technik ist. Allerdings nimmt im Fall der Nährstoffaufbereitung ein grösserer Anteil nach der Grobseparierung (GS) zusätzlich den Weg über das feste Gärgut (vgl. Abb. 5.1, kleiner roter Pfeil), was den Vorteil wiederum leicht reduzieren kann.

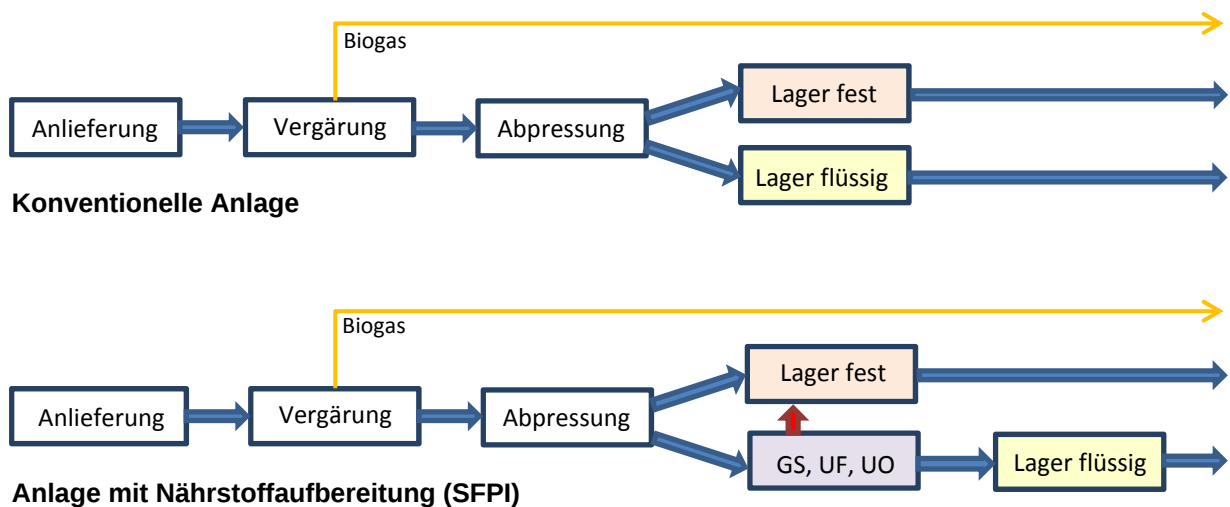


Abb. 5.1: Verfahrensschritte einer konventionellen Anlage und einer mit Nährstoffabtrennung

Das Konzentratlager (Abb. 5.1 unten: Lager flüssig) ist voll abgedeckt. Wie ein abgeschlossenes Lager für (ev. abgepresste) Dünngülle atmet dieses Lager bei Veränderung des Pegelstands an die Aussenluft. Sofern bei einer Vergleichsanlage der Lagertank für Gülle nicht abgedeckt ist, muss dort von grösseren Emissionen als beim abgedeckten Konzentrattank ausgegangen werden. In der Regel kann jedoch in einer konventionellen Landwirtschaftsanlage von einem ebenfalls abgedeckten, atmenden Lagertank ausgegangen werden. Mit der Atemluft entweicht in beiden Fällen Ammoniak. Im Fall des Konzentrats ist die Ammoniakkonzentration in der Abluft erhöht, da einerseits die Konzentration an mineralisiertem Stickstoff im Konzentrat deutlich höher ist als bei der Dünngülle und andererseits der pH bei vergleichsweise hohen 8,0 - 8,3 liegt, wo ein grosser Anteil des mineralischen Stickstoffs als flüchtiger Ammoniak vorliegt. Bei der Gülle sind die Ammoniak-Konzentrationen in der überstehenden Luft zwar etwas tiefer, aber die Volumenänderungen im Behälter und damit der Ausstoss an Atemluft sind dafür deutlich grösser, da grössere Volumina zu- und weggepumpt werden müssen als im Fall des Konzentrats. Sofern im konventionellen Betrieb das Lager für die Dünngülle abgedeckt ist, kann daher von vergleichbaren Emissionen ausgegangen werden (gelb in Abb. 5.1), wobei nicht ganz ausgeschlossen werden kann, dass beim Konzentrat ev. geringfügige Mehremissionen erfolgen. Abklärungen vor Ort zeigten, dass exakte Messungen – sofern diese überhaupt technisch machbar wären – mit einem sehr grossem Aufwand verbunden gewesen wären und den Rahmen dieses Vorprojektes gesprengt hätten. Die verfügba-

ren Mittel sind daher besser beim Ausbringen eingesetzt worden, wo auf Grund von Literaturrecherchen ein grösserer Handlungsbedarf angenommen wurde.

Da bei der Nährstoffaufbereitung keine gasigen Emissionen austreten und bei den restlichen Verfahrensschritten gemäss den vorhergehenden Überlegungen keine signifikanten Unterschiede zu erwarten sind, kann bei der Flüssigvergärung von vergleichbaren Emissionen ausgegangen werden. Ähnlich präsentiert sich die Lage bei der Feststoffvergärung: Vom Eintrag in den Bunker bis zum eingehausten Separator und der Lagerung der abgepressten, bzw. in der GS abgetrennten Feststoffe in der entlüfteten Halle sind sämtliche Prozessschritte identisch. Bei der Aufbereitung mit Ultrafiltration und Umkehrosmose entweichen keine gasige Emissionen.

Für die abgedeckten Lager der und des Konzentrats sind die gleichen Überlegungen zur Atmung des Tanks gültig, die oben erwähnt wurden. Eventuell kann ein kleiner Unterschied bei der Lagerung des festen Gärguts bestehen, da dank der erweiterten Feststoffabtrennung mit Rotamat und Rüttelsieb die Menge des abgeschiedenen und gelagerten Feststoffs bei der Nährstoffaufbereitung steigt. Da die Feststoffe nicht im Freien gelagert werden und die Abluft über eine saure Wäsche (nicht Standard bei konventionellen Anlagen) und Biofilter gereinigt wird, kann davon ausgegangen werden, dass an die Umwelt gelangende Emissionen aus der Abpressung und Lagerung trotz grösseren Mengen wahrscheinlich deutlich kleiner sein werden als bei konventionellen Anlagen.

Die saure Wäsche zum Abtrennen des Ammoniaks ist sehr effektiv: Das Institut für Umwelt- und Verfahrenstechnik der Hochschule Rapperswil, UMTEC, führte zu Emissionen von Ammoniak und Gerüchen umfangreiche Messungen durch (Hunkeler J., 2010). Die Ammoniak-Messungen haben ergeben, dass zwischen 93% und 99% des rohgasseitigen Ammoniaks im chemischen Wäscher der Anlage abgeschieden wird. Die in reingasseitig gemessenen NH_3 -Werte lagen zwischen 0 mg/m^3 und 0.76 mg/m^3 . Diese Werte liegen deutlich unter dem gesetzlichen Höchstwert von 30 mg/m^3 . Basierend auf diesen Werten emittiert die Anlage jährlich nur 0.2 t (+/- 0.1 t/a) Ammoniak. Auch dieser Wert liegt deutlich unter dem Höchstwert von 3 t/a .

5.3.2 Indirekte Emissionen der Anlage

Die indirekten Emissionen der Aufbereitung sind einerseits auf den Einsatz von Elektrizität und andererseits auf die Herstellung von Hilfsstoffen zurückzuführen (Tab. 5.1). Da das Biogas zu Biomethan aufbereitet wird, muss die Elektrizität ab Netz zugekauft werden.

Treibhausgase Aufbereitung	Menge	Aufwand	Anteil fossil	THG CH	THG EU
(THG)	(t)	(MWh)	(%)	(t CO_2 -eq.)	(t CO_2 -eq.)
Aufbereitung	42577	958	0	141	569
Schwefelsäure 70%	101.3	59	80	16	21
Zitronensäure (pulv.)	3.8	57	91	17	19
Flockungsmittel	6.5	18	68	5	7
Desinfektionsmittel (wässrige Lsg.)	2.4	5	89	2	2
Antiscalant	1.8	30	95	9	10
Total Tonnen CO_2-Äquivalente 2012				189	628

Tab. 5.1: Mit der Nährstoffaufbereitung auf dem Betrieb verbundene indirekte Treibhausgasemissionen (rosa hinterlegt: Rechnung mit plausiblen Daten von ähnlichen Substanzen). Anteil fossil = Energieanteil aus fossilen Quellen. Berechnungsgrundlage: siehe Text.

Tabelle 5.1 zeigt die Treibhausgasemissionen, die mit dem Zukauf von Elektrizität und dem Einsatz von Hilfsmitteln verbunden ist. Der grösste Energieaufwand liegt beim Betrieb der Apparate der Aufbereitung, wo Elektrizität eingesetzt wird. Die Treibhausgasemissionen betragen 0.1476 kg CO₂-eq./kWh beim Schweizer Strommix, bzw. 0.5940 kg CO₂-eq./kWh beim Mix der EU (EMPA, 2012). Daher resultiert eine sehr grosse Differenz zwischen den CH- und EU-Emissionen: Mit europäischem Strom gerechnet sind die THG-Emissionen rund 3.3 Mal grösser als die 189 Tonnen bei Rechnen mit dem Schweizer Mix. Für den fossilen Anteil wurde mit Dieselöl mit 0.3024 kg CO₂-eq./kWh gerechnet (ebenda).

5.3.3 Emissionen beim Transport zum Feld

Die Transportdistanzen und Annahmen zum Treibstoffverbrauch sind im Kapitel 4.3.7 beschrieben. Tabelle 5.2 zeigt die Treibhausgasemissionen beim Transport von Konzentrat plus zusätzliches festes Gärgut, bzw. von flüssigem Gärgut bei 0.3024 kg CO₂-eq./kWh Dieselkraftstoff (EMPA, 2012).

TGH-Emissionen Transporte	Weg	Kraftstoff	Energie	THG
	(km)	(l Diesel)	(MWh)	t CO ₂ -eq/MWh
Konzentrat	48438	14531	145	44
zusätzliches festes Gärgut	21786	6536	65	20
Produkte der Aufbereitung total	70224	21067	211	64
Flüssiges Gärgut	200721	60216	602	182
Einsparung bei Aufbereitung	130498	39149	391	118

Tab. 5.2: Vergleich der Treibhausgasemissionen beim Transport von Produkten der Nährstoffaufbereitung bzw. von flüssigem Gärgut

Wie Tabelle 5.2 zeigt, können bei der Nährstoffaufbereitung beim Transport jährlich 118 Tonnen CO₂-Äquivalente eingespart werden. Der THG-Ausstoss durch die Nährstoffaufbereitung (vgl. Tab. 5.1) ist aber bei Berechnung mit dem CH-Strommix 1,6-mal und mit EU-Mix 5,3-mal grösser als die Einsparung beim Transport. Bei der **Aufbereitung** entstehen total 253 t (CH-Mix) bzw. 692 t (EU-Mix) THG gegenüber 182 t beim direkten Ausbringen, d.h. **1,4 bzw. 3,8-mal mehr THG** (Tab's. 5.1 + 5.2).

Die Einsparungen von CO, Stickoxiden und Russpartikeln beim Transport wurden zwar ermittelt, werden hier aber nicht dargestellt, da sonst auch die (wahrscheinlich grösseren) Emissionen bei der Bereitstellung der nicht erneuerbaren Energie für die Aufbereitung und die mit der Bereitstellung der Infrastruktur für die Aufbereitung verbundenen Emissionen berechnet werden müssten. Dies überschreitet den Rahmen dieses (Vor-)Projekts jedoch bei Weitem. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass nicht nur die THG-Emissionen, sondern auch die meisten übrigen Emissionen im Fall der Aufbereitung grösser sind, da in Ökobilanzen die Summe der Emissionen i.d.R. weitgehend mit der Grösse des Energieaufwands gekoppelt ist.

5.3.4 Emissionen beim Ausbringen

Beim Ausbringen ist der Energieaufwand mit den Emissionen direkt gekoppelt, da die Emissionen von Treibhausgasen, Stickoxiden, Russpartikeln etc. von den dieselbetriebenen Ausbringfahrzeugen stammen. Wie in Kapitel 4.3.8 bereits dargelegt wurde, kann kein klarer Unterschied bezüglich des Energiebedarfs zum Ausbringen einer bestimmten Menge Stickstoff ausgemacht werden, da verschiedenste Faktoren

den Energieaufwand beeinflussen²⁾. Da die energetischen Aufwendungen je nach Fall zwischen 1,4 und 3,4 kWh/kg N_{tot} „ohne klaren Sieger“ schwanken, wird hier die Umweltbelastung beim Ausbringen als vergleichbar angenommen. Somit werden auch keine Berechnungen der Treibhausgasemissionen oder anderer Schadstoffe dargestellt. Allerdings könnte es lohnenswert sein, den Energiebedarf beim Ausbringen vertieft zu studieren und Empfehlungen zum Optimieren abzugeben.

5.3.5 Emissionen nach dem Ausbringen: Literatur

Das Konzentrat weist in Inwil einen hohen pH-Wert von 8,1-8,3 auf, wo bereits rund 10% des Ammoniums in der konzentrierten Lösung mit 6 – 8 g³⁾ Ammonium/l als flüchtiger Ammoniak vorliegt ($pK_s \text{ NH}_4^+/\text{NH}_3 = 9,21$); die Gefahr von Verflüchtigung von Ammoniak nach dem Ausbringen ist entsprechend gross, und wenn Ammoniak entweichen kann, wird er sofort wieder aus dem Ammoniumdepot ersetzt, was zu weiteren Emissionen führt.

Eine Literaturstudie zur Problematik des Ausbringens von Konzentrat zeigte, dass an der Landwirtschaftsuniversität in Wageningen (NL) in einem grossen Projekt zu Handen der Europäischen Kommission verschiedene koordinierte Untersuchungen zum Thema durchgeführt wurden. G. Velthof (2012) fasste die Resultate von Arbeiten im Zusammenhang mit der Düngewirksamkeit und den Ammoniakverlusten zusammen. Innerhalb des Projekts wurden insgesamt acht Anlagen mit Nährstoffaufbereitung betrachtet (mit Behandlungskapazitäten zwischen 10'000 und 67'500 Jahrestonnen). Die Anlagen wurden mit unterschiedlichen Ausgangsmaterialien sowie Konzentrierungstechniken betrieben. Die Stickstoffkonzentration in den Konzentraten schwankte dementsprechend in einem weiten Bereich zwischen 4,2 und 11 g N/l bei einem pH-Wert von ~8.

Unter vielem anderem ging es in der Studie um die Düngewirksamkeit der Konzentrate im Vergleich zu Mineraldünger, da in der EU ggf. die Absicht bestehe, Mineraldünger durch Konzentrat zu ersetzen. Als Vergleich diente der in Holland am weitesten verbreitete Calcium-Ammonium-Nitrat-Dünger (CAN). Bei gleichen Stickstoffgaben mit Konzentrat und mit CAN erreichte das Konzentrat 76-90 % der Düngewirksamkeit im Ackerbau und 67-81 % auf Grasland. Die Differenz zu CAN wird durch Ammoniakverluste erklärt: Die hohe Ammoniumkonzentration und der hohe pH-Wert mache das Konzentrat zu einem Dünger mit einem erhöhten Risiko für Ammoniakverluste nach der Ausbringung. Zudem hätten Inkubationsexperimente gezeigt, dass Emissionen von Stickoxiden (Lachgas) bei der Anwendung von Konzentrat relativ hoch im Vergleich zu CAN und zu unbehandelter Schweinegülle seien. Eine Auswaschung von Nitrat – das im Konzentrat nicht vorkommt und erst gebildet werden müsste – wurde hingegen nicht beobachtet.

Gemäss der Studie kann die Düngewirksamkeit von Konzentrat mit jener von flüssigem Ammonium-Nitrat auf Grasland oder tonhaltigem Ackerland verglichen werden. Der Preis für Konzentrat sei im Vergleich zu Mineraldünger um rund einen Faktor 10 zu tief, wenn man den Marktwert des im Konzentrat vorhandenen N und K in Betracht ziehe (2010: € 1.19 gegenüber € 12). Allerdings ist das Ausbringen von Konzentrat aufwändiger und teurer als Düngen mit Mineraldünger, was die Nachfrage nach Konzentrat einschränken würde.

²⁾ Der Unterschied des durchschnittlichen Energieaufwands zum Ausbringen von 1 kg N der beiden Verteilzentren war – nach den jeweiligen Betreiberangaben gerechnet – rund 7 mal grösser als jeweils die durchschnittlichen Abweichungen zwischen den beiden Ausbringmethoden.

³⁾ Je nach Eiweissgehalt des Ausgangsmaterials (Fleischsuppe etc.) kann der Ammoniumgehalt des Konzentrats recht stark schwanken.

Gleichzeitig sei die genaue Dosierung des Konzentrats, das vor allem Stickstoff und Kalium enthält, nicht unproblematisch: Eine Verdünnung mit Wasser vor Ort ist aufwändig und wird daher aus praktischen Überlegungen meist nicht vorgenommen. Eine gute Lösung ist das Einbringen von Konzentrat in Gülle: Dadurch gewinnt die Gülle an Düngewirksamkeit, was den Aufwand beim Ausbringen reduziert. Zudem sinkt der pH-Wert im Vergleich zu reinem Konzentrat und dank der Verdünnung ist eine homogenere, bzw. gezieltere Verteilung möglich. Allerdings bestehen in der Schweiz bereits wiederum Vorbehalte von einzelnen Kantonsvertretern gegenüber dieser Lösung.

Die Literaturrecherche führte zu Schluss, dass die Anwendung des Konzentrats auf dem Feld bezüglich der Emissionen eine viel wichtigere Rolle spielen könnte, als ursprünglich angenommen wurde. Daher wurde der Kontakt mit T. Kupper, Hochschule für Landwirtschaft in Zollikofen, gesucht, wo in einem umfangreichen Projekt Feld- und Tunnelversuche zu Stickstoffverlusten bei unterschiedlichen Ausbringarten von Gülle durchgeführt werden (*Häni et al.*, 2014, in Vorb.). Es ergab sich daraus die Möglichkeit, in einem Versuch der laufenden Reihe für erste Anhaltspunkte aus der Praxis auf einer Parzelle auch Konzentrat auszubringen.

5.3.6 Emissionen nach dem Ausbringen: Feldversuche

Im Juli 2013 wurden in Wengi bei Büren (BE) rund 25 t Konzentrat/ha sowie Gülle auf je eine Fläche von 30 m mal 30 m Wiesland ausgebracht. Das Konzentrat wurde mittels Schlitzdrill-Verfahren ausgebracht, die Gülle mittels Prallteller als Referenzsystem. Zusätzlich wurde auf eine dritte Fläche mit dem Schlitzdrill-Verfahren Gülle ausgebracht (vgl. Abb. 5.2). Beim Schlitzdrill-Verfahren wird an der Bodenoberfläche ein 1-3 cm tiefer Schlitz geöffnet und das Konzentrat, resp. die Gülle auf und in den Schlitz abgelegt. Die Referenzgülle stammte von Milchvieh aus einem Betrieb mit Produktion von Vollgülle (vgl. Tab. 5.3). Das Wetter war sonnig ($T_{\text{Ø}} = 18,7^{\circ}\text{C}$) bei Ø 66% Luftfeuchtigkeit und mittelstarker Bise (bis 4 m/s auf 1 m über Boden).

Gemessen wurde einerseits die Ammoniakkonzentration über jedem Feld (auf zwei Höhen: 60/90 cm, der Messturm stand jeweils in der Mitte des Feldes; vgl. Abb. 5.3) sowie die Ammoniak-Hintergrundkonzentrationen aus verschiedenen Windrichtungen. Die Ammoniakmessung wurde durchgeführt mit einem System von einer Reihe von Gaswaschflaschen (Impinger, oder auch Bubblers), die in bestimmten Zeitintervallen aufeinanderfolgend beschickt wurden, um auch eine Information über die zeitliche Entwicklung zu erhalten. Dabei wurde Luft durch eine saure Lösung (hier 2 M Acetat-Lösung) gesogen, um das basische Ammoniak in der Lösung zu absorbieren. Die mikrometeorologischen Bedingungen wurden mit mehreren Sonic-Anemometern an verschiedenen Standorten gemessen. Nebst der Windrichtung und Windgeschwindigkeit wurden die Wind- und Temperaturfluktuationen in 20 Hz aufgezeichnet. Die Berechnung der Verlustraten wurde mit der öffentlich verfügbaren Software „WindTrax“ (www.thunderbeachscientific.com) durchgeführt.

Die Eigenschaften der Gülle und des Konzentrats, sowie die berechneten Ammoniak-Verluste sind in Tabelle 5.3 aufgeführt. Die Verluste beliefen sich bei der Rindvieh Vollgülle bei Ausbringung mittels Prallteller auf 45.6% des applizierten „Total Ammoniacal Nitrogen“ ($\text{TAN} = \text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$) und 43.9% TAN beim Schlitzdrill-Verfahren. Die Ausbringung von Konzentrat mit dem Schlitzdrill-Verfahren ergab nur einen Verlust von 9% TAN. Das Konzentrat zeigte trotz beinahe dreimal grösserer Ausbringmenge, höherem pH-Wert und mehr als dreifacher Konzentration nur halb so grosse Emissionen wie unbehandelte Gülle. Dies dürfte darauf zurückzuführen sein, dass das sehr wässrige Konzentrat praktisch sofort vom Boden aufgesogen wurde, wo die gelösten Ionen in den Bodenstrukturen immobilisiert wurden.

**Abb. 5.2:**

Links: Ausbringen mit Prallteller. **Unten rechts:** Schlitzdrillmaschine mit aufgesetztem Vorratstank beim Ausbringen von Vollgülle; in der Mitte der Parzelle: Messstation. Die dicke Gülle dringt nicht gut in den Schlitz ein.



Links: Vollgülle bleibt in den Schlitzten liegen

Abb. 5.3:

Rechts: Inneres der Messbox auf dem Messturm mit Pumpen und dazu gehörender Steuerung & EDV

Unten: Batterien von Gaswaschflaschen am Messturm, durch welche definierte Mengen Umgebungsluft gepumpt wurden.



Der Boden der Parzelle im linken Bild zeigt, dass eingedrilltes Konzentrat sehr rasch versickerte (Aufnahme unmittelbar nach dem Eindrillen).

	Rindvieh Vollgülle (Referenz)	Rindvieh Vollgülle (Schlitzdrill)	Konzentrat (Schlitzdrill)
TAN (g/kg)	1.9	1.8	6.4
N _{tot} (g/kg)	3.4	3.6	6.5
TS (%)	6.8	8.8	4.8
C _{org} (g/kg)	48.5	61.1	15.5
pH (-)	7.0	7.0	7.7
Vegetationshöhe (cm)	9	10	9
Verfahren	Prallteller	Schlitzdrill	Schlitzdrill
Applikationsrate (t/ha)	25.8	25.7	19.7
Fläche (m ²)	874	1297	1203
Appl. TAN (kg/ha)	49.0	46.3	126.0
Verlust (kg NH₄-N/ha)	22.4	20.3	11.3
Verlust (% TAN)	45.6	43.9	9.0

Tab. 5.3: Stickstoffverluste bei unterschiedlichen Ausbringmethoden von Gülle und Konzentrat im Feldversuch

Leider war es nicht möglich, im Rahmen des laufenden Projekts der Hochschule für Landwirtschaft noch eine zweite Parzelle mit flüssigem Gärgut zu versorgen. Die unvergorene, dicke Gülle brachte wahrscheinlich grössere Emissionen als dies das viel dünnere flüssige Gärgut bewirkt hätte, welches einerseits aus Presswasser aus der ersten Abpressung besteht und wo andererseits bei der Gülle während der Gärung in den Flüssigreaktoren partikulärer Kohlenstoff zu weiten Teilen bereits abgebaut worden ist.

Die Ausbringung der dicken Rindvieh Vollgülle (8.8% TS) mit dem Schlitzdrill-Gerät bereitete erhebliche Probleme. Einerseits verstopften immer wieder die Schläuche, andererseits blieb die Gülle beim Drillen in grossen Mengen konzentriert auf Bodenoberfläche liegen und bildete dicke, verkrustete Bänder (vgl. Abb. 5.2, unten links), so dass die Emissionen schliesslich beinahe so gross waren wie beim Prallteller, wo bereits im Moment des Ausbringens aus den versprühten Gülletröpfchen in der Luft viel Ammoniak entweicht.

Der Boden war beim Versuch recht ausgetrocknet, was wahrscheinlich mit dazu beitrug, dass die konzentriert im Schlitz ausgebrachte Vollgülle unten rasch Feuchtigkeit an den Boden abgab, was sogleich zu einer verpappenden, fasrigen Schicht auf der Bodenoberfläche führte und ermöglichte, dass die darüber liegende feuchte Güllemasse nicht eindringen konnte und daher massiv Ammoniak ausstieß. Das N- und K-reiche Wasser des Konzentrats wurde hingegen sofort vom sehr trockenen Boden aufgesogen, was grössere Emissionen verhinderte. Es stellt sich unter anderem die Frage, wie der Versuch bei einem nasserem Boden abgelaufen wäre.

Man kann – wie oben erwähnt - spekulieren, dass flüssiges Gärgut, das deutlich weniger Feststoffe aufweist, eventuell deutlich besser abgeschnitten hätte als unbehandelte Vollgülle. Es wäre in diesem Zusammenhang sehr interessant zu wissen, ob und wie stark das Konzentrat unter welchen Ausbringbedingungen besser abschneidet als flüssiges Gärgut. Im positiven Fall wäre dies ein wichtiges Argument zu Gunsten der Nährstoffaufbereitung.

Auf den ersten Blick konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen dem Aufwuchs der Konzentratparzelle und dem Kontrollfeld ausgemacht werden (Abb. 5.4). Es gab gegenüber dem Konzentrat eventuell etwas Ertragseinbussen wegen Ver-

brennungen infolge der dicken Gülle und des warmen Wetters; bei der Parzelle „Gülle/Injektor“ waren noch die Streifen, wo ausgebracht worden war, erkennbar.

Hier gilt es, im Rahmen eines möglichen Nachfolgeprojekts bei unterschiedlichen Austragsbedingungen die Erträge und die Aufnahme des Stickstoffs durch die Pflanzen (ggf. auch die Diversität des Bewuchses etc.) genauer zu untersuchen.



Abb. 5.4: Aufwuchs auf der mit Konzentrat gedüngten Versuchsparzelle (oben) und der Kontrolle (unten)

5.3.7 Emissionen nach dem Ausbringen: Windtunnelversuche

Um einen zusätzlichen Anhaltspunkt zu erhalten, wurde zusätzlich zum Feldversuch das Verhalten von Presswasser aus der ersten fest/flüssig-Trennung mit jenem von Konzentrat im Windtunnel verglichen: Auf eine Fläche von 0.5 m x 2 m wurde von jedem Substrat (Konzentrat, Presswasser, Referenzgülle) je ca. 3 kg ausgebracht. Die Ausbringung erfolgte von Hand, mit einer Giesskanne mit einem Prallteller-Aufsatz. Insgesamt standen 5 Windtunnel zur Verfügung, was je eine Wiederholung der Messung der Verfahren Konzentrat sowie Presswasser ermöglichte. Die Messung erfolgte über 27 h an sehr sonnigen, tagsüber heissen Tagen mit $T \varnothing = 20^{\circ}\text{C}$ bei $\varnothing 85\%$ Luftfeuchtigkeit. Die Windgeschwindigkeit im Tunnel schwankte zwischen 2 und 4 m/s.

Die Messungen der NH_4 -Konzentrationen vor und nach der begüllten Fläche im Tunnel wurden mit denselben Impinger-Systemen durchgeführt, wie im Feldversuch. Die Berechnung der Verlustrate ist gegeben durch die Differenz der Konzentration vor und nach der Testfläche multipliziert mit dem Luftvolumenstrom durch den Tunnel.

Tabelle 5.4 führt die wichtigsten Versuchsdaten sowie die berechneten Ammoniakemissionen auf. Die Verluste beliefen sich auf 20.1% bei der Referenzgülle, 20.6% beim Konzentrat und 34.5% beim Presswasser. Betreffend Referenzgülle ist zu berücksichtigen, dass die Konsistenz sehr dünnflüssig war (TS Gehalt nicht bestimmt). Der TAN Gehalt für Konzentrat - bestimmt mittels Quantofix N-Volumeter (Terrafix, 2013) - lag aus unbekanntem Grund deutlich tiefer als sonst übliche Messwerte. Würde beim Konzentrat der Wert für den Stickstoffgehalt von Tabelle 5.3 eingesetzt, würde ein Verlust von nur 8.6% TAN resultieren.

	Referenzgülle	Konzentrat	Presswasser	Konzentrat
TAN (g/kg)	1.1	2.5	1.6	6.4***
Applikationsrate (t/ha)	32.2	32.3	35.6	-
Appl. TAN (kg/ha)	35.4	80.8	57.0	-
Verlust (kg NH_4-N/ha)	7.1	16.6	19.7	-
Verlust (% TAN)	20.1	20.6	34.5	8.6

Tab. 5.4: Stickstoffverluste bei Ausbringen von Konzentrat, Presswasser und Referenzgülle im Windtunnelversuch. *** Wert übernommen aus Tabelle 5.3.

Es ist zu berücksichtigen, dass Messungen mittels Windtunnel tendenziell zu einer Überschätzung der Emissionen führen. Die Resultate haben nur qualitativen Charakter. Es kann aber festgehalten werden, dass das Konzentrat auch hier (entgegen den Erwartungen) zumindest nicht schlechter abschneidet als die dünne Referenzgülle und im Vergleich zu Presswasser, das immer noch relativ viel feinen partikulären Kohlenstoff enthält, ein deutlich besseres Resultat erzielt.

Diese erst vorläufigen ersten Resultate scheinen die holländischen Bedenken bzgl. Emissionen zumindest etwas zu relativieren. Für eine zuverlässige Aussage sind allerdings eigens geplante Versuchsserien notwendig, die unterschiedliche Ausgangslagen, wie Bodenbeschaffenheiten, Witterung, Ausbringtechnik etc. berücksichtigen. Bei dieser Gelegenheit könnte auch untersucht werden, ob die in der Holländischen Studie angeregte Einspeisung von Konzentrat in Jauchegruben Sinn ergibt oder ob im Gegenteil durch die in der Gülle noch vorhandenen Partikel der Vorteil des raschen Eindringens in den Boden wieder zunichte gemacht wird.

5.4 Fazit Umweltbelastungen

- ✚ Verglichen mit anderen, konventionellen Biogasanlagen werden bei der Nährstoffabtrennung durch die betrachtete Anlage selbst höchstens vergleichbar grosse, tendenziell sogar spürbar kleinere Emissionen freigesetzt.
- ✚ Der Einsatz von nicht-erneuerbarer Energie spielt bei den Umweltbelastungen einer Ökobilanz normalerweise die Schlüsselrolle. Für den Aufbereitungsprozess von flüssigem Gärgut wird vor allem Elektrizität eingesetzt, wo aus der Primärenergie relativ wenig Endenergie und gleichzeitig viel Umweltbelastung entsteht. Daher setzt die Aufbereitung jährlich je nach Betrachtungsweise indirekt rund 190 t „graue“ CO₂-Äquivalente (CH-Mix) bzw. über 600 t CO₂-eq. (EU-Mix) frei.
- ✚ Durch die reduzierten Transportmengen können bei der Nährstoffaufbereitung rund 120 t CO₂-eq./a eingespart werden.
- ✚ Der THG-Ausstoss durch den Betrieb der Aufbereitung (Motoren und Hilfsmittel) ist damit rund 1,6-mal (CH-Strom) bzw. über 5-mal grösser (EU-Strom) als die THG-Einsparungen beim Transport des flüssigen Gärguts.
- ✚ Die Umweltbelastungen beim Ausbringen von Dünger selbst sind als vergleichbar angenommen und daher nicht dargestellt worden. Dort scheint aber noch ein sehr grosses energetisches Optimierungspotenzial vorhanden zu sein, das in einer speziellen Untersuchung aufgezeigt werden sollte.
- ✚ Ebenso wurden die Emissionen von weiteren Luftschadstoffen beim Transport nicht berücksichtigt, da auch dort wie bei den Treibhausgasen davon ausgegangen werden kann, dass die durch den Einsatz von nicht-erneuerbarem Strom erzeugten Emissionen grösser sind als jene des Transports.
- ✚ Ein erster eigener Versuch im Feld und im Windtunnel deutet darauf hin, dass infolge stark verbesserter Fließfähigkeit das Konzentrat sehr gut in den Boden eindringt und daher ev. bzgl. Verlusten sogar Vorteile gegenüber viel weniger konzentrierten Hofdüngern aufweisen könnte. Hier sind allerdings weitere, systematische Untersuchungen notwendig insbesondere auch zu Lachgas, das vermehrt gebildet werden könnte (ev. neue Düngerichtlinien?).
- ✚ Holländische Untersuchungen warnen vor möglichen, grossen Stickstoffverlusten durch Verflüchtigung von Ammoniak nach dem Ausbringen und regen an, Konzentrat in Güllegruben zur Verstärkung der Düngewirkung von Hofdüngern einzusetzen. Unter welchen Rahmenbedingungen dies vorteilhaft sein kann, muss nach dem präliminären Feldversuch noch abgeklärt werden.
- ✚ Dabei sollte auch abgeklärt werden, wie weit und bei welchen Böden und welchen Kulturen Konzentrat in der Lage ist, Mineraldünger zu substituieren.
- ✚ Wie grosse Einsparungen von Energie und Umweltbelastungen bei der möglichen Substitution von (umweltschädlich produzierten) Mineraldüngern möglich sind, konnte im Rahmen dieses Projekts noch nicht abgeklärt werden. Unter Erweiterung der Systemgrenzen bis und mit Mineraldüngerherstellung könnte die Nährstoffaufbereitung eventuell deutlich positiver abschneiden.

6 Hygienische Aspekte der Nährstoffaufbereitung

6.1 Ausgangslage und Zielsetzung

Anlagen zur Verwertung organischer Abfälle sind dem Geltungsbereich der VTNP Verordnung über tierische Nebenprodukte unterstellt, wenn sie Speisereste oder andere Abfälle tierischer Herkunft verwerten. Die Anlagen haben dabei sicher zu stellen, dass keine Verbreitung seuchenhygienisch kritischer Materialien erfolgt. Dies wird durch den Einsatz entsprechender Hygienisierungsschritte und durch die konsequente Anwendung eines Selbstkontrollkonzeptes erreicht. Die Kontrolle der seuchenhygienischen Sicherheit erfolgt dabei durch die Überwachung hygienerelevanter Prozessparameter wie Temperatur und Verweilzeit sowie der als kritisch definierten Betriebsabläufe (indirekte Prozesskontrolle). Eine regelmässige direkte Beprobung der Stoffflüsse, hauptsächlich der abgegebenen Endprodukte (direkte Prozesskontrolle) erfolgt in der Schweiz nicht.

Seuchenhygienische belastete Substratströme fallen in der Abfallwirtschaft v.a. aus Betrieben der Lebensmittelverarbeitung, speziell der Fleischverarbeitung sowie aus der Gastronomie an. Daneben können kommunale Abwasser- & Fäkalschlämme sowie Hofdünger ebenfalls potentiell pathogene Keime mit sich bringen. Erstere sind für die Anlage der SFPI nicht relevant während die Hofdünger keine Abfälle im Sinne des Gesetzes darstellen und daher nicht unter den Geltungsbereich der VTNP fallen.

Um die hygienisierende Wirkung von Verfahrensschritten oder Kombinationen nachzuweisen sowie um die seuchenhygienische Unbedenklichkeit von Endprodukten aus Abfallanlagen zu belegen, werden häufig so genannte Hygiene-Leitkeime heran gezogen. Sie sind einerseits typisch für eine mögliche Kontamination von Rohprodukten und zeigen andererseits in technischen Hygienisierungsverfahren ein typisches Verhalten gegenüber chemischen und physikalischen Einflussgrössen. Als Hygieneleitkeime zur Beurteilung von TNP und der daraus entstehenden Recyclingdünger werden u.a. *Enterococcus faecalis*, *Salmonella senftenberg*, *Escherichia coli* resp. coliforme Keime sowie *Campylobacter spp.* verwendet.

Die SFPI besitzt die sanitätspolizeiliche Bewilligung zur Entsorgung tierischer Nebenprodukte und verwertet inländische Speisereste in der thermophilen Stufe der Biogasanlage. Die gewählten Betriebsparameter der thermophilen Vergärungslinie ($T > 53\text{ °C}$, Verweilzeit $> 24\text{ h}$) garantieren dabei eine weitgehende Reduktion der erwähnten Leitkeime. Nicht hygienepflichtige Abfälle sowie Hofdünger werden in der mesophilen Vergärungslinie verwertet.

Das Modul Hygiene hat zum Ziel, die Prozessschritte der Gärgutaufbereitung hinsichtlich ihrer Reduktion von hygienerelevanten Organismen zu charakterisieren. Die realen Belastungen des Gärguts entlang seiner Aufbereitung zum Düngerkonzentrat werden quantifiziert und die Hygienesituation wird dokumentiert.

Folgende Kernfragen stehen dabei im Vordergrund:

- ✚ Welche Substrate sind tendenziell wie stark mit hygienerelevanten Leitkeimen belastet?
- ✚ Welche Prozesse der Vergärung und der Gärgutaufbereitung bewirken eine Reduktion resp. eine Anreicherung dieser Leitkeime?
- ✚ Welche organischen Düngerprodukte stellen allenfalls ein Hygienierisiko dar?
- ✚ Welche Massnahmen sind angezeigt, um hygienisch sichere Produkte herzustellen und die Hygienesicherheit zu überwachen?

Für die Beantwortung der Kernfragen ergab sich folgender Lösungsweg:

- + Erheben und Beurteilen von Hygienedaten: qualitative und allenfalls quantitative Analyse von Substraten sowie von Zwischen- und Endprodukten.
- + Identifikation hygienisch kritischer und hygienisch unkritischer Ausgangsprodukte, Prozessschritte und Endprodukte.
- + Erstellen eines Massnahmenplanes zur Sicherung hygienisch einwandfreier Produkte (Hygienekonzept).

6.2 Methodik

6.2.1 Probenahme und Probenaufarbeitung

Für die Analyse hygienerelevanter Leitkeime wurde auf separat gezogene Proben zurückgegriffen. Sämtliche Proben wurden in sterilen Kunststoffgefässen beprobt und gleichentags verarbeitet resp. bis zur Verarbeitung kühl (4 °C) gelagert. Die zur generellen Beurteilung der Keimbelastung beprobten Rohsubstrate und Gärgutflüsse sind in Tab. 6.1 aufgeführt. Die für die Beurteilung der Hygienewirkung der Gär-gutaufbereitung zweifach beprobten (September 2013 / Oktober 2013) Stoffflüsse sind in Fig. 6.1 dargestellt.

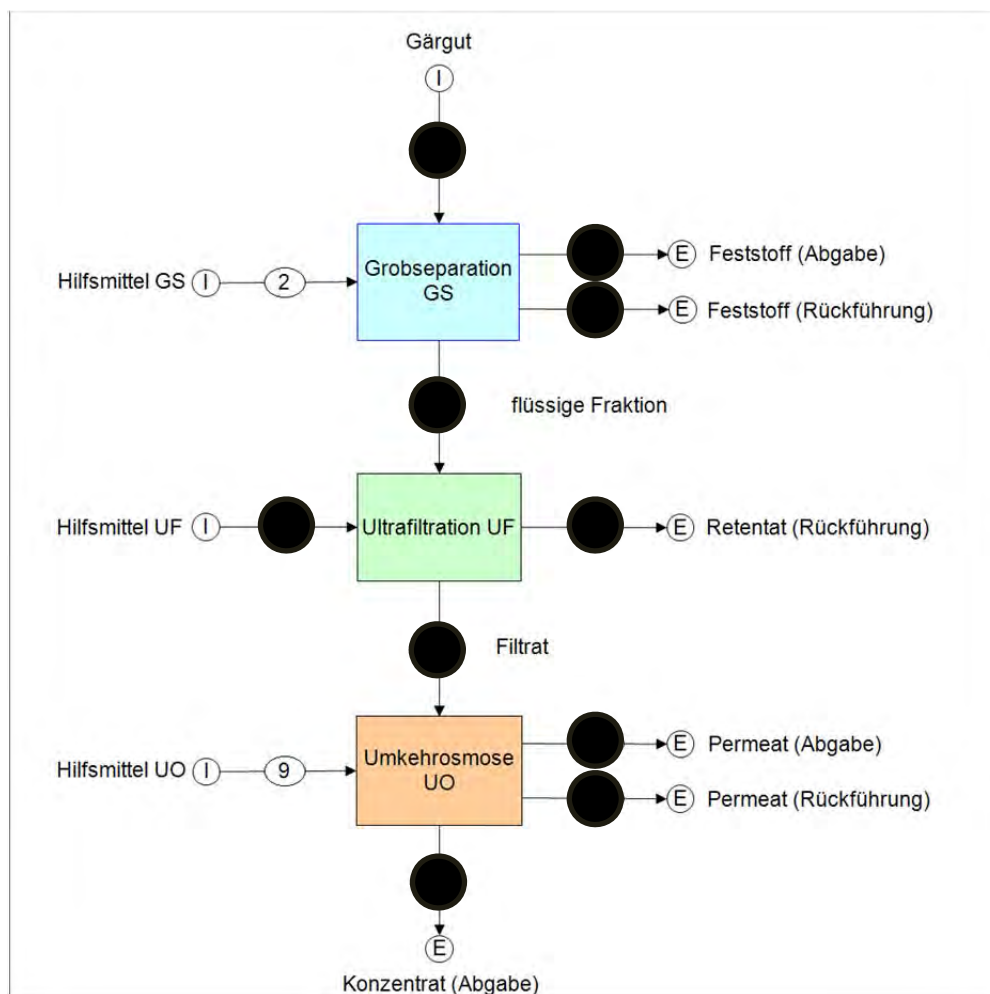


Abb. 6.1: ● Probenahmestellen zur Beurteilung der Hygienewirkung der Gär-gutaufbereitung

6.2.2 Nachweis coliformer Keime resp. von *E. coli*

Der Nachweis coliformer Keime resp. von *E. coli* erfolgte quantitativ mit Hilfe des MPN-Verfahrens bei einer Nachweisgrenze von 10^1 KBE/ml. Zur Vorverdünnung wurden 20 g Probenmaterial in 180 ml Natriumchlorid 0,9% eingewogen. Aus dieser Vorverdünnung wurde eine geometrische Verdünnungsreihe (1:10) in NaCl 0,9% in geometrischer Reihe bis zur Verdünnungsstufe 10^{-7} angesetzt. Danach erfolgte zur Anreicherung aus jeder Verdünnungsstufe die Überimpfung von je 1 ml in drei parallele Röhrchen MacConkey Bouillon. Die beimpften Proben werden bei 37 °C und bei 43 °C für 24 h inkubiert. Nach der Inkubation erfolgt der Nachweis des Wachstums von coliformen Bakterien bzw. *E. coli* durch fraktioniertes Ausstreichen auf TBX-Agar. Dieser wird anschliessend 4 h bei 30 °C und 18 h bei 44 °C bebrütet. Die Auswertung erfolgt mit Hilfe der MPN-Tabelle nach *De Man* (1983).

6.2.3 Nachweis von Enterokokken

Der Nachweis der Enterokokken erfolgt quantitativ mit Hilfe des MPN-Verfahrens bei einer Nachweisgrenze von 10^1 KBE/ml. Zur Vorverdünnung werden 20 g Probenmaterial in 180 ml Natriumchlorid 0,9% eingewogen. Aus einer geometrischen Verdünnungsreihe (1:10) dieser Vorverdünnung werden je 1 ml jeder Verdünnungsstufe in drei parallele Ansätze Azid-Glukose (A-Bouillon à 9 ml überimpft und bei 37 °C für 48 h inkubiert. Die bebrütete AD-Bouillon wird auf Kanamycin – Äsculin – Azid Agar (KAA-Agar), ausgestrichen und anschliessend während 48 h bei 37 °C (bei schwachem Wachstum 72 h/37 °C) inkubiert. Die Auswertung erfolgt mit Hilfe der MPN-Tabelle nach *De Man* (1983). Stichprobenweise erfolgte die Anfertigung von Reinkulturen und Agglutination mit Phadebact Strep D-Test.

6.2.4 Nachweis von *Campylobacter*

Der quantitative Nachweis von *Campylobacter spp.* erfolgt mit Hilfe des MPN-Verfahrens bei einer Nachweisgrenze von 10^1 KBE/ml. Zur Vorverdünnung wurden 20 g Probenmaterial in 180 ml Natriumchlorid 0,9% eingewogen. Aus einer geometrischen Verdünnungsreihe (1:10) dieser Vorverdünnung wird je 1 ml entnommen und auf *Campylobacter* Agar (Butzler) ausgestrichen (3 Ösen Ausstrich). Um die mikroaerophilen Bedingungen zu erreichen, wurden die Proben in einen Anaerobtopf unter Zugabe eines befeuchteten Anaerocult® C-Beutels gestellt und bei 42 °C während 72 h mikroaerophil bebrütet. Die Auswertung erfolgte mit Hilfe der MPN-Tabelle nach *De Man* (1983).

6.2.5 Nachweis von Salmonellen

Für den qualitativen Nachweis wurden 50 g aus den jeweiligen Ansätzen entnommen und in 450 ml gepuffertes Peptonwasser eingewogen und 24 h bei 37 °C bebrütet. Je 0,1 ml aus dieser Voranreicherung wurden in 10 ml Anreicherungsbouillon nach Rappaport überführt und bei 37 °C und bei 43 °C über 24 Stunden inkubiert. Anschliessend erfolgten mittels 10 µl Öse Parallelausstriche auf Brillantgrün-Phenolrot-Saccharose Agar (BPLSA) und Xylose-Lysin-Desoxycholat Agar (XLD), die bei 37 °C über 24 Stunden inkubiert werden. Salmonellenverdächtige Kolonien wurden auf Standard I Agar überimpft und bei 37 °C für 24 Stunden inkubiert. Die Identifizierung erfolgte biochemisch und serologisch aufgrund der Körper- und Geisselantigene (O- und H-Antigene).

6.3 Resultate Hygiene

6.3.1 Rohsubstratanalysen

Ergänzend zu den entlang der Gärgutaufbereitung durchgeführten Hygieneanalysen erfolgte eine Koppelung an das von den 4 Bundesämtern BLW, BAFU, BVET und BFE mitfinanzierte und durch das FiBL geleitete Projekt „Evaluation des risques hygiéniques liés à l'utilisation de digestats liquides en Suisse“ (Fuchs et al., 2012). Im Rahmen des Projektes wurden entlang der Vergärung und Gärgutaufbereitung der SFPI Proben von Rohsubstraten und von Gärgutflüssen gezogen und auf die Hygieneleitkeime coliforme Keime, *E. coli*, Enterokokken und Salmonellen analysiert. Die Probenahmen vom Herbst 2012 und Frühjahr 2013 dokumentieren die jahreszeitlichen Schwankungen (Tab. 6.1).

	<u>Coliforme Keime</u>		<u>E. coli</u>		<u>Enterokokken</u>		<u>Salmonellen</u>	
	Frühjahr	Herbst	Frühjahr	Herbst	Frühjahr	Herbst	Frühjahr	Herbst
Rohsubstrate (Eingangsmaterialien)								
Grüngut mit Speiseresten	---	$6.1 \cdot 10^6$	---	$1.7 \cdot 10^6$	---	$7.0 \cdot 10^6$	---	<u>n.n.</u>
Schweinegülle	$5.3 \cdot 10^4$	$8.4 \cdot 10^4$	<u>n.n.</u>	$3.3 \cdot 10^1$	$8 \cdot 10^5$	$1.8 \cdot 10^4$	<u>n.n.</u>	<u>n.n.</u>
Fettschlamm	<u>n.n.</u>	$1.5 \cdot 10^3$	<u>n.n.</u>	$1.0 \cdot 10^3$	$9.2 \cdot 10^1$	$2.3 \cdot 10^1$	<u>n.n.</u>	<u>n.n.</u>
Speisereste	<u>n.n.</u>	---	<u>n.n.</u>	---	$4.9 \cdot 10^2$	---	<u>n.n.</u>	---
Molke	<u>n.n.</u>	---	<u>n.n.</u>	---	$7.4 \cdot 10^1$	---	<u>n.n.</u>	---
Glycerin	---	<u>n.n.</u>	---	<u>n.n.</u>	---	<u>n.n.</u>	---	<u>n.n.</u>
Gärgutflüsse								
Fermenter mesophil	$6.5 \cdot 10^4$	$1.6 \cdot 10^4$	<u>n.n.</u>	<u>n.n.</u>	$1.1 \cdot 10^6$	$1.8 \cdot 10^4$	<u>n.n.</u>	<u>n.n.</u>
Nachgärer	$3.1 \cdot 10^4$	$1.1 \cdot 10^5$	<u>n.n.</u>	<u>n.n.</u>	$1.3 \cdot 10^5$	$3.5 \cdot 10^3$	<u>n.n.</u>	<u>n.n.</u>
Gärgut (F1.1)	---	$3.6 \cdot 10^4$	---	$6.7 \cdot 10^2$	---	$2.4 \cdot 10^5$	---	<u>n.n.</u>
Filtrat UF (F2.3)	<u>n.n.</u>	---	<u>n.n.</u>	---	<u>n.n.</u>	---	<u>n.n.</u>	---
Retentat UF (F2.1)	$5.2 \cdot 10^4$	---	<u>n.n.</u>	---	$2.9 \cdot 10^3$	---	<u>n.n.</u>	---
Permeat UO (F3.1)	<u>n.n.</u>	---	<u>n.n.</u>	---	<u>n.n.</u>	---	<u>n.n.</u>	---
Gärgut fest	$1.1 \cdot 10^4$	---	<u>n.n.</u>	---	$4.3 \cdot 10^4$	---	<u>n.n.</u>	---
Konzentrat (F3.3 & F5.1)	$1.5 \cdot 10^4$	<u>n.n.</u>	<u>n.n.</u>	<u>n.n.</u>	<u>n.n.</u>	<u>n.n.</u>	<u>n.n.</u>	<u>n.n.</u>

Tab. 6.1: Hintergrundbelastung verschiedener Rohsubstrate (Eingangsmaterialien) sowie Gärgutflüsse mit Hygieneleitkeimen ([CFU/mL], n.n. = nicht nachweisbar, $<10^1$ CFU/mL, --- = nicht beprobt)

6.3.2 Coliforme Keime resp. von *E. coli*

Coliforme Keime sind in allen eingangsseitigen Stoffströmen der Gärgutaufbereitung (F1.x) in Konzentrationen von $10^1 - 10^5$ CFU/mL nachweisbar. Eine An- oder Abreicherung in der flüssigen resp. in der festen Phase der Grobseparation ist nicht ersichtlich. Ebenso sind coliforme Keime im Abwasser des Biofilters (F1.9, 10^5 CFU/mL) nachweisbar.

Bereits im Retentat der ersten Ultrafiltration findet eine starke Abreicherung coliformer Keime statt (10^1 CFU/mL). Dies ist aufgrund der Betriebstemperaturen von ca. 39 °C kein thermischer Effekt. In den Filtraten der Ultrafiltrationsstufen sind keine coliformen Keime mehr nachweisbar.

Vereinzelt wurden sowohl im Permeat als auch im Konzentrat der 1. Umkehrosmosestufe noch geringe Konzentrationen an coliformen Keimen nachgewiesen (max. 10^1 CFU/mL).

E. coli konnte in keiner der untersuchten Proben nachgewiesen werden.

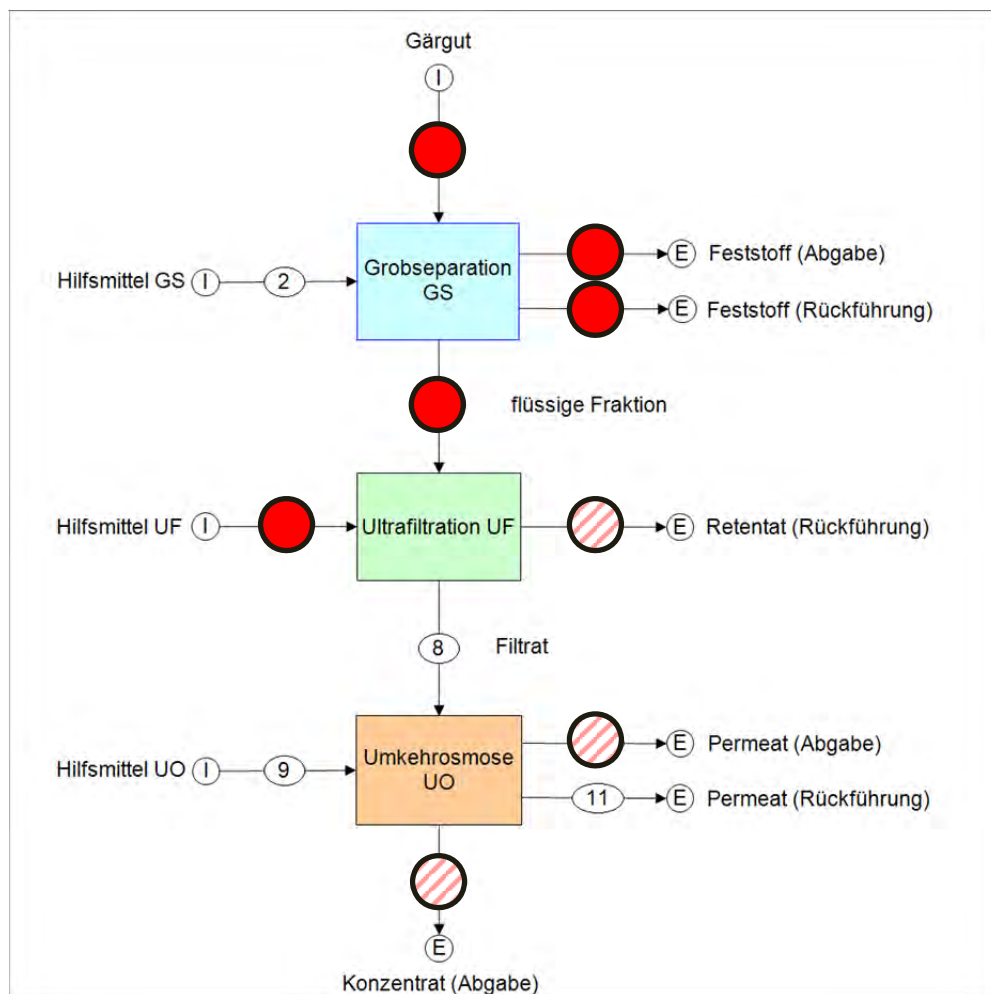


Abb. 6.2: ● Stoffströme der Gärgutaufbereitung in welchen coliforme Keime nachgewiesen werden (gefüllte Kreise: mittlere Konzentrationen, schraffierte Kreise: tiefe Konzentrationen).

6.3.3 Enterokokken

Enterokokken sind in allen eingangsseitigen Stoffströmen der Gärgutaufbereitung (F1.x) in Konzentrationen von $10^3 - 10^5$ CFU/mL nachweisbar. Eine An- oder Abreicherung in der flüssigen resp. in der festen Phase der Grobseparation ist nicht ersichtlich. Ebenso sind Enterokokken im Abwasser des Biofilters (F1.9, $10^2 - 10^4$ CFU/mL) nachweisbar.

In den Retentaten der beiden Ultrafiltrationsstufen (F2.1, F2.4) finden sich erwartungsgemäss immer noch Enterokokken ($10^2 - 10^5$ CFU/mL), es findet gegenüber den zufließenden Strömen jedoch kaum eine Anreicherung statt. Die Filtratströme der Ultrafiltration 1 und entsprechend sämtliche Ströme der nachfolgenden Umkehrosmosen, inkl. des an die Kanalisation abgegebenen Permeates und der landwirtschaftlich verwerteten Konzentrate sind frei von Enterokokken.

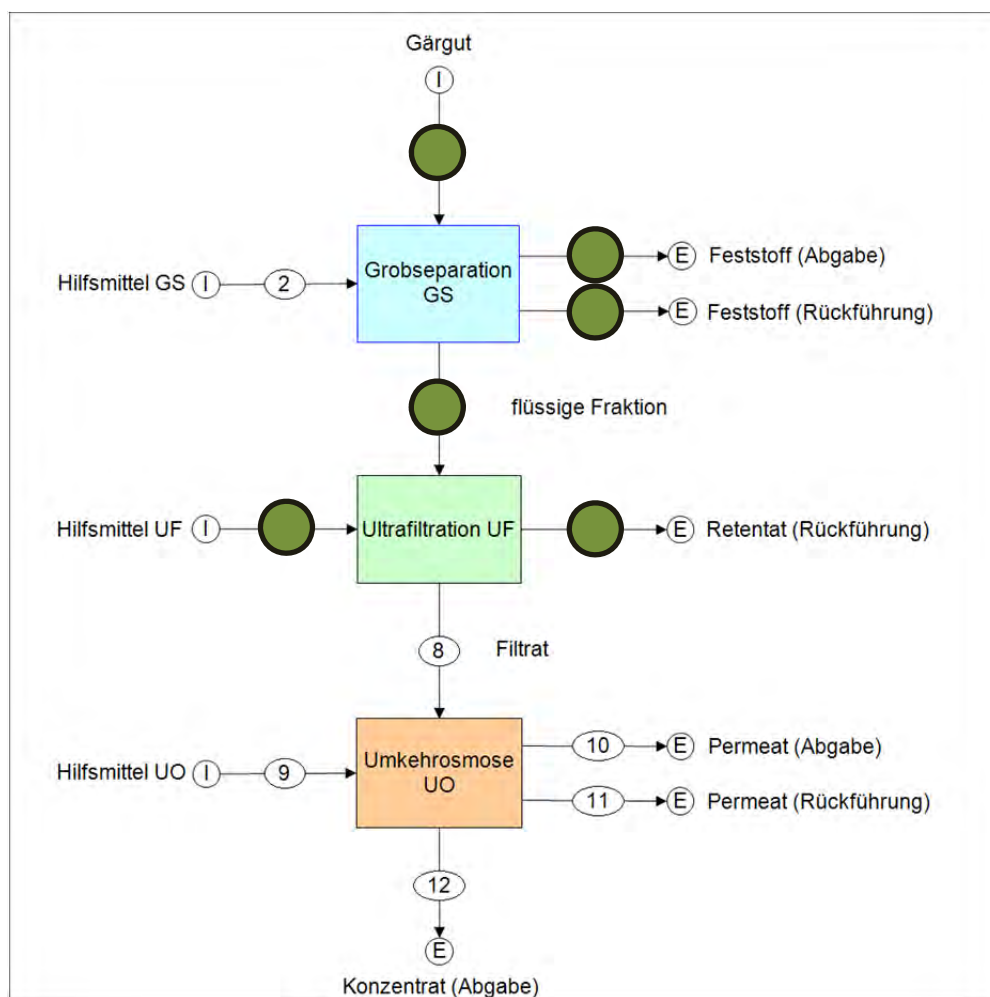


Abb. 6.3: ● Stoffströme der Gärgutaufbereitung in welchen Enterokokken nachgewiesen werden (gefüllte Kreise: mittlere Konzentrationen).

6.3.4 Campylobacter spp.

In den eingangsseitigen Stoffflüssen der Gärgutaufbereitung kann erwartungsgemäss *Campylobacter* nachgewiesen werden (F1.1: $4 \cdot 10^3$ CFU/mL). Im Gegensatz zu den anderen nachgewiesenen Leitkeimen ist für *Campylobacter* eine leichte Abreicherung in der Flüssigfraktion der Grobseparation ersichtlich (F1.4_{fest}: $2 \cdot 10^3$ CFU/mL,

F1.5_{flüssig}: $4 \cdot 10^1$ CFU/mL). Das vom Biofilter rückgeführte Abwasser ist nur sehr gering mit *Campylobacter* belastet (F1.9: $<10^1$ CFU/mL).

Die Retentate der Ultrafiltrationsstufen weisen noch sehr geringe Gehalte an *Campylobacter* auf (F2.1_{UF1}: $4 \cdot 10^1$ CFU/mL, F2.4_{UF2}: $9 \cdot 10^2$ CFU/mL). In sämtlichen Filtraten sowie im abgegebenen Konzentrat der Umkehrosmose sind keine *Campylobacter* Leitkeime mehr nachweisbar.

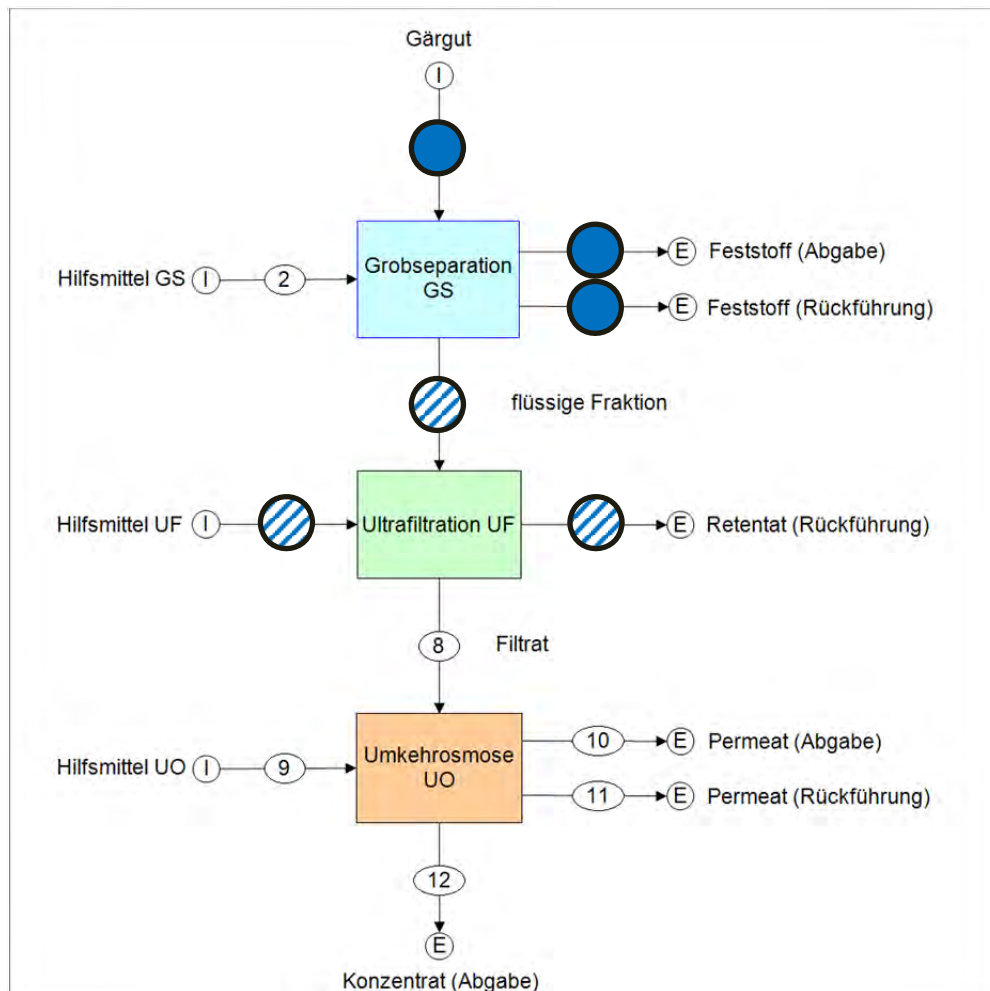


Abb. 6.4: ● Stoffströme der Gärgutaufbereitung in welchen *Campylobacter* nachgewiesen werden (gefüllte Kreise: mittlere Konzentrationen, schraffierte Kreise: tiefe Konzentrationen).

6.3.5 Salmonellen

In keiner der beprobten Stoffflüsse gemäss 6.3.1 konnten Salmonellen qualitativ nachgewiesen werden. Auch in den durch die starken Konzentrationsschritte der Ultrafiltration und der Umkehrosmose mit Feststoffen angereicherten Flüssen F2.1, F2.4, F3.3 und F5.5 sind keine Salmonellen nachweisbar.

6.4 Interpretation und Massnahmen

6.4.1 Hintergrundbelastung von Substraten und Gärgut

Die VTNP relevanten Rohsubstrate „Grüngut mit Speiseresten“ und „Fettschlamm“ sowie die angelieferte Schweinegülle sind leicht mit coliformen Keimen belastet. In den beiden Abfällen, nicht aber in Schweinegülle kann ein massgeblicher Teil davon als *E. coli* identifiziert werden. Weitere Substrate inkl. getrennt gesammelter Speisereste sind frei von coliformen Keimen resp. von *E. coli*.

Enterokokken finden sich in sehr geringen Konzentrationen in Fettschlamm, in Molke sowie in Speiseresten, in mittleren Konzentrationen in Grüngut mit Speiseresten sowie in Schweinegülle. Salmonellen konnten hingegen weder in den verschiedenen Abfallsubstraten noch in Schweinegülle nachgewiesen werden.

In den mesophilen Fermentern findet bei 37 °C eine vollständige Abreicherung von *E. coli* auf nicht mehr nachweisbare Konzentrationen statt. Die Gehalte an coliformen Keimen und an Enterokokken werden hingegen kaum verändert. Im nachgeschalteten Nachgärer finden sich leicht reduzierte Konzentrationen an Enterokokken. Eine Anreicherung resp. ein Wachstum coliformer Keime, von *E. coli* oder von Enterokokken kann in keiner der anaeroben Stufen nachgewiesen werden.

Die Retentate einzelner Stufen der Ultrafiltration sowie die zur Kompostierung gelangende feste Gärgutfraktion sind noch leicht mit coliformen Keimen und mit Enterokokken belastet. Eine Anreicherung dieser Keime findet jedoch nicht statt.

Die Filtrate der einzelnen Stufen der Ultrafiltration sowie der Umkehrosmose sind in Bezug auf Hygieneleitkeime keimfrei, es kann keine Belastung mit coliformen Keimen, mit *E. coli*, Enterokokken oder Salmonellen nachgewiesen werden. Ebenso ist das zwischengelagerte und an die Landwirtschaft abgegebene Nährstoffkonzentrat keimfrei, bis auf eine Probe mit einem leichten Gehalt an coliformen Keimen. Ein Wachstum resp. eine Wiederverkeimung des Konzentratlagers mit Hygieneleitkeimen findet nicht statt. Dasselbe gilt für Salmonellen in der Biogasanlage.

6.4.2 Beeinflussung der Keimzahlen durch die Gärgutaufbereitung

Die der Gärgutaufbereitung vorgeschaltete Grobseparation hat keinen massgeblichen Einfluss auf die Verteilung von Hygieneleitkeimen. Sowohl in den festen als auch in den flüssigen Strömen finden sich coliforme Keime und Enterokokken wieder. *E. coli* kann bereits im zugeführten Gärgut nicht mehr nachgewiesen werden, was auf die vollständige Reduktion in den Fermentern und im Nachgärer bestätigt. Für *Campylobacter* ist eine leichte Abreicherung im flüssigen Strom erkennbar. Dies weist darauf hin, dass dieser Leitkeim tendenziell an Feststoffe angelagert vorkommt.

Durch das zur Ultrafiltration rückgeführte Abwasser aus dem Abluftbiofilter der Gesamtanlage gelangen massgebliche Konzentrationen an Hygieneleitkeimen (ausser Salmonellen und *E. coli*) in die Gärgutaufbereitung.

Sowohl für coliforme Keime als auch für Enterokokken und für *Campylobacter* sind die Ultrafiltrationsstufen der Gärgutaufbereitung absolute Barrieren. Bereits in den Filtraten der UF sind diese Keime nicht mehr nachweisbar. Während jedoch Enterokokken und *Campylobacter* im Retentat und im Permeat der UO vollständig abwesend sind, war in einer Probe eine leichte Verkeimung mit coliformen Keimen festzustellen, welche jedoch als nicht signifikant eingestuft wird.

In Bezug auf Salmonellen können keine Aussagen zur Abreicherung resp. zur Elimination gemacht werden, da in keinen Proben Salmonellen nachgewiesen werden konnten.

6.5 Fazit Hygiene

- ✚ Der Parameter „coliforme Keime“ ist zur Beurteilung der hygienerelevanten Belastung von Substraten und zur Beurteilung von An- und Abreicherungs-schritten in Biogasanlagen nicht geeignet.
- ✚ *E. coli* wird v.a. durch Abfallsubstrate und weniger durch Schweinegülle in die Biogasanlage eingetragen. Die Hintergrundbelastungen sind jedoch gering.
- ✚ Enterokokken und allenfalls *Campylobacter* eignen sich als nicht substrat-spezifische Hygieneleitkeime, da sie in geringen Konzentrationen in einer Vielzahl von Substraten nachgewiesen werden und An- & Abreicherungen deutlich feststellbar sind.
- ✚ Durch Abfallsubstrate oder durch Schweinegülle fand kein Eintrag von Salmonellen in die Biogasanlage statt. Salmonellen eignen sich allenfalls zur seuchenhygienischen Beurteilung von Endprodukten, nicht aber zur Beurteilung von An- und Abreicherungs-schritten.
- ✚ Das seuchenhygienische Risiko, welches von den betrachteten Abfallsubstraten sowie von Schweinegülle ausgeht, ist als gering einzustufen.
- ✚ Bei Temperaturen von 42 – 36 °C (Fermenter, bzw. Nachgärer) werden im anaeroben Milieu *E. coli* auf nicht nachweisbare Konzentrationen abgereichert. Eine Wiederverkeimung oder ein Wachstum findet nicht statt.
- ✚ Coliforme Keime und Enterokokken werden bei Temperaturen von 42 – 36 °C im anaeroben Milieu nicht oder allenfalls nur leicht abgereichert. Eine Wiederverkeimung oder ein Wachstum findet jedoch nicht statt.
- ✚ Grobseparationen zeigen keinen wesentlichen Einfluss auf An- und Abreicherung resp. auf die Verteilung von Leitkeimen in Gärgut.
- ✚ Ultrafiltrationsstufen sind erwartungsgemäss absolute Barrieren für Hygieneleitkeime. Die produzierten Filtrate sind keimfrei, es findet keine unmittelbare Wiederverkeimung und kein sekundäres Wachstum statt.
- ✚ In Filtraten aus Ultrafiltrationsanlagen sowie in Retentaten und Permeaten nachgeschalteter Umkehrosmostufen findet auch bei längerer Lagerung über mehrere Monate keine Wiederverkeimung mit *E. coli*, mit Enterokokken, Salmonellen oder mit *Campylobacter* statt. Eine leichte Wiederverkeimung mit coliformen Keimen ist hingegen nicht mit Sicherheit auszuschliessen.
- ✚ Das seuchenhygienische Risiko, welches von den betrachteten Nährstoffprodukten sowie von den Zwischenprodukten der Aufbereitung ausgeht, ist als äusserst gering einzustufen.
- ✚ In Bezug auf die Sicherung hygienisch einwandfreier Produkte der SFPI und auf die Arbeitssicherheit ist das vorhandene Hygienekonzept ausreichend.

7 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

7.1 Diskussion der Resultate und ökonomische Aspekte

Zu den verschiedenen hier behandelten Fragestellungen finden sich – wenn überhaupt – nur sehr spärliche Untersuchungen in der Literatur. Bezüglich der **Stoffflüsse** zeigt die bereits eingangs erwähnte umfangreiche holländische Studie von Hoeksma et al. (2011) interessante Vergleichswerte. Es wurden dort acht Anlagen zur Nährstoffaufbereitung – auf Betrieben mit Schweinen oder Rindern und z.T. mit Mais als Cosubstrat - ausgemessen, einzeln dargestellt und verglichen.

Die mittlere Zusammensetzung des holländischen Konzentrats ist vergleichbar mit den Werten von Tabelle 3.1: Die Mittelwerte von 101 holländischen Messungen liegen für Ammonium und Kalium leicht unter den hier gemessenen Werten und bei den (tiefen) Werten von löslichem P etwas höher. Allerdings ist zu sagen, dass in Holland eine grössere Streuung vorliegt, da die Anlagen z.T. unterschiedliche Ausgangsmaterialien und auch unterschiedliche Verfahrenstechniken zur Nachbereitung verwendeten (z.B. setzten nur zwei Betriebe Ultrafiltration ein).

Es konnte in dieser Studie mit der Stoffflussanalyse klar belegt und bestätigt werden, dass sich im Konzentrat vor allem Ammonium und Kalium anreichert und dass insbesondere Phosphor und die übrigen Pflanzennährstoffe wie auch die Schwermetalle mehrheitlich an die festen Fraktionen gebunden sind. Gemäss Hoeksma et al.(2011) verbleiben auch die Spurenelemente – mit Ausnahme von gelöstem Sulfat – mehrheitlich in der festen Fraktion.

In Holland wurden zusätzlich auch Konzentrationen von Mikroverunreinigungen mit organischen Schadstoffen im Konzentrat gemessen. Es wurde dabei nach rund 30 Pestiziden und anderen organischen Stoffen gesucht. Diese lagen aber alle unter 0.015 mg/kg N (div. PCB's) und z.T. bei oder unter der Nachweisgrenze. Die gesetzlichen Vorgaben („Uitvoeringsbesluit Meststoffenwet“) wurden eingehalten.

Bei der mit SFPI am ehesten vergleichbaren Anlage H (mit UF) wurde in der UO etwas mehr Permeat abgetrennt im Verhältnis zum Konzentrat in Inwil. Wenn man die Daten aber genau vergleichen möchte, müsste auch das Ausgangsmaterial im Detail bekannt sein, was in den holländischen Studien nicht detailliert ausgewiesen wird. Ohne einen Besuch vor Ort mit Einsicht in die Originaldaten ist daher ein Vergleich spekulativ.

In den holländischen Studien wurde der Aufwand an **Energie** der verschiedenen Aufbereitungstechniken nicht untersucht. Die Aufbereitung erfordert mit rund 1'300 MWh/a mehr als doppelt so viel Endenergie wie der Abtransport von flüssigem Gärgut erfordern würde (Tab. 4.5). Die Resultate dieser Studie führen zum Schluss, dass die Nährstoffaufbereitung – bei der hier vorhandenen Ausgangslage und den gewählten Systemgrenzen - aus Sicht der Energie keine Vorteile bringt: Beim Transport der Produkte von der Anlage auf das Feld können beim Konzentrat gegenüber dem flüssigen Gärgut zwar rund zwei Drittel der Energie eingespart werden. Es geht dafür aber rund ein Fünftel der aus dem Biogas produzierten Elektrizität für die Aufbereitung und die Bereitstellung von Hilfsmitteln verloren, bzw. es muss diese fehlende Energiemenge zusätzlich aus vorwiegend nicht erneuerbaren Quellen gedeckt werden. Dies bedeutet, dass das Konzentrat über rund 600 km transportiert werden müsste, bis der Energieaufwand für dessen Herstellung (ohne Amortisation der grauen Energie der Aufbereitungsanlage!) kompensiert werden könnte (Auf Ebene Primärenergie gerechnet mit EU-Mix von Strom: 634 km; bei CH-Mix: 555 km; End-

energie immer noch rund 210 km). Bei den in der Schweiz gemessenen Transportdistanzen, die deutlich unter 100 km liegen, ist die Nährstoffaufbereitung aus Sicht der Energie ein klares Verlustgeschäft.

Aus Sicht der **Ökonomie** scheint die Situation zugunsten der Aufbereitung zu kippen: Tabelle 7.1 zeigt eine ganz grobe Überschlagsrechnung zu den Kosten, wo im Fall der Aufbereitung bei Transportkosten zum Ausbringort von CHF 20/t gegenüber direktem Ausbringen 10-15 % eingespart werden kann:

Kostenstelle		à	CHF
Energieaufwand Nachbereitung	1'269 MWh _{el}	117.30 CHF/MWh	150'000
Zins/Amortisation Anlageteil inkl. RWU	2,53 Mio CHF	15 a à 10 %	250'000
Gebäudeanteil für Aufbereitung	500'000	20 a à 3%: 0.067	33'500
Hilfsmittel (inkl. UO-Membranen)			120'000
Angestellte Fachkraft	0.25 Mannjahre	90'000	22'500
Transport	546 Fahrten	560 CHF/Fahrt	306'000
Abzüglich: Verkaufserlös Konzentrat	-----	-----	-----
Jahreskosten Aufbereitung total:			881'000
Zusätzlicher Transportaufwand	1521 Fahrten	560 CHF/Fahrt.	852'000
Zusätzliche 20'000 m ³ Lagerkapazität	2'500'000	20 a à 3%: 0.067	168'000
Jahreskosten Ausbringen flüssiges Gärgut total:			1'020'000

Tab. 7.1: Grobe Kostenschätzung von Aufbereitung und Abtransport von flüssigem Gärgut

Zur Aufbereitung von rund 43'600 t flüssigem Gärgut werden gemäss Tabelle 3.5 rund 1'270 MWh vorwiegend elektrische Endenergie à aktuell CHF 117.30 /MWh benötigt. Der Anlagenteil ohne Gebäude kostete rund 2,53 Mio CHF. Bei Abschreibung über 15 Jahre und einem Zins von 3% fallen inkl. Reparatur, Wartung und Unterhalt jährlich gut 250'000 CHF an. Mit durchschnittlich 2 h/d Arbeit ergeben sich inkl. Transport Jahreskosten von rund 880'000 CHF.

Beim der Zwischenlagerung auf der Anlage und direktem Abtransport von flüssigem Gärgut zum Feld sind 975 zusätzliche Fahrten notwendig. Bei Transportkosten von CHF 20/t resultieren bei einem LKW 28 t rund 850'000 CHF/a. Zudem ist für den Winter der Bau von 20'000 m³ zusätzlicher Lagerkapazität auf der Anlage notwendig. Bei Abschreibung über 20 Jahre ergeben sich für 2,5 Mio (bei 3% Zins) rund 170'000 CHF/a für das Zwischenspeichern von flüssigem Gärgut. Die Jahreskosten würden damit rund 140'000 CHF über jenen der Aufbereitung liegen.

In Tabelle 7.1 wurde mit einem Transportpreis von 20 CHF/t ab Anlage zum Ausbringort gerechnet. Bei einem Preis von 15 CHF/t (näherer Ausbringort oder Kosteneinsparungen) wären die beiden Varianten ökonomisch bereits gleichauf. In der EU, wo die Strompreise z.T. über 20 €/kWh liegen und gleichzeitig die Löhne und damit die Transportkosten wahrscheinlich tiefer sind als in der Schweiz, dürfte es daher schwierig sein, eine Aufbereitungsanlage gewinnbringend zu betreiben.

Die Kosten sind verschiedenen Annahmen unterworfen (aktueller Preis für Strom und Diesel, Zinssatz, Lohnentwicklung etc.), deren Änderung das Bild – wie im vorhergehenden Abschnitt gezeigt wurde - rasch stark verändern können. Stark auswirken können sich eine Änderung beim Energieaufwand der Aufbereitung sowie der Erlös von Konzentrat: In Holland wurden 2009 und 2010 durchschnittliche Erlöse von €

1.25 bzw. € 1.19 pro Tonne Konzentrat realisiert (Velthof, 2011). Für einen profitablen Betrieb der Anlagen wären gemäss Velthof rund € 15 notwendig gewesen; der Marktwert des Ammoniums und Kaliums wurde auf € 12/t geschätzt. In Inwil wird (noch) kein Erlös aus der Abgabe von Konzentrat erzielt (d.h. die Landwirte bezahlen nur für die Ausbringkosten auf dem Feld). Hier könnte eine Untersuchung zu den Vorteilen des Ausbringens von Konzentrat lohnenswert sein, um die Landwirte, die immer noch Mineraldünger austragen (z.T. in der Umgebung der Anlage!), von den Vorteilen des Konzentrats zu überzeugen.

Die Zahlen in Tabelle 7.1 sind sehr grob geschätzt. Es wird jedoch ersichtlich, dass in der Schweiz, wo die Arbeitszeit im Verhältnis zum heutigen tiefen Energiepreis sehr teuer ist, es sich ökonomisch lohnen kann, eine weitgehend automatisierte Aufbereitung mit einem beträchtlichen zusätzlichen Energieaufwand zu betreiben und so teure Arbeitszeit einzusparen (Kosten für den Transport = täglich wiederkehrende Personalkosten für zusätzliche LKW-Fahrer), d.h. Arbeit durch Energie zu substituieren.

In der Arbeit von *Hersener* und *Meier* (2008) zur Güllenaufbereitung wurden zwar auch Aussagen zu den Kosten der Nährstoffaufbereitung gemacht. Sie sind aber mit der vorliegenden Arbeit nicht vergleichbar, da aus jener Arbeit nicht hervorgeht, auf welchen Grundlagen und Annahmen die dargestellten Resultate beruhen: Insbesondere ist nicht klar, ob überhaupt – und sofern ja: wie – der Energieaufwand für die Aufbereitung und für den Transport der Produkte in die Rechnungen einging oder ob nur Investitionskosten grob abgeschätzt wurden.

Bezüglich der **Umwelt** wurden in dieser (Vor-)Studie nur die Emissionen von Treibhausgasen näher betrachtet. Auch hier schneidet die Aufbereitung gegenüber direktem Ausbringen von flüssigem Gärgut deutlich schlechter ab (bei CH-Strom-Mix rund 1,4-mal und nach EU-Mix gar 3,8-mal grössere THG-Emissionen, bis zur Ankunft des Materials am Feldrand). Bei anderen, hier nicht untersuchten Schadstoffen dürfte es sich ähnlich verhalten, da diese in deiner Ökobilanz in der Regel ebenfalls eng mit dem Energieaufwand korrelieren.

Beim Ausbringen selbst ist die Situation recht verwirrend, da je nach Unternehmer unterschiedliche Techniken und (wahrscheinlich teilweise überdimensionierte) Apparaturen zum Einsatz kommen, was zu sehr unterschiedlichem Energieaufwand und damit auch nicht klar bestimmbar Emissionen führt. Hier ist es sicher lohnenswert, diesen Fragenkomplex näher zu beleuchten.

Zu Beginn der Arbeiten wurde befürchtet, dass das Konzentrat auf dem Feld – auch in Kenntnis von holländischen Arbeiten (Velthof, 2011) – zum Risiko von grösseren Ammoniakverlusten führen würde. Der Pilotversuch zum Ausbringen von Konzentrat zeigte, dass dank der niedrigen Viskosität das Konzentrat vom (überdurchschnittlich trockenen) Boden beim Schlitzdrillen sehr rasch aufgenommen wurde, was die Stickstoffverluste stark reduzierte (9%, Tab. 5.3). Dies deckt sich mit einer Aussage von Velthof (2011), wonach die Emissionen durch Einbringung in den Boden auf weniger als 10% reduziert würden. Ähnliche Beobachtungen zum Zusammenhang zwischen Fließfähigkeit und Ammoniakverlusten wurden in den letzten 20 Jahren bereits verschiedentlich publiziert (*Christensen* und *Sommer*, 1991; *Amon*, 1995; *Hersener* und *Meier*, 2008)

Die Resultate des ersten Pilotversuchs zeigten ein besseres Abschneiden von Konzentrat bezüglich Ammoniakemissionen als die Resultate von Topfversuchen im Labor (Velthof und Humelink, 2011). Dort wird berichtet, dass in den Boden eingebrachtes Konzentrat eine ähnlich starke Reduktion der Emissionen bewirke wie das Einbringen von Schweinegülle. Im vorliegenden Versuch waren die Verluste beim Konzentrat 4 - 5 Mal kleiner als bei eingedrillter Rindergülle, was wahrscheinlich auf

die hohe Trockensubstanz der Rindergülle zurückgeführt werden kann, die ein rasches Eindringen in den Boden behinderte. Bei oberflächlicher Ausbringung waren andererseits in Holland Ammoniakemissionen beim Ausbringen von Harnstoff höher als jene vom Konzentrat (*ebenda*).

Die Möglichkeit von erhöhten Lachgasemissionen und vermehrter Auswaschung von Nitrat ins Grundwasser bei Ausbringung von Konzentrat mit erhöhter Ammoniumkonzentration konnte im Rahmen dieses Projekts nicht untersucht werden. Gemäss *Velthof* (2011) kommt es sowohl auf Gras- wie auf Ackerland bei Konzentrat nicht zu erhöhten Nitratauswaschung ins Grundwasser im Vergleich zu Mineraldünger (CAN). *Velthof* und *Humelink* (2011) berichten andererseits von einer erhöhten Lachgasemission bei Injektion von Konzentrat verglichen mit oberflächlicher Applikation von Mineral- oder Schweinegülle. Dies könnte mit den kleinen Stickstoffverlusten bei Injektion erklärt werden: Bei kleinen Verlusten, gelangt mehr Stickstoff in den Boden und es wird dort mehr nitr- und denitrifiziert, wobei Lachgas dabei als Nebenprodukt entsteht. Die NO_2 -Emissionen von Konzentrat seien vergleichbar mit jenen von injiziertem Harnstoff (*ebenda*).

Da Lachgas ein sehr starkes Treibhausgas ist und Ammoniak ebenfalls Umweltschäden bewirkt, sind in diesem Zusammenhang zusätzliche Untersuchungen notwendig, um abzuklären, wie weit und unter welchen Voraussetzungen die Empfehlung sinnvoll ist, Mineraldünger durch Konzentrat zu ersetzen. Ebenfalls muss die Frage geklärt werden, wann die Empfehlung, den Stickstoffgehalt von Gülle mit Konzentrat zu erhöhen, sinnvoll ist, weil die hier gemachten ersten Beobachtungen dafür sprechen, dass die Viskosität des ausgebrachten Materials eine entscheidende Rolle bei den Emissionen von Ammoniak spielt.

Aus Sicht der **Hygiene** konnten die – bisher noch nicht durch Messungen belastbar erhärteten – Annahmen bestätigt werden: Das Konzentrat ist bezüglich der Hygiene ein absolut einwandfreies Produkt; Wiederverkeimungen sind bei der Aufbereitung kaum zu erwarten.

7.2 Handlungsbedarf und Empfehlungen

In der vorliegenden Arbeit zeigte sich, dass vor allem in vier Bereichen Handlungsbedarf besteht:

- ✚ Bei der Verfahrenstechnik des Aufbereitungsprozesses selbst,
- ✚ bei den energetischen Aspekten des Ausbringens von Gärprodukten und Gülle,
- ✚ bei den Emissionen (N_2O , NH_3) während und nach dem Ausbringen
- ✚ und bei der Möglichkeit, durch Konzentrat Mineraldünger einzusparen.

Beim Aufbereitungsprozess ist vor allem der Energieaufwand der Ultrafiltration zu über zwei Dritteln für den grossen Energieaufwand verantwortlich. Wenn bei der Entfernung von partikulärem Kohlenstoff vor der Umkehrosmose ein deutlich energiesparenderes Verfahren eingesetzt werden kann, können die Resultate deutlich zugunsten der Aufbereitung verändert werden.

- ⇒ Im Hinblick auf die Verringerung des Energieaufwandes zur Aufbereitung von Gärgut ist es zielführend, alternative Verfahrensschritte zur primären Feststoffabscheidung und zur sekundären Aufkonzentrierung zu untersuchen.
- ⇒ Insbesondere ist bei den einzelnen Verfahrensschritten das erreichbare Resultat mit dem dazu benötigten Energieaufwand in Beziehung zu setzen.

Wie bereits mehrfach erwähnt wurde, untersuchten Holländische Forscher acht verschiedene Betriebe, wo Konzentrat mit einer letzten Umkehrosmose-Stufe gewonnen wurde. Vor der UO kamen jedoch unterschiedliche Verfahren zum Einsatz. Tabelle 7.2 gibt eine Übersicht über die untersuchten Verfahren. *Hoeksma et al. (2011)* vergleichen die verschiedenen Aufbereitungstechniken ausführlich. Unter anderem wird festgehalten, dass eine Kombination von Filterband- oder Schneckenpresse mit Flotation eine bessere Abtrennung von suspendierten Feinstoffen bringe als eine Dekanterzentrifuge mit Ultrafiltration. Leider sind keine Daten zum Energieaufwand publiziert worden.

	Throughput (tonnes/year)	Slurry pretreatment	Mechanical separation	Polishing liquid phase	Final process step
Plant A	67.500	co-digestion	decanting centrifuge	ultra filtration	RO
Plant B	50.000	none	belt press	flotation	RO
Plant C	25.000	none	belt press	flotation	RO
Plant D	10.000	none	screw press	flotation	RO
Plant E	5.000	none	screw press	flotation	RO
Plant F	25.000	none	belt press	flotation	RO
Plant G	10.000	none	belt press	flotation	RO
Plant H	15.000	co-digestion	decanting centrifuge	ultra filtration	RO

Tab. 7.2: In Holland untersuchte Verfahren der Nährstoffaufbereitung (*Hoeksma et al., 2011*).

Es empfiehlt sich, vergleichbare Anlagen in Holland zu besuchen und mit ihren Betreibern Erfahrungen auszutauschen, sowie genauere Daten über Kosten, Betriebsaufwand, Energiebedarf etc. zu beschaffen. Abgeleitet aus diesen Beobachtungen muss abgeklärt werden, welcher Konzentrationsgrad mit welcher Methode und mit welchem Energieaufwand erreicht werden kann. Es ist mit sehr grosser Wahrscheinlichkeit anzunehmen, dass ein Optimum gefunden werden kann, das aus ganzheitlicher Sicht, d.h. energetisch, ökonomisch und ökologisch, eine bessere Performance aufweist als die hier untersuchte Lösung. Eventuell kann es sich dann auch finanziell lohnen, bei passender Gelegenheit beispielsweise vor oder anstelle der Ultrafiltration eine verbesserte und energiesparendere Feinstoffabtrennung zu installieren.

- ⇒ Aufgrund der dürftigen internationalen Datenlage vergleichbarer Anlagen zur Gärgutaufbereitung ist es angezeigt, einen vertieften Vergleich der verfügbaren Betriebsdaten und Kennzahlen zu erstellen.
- ⇒ Zur abschliessenden Beurteilung des Energieoptimierungspotenzials der Gärgutaufbereitung wird empfohlen, zumindest den Energiebedarf der Ultrafiltration in Abhängigkeit des Abscheidegrades zu untersuchen.
- ⇒ Das bei der Aufarbeitung von flüssigem Gärgut anfallende, weitestgehend nährstofffreie UO-Permeat soll aufgrund seiner Direkteinleiterqualität möglichst unmittelbar in den natürlichen Kreislauf zurückgeführt werden können.

Ein weiterer Fragenkomplex, der sich im Zusammenhang mit der vorliegenden Studie offenbart, ist der energetische Aufwand beim Ausbringen von Gülle. Hier scheint ein grosses Energiesparpotenzial vorhanden zu sein, da es anscheinend möglich ist, ein vergleichbares Resultat mit ganz unterschiedlichem Energieaufwand zu erreichen.

- ⇒ Unter dem Aspekt des Energieaufwands sollen unter Einbezug der Ökonomie die Resultate verschiedener Ausbringtechniken verglichen werden (mit Verschlauchung ab Feldrand oder mit Ausbringen ab Tank auf dem Fahrzeug; Schleppschlauch-, Drill- oder Grubber-Gerät etc.)
- ⇒ Den Vor- und Nachteilen des Ausbringens von Konzentrat auf trockenen Böden ist spezielles Augenmerk zu widmen.

Gleichzeitig darf nicht vergessen werden, dass es sehr wichtig ist, die Qualität des Konzentrats mit belastbaren Daten zu dokumentieren. Sofern es sich zeigt, dass die Stickstoffverluste tatsächlich in der hier beobachteten Form vermindern lassen und die Lachgasemissionen nicht über jenen von Mineraldüngern liegen, sollten mittelfristig die Landwirte dank schlagenden Argumenten im Konzentrat einen echten Ersatz für Mineraldünger erkennen und auch bereit sein, einen Preis dafür zu bezahlen. Dies würde wiederum die Ökonomie der Anlage spürbar verbessern.

- ⇒ Es wird empfohlen, die Bilanzierung der Gärgutaufbereitung und der Anwendung der entstehenden Produkte in Richtung einer Gesamtökobilanzierung unter Einbezug der Emissionen auf dem Feld (NH_3 und N_2O) auszuweiten.
- ⇒ Im Hinblick auf die Formulierung neuer Anwendungsformen organischer Dünger ist zu prüfen, ob bzw. durch welche betrieblichen Massnahmen und Betriebsparameter eine vermehrte Verlagerung der Phosphorfracht in die flüssigen Stoffströme erreicht werden kann.
- ⇒ Zur Formulierung emissionsarmer Stickstoffdünger für den Feldanbau ist es zu prüfen, inwieweit die weitere Aufkonzentrierung von N-reichen Konzentraten resp. die N-Ausschleusung als Produkt zielführend ist.
- ⇒ Zur Vertiefung der Kenntnis zur Hygienesicherheit von aufbereitetem, Gärgut sowie als Vorsorge für die Krisenkommunikation ist ggf. das Wiederverkeimungspotential von Nährstoffkonzentrat mit (künstlich zugegebenen) Hygieneleitkeimen zu bestimmen.

Zudem ist es für eine abschliessende Beurteilung wichtig, auch den Energieaufwand und die Umweltbelastung bei der Herstellung von möglicherweise substituierbaren Mineraldüngern zu erheben. Für ein aussagekräftiges Resultat muss hier per Umfrage bei Tierhaltern, die ihre Gülle in die Biogasanlage liefern, abgeklärt werden, ob ggf. Bereitschaft besteht, ihre Wiesen etwas weniger stark zu düngen, sofern das Konzentrat in Gemüse- und Ackerbaubetriebe geliefert wird.

- ⇒ Es wird empfohlen, abzuklären, wie weit es aus Sicht der Produktqualität und aus Sicht der involvierten Landwirte möglich ist, mit den Produkten der Aufbereitung Mineraldünger zu substituieren, ohne andernorts zusätzlichen Düngereinkauf zu bewirken.
- ⇒ Die durch die tatsächlich erreichbare Substitution eingesparten Umweltbelastungen und Energieaufwendungen sind in einer abschliessenden Beurteilung der Nährstoffaufbereitung bei der Betrachtung von Energie und Umwelt mit einzubeziehen.

7.3 Abschliessende Gedanken

Im Umland von Luzern ist der Tierbestand im Verhältnis zur verfügbaren Fläche klar zu hoch. Aus gesellschaftlichen Gründen ist es kaum denkbar, das Übel an der Wurzel zu packen und die aus ganzheitlicher Sicht sinnvollste Lösung zu realisieren: Nämlich, in der Region mehr Gemüse- und Ackerbau zu betreiben und – wenn schon carnivore Ernährung – die Tiere dort aufzuziehen, wo das Futter herkommt. Dies spart einen grossen Transportaufwand ein, da das Fleisch viel weniger wiegt als das Futter zu dessen Produktion, und für die Gülle ist die Ausbringfläche dann lokal vorhanden. Aus dieser suboptimalen Ausgangslage ergab sich der Sachzwang, eine möglichst sinnvolle Lösung für den Export des lokalen Nährstoffüberschusses zu finden.

Die vorliegende Arbeit führt zur Erkenntnis, dass heute bei Forschungsprojekten oder bei der Beurteilung einer Technologie die Systemgrenzen immer noch oft zu eng gesetzt werden: Bei Betrachtung auf Ebene der Primärenergie wird eine Lösung, die auf den ersten Blick hinsichtlich der Umwelt sinnvoll erscheint (Aufbereitung = weniger Transporte = weniger Umweltbelastung) plötzlich fragwürdig aus Sicht von Energie und Ökologie.

Das Biogas, das uns die anaeroben Bakterien aus Abfallstoffen liefern, ist ein wunderbarer, hochwertiger, erneuerbarer Energieträger, bei dessen Gewinnung mit dem entstehenden Gärgut gleichzeitig verschiedene Stoffkreisläufe, die durch den Menschen aufgebrochen worden sind, wieder geschlossen werden können. Wenn Biogas eine möglichst grosse Verbesserung der energetischen und ökologischen Situation bringen soll, muss es aber mit möglichst wenig Aufwand in möglichst einfachen Anlagen gewonnen werden. Wenn versucht wird, mit technisch zwar ausgeklügelten, aber Energie konsumierenden Apparaten und Installationen Teilschritte zu optimieren, läuft man Gefahr, bei ganzheitlicher Betrachtungsweise energetisch und ökologisch – und manchmal auch ökonomisch – in die roten Zahlen abzugleiten.

Die Resultate der vorliegenden Studie führen – **unter den hier gewählten Systemgrenzen** – zum Schluss, dass die Nährstoffaufbereitung zwar (zumindest in der Schweiz) ökonomisch interessant sein kann, aus ganzheitlicher energetischer und ökologischer Sicht hingegen nicht sinnvoll ist. Allerdings besteht aber auch hier die Möglichkeit, dass die Systemgrenzen in dieser Studie immer noch zu eng gefasst wurden: Sofern mit dem Konzentrat tatsächlich die Herstellung von Mineraldünger eingespart werden kann, muss auch der Energieaufwand und die Umweltbelastung bei der energieintensiven und umweltbelastenden Herstellung von Ammoniak und von Kalidünger in die Rechnung mit einfließen. Dies könnte die Resultate von Energie und Umwelt eventuell zumindest teilweise auf den Kopf stellen. Allerdings muss dann auch die Frage geklärt werden, wie weit allenfalls das Einsparpotenzial von Mineraldünger durch den Rebound-Effekt wieder zunichte gemacht wird ⁴.

Wie gross der Anteil des substituierten Mineraldüngers sein kann und wie weit der energetische und ökologische Mehraufwand der Aufbereitung dann durch die Substitution (über-)kompensiert wird, konnte in dieser Vorstudie noch nicht ermittelt werden. Für eine abschliessende Betrachtung über den Sinn einer Nährstoffaufbereitung aus Sicht von Energie und Ökologie muss diese Frage jedoch zwingend noch bearbeitet werden.

⁴ Unter Rebound-Effekt versteht man die Reduktion von Einsparungen durch erhöhten Verbrauch. Hier: Wenn kostengünstiges Konzentrat Mineraldünger ersetzt, ist man eventuell verleitet, mehr auszutragen oder auf Wiesen, wo weniger Gülle vorhanden ist, Mineraldünger auszutragen, was im Extremfall zu einem Nullsummenspiel führen könnte.

8 Quellenverzeichnis

- Amon T. (1995): *Prozesssteuerung der Flüssigmistseparierung mit einem Pressschneckenseparator*, Dissertation, Institut für Landtechnik, Technische Universität München, Landtechnische Berichte aus Praxis und Forschung. Gelbes Heft 55, 186 S.
- ART (2005): *Schweizerische Referenzmethoden der Eidgenössischen Landwirtschaftlichen Forschungsanstalten*, Band 4: Düngungsuntersuchungen, Tänikon
- Christensen B., Sommer S. (1991): *Ableitung von luftförmigen Stickstoffverbindungen: Grösse, Quellen und Regelung speziell im Hinblick auf Ammoniakverluste von bestellttem Boden*. internes Papier einer Konsensuskonferenz
- De Man, J.C. (1983): *MPN Tables, Corrected*. Eur. Appl. Microbiol. Biotechnol. 17, 301-305
- EMPA (2012): *Ecoinvent data base*, Ver. 2.2, ecoinvent centre, Empa, St. Gallen
- esu-Services (2012): *Primärenergiefaktoren von Energiesystemen*, BFE, Juli 2012, http://treeze.ch/fileadmin/user_upload/downloads/Publications/Case_Studies/Energy/frischknecht-2012-PEF-Energiesysteme-v2.2.pdf
- Fuchs J., Baier U., Berner A., Schleiss K. (2012): *Evaluation des risques hygiéniques liés à l'utilisation de digestats liquides en Suisse*, Projektbeschreibung, FiBL Forschungsinstitut für biologischen Landbau.
- Häni C., Sintermann J., Jocher M., Kupper T., Neftel A. (2014, in Vorbereitung): *Ammoniakemissionen nach Ausbringung von Gülle*. Agroscope ART, Zürich-Reckenholz. Berner Fachhochschule. Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, Zollikofen
- Hersener J.-L., Meier U. (2008): *Abklärungen zu den Eigenschaften von Düngerprodukten aus der Güllenaufbereitung*, Schlussbericht, ART, Tänikon
- Hoeksma P., de Buisonjé F.E., Ehlert P.A.I., Horrevorts J.H. (2011): *Mineral Concentrates from animal slurry*, Wageningen UR Livestock Research, ISSN 1570 - 8616
- Hunkeler J. (2012): *Geruchs- und Ammoniakmessungen an der SFPI*, UMTEC, HSR, Rapperswil
- Keller M. (2012): *Vom Gärgut zum Designerdünger*, Bachelorstudiengang Biotechnologie 2009, zhaw IBT, Wädenswil
- PE International (2010): *Energiebedarfs- und Emissionsvergleich von LKW, Bahn und Schiff im Güterverkehr*, Abschlussbericht, Leinfelden-Echterdingen (D)
- SFPI (2013 a): *Unternehmensbroschüre*, download auf www.sfpinwil.ch 14.9.2013
- SFPI (2013 b): *Monatsbericht Januar 2013*, interner Bericht mit detaillierten Jahresdaten 2012, SFPI, Inwil
- Terrafix (2013): *Stickstoff Schnellbestimmung mit N-Volumeter*, Produktbeschreibung <http://www.terraflor.de/guides/master.php?ct=quantofix&sb=quantofix>, 16.11.13
- Velthof G.L. (2011): *Synthesis of the research within the framework of the Mineral Concentrates Pilot*, Alterra report 2224, ISSN 1566-7197
- Velthof G.L., Hummelink E. (2011): *Ammoniak- en lachgasemissie na toediening van mineralenconcentraten*. Resultaten van laboratoriumproeven in het kader van de Pilot Mineralenconcentraten. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 2180.