SKOGSINDUSTRIELLA PROGRAMMET 1175

Utvärdering av samrötningspotential för bioslam från massa-/pappersbruk

Andreas Berg, Anna Karlsson, Jörgen Ejlertsson, Fredrik Nilsson

värmeforsk
VÄRMETEKNISK FORSKNING OCH UTVECKLING

Utvärdering av samrötningspotential för bioslam från massa-/pappersbruk

Evaluation of Co-Digestion of Biosludge from Pulp and Paper Mills

Andreas Berg, Anna Karlsson, Jörgen Ejlertsson, Fredrik Nilsson

S09-204

VÄRMEFORSK Service AB
101 53 STOCKHOLM · Tel 08-677 25 80
Februari 2011
ISSN 1653-1248

Abstract

The biogas potentials from 2 biosludges from the pulp- and paper industry and 10 possible co-digestion substrates have been evaluated. 6 combinations, each including two co-digestion substrates and one biosludge, were evaluated in lab scale biogas reactors. Stable biogas processes were obtained with all combinations and the rawgas potential was higher in the co-digestion processes then for the biosludges alone (0.31-0.43 compared to 0.21- 0.22 NL/g VS)

The investment costs for two production plants were calculated. For a plant using 7 ton biosludge TS/d (total solids per day), co-digested with evaporation condensate (3 m^3/d) and fibre sludge (3 ton/d) and thereby producing 850 000 Nm^3 CH_4/yr the investment cost was estimated to 43 MSEK excluding ground works. For a larger plant using 20 ton biosludge TS/d, co-digested with food waste (8 ton/d) and cereal residues (12 ton/d) and producing 2 500 000 Nm^3 CH_4/yr, the investment cost was estimated to 51 MSEK excluding ground works.

Sammanfattning

Vid tillverkning av papper eller pappersmassa används stora mängder vatten. Detta vatten måste behandlas och detta sker idag genom bl.a. biologisk rening. Genom att röta slammet som uppkommer i den biologiska reningen kan delar av det organiska materialet i slammet omvandlas till biogas och det energirika metanet kan användas för produktion av el/värme eller som fordonsbränsle. Samtidigt minskas slammängden i efterföljande hantering. Vid rötning av ett enskilt substrat kan dock brist på t.ex. näringsämnen uppstå och ge processproblem. Ett sätt att åtgärda detta är att *samröta*, dvs. tillföra substrat med kompletterande näringsinnehåll och därmed skapa förutsättningar för en välfungerande biogasprocess. Med samrötning är det möjligt att öka metanproduktionen i rötkammaren om samrötningssubstratet i sig har god metanpotential och genom att den totala belastningen i reaktorn kan ökas vid en bra näringsbalans. På så sätt kan bättre ekonomi uppnås i biogasproduktionen samtidigt som en bättre sammansatt rötrest erhålls.

Projektets mål har varit att utvärdera biogaspotentialen och processtabiliteten hos olika substratsammansättningar från organiskt material som finns tillgängligt på och i närheten av svenska massa- och pappersbruk. Projektet innefattar även en investeringskalkyl och utvärdering av användningsområden för rötresten. Följande potentiella samrötningssubstrat har utvärderats: majsensilage, hushållsavfall, spannmålsrens, svin- och kogödsel, vallensilage, mikroalger, reningsverksslam, fiberslam samt indunstningskondensat. Utifrån en screening valdes sex kombinationer av samrötningssubstrat till långtidsförsök i labskalereaktorer.

Sammantaget medförde samrötning att vi kunde producera mer gas per rötkammarvolym, dels genom högre metanbildning per g VS och dels genom att vi kunde belasta processerna högre. Rågasproduktionen från samrötningen låg i långtidsförsöken (biogasreaktorer i labskala) på mellan 0,31 och 0,43 NL/g VS beroende på samrötningssubstrat, medan de rena bioslammen gav 0,21–0,22 NL/g VS. Samtliga processer var vid försökets avslutande stabila vid belastningar mellan 4 och 5,5 g VS/L och dygn vilket är betydligt högre än vad många fullskaleprocesser belastas idag (2-3 g VS/L och dygn). Vissa av de samrötningsprocesser vi utvärderade kunde förbättras genom tillsats av mikronäringsämnen.

Matavfall var det samrötningssubstrat som i långtidsförsöken gav bäst utrötning och som ledde till högst metanproduktion per rötkammarvolym. Även spannmålsrens var ett väl fungerande samrötningssubstrat. Vi erhöll också en fungerande process vid samrötning av bioslam med indunstningskondensat och fiberslam. Så vitt vi vet är detta första gången indunstningskondensat används som substrat i en biogasprocess.

Rötvätskans höga viskositet satte, liksom i tidigare försök med bioslam (se Värmeforsk rapport 1130) från massa- och pappersbruk, begränsningen för processernas organiska belastning och har sannolikt även begränsat biogasutbytet i långtidsförsöken eftersom substraten troligen blir mer svårttillgängliga för den aktiva mikrofloran vid hög viskositet. Dock innebar tillsats av samrötningssubstraten en minskning (förbättring) i viskositet jämfört med rötning av enbart bioslam.

Den ekonomiska genomgången visar att investeringen per producerad mängd biogas minskar kraftigt vid ökad storlek på anläggningen. En större anläggning ger alltså större möjligheter för en ekonomisk lönsamhet. För en anläggning som per dygn tar emot 20 ton TS bioslam, 12 ton TS spannmålsrens och 8 ton TS matavfall har investeringskostnaden, undantaget markarbeten, uppskattats till 82 MSEK. Driftsöverskottet (intäkter minus driftskostnader) uppskattas till 25,3 MSEK/år.

För en anläggning som tar emot 7 ton TS bioslam/dygn, 3 ton TS fiberslam/dygn och 3,5 m³ indunstningskondensat/dygn beräknas investeringskostnaden undantaget markarbeten till 43 MSEK och driftsöverskottet till 7,5 MSEK/år.

Metanproduktionen för den större anläggningen uppskattas till 2,5 MNm^3/år, motsvarande 25 GWh (baserad på bioslam, spannmålsrens och matavfall) och till 0,85 MNm^3/år, motsvarande 8,5 GWh, för den mindre anläggningen (baserad på bioslam, fiberslam och indunstningskondensat).

En viktig faktor att ta hänsyn till vid investering i en biogasanläggning är omhändertagande av rötresten. De analyser som genomförts visar på att halten av tungmetaller i rötresten kan minskas genom val av samrötningssubstrat Dock krävs en mycket stor andel samrötningssubstrat för att komma under de gränsvärden som idag finns för biogödsel och anläggningsjord. Speciell hänsyn måste alltså tas för att säkerställa att man har ett användningsområde för rötresten för en gynnsam totalkalkyl.

Data framtagna i projektet kommer att kunna användas av massa- och pappersbruken för att i ett första steg utvärdera gaspotentialen i de substrat man har/kan få tillgång till samt om det är ekonomiskt lönsamt att investera i en biogasanläggning.

Projektet är en fortsättning på Värmeforsk projekt SYS 08-802, rapportnummer 1130.

Executive Summary

Introduction

Large volumes of waste water are currently produced within the Swedish paper and pulp industry. Today, most of this water is treated in activated sludge processes, where the organic content (COD) of the water is oxidized to CO_2 with the addition of air. The produced sludge is then dewatered and incinerated or, against a fee, collected and used as filling materials etc. This treatment does not utilize the potential energy- and nutrient content of the waste and is also a cost for the mills. In report SYS 08-802 we investigated the potential for biogas production of bio-sludge from six different mills. Biogas process performance was tested on sludge from two mills and analysis of the digested biological sludge was then performed and evaluated. Economic evaluations for two different cases were also done.

The present project is a continuation of SYS 08-802 and investigates the potential of co-digestion of bio-sludge from two pulp- and paper mills with other substrates. The goal has been to evaluate the potential of increased biogas production per kg volatile solids and reactor volume by co-digestion of the bio-sludge. The main criterion for the tested co-digestion substrates was plausible availability in the vicinity of Swedish pulp- and paper plants. The biogas process performance was tested on substrate mixtures (one of two bio-sludges together with two co-digestion substrates in each case). The digested reactor material was also analyzed and evaluated regarding nutrient- and heavy metal content. Economic evaluations for two different cases were also performed.

Material and methods

Batch experiments were used to test the methane potential of 10 possible co-digestion substrates as well as of the two bio-sludges. The effect of co-digestion on the methane potential from the individual substrates was then tested in a second batch experiment (see figure 5 for experimental set-up). The ten substrates tested were maize silage, food waste, cereal residues, pasture silage, fibrous sedimentation sludge and methanol condensate from a Kraft pulp mill plant, micro-algae biomass, cow and pig manure and sewage sludge. All batch experiments were run in 300 mL gas-tight serum bottles with 100 mL liquid volume (inoculum, substrate, salts and water). The gas-phase was N_2:CO_2 (80:20). Total gas- and methane production was measured at a number of occasions over the incubation period of 35-50 days. In a second phase continuous stirred tank reactors (CSTRs; 5L) were used for more extensive evaluations of six selected co-digestion substrates together with bio-sludge from the two mills (denoted A and B). For this second phase eight reactors, four for each mill, were used (see table 4 for experimental set-up). Reactor AREF and BREF were run as controls with biosludge from the respective mill as only substrate. Reactors A2 and B2 were run with cereal residues and food waste as co-digestion substrates and reactors A3 and B3 with maize silage and cow manure. Reactor A4 obtained algae biomass and food waste for co-digestion while reactor B4 was run with "internal substrates" (fibrous sedimentation sludge and evaporation condensate from a Kraft pulp mill plant). The organic loading was increased over time in all reactors except the reference reactor BREF and the exact

substrate composition and organic loading rate over time is given in Appendix A. All reactors were run at a hydraulic retention time of 20 days and the incubation temperature was 37°C. The reactor experiment was run for 250 days. All gas volumes below are given at 1 atm pressure and 0°.

Along with total gas and methane production, total- and volatile solids (TS and VS), pH and VFA levels in the reactor was monitored. The concentrations of Kjeldahl-N, NH_4^-, N, P, Cl^-, Ag, Al, B, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, Pb, Sb, Se, S, Ti, V, W and Zn were also analyzed for all substrates and for the 8 reactor liquids at full organic loading rate (Appendix B). In the final period of the experiments also the dewatered residue and reject water were analyzed (Chapter 7). The viscosity of the reactor liquids were measured at day 155 for reactors treating bio-sludge from mill A and at day 130 for reactors treating bio-sludge from mill B.

To improve the process performance; iron, cobalt, tungsten and/or selenium was supplied to the lab-scale CSTR-processes according to Table 5.

Results; lab experiments

Methane potentials, batch

The final methane potentials of the candidate co-digestion substrates and the two bio-sludges from the initial batch incubations are given in Table 6. The methane potentials spans 0.20-0.54 NL/g VS with food waste giving the highest and bio-sludge from the mills and cow-manure the lowest methane production per g VS (Table 6). The results from the co-digestion test in batch, evaluating possible effect on the methane potential of the individual substrates by co-digestion with bio-sludge is presented in Table 7 and show both positive and negative effects spanning from -14 to +21% for mill A and from -5 to +27% for mill B. The co-digestion test was evaluated using multivariate analysis linked to the experimental set-up (Fig. 5), however, no significant correlation between substrate composition and methane potential could be obtained.

Results from analysis of N, P, S, Cl^- and metals are given in Appendix B.

Semi continuous reactor experiments

Gas production

The specific biogas (CH_4 + CO_2) production (L/g VS added) was at the final organic load (Table 4) 0.21 and 0.22 NL/g VS for AREF and BREF respectively while the co-digestion reactors gave 0.31-0.43 NL/g VS (Table 8).

The variations in gas production both over time (Fig. 7-14) and in the final production per g VS is, at least partly, due to differences in substrate composition over time. In all cases higher specific gas productions were observed when co-digestions were performed compared to digestion of only bio-sludge from mill A or B. This is reasonable and due to the higher methane potential of the co-digestion substrates (Table 6).

Gas composition
The main components of the produced biogas were methane and carbon dioxide. The methane content was 45-53% in the A-reactors and 51-61% in the B-reactors at the final organic load (Table 8). The gas from reactor B4 (fibrous sedimentation sludge and methanol condensate from a Kraft pulp mill plant) initially contained H_2S at levels between 1 500 and 11 500 ppm and $FeCl_2$ was added to decrease the levels. The level never exceeded 255 ppm from day 182. The gas from the other reactors had H_2S levels below 400 ppm during the whole experiment, also to these reactors $FeCl_2$ was added (for dosing scheme see Table 5).

Organic loading
A first target at 4.0 g VS per L OLR was set for all co-digesters and 50% of this should be bio-sludge. The target was reached for all reactors and further increases were decided except for reactor A4. Stable processes with OLRs between 4 and 5.5 kg VS per L and day were finally achieved for the co-digesters (Table 8). The limit in OLR was likely set by the capacity of the mixing system and not by microbial degradation capacity. All co-digesting processes were poorly mixed due to the high viscosity of the reactor liquids, and the viscosity increased with increased OLR (see below).

Volatile fatty acids (VFAs)
Acetate and propionate was the main VFAs detected and the values varied both between processes and over time. For the reference reactors and A4 the levels of acetate + propionate was never above 3 mM (data not shown) while all other co-digesters showed temporary increases in acetate + propionate (Fig. 15 and 16). These increases was an effect of increases in organic loading, and in some cases the VFA dropped again when the process had stabilized at the new OLR, while in some cases trace elements were added to help the degradation/ of VFAs (see table 5 for trace element additions).

pH
For reactor A2, A4, BREF, B2 and B3 the process pH never dropped below 7.0. Reactor AREF had a pH fluctuating between 6.8 and 7.2 and reactor A3 between 6.8 and 7.5 with two exceptions (days 192-197 and 229-245), at these periods pH-values down to 6.5 was measured. The decreases correlated with increased VFA levels (Fig. 15). Reactor B4 normally had pH values between 7.0 and 7.6, but for a 20 days period (days 172-192) when pH below 7 was registered. Max and min pH values for all processes are given in Table 9.

VS-reduction
The VS-reduction was around 30% for AREF and BREF and around 45% for all co-digesters at 4 g VS/ L and day. Min, max and average values for each reactor are given in Table 10. For the reactors with a higher final loading the final VS-reduction is also given (Table 11). The large variations, shown as standard deviation (SA) in Table 10 and 11, are likely due to losses of reactor material during feeding and withdrawal of sludge as the sludge viscosity was high (see below).

Mixing and viscosity of reactor liquid
The viscosity (consistency index) of the reactor liquid was measured at day 155 and day 130 for reactors A (except A4) and B respectively (Table 12). All co-digesters had an

OLR of 4 g VS/L and day when the viscosity was measured, while the OLR of the references was 2. Values between of 0.41 and 0.58 were measured for the references while the co-digesters gave values between 1.49 and 7.99.

Mixing of the reactor liquid was performed at regular intervals (normally about 5 times a day), using impellers. This mixing was however not sufficient due to the highly viscous liquids, hence, the impeller could not create a fully mixed system. Tests, where the frequency of stirring was increased from 5 to maximum 24 times per day, were performed (see appendix A for details) and gave some visible improvements in mixing of the reactor material. It did however not improve the gas production.

Effects of co-digestion on the methane production from the co-digestion substrates
No positive effects on the methane potential could be observed, when comparing the yields obtained in the reactor experiments with the methane potentials from the batch digestion of the co-digestion substrates (Table 13).

Discussion; lab experiments

The batch assays show that all co-digestion substrates except cow manure had higher methane potentials than the bio-sludges from mills A and B (Table 6). Hence, a co-digestion ought to give higher methane production values per g VS than digestion of the bio-sludges alone and this was also shown in the reactor experiments (Figs 7-14 and Table 8). In addition, the second batch assay in some cases indicated a positive co-digestion effect (*i.e.* the methane potential of the bio-sludge and co-digestion substrate was, when digested together, higher than calculation based on the individual substrates methane potential showed; Table 7). The effects are, however, uncertain mainly due to small absolute differences in methane amounts. For the reactor experiment no positive co-digestion effects could be observed (Table 13), as the theoretical yield based on the methane potentials given in Table 6 in all cases are higher than the practical yield from the processes (Table 13). The lower yields in the CSTR-processes are likely, at least partly, due to the high viscosity of the reactor liquid limiting the availability of the substrates for microbial degradation.

Methane potentials
The methane potentials obtained in the batch test (Table 6) is in most cases in agreement with literature values. Sort separated organic fraction of municipal solid waste (SSOFMSW) gave 0.43-0.55 NL CH_4/g VS while the potential in our testes were 0.50-0.55. The potential for cow manure given by Linné *et al.* (2008; 0.15 NL/g VS) is somewhat lower than the 0.19 we obtained but in the same range while for pig manure our values of 0.41 is double that listed by Linné *et al.* (2008; 0.20 NL CH_4/g VS). Pasture- and maize silage literature values are 0.33 (Linné *et al.*) and 0.37-0.41 NL CH_4/g VS (Bruni *et al.* 2010) respectively. The potential for cereal residues obtained in this study (0.35 NL/g VS) was higher than the potentials reported for wheat and oat cereals (230-245 L/kg VS; Amon *et al.* 2007).

Microalgae (Chlorella) have earlier been reported to have a methane potential of 0.24 L CH_4/ g VS (Ras *et al*. 2011), which is in the same range as our results of 0.29.

Also our values for Spirulina corresponds well with earlier studies (0.33 and 0.25-0.34 respectively; Samson and LeDuy 1982; 1986).

The methane potentials of the bio-sludges (measured after 20 days) are this time higher than values obtained in our earlier study (Truong *et al.* 2010); the values was now 0.17-0.22 NL CH_4/g VS for mill A compared to the 0.16 measured previously, the corresponding values for mill B are 0.20 compared to 0.11. The large differences in potential for mill B is likely linked to seasonal variations and the microbial condition of the active sludge process.

Gas production in the reactor experiment

The gas production from AREF (Fig. 7) was initially about 0.40 NL/g VS, fluctuation are then observed (peak value around 0.5 NL), but from around day 150 values between 0.15 and 0.25 NL/g VS are recorded. The large dip in biogas production registered around day 80 is linked to changes made within the waste water treatment at the plant during the time of the project, giving a higher reduction of easily digested COD within the active sludge treatment. For the co-digesters this dip is not as pronounced as for AREF (Figs. 8-10), which is reasonable as theses processes are co-digestion of other substrates with the bio-sludge. Hence, bio-sludge is only one part of the substrate fed to these digesters. Nevertheless the results from the A-reactors show that the design, process and operational protocols used for the waste water treatment have strong influence on the sludge´s biogas production potential.

The co-digesters with cereal residues and food waste (A2 and B2) gave the highest gas production per g VS, clearly above the corresponding references (Figs. 9 and 13) while the reactors with maize silage and cow manure (A3 and B3) show the same trend even if less pronounced (Figs. 10 and 14). The large variation in the gas production from reactors A3 and B3 can possibly be explained by the higher viscosity in these reactors (especially B3). In addition, both maize silage and cow manure is less homogeneous than the substrates used in the A2 and B2 reactors which can give rise to unintentional variations in the OLR.

Reactor A4 was run on food waste and, later, also algae biomass. The food waste was added from day 19, with increased organic loading in steps up to day 63 (Appendix A4) and the algae additions were started at day 136. An increase in gas production was observed (maximum gas production was 0.57 L/g VS and mean 0.47 L/g VS) from around day 80 until the addition of algae was started. The results from A4, and to some extent also the results obtained in A2 and B2, show that food waste was one of the best substrates for co-digestion as it gave a high methane potential per g added VS and is in agreement with the results from the batch assays where the food waste gave the highest methane potentials (Table 6). Also cereal residues alone (reactors A2 and B2 until day 157 and 139 when food waste additions were started in each of the two reactors) was shown to be a good co-digestion substrate.

The decrease in gas production in reactor A4 after day 140 is likely due to a poor digestibility of the algal biomass. That no increase in methane production was observed in connection to the algae additions was surprising since the algae were readily digested in the batch experiments (Table 6). Pre-treatment (autoclavation) of the algae before fed

to the reactors was tried but without increased biogas production. In addition half of the reactor material was exchanged for reactor material used as inoculum in the successful batch experiments but again without improved reactor performance.

Reactor B4, treating the "internal" substrates fiber sludge and methanol condensate from a Kraft pulp mill, showed an increase in biogas-production per g VS from around day 40. This coincides with when addition of methanol condensate was started (day 36). The reactor then received 1.0 g VS per L and day of methanol condensate during three hydraulic retention times with a stable process performance. A new batch of methanol condensate was then introduced and this resulted in severe process disturbances (accumulation of VFA and dropping pH). In an attempt to reestablish a well working process the addition of methanol condensate was stopped from day 190 and this gave good results (decreasing VFA and increased pH). From day 242 methanol condensate from a third batch was introduced and added on a daily basis without any signs of process problems. It should be noted that the second batch of methanol condensate appeared different from the others, (it contained visible particles and divided in two liquid phases). The observations made show the importance of quality assurance of the substrates before introducing them to full scale processes.

The methanol condensate contained 65% methanol and gave rise to a higher methane concentration in the produced biogas compared to the other substrates. High sulfur levels in the methanol condensate gave increased H_2S levels in the biogas from this reactor (max 11500 ppm). Additions of $FeCl_2$ substantially reduced the H_2S-concentration in the produced gas, (to around 110 ppm).

Effects of co-digestion

The high methane potential of the co-digestion substrates gave a higher biogas- and methane production per g VS than the bio-sludge alone (above) which means that more biogas can be produced per reactor volume. Some of the co-digestion substrates also gave higher methane contents in the produced gas (Table 8) which is beneficial in gas up-grading where the cost is related to the amounts of removed CO_2. In addition, the viscosity was, if related to organic loading, lower in the co-digesters as compared to a situation when only thickened bio-sludge was applied (Truong *et al.* 2010; see below).

It should also be noted that the organic loading rates obtained in this projects are considerably higher than those applied at an average biogas plant on a Swedish waste water treatment plant (2-3 g VS/L).

Mixing

The mixing was a problem in all co-digesters but less pronounced in co-digesters A2 and B2 run with cereal residues and food waste. Maximum organic loading rates were not possible to obtain due to the high viscosity giving rise to insufficient mixing. The limited mixing condition can have a negative impact on the degradation of the substrates as less of the material is exposed to bacterial attacks. This could possibly explain the lower methane production obtained in the reactor experiment compared to the batch.

Trace elements

Lack of both macro and micro nutrients can limit the microbial growth and thus also the organic loading of a biogas process. A loading limit is often reflected in an increase in VFA-levels, primary acetate and propionate. One way to increase the loading capacity of the system is to add limiting nutrients which can improve the degradation rate.

Tungsten (W) and selenium (Se) was added to reactors A2 and A3 and B2-B4 when acetate and propionate levels increased (Figure 15 and 16). Based on the level of these compounds in ingoing substrate and on earlier experiences, W and Se were assumed to limit the VFA-degradation. Tungsten is present in the active site in several enzymes important for anaerobic digestion (for example formylmethanofuran-dehydrogenase that is part of the CO_2 fixation in some methanogens; Zandvoort *et al.* 2006). W can also play a role in the anaerobic degradation of propionate (Ragsdale and Pierce 2008; De Bok *et al.* 2003). Se is present in enzymes important in the anaerobic degradation chain (Stolz *et al.* 2006). Effects of addition of these metals have however not been extensively studied, to the best of our knowledge. Feng *et al.* (2010) reports that addition of Se and W gave increased methane yields when digesting food industrial waste. There are also a few studies reporting positive effects of addition of metal cocktails containing Se and W as two of several metals (Wilkie *et al.* 1986; Osuna *et al.* 2003; Gungör-Demirci and Demirer 2004).

Also cobalt (Co) was added to reactor B2 at the second VFA-increase (Fig. 16). Co has in many cases been shown to be rate limiting and the addition of Co to the process has an effect on the transformation of VFAs (Kim et. al. 2002; Osuna *et al.* 2003; Jarvis *et al.* 1997, Formoso *et al.* 2008; Zandvoort *et al.* 2006 among others). The positive effects have been shown on several substrates, among them bio-sludge (Truong *et al.* 2010).

Dewatering and nutrients and heavy metal content of the digestate

The nutrient- and heavy metal content of the co-digestion substrates and the bio-sludges from the mills were analyzed and the data is presented in table 15. All co-digestion substrates had lower values of Cd than the bio-sludges while the food waste had a higher Cu-content. Cow-manure contained more Zn than the bio-sludges from both mills and also more Cu than the bio-sludge from mill A. The levels of Cr were at the same levels as in the fiber sludge and bio-sludge from mill B. The total sulfur- and methanol content of the methanol condensate from a Kraft pulp mill is given in table 14.

The dry matter content after dewatering of the two bio-sludges before digestion as well as on the different digestates was determined. The dewatering tests (centrifugation at 4420 x g for 20 min) are presented in table 17 and 18 and show that the dewatering ability was improved by anaerobic digestion. Concomitantly, the total amount of solids had decreased with about 45% in the digesters due to formation of biogas.

The nutrient- and heavy metal content of the water phase is presented in tables 19 and 20 for mill A and B respectively. This analysis was done to see how the dewatering affected the nutrient- and metal content of the digestates. This analysis show that the main part of the metals are retained in the solid phase while nitrogen is dissolved in the water and thus ends up in the reject water.

Solid residues left after digestion and dewatering of different substrates can in many cases be used as fertilizer, but demands for limited concentrations of metals etc. must then be met. Minimum concentrations of N, P and K etc are normally demanded. Tables 21 and 22 list the maximum levels of metals allowed in digestates from bio-waste and compares them to the levels observed in dewatered co-digestion digestates from mill A and B respectively. The levels recommended for use as soil improver and for spreading of ash on forest land are also given (Table 23-24 and 25-26).

Economic analysis

Investment cost estimates were done for two examples based on the substrates composition of the reactor A2 and the other on reactor B4. In A2 20 ton TS bio-sludge/d, 12 ton TS cereal residues and 8 ton food waste/d was assumed while for B4 the values used were 7 ton TS bio-sludge/d, 3 ton TS fiber sludge/d and 3.5 m^3 of methanol condensate/d. The basis for the economic evaluation was a sludge thickener, digester, and an upgrading plant for vehicle fuel.

The investment costs, excluding land work are estimated to 82 MSEK, excluding ground works, for a plant based on the substrates composition of reactor A (table 28) while a plant based on substrates included in reactor B4 (table 29) was estimated to 42 MSEK, excluding ground works.

Innehållsförteckning

1 INLEDNING 1

1.1 BAKGRUND 1
1.2 BIOGASPROCESSEN 1
1.3 SAMRÖTNING 3
1.4 MÅL OCH MÅLGRUPP 4

2 VAL AV BRUK 5

2.1 BRUK A 5
2.2 BRUK B 5

3 VAL AV SAMRÖTNINGSSUBSTRAT 7

3.1 SLAM FRÅN KOMMUNALT RENINGSVERK 8
3.2 ENSILAGE AV VALL 8
3.3 ENSILAGE AV FODERMAJS 9
3.4 FIBERSLAM 9
3.5 INDUNSTNINGSKONDENSAT 9
3.6 KOGÖDSEL 9
3.7 SVINGÖDSEL 9
3.8 SPANNMÅLSRENS 9
3.9 ALGER 10
3.10 MATAVFALL 10

4 LABFÖRSÖK - MATERIAL OCH METODER 11

4.1 EXPERIMENTÖVERSIKT 11
4.2 UTFÖRANDE AV FÖRSÖKEN MED SATSVIS UTRÖTNING 12
4.2.1 Screeningförsök 13
4.2.2 Optimeringsförsök 13
4.3 UTFÖRANDE AV LÅNGTIDSFÖRSÖKEN 14
4.3.1 Substratkombinationer i långtidsförsöken 14
4.3.2 Reaktorkonfiguration, uppstart och drift 15
4.3.3 Tillsats av spårämnen 16
4.3.4 Tillsats av kalciumhydroxid 17
4.3.5 Slamavvattning av ingående bioslam långtidsförsöket 17
4.3.6 Avvattningsförsök av rötslammen 18
4.4 ANALYSERADE PARAMETRAR 18
4.4.1 Total gas- och metanproduktion, satsvis utrötning 18
4.4.2 Total gas och metanproduktion, långtidsförsöket 18
4.4.3 pH 18
4.4.4 TS och VS 19
4.4.5 Flyktiga fettsyror 19
4.4.6 N, P, Cl samt metaller 19
4.4.7 Viskositet 19
4.5 UTVÄRDERINGSMETOD FÖR EFFEKTEN AV SAMRÖTNING PÅ METANUTBYTET I SCREENINGFÖRSÖKET ... 19
4.5.1 Effekten av samrötning på metanproduktionen i optimeringsförsöket 21
4.5.2 Effekten av samrötning på metanutbytet i långtidsförsöken 21

5 LABFÖRSÖK - RESULTATREDOVISNING 22

5.1 FÖRSÖK MED SATSVIS UTRÖTNING 22
5.1.1 Screeningförsök 22
5.1.2 Optimeringsförsök 24
5.2 LÅNGTIDSFÖRSÖKEN 25
5.2.1 Specifik gasproduktion 25

5.2.2 Sammansättning, producerad rågas 30
5.2.3 Belastningsoptima 30
5.2.4 Flyktiga fettsyror 31
5.2.5 pH 33
5.2.6 VS-reduktion 34
5.2.7 Slamviskositet samt omrörning 35
5.2.8 Effekt av samrötning på metanproduktionen i långtidsförsöken 37

6 LABFÖRSÖK -DISKUSSION 38

6.1 SATSVIS UTRÖTNING OCH LÅNGTIDSFÖRSÖK 38
6.1.1 Metanpotentialer 38
6.1.2 Gasproduktion i långtidsförsöken 39
6.1.3 Effekter av samrötning 41
6.1.4 Optimeringsförsöket 42
6.2 OMRÖRNING 42
6.3 SPÅRÄMNESTILLSATSERNA 43

7 UTVÄRDERING AV RÖTREST 45

7.1 BAKGRUND 45
7.2 JÄMFÖRELSE MELLAN BIOSLAM OCH SAMRÖTNINGSSUBSTRAT 45
7.3 AVVATTNINGSBARHET AV RÖTREST FRÅN BIOSLAM 48
7.4 ANVÄNDNINGSOMRÅDEN FÖR RÖTRESTEN 50
7.4.1 Biogödsel – spridning på åkermark 51
7.4.2 Anläggningsjord 52
7.4.3 Spridning i skog 53
7.4.4 Förbränning 55

8 DESIGN AV BIOGASANLÄGGNING FÖR SAMRÖTNING 57

8.1 BAKGRUND 57
8.2 PROCESSBESKRIVNING 57
8.2.1 Rötningsanläggning baserad på reaktor A2 58
8.2.2 Rötningsanläggning baserad på reaktor B4 59
8.2.3 Gasuppgradering 59

9 EKONOMISK UTVÄRDERING 61

9.1 INVESTERINGSKOSTNADER 61
9.2 DRIFTSEKONOMI 62

10 SLUTSATSER 65

11 FÖRSLAG TILL FORTSATT FORSKNINGSARBETE 67

12 LITTERATURREFERENSER 68

Bilagor

A VIKTIGA HÄNDELSER I SKÖTSELN AV REAKTORERNA I LÅNGTIDSFÖRSÖKET

B ANALYSDATA FÖR RÖTRESTER FRÅN LÅNGTIDSFÖRSÖKET

C LAYOUT FÖR ANLÄGGNING BASERAD PÅ REAKTOR A2

D PROCESSCHEMA FÖR ANLÄGGNING BASERAD PÅ REAKTOR A2

E LAYOUT FÖR ANLÄGGNING BASERAD PÅ REAKTOR B4

F PROCESSCHEMA FÖR ANLÄGGNING BASERAD PÅ REAKTOR B4

Ordförklaringar

Avsalumassa	Massa som torkas och säljs
COD	Chemical Oxygen Demand, kemisk syreförbrukning
Fiberslam	Slam från försedimentering i vattenreningen
NL	Normalliter, volym i liter vid 1 atm och 273K.
OLR	Organic Loading Rate, organisk belastning per volym och tidsenhet
SA	Standardavvikelse
SS	Suspended Solids, suspenderade ämnen
TMP	Thermomechanical Pulp, termomekanisk massa
TS	Total Solids, torrsubstans
VFA	Volatile Fatty Acids, flyktiga organiska syror
VS	Volatile Solids, glödförlust
VSS	Volatile Suspended Solids, flyktiga suspenderade ämnen
Satsvis utrötning	Tillsats av en bestämd mängd VS till anaeroba försöksflaskor. Total gas- och metanproduktion bestäms genom mätningar över 30-50 dygn. Metoden ger ett substrats metanpotential.
Specifik gasproduktion	Den totala mängd gas som produceras per gram tillförd VS och dag
Screeningförsök	Satsvis utrötning för att bestämma metanpotential på enskilda substrat och substratblandningar
Optimeringsförsök	Satsvis utrötning för substratblandningar med olika mängdförhållanden substraten emellan.
Långtidsförsök	Kontinuerliga försök med reaktorer i labskala som sköts såsom i fullskala.
Metanpotential	Den genom satsvis utrötning bestämda potentialen för metanproduktion per gram VS hos ett substrat.
AREF	Reaktor med bioslam från bruk A
A2	Reaktor med bioslam från bruk A, spannmålsrens och matavfall
A3	Reaktor med bioslam från bruk A, majsensilage och kogödsel
A4	Reaktor med bioslam från bruk A, matavfall och alger
BREF	Reaktor med bioslam från bruk B
B2	Reaktor med bioslam från bruk B, spannmålsrens och matavfall
B3	Reaktor med bioslam från bruk B, majsensilage och kogödsel
B4	Reaktor med bioslam från bruk B, fiberslam och indunstnings-kondensat

Kemiska beteckningar för grundämnen finns förklarade i bilaga B.

1 Inledning

Projektet har genomförts som ett samarbete mellan Pöyry Sweden, Tema Vatten vid Linköpings Universitet och Scandinavian Biogas Fuels. Vi har också haft en nära kontakt med referensgruppen och vill tacka för det engagemang och den öppenhet som vi mött i vårt arbete med projektet.

1.1 Bakgrund

För att kunna tillverka massa och papper krävs stora mängder vatten, som sedan vanligtvis renas i flera steg (mekanisk, biologisk och kemisk rening). I den biologiska reningen omsätter mikroorganismer under tillförsel av näringsämnen och syre delar av det organiska materialet till koldioxid, vatten och ny cellmassa (bioslam). Slammet från det biologiska reningssteget blandas sedan ofta med fiberslam och i förekommande fall, kemslam, innan pressning eftersom detta förbättrar avvattningsegenskaperna. Totalt når man torrhalter på 32-36%, där bioslamandelen är 15-20% (Krogerus *et al.* 1999). I Sverige finns ca 30 bruk med bioslamproduktion och ett genomsnittligt bruk producerar 4-5 ton bioslam (100% torrhalt) per dygn.

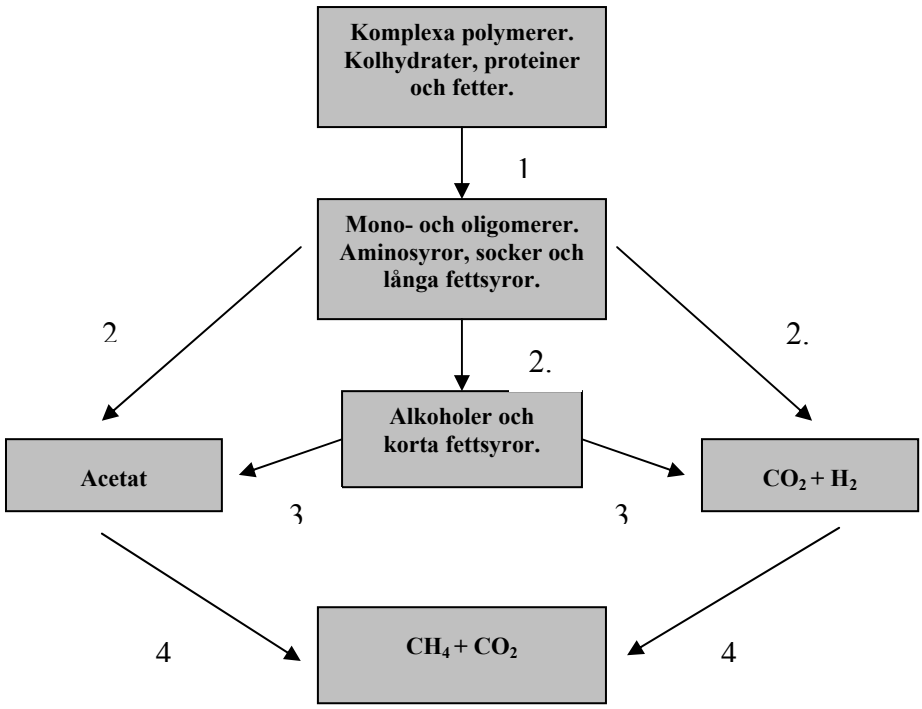
Under senare års forskning har teknik för att blanda in bioslammet i svartlutsindunstningen vid sulfatmassabruk utvecklats (Dahlbom 2003, Dahlbom *et al*. 2005). Slammet kan också brännas i exempelvis barkpannor eller användas som jordförbättringsmedel. Oberoende av metod medför omhändertagandet av blandslammet i de flesta fall en kostnad. Uppgifter om kostnader för omhändertagandet av enbart bioslam saknas, eftersom bruken oftast hanterar blandslam bestående av bioslam, fiberslam och i vissa fall även kemslam. Dock anger Krogerus *et al.* (1999) att ett bioslam med en torrhalt på 15% har ett energivärde på 10-20 MJ/kg TS. För att förånga vattenmängden måste man tillföra nästan lika mycket energi, som erhålls vid förbränningen, och då utan hänsyn till att vattnet är bundet i cellerna och till energiåtgången vid uppvärmningen av slammet till temperaturen i pannan.

Genom att istället röta slammet kan flera fördelar nås. Den nedbrytbara fraktionen av det organiska materialet i slammet omvandlas till biogas (metan och koldioxid). Det energirika metanet kan sedan separeras ut och användas för produktion av el/värme eller fordonsbränsle. Rötningen ger även en stabilisering av slammet, reducerade slammängder och oftast också förbättrade avvattningsegenskaper. Det erhållna rötslammet kan, efter avvattning, eventuellt användas för skogsgödning (beroende på halter av bl a tungmetaller).

1.2 Biogasprocessen

Den syrefria nedbrytningen av organiskt material till metan och koldioxid är komplex och beroende av en tät samverkan mellan många olika mikroorganismer, Figur 1 visar en schematisk bild över de olika nedbrytningsstegen. Hydrolyserande bakterier bryter ner större polymerer till monomerer (steg 1 i Figur 1), som tas upp och fermenteras till framförallt kortare fettsyror och alkoholer (steg 2 i Figur 1) I detta steg bildas också vätgas. Fermentationsprodukterna, med undantag av vätgas, acetat och metanol, tas sedan upp av en ny grupp bakterier och oxideras vidare till acetat, koldioxid och vätgas

(steg 3 i Figur 1). De metanbildande organismerna omvandlar i det slutliga steget huvudsakligen acetat samt vätgas + koldioxid till metan (steg 4 i Figur 1). I och med att organismerna i nedbrytningskedjan är starkt beroende av varandra, ger en störning inom en grupp organismer oftast effekt på hela systemet.



Figur 1. Den anaeroba nedbrytningskedjan, inkluderande 1) hydrolys, 2) fermentation /acidogenes 3) acetogenes 4) metanbildning (modifierad efter Zinder, 1984).

Figure 1. The anaerobic degradation chain including 1) hydrolysis, 2) acidogenesis, 3) acetogenesis and 4) methanogenesis (modified after Zinder, 1984).

En obalans i tillgången på näringsämnen kan ge aktivitetsförändringar, vilket i sin tur kan orsaka ackumulering av intermediärer (alkoholer, fettsyror, vätgas m.m.; Figur 1) och därmed bl.a. sjunkande pH-värde eller skumningsproblem. Processen kan optimeras genom tillförsel av näringsämnen, som annars begränsar den mikrobiella tillväxten i ett eller flera av de olika delstegen ovan. Tillförseln baseras på en initial utvärdering av näringsstatus (substratets innehåll av N, P, Ca, Mg samt spårämnen som Fe, Zn, Co, Ni m.fl.) hos inkommande substrat. Denna typ av optimering innebär att processens organismer kan omsätta det organiska materialet snabbare och därigenom att en högre tillförsel av organiskt material till rötkammaren kan göras per tidsenhet. Ett annat sätt att förbättra en process näringsstatus kan vara tillsats av ytterligare substrat vars näringsinnehåll skiljer sig från de som redan ingår i processen (se vidare avsnittet om samrötning (1.3) nedan).

Processens funktion/effektivitet för en given belastning kan följas och utvärderas genom återkommande mätning av bl.a. pH, alkalinitet (processens buffertkapacitet), materialets utrötningsgrad, total gasproduktion samt gasens metanhalt och halter av intermediärer (främst flyktiga fettsyror; VFA; Pind *et al*., 2002). Belastningen (mängd tillfört

organiskt material) anges normalt i kg VS (volatile solids eller glödförlust) per m^3 reaktorvolym och dygn. Glödförlusten (VS) anger mängden organiskt/oxiderbart material vid förbränning i 550°C och ges som % av torrsubstansen (TS). Biogasprocessens förmåga att bryta ner ingående material beräknas förenklat genom att jämföra mängden VS i substratet med VS-mängden i alstrad rötrest (substratets utrötningsgrad eller VS-reduktion).

Genom biogasprocessen kan organiskt avfall och restprodukter bli en resurs för produktion av gödningsmedel och el/värme alternativt fordonsbränsle. Processen har visats vara effektivare och med en mer positiv miljöpåverkan än traditionell avfallshantering (Berglund och Börjesson 2006).

1.3 Samrötning

Vid rötning av ett enskilt substrat kan brist på mikronäringsämnen, brist på kväve eller fosfor, för hög viskositet, avsaknad av ytor för tillväxt mm. ge processproblem. Problemen kan avhjälpas genom tillsatser av t.ex. näringsämnen eller bärarmaterial. Ett annat sätt att åtgärda de problem som kan uppstå vid rötning av enskilda substrat är att tillföra substrat med kompletterande näringsinnehåll och därmed skapa förutsättningar för en välfungerande biogasprocess. Detta är ett vanligt sätt att både öka processens stabilitet (och därmed belastningskapacitet) och gasproduktion per kg tillförd VS. Om bassubstratet har en låg metanpotential eller om bassubstratet måste rötas vid låg belastning för att få en fungerande process produceras lite gas per reaktorvolym. Med samrötning är det möjligt att öka metanproduktionen i rötkammaren om samrötningssubstratet i sig har god metanpotential och genom att den totala belastningen i reaktorn kan ökas. På så sätt kan bättre ekonomi uppnås. Det finns ett antal studier där samrötning av olika substrat rapporterats: aktivt slam tillsammans med olika typer av organiskt avfall (Bolzonella *et al.* 2006); svingödsel, restprodukter från biodieselproduktion samt fiskrens (Álvarez *et al.* 2010); motsvarande fettavskiljarslam och kommunalt fast avfall (MSW; Martín-Gonzalez *et al.* 2010); energigrödor (ensilerad majs och råg) och gödsel.

Ytterligare en fördel med att samröta olika substrat är att en bättre sammansatt rötrest kan skapas. Om de olika substraten har olika karakteristika vad gäller t.ex. makro- och mikronäringsämnen eller tungmetaller kan de, genom att komplettera eller späda ut varandra, ge upphov till en rötrest med koncentrationer av ingående ämnen som gör det attraktivt att sprida den på åker- eller skogsmark eller använda som anläggningsjord. Fördelar med samrötning presenteras i Tabell 1.

Tabell 1. Möjliga fördelar med samrötning vid biogasproduktion

Table 1. Possible positive effects with co-digestion for biogas production

Fördelar
Högre metanproduktion än för enskilda substrat
Rötrest med fler användningsområden
Högre belastning med stabil process
Högre metanproduktion per g VS
Högre metanproduktion per rötkammarvolym
Högre metanhalt i rågasen
Minskat beroende av kontinuerlig tillgång och kvalitet på endast ett substrat
Bättre ekonomi

1.4 Mål och målgrupp

Målet för projektet var att utvärdera möjligheterna till en ekonomiskt lönsam biogasproduktion på massa- och pappersbruk. Genom samrötning av bioslam från brukens interna rening med andra tillgängliga substrat kan gasproduktionen per reaktorvolym ökas jämfört med om enbart bioslam rötas. Projektet är en fortsättning på SYS 08-802 där biogaspotentialen i bioslam från olika massabruk utvärderats.

Projektets mål har varit att utvärdera olika substratsammansättningar med utgångspunkt i vad som finns tillgängligt på och i närheten av svenska massa- och pappersbruk. Utvärderingen har förutom att optimera gasproduktion från reaktorerna även innefattat en investeringskalkyl och utvärdering av användningsområden för rötresten. Följande potentiella samrötningssubstrat har utvärderats: majsensilage, hushållsavfall, spannmålsrens, svin- och kogödsel, vallensilage, mikroalger, reningsverksslam, fiberslam samt indunstningskondensat. Utifrån en screening valdes sex kombinationer av samrötningssubstrat till långtidsförsök i labskalereaktorer.

Data framtagna i projektet kommer att kunna användas av massa- och pappersbruken för att i ett första steg utvärdera rågaspotentialen i de substrat man har tillgång till samt om det är ekonomiskt lönsamt att investera i en biogasanläggning.

2 Val av bruk

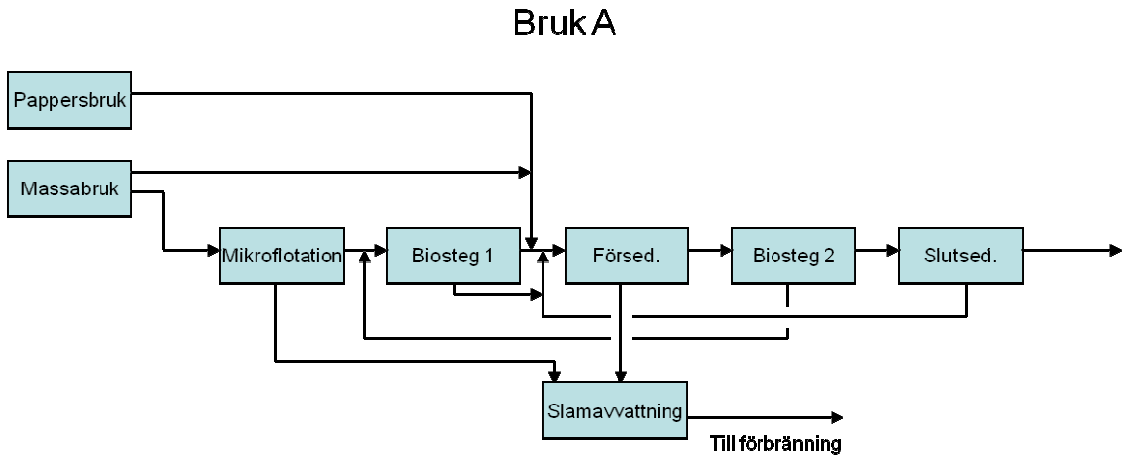
I det tidigare projektet ”Optimering och teknisk/ekonomisk utvärdering av biogasproduktion från bioslam från massa-/pappersbruk”, rapport nr 1130, valdes två bruk ut för långtidsförsök; ett bruk med mekanisk massaproduktion och ett bruk med sulfatmassaproduktion. De två bioslammen uppvisade olika gaspotential vilket gjorde att vi valde att använda båda dessa slam som bas i föreliggande projekt.

2.1 Bruk A

Bruk A tillverkar trähaltiga tryckpapper från mekanisk massa. Årsproduktionen är ca 700 000 ton och råvaran är gran. Vattenreningen sker i två biosteg där de mest kontaminerade avloppen från TMP-fabriken går till biosteg 1. Biosteg 1 föregås av en flotation där fast material avskiljs. Utflödet från biosteg 1 blandas därefter med resterande flöden från fabriken och leds efter en försedimentering till biosteg 2. Efter biosteg 2 finns även en bassäng för kemisk fällning som idag bara används som ett extra sedimenteringssteg (Figur 2).

COD-reduktionen över vattenreningen är 80-85%, med en slamålder på ca 7 dagar i biosteg 1 och ca 10 dagar i biosteg 2. Uppehållstiden i respektive biosteg är ca 12 h.

Bioslammet blandas med fiberslam från försedimentering och flotation innan pressning. Det bioslam som använts i försöken har tagits ut efter biosteg 1 och har därefter avvattnats på laboratoriet vid bruket innan det skickats till Tema Vatten vid Linköpings Universitet för försöken.



Figur 2. Vattenreningen på Bruk A

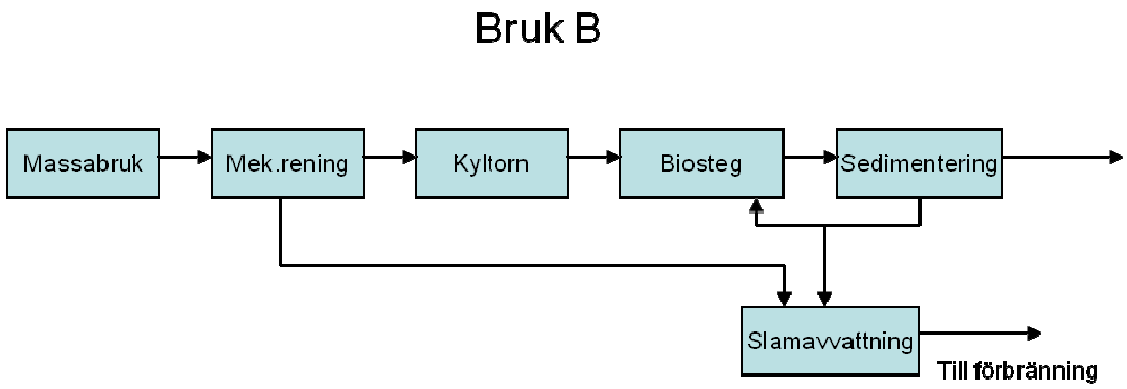
Figure 2. Waste Water Treatment at Mill A

2.2 Bruk B

Bruk B tillverkar avsalumassa genom sulfatmassaprocessen. Årsproduktionen är ca 430 000 ton och råvaran är en mix av löv- och barrved som körs kampanjvis. Avloppet från blekeriet går till vattenreningen som efter ett inledande mekaniskt steg sker i en aktivslamanläggning (Figur 3).

COD-reduktionen över vattenreningen är ca 70%, med en slamålder på ca 5 dagar och en uppehållstid på ca 10 timmar.

Bioslammet uppkoncentreras i två steg: först på ett avvattningsbord och därefter i centrifuger. Prover på bioslam kan därför tas ut som 1%, 5-8%, eller 10-15% TS. För försöken har bioslam tagits ut dels efter avvattningsbordet och dels efter centrifugering och skickats till Tema Vatten vid Linköpings Universitet. Slammen har därefter blandats för att uppnå önskvärd VS-halt innan tillsats till reaktorerna.



Figur 3. Vattenreningen på Bruk B

Figure 3. Waste Water Treatment at Mill B

3 Val av samrötningssubstrat

Samrötningssubstraten valdes från ett antal kriterier, de skulle:

- vara tillgängliga i stor mängd
- ha en god geografisk spridning i Sverige
- vara tillgängliga under hela året
- inkludera interna substrat från bruken

Med utgångspunkt i ovan angivna kriterier valdes följande substrat för en första screening: majs och vallensilage, svin- och kogödsel, spannmålsrens, reningsverksslam, matavfall, mikroalger, indunstningskondensat samt fiberslam. Alla utvalda substrat uppfyller inte samtliga kriterier. Alla substrat, utom fiberslam och indunstningskondensat, är tidigare rapporterade använda/testade för biogasproduktion. Se Tabell 2 för förväntad metanpotential samt tillgång. Slakteriavfall, som är ett vanligt substrat för biogasproduktion, valdes bort då en stor del av Sveriges samlade produktion redan används i befintliga biogasanläggningar.

Tabell 2. Nationell tillgång och metanpotential för valda samrötningssubstrat.

Table 2. National availability and methane potential for the substrates chosen for co-digestion

Substrat	Metanpotential (Nm^3/ton VS)	Tillgång (totalt i Sverige)	Kommentar
Majsensilage	350*	Ca 150 kton TS/år	Odlas i Syd- och Mellansverige (Lantmännen)
Svingödsel	200*	275 kton TS/år*	5 län prod. 73% av total mängd [*,a]
Kogödsel	150*	1830 kton TS/år*	6 län prod. 60% av total mängd [*,b]
Spannmålsrens	200-350**	11-13 kton/år	Tillhandahålls av Lantmännen i hela Sverige
Fiberslam	330	Ca 1-3 kg/ton av sulfatmassabruks massaproduktion	Internt substrat kemmassabruk
Indunstningskondensat	300	Ca 0,5-1,5 kg/ton av sulfatmassa-bruks massa-produktion	Internt substrat kemmassabruk
Vallensilage	300*	11 kton TS/år*	Tillgänglig i hela Sverige. 4 län står för 72% av total mängd.[*,c]
Mikroalger	220**	Uppgifter saknas	Odlas ej i stor skala i Sverige
Matavfall	470**	1175 kton (vv)/år*	128 kg(vv) per person och år
Reningsverksslam	195*	374 kton TS/år *	ca 50 kg TS per person och år.

**= från Linné et al. (2008), **=data från Scandinavian Biogas Fuels. [a)]Skåne, Halland, Västra Götaland, Östergötland., Kalmar län., [b)] Östergötland, Jönköpings län, Kalmar län, Skåne, Västra Götaland, [c)]Uppsala län, Västra Götaland, Värmland, Västmanland.*

**= from Linné et al. (2008), **=data from Scandinavian Biogas Fuels. [a)]Skåne, Halland, Västra Götaland, Östergötland., Kalmar län., [b)] Östergötland, Jönköpings län, Kalmar län, Skåne, Västra Götaland, [c)]Uppsala län, Västra Götaland, Värmland, Västmanland.*

3.1 Slam från kommunalt reningsverk

Denna typ av slam finns i alla större städer i Sverige men är dock inte alltid tillgängligt då mycket redan rötas. Som nyckeltal för hur mycket reningsverksslam som produceras vid ett kommunalt reningsverk kan 50 kg TS per person och år användas (Linné *et al*., 2008). Det kommunala reningsverksslam som användes i denna studie består av lika delar (v/v) primärslam och bioslam från Getterö Reningsverk i Varberg.

3.2 Ensilage av vall

Vallensilage finns i hela landet och används idag för biogasproduktion i fullskala t ex. i Västerås. Ensileringen gör att materialet kan lagras och finns därmed tillgängligt året

runt. Normalt kan man skörda ca 3,5 ton TS/ha och år (Linné *et al*., 2008). I denna studie användes ensilage av vall från Hags gård i Östergötland.

3.3 Ensilage av fodermajs

Fodermajs odlas främst i södra och mellersta Sverige och ger skördar om 10-15 ton TS/ha och år. Liksom vallensilage kan det lagras för tillgång året runt. Majsensilage som användes i denna studie hämtades från Hags gård i Östergötland.

3.4 Fiberslam

Fiberslam från massabruk kan brännas eller används som fyllnadsmaterial. Fiberslammet kommer från den mekaniska avskiljningen i externreningen på bruken. Mängden (torrvikt/torrvikt) fiberslam är ca 1-3 kg/ton producerad massa (baserat på tre svenska sulfatmassabruk). I denna studie har fiberslam från två svenska sulfatmassabruk använts, från bruk B vid satsvis utrötning (screening- och optimeringsförsöken, se 4.1) och från ett annat sulfatmassabruk i långtidsförsöket.

3.5 Indunstningskondensat

Indunstningskondensat kommer från kemmassabrukens kemikalieåtervinning. Mängden torrvikt/torrvikt) indunstningskondensat är ca 0,5-1,5 kg/ton (baserat på tre svenska sulfatmassabruk). Kondensatet innehåller höga halter metanol (ca 60% v/v), som är lättomsatt i biogasprocessen, men även svavelföreningar och större organiska molekyler såsom terpener och aromater. Dessa svavelföreningar och organiska molekyler kan verka hämmande på biogasprocessen. Vid satsvis utrötning (kap 4.2) användes metanol för laboratoriebruk (99,5%) då metodiken innebär en hög initial belastning med stor risk för negativa effekter av svavelföreningar etc. på mikrofloran. I långtidsförsöken (se kap. 4.3) användes kondensat från ett sulfatmassabruk.

3.6 Kogödsel

Kogödsel finns i stort sett i hela Sverige och är ett väl beprövat substrat för biogasproduktion. Vissa delar av Sverige har förhållandevis stora mängder kogödsel (Östergötland, Jönköpings län, Kalmar län, Skåne, Västra Götaland). I genomsnitt producerar en mjölkko flytgödsel motsvarande ca 3 ton TS/år (TS-halt <12%) och fastgödsel motsvarande ca 2 ton TS/år (TS-halt >20%; Linne *et al*., 2008). I denna studie användes fastgödsel med en TS-halt på ca 15% från Hags gård i Östergötland.

3.7 Svingödsel

Även svingödsel finns i stort sett i hela Sverige. Störst mängder produceras i Skåne, Halland, Västra Götaland, Östergötland, samt Kalmar län. Ett slaktsvin ger flytgödsel motsvarande ca 150 kg TS/år (TS-halt 6%). I denna studie användes flytgödsel från Evert Holms gård i Östergötland.

3.8 Spannmålsrens

Spannmålsrens består av skadat spannmål, kvarnrens, boss och agnar och finns tillgängligt i hela Sverige. I denna studie användes spannmålsrens från Lantmännen. Materialet levererades som pellets och innehåller ca 65% kvarnrens, boss och agnar och ca 35% spannmål.

3.9 Alger

Mikroalger ses idag som en möjlig del i framtida energiförsörjning (främst för produktion av biodiesel; se t.ex Sialve *et al*. 2009) då många arter växer snabbt och samtidigt kan lagra in stora mängder fett (ca 40% av TS). I denna studie användes torkade alger av *Spirulina maxima* i de inledande försöken med satsvis utrötning och *Chlorella vulgaris* i långtidsförsöket, dock gjordes även satsvis utrötning på *Chlorella vulgaris*. *Spirulina maxima* är en marin mikroalg och *Chlorella vulgaris* en sötvattensalg.

3.10 Matavfall

I och med förbudet mot att deponera organiskt material (fr.o.m. 2005) och Naturvårdsverkets miljömål 15, delmål 5 (”senast 2010 skall minst 35% av matavfallet från hushåll, restauranger, storkök och butiker återvinnas genom biologisk behandling”), har fler och fler kommuner infört särskild insamling av matavfall och det bör därför finnas en god nationellt tillgång. Nyckeltal för mängden matavfall som produceras är 128 kg (våtvikt) per person och år från hushåll, restauranger, storkök och butiker. I denna studie har vi använt utsorterat organiskt matavfall från hushåll. Materialet har blandats med lika delar vatten och pressats, pressvattnet (TS 10-12%) har sedan använts i försöken. Materialet har hämtats från Norra Skåneregionens Renhållning i Helsingborg samt Sysav Biotech i Malmö.

4 Labförsök - Material och metoder

4.1 Experimentöversikt

Under försökstiden användes två huvudsakliga metoder för analys av de utvalda substratens biogaspotentialer. Först gjordes *satsvisa utrötningsförsök* för att bestämma metanpotential på ett stort antal substrat och substratblandningar. Satsvis utrötning av substratblandningar genomfördes för att bestämma metanpotentialen för de enskilda substraten samt bestämma eventuella ökningar eller minskning av metanpotentialen vid samrötning jämfört med rötning av de enskilda substraten. Senare gjordes *långtidsförsök* med ett mindre antal substratkombinationer i syfte att efterlikna kontinuerliga fullskaleprocesser och utvärdera hur samrötningen fungerade med avseende på belastning, processtabilitet, omrörning mm. (Tabell 3)

Den satsvisa utrötningen är en relativt snabb screeningmetod och ger möjlighet att testa många substrat under kortare tid. Metoden ger en uppfattning om skillnader i metanpotential för olika substrat men säger mindre om hur substratet fungerar i en kontinuerlig process. För att få en uppfattning om belastningsmaximum, processens viskositet, skumbildningsproblem mm. måste därför långtidsförsök köras.

Totalt gjordes två försök med satsvis utrötning:

Screeningförsöket gjordes med syfte att bestämma metanpotentialen hos alla ingående substrat samt effekten av samrötning mellan vardera bioslam och samrötnings-substraten.

Optimeringsförsöket var ett flerfaktorförsök med syfte att bestämma effekterna av samrötning på metanutbytet (eventuella ökningar eller minskning av metanutbytet vid samrötning jämfört med rötning av de enskilda substraten) vid substratkombinationer med två eller tre substrat och vid olika mängdförhållanden dem emellan.

Långtidsförsöken innebar drift av kontinuerliga labskalereaktorer med syfte att simulera en fullskaleprocess. Med långtidsförsök kan ett processkoncept arbetas fram och verifieras för en enskild substratblandning.

Tabell 3. Översikt över de laborativa delarna i projektet

Table 3. Overview of the laboratory parts of the project

Försök	Omfång	Syfte
Screeningsförsök	132 flaskor; 30-50 dagar	Bestämma de ingående substratens metanpotential. Utröna effekter av samrötning på metanproduktionen
Optimeringsförsök	69 flaskor; 40 dagar	Utröna effekter av samrötning på metanproduktionen vid olika mängdförhållanden
Långtidsförsök	8 reaktorer; ca 250 dagar.	Skapa stabila processer med hög belastning Ta fram kunskapsunderlag för applikation i fullskala

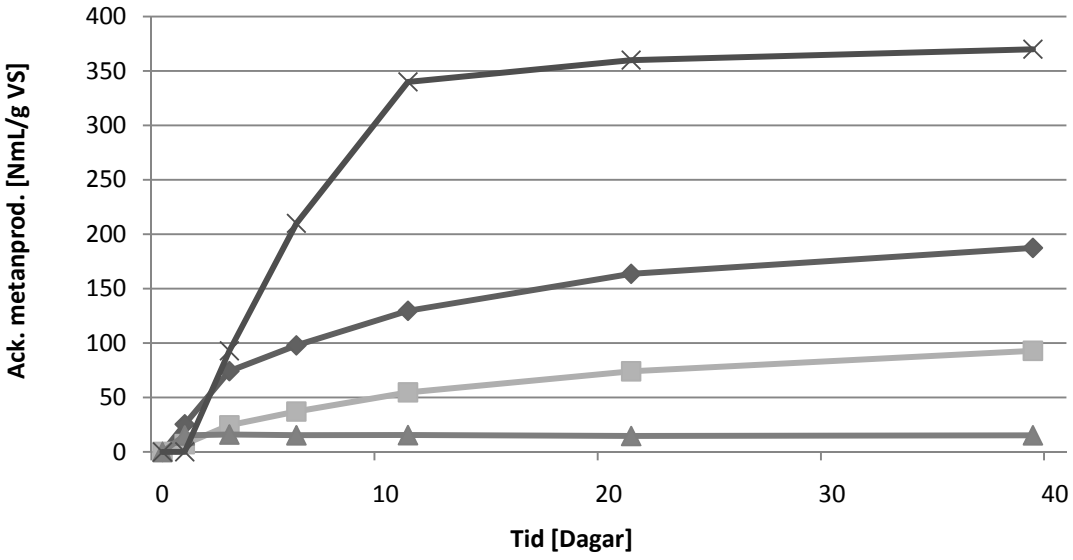
4.2 Utförande av försöken med satsvis utrötning

Respektive substrat vägdes in i gastäta 300 mL-flaskor och mikroorganismer (ymp) tillfördes. Ympen bestod till minst 50% av rötslam från Nykvarns reningsverk i Linköping och resterande 50% utgjordes av rötslam från reaktorer på Scandinavian Biogas Fuels laboratorium. Arbetsvolymen var 100 mL (20 mL ymp, 2 mL saltlösning samt substrat (mängd beroende på TS-halt och metanpotential)). Vid behov tillsattes även kokt, syrefritt, ultrarent (Millipore®) vatten för att uppnå 100 mL. Samtliga flaskor spolades med kvävgas under tillsatserna av vatten, saltlösning och ymp. Gasfasen byttes sedan mot en blandning av kvävgas och koldioxid (80:20) genom evakuering/påfyllning i 10 cykler. Samtliga utrötningsförsök gjordes i triplikat (tre flaskor per substrat) och flaskorna inkuberades i 37°C. Utöver substratflaskorna ingick också tre olika kontroller i varje serie:

- Ympkontroll (endast ymp)
- Positiv referens (filterpapper med känd metanpotential)
- Inkuberad metanstandard (100 mL vatten + metan motsvarande 15 volym%)

Ympmaterialet ger i sig upphov till en viss mängd gas och denna mängd subtraheras från produktionen i flaskorna med substrat för att få det verkliga utbytet från respektive substrat. Den inkuberade metanstandarden används som en kontroll av metananalysen.

Ett exempel på hur metanproduktionen kan se ut över tid i substratflaskor och kontroller visas i figur 4.



Figur 4. Ackumulerad metanproduktion (NmL) i substratflaskor (—◆—), positiv kontroll (—×—) samt ympkontroll (—■—). Även resultaten från analyser av den inkuberade metanstandarden (—▲—) visas.

Figure 4. Accumulated methane production (NmL) in substrate bottles (—◆—), positive control (—×—) and inoccula controls (—■—). The methane analysis from the incubated methane standard (—▲—) is also shown

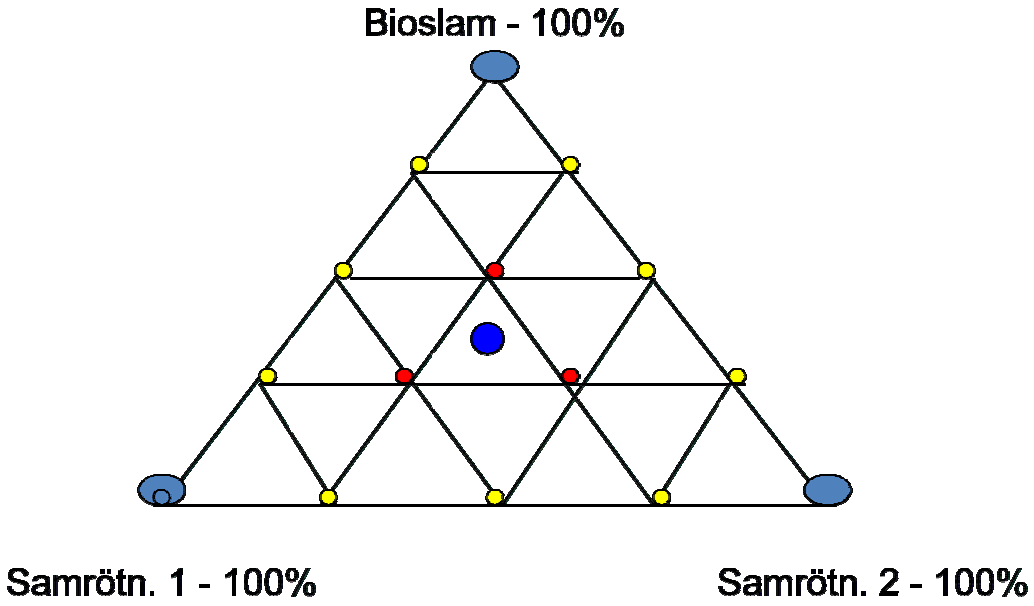
4.2.1 Screeningförsök

De två bioslammen samt de tio samrötningssubstraten rötades först enskilt. Samtliga samrötningssubstrat samrötades även med vardera bioslam för att bestämma eventuella ökningar eller minskningar av metanpotentialen vid samrötning jämfört med rötning av de enskilda substraten. Alla samrötningar gjordes med samma belastningsförhållanden bioslam: samrötningssubstrat (6,75:1,25 g VS/L).

4.2.2 Optimeringsförsök

I optimeringsförsöket var syftet att bestämma eventuella effekterna av samrötning på metanutbytet (ökningar eller minskningar av metanutbytet vid samrötning jämfört med rötning av de enskilda substraten) vid kombinationen bioslam och ett eller två samrötningssubstrat i olika mängdförhållanden. Fyra olika substratkombinationer om ett bioslam och två samrötningssubstrat valdes. En flerfaktordesign (Three factor simplex lattice design) gjordes där varje substratkombination analyserades med 18 inkuberade flaskor. Med detta upplägg finns förutsättningar för att skapa en modell där effekterna av samrötning på metanutbytet kan beskrivas som en funktion av mängdförhållanden mellan substraten (Figur 5). De fyra kombinationer av substrat som analyserades i optimeringsförsöket var:

1. Majsensilage + kogödsel + bioslam bruk B
2. Majsensilage + kogödsel + bioslam bruk A
3. Fiberslam + metanol + bioslam bruk B
4. Matavfall + spannmålsrens + bioslam bruk A



*Figur 5. Matris för optimeringsförsöket. Bioslam och två samrötningssubstrat (Samrötn.1 respektive 2) rötas dels var för sig, dels i 3*3 flaskor med olika mängdförhållanden av två av de tre substraten. Sex flaskor innehöll alla tre substraten, tre av dessa var replikat och de övriga tre hade alla olika mängdförhållanden av substraten. 100% belastning motsvarande 5,0 g VS/L för bioslam och 2,5 g VS/L för samrötningssubstraten. Alla punkter i matrisen motsvarar undersökta mängdförhållanden.*

*Figure 5. Matrix for batch digestion experiment number 2. Biosludge and two different co-digestion substrates (Samrötn.1 and Samrötn.2) were digested separately and together in 3*3 bottles with two of the three substrates, in different proportions. In three bottles all three substrates were digested together in three different proportions and in another three bottles all three substrates were digested together, all in the same proportions. 100% loading equals 5.0 g VS/L for biosludge and 2.5 g VS/L for the co-digestion substrates. All dots in the matrix correspond to investigated proportions.*

4.3 Utförande av långtidsförsöken

4.3.1 Substratkombinationer i långtidsförsöken

Val av substratkombinationer gjordes dels efter vilka metanpotentialer samrötningssubstraten visade i screeningen och dels utifrån vilken tillgänglighet vi förväntar oss att substraten har. Sex olika kombinationer valdes, tre med bioslam från bruk A och tre från bruk B (Tabell 2).

För både bruk A och bruk B valdes en kombination med matavfall och spannmålsrens. Båda dessa substrat har en avsevärt högre metanpotential än något av bioslammen (se vidare resultatredovisningen; kapitel 5). Spannmålsrens är en produkt som finns tillgänglig i hela landet. Matavfall bedömdes vara en idag outnyttjad resurs i flera delar av landet.

Båda bioslammen kombinerades även med en blandning av kogödsel och majsensilage. Kogödsel och svingödsel gav samma resultat vid screeningförsöket men kogödsel valdes då den finns tillgänglig i större volymer och i större del av landet (Linné *et al.*, 2008). Majsensilage hade en bättre metanpotential än bioslammen. Den potentiella produktionen av fodermajs per hektar är också hög (10-15 ton TS/ha och år) även om tillgängligheten är låg i norra Sverige.

För bruk B startades även en reaktor med fiberslam och indunstningskondensat i kombination med brukets bioslam. Denna reaktor skulle ge svar på förutsättningarna för att röta endast bruksinterna substrat. Fiberslam och indunstningskondensat är idag produkter som är möjliga att använda för biogasproduktion på sulfatmassabruk.

Den tredje kombinationen för bioslam från bruk A var matavfall och alger.

4.3.2 Reaktorkonfiguration, uppstart och drift

För långtidsförsöket användes åtta specialtillverkade glasreaktorer (5 L) med fyra liters arbetsvolym. På varje reaktor monterades ett kombinerat uttags- och matningsrör, en slang som leder bort den producerade biogasen, och en omrörningspropeller driven av en servomotor. Omrörning i reaktorerna sker normalt i 15 minuter ca 5 ggr per dygn. I alla reaktorer utom A4 ökades omrörningstiden under projektets senare del i ett försök att förbättra omblandningen (max 24 gånger per dygn; se vidare Bilaga A). Processerna kördes mesofilt (37°C) med en uppehållstid på 17-23 dygn. Substratportioner bereddes 1-2 gånger i veckan och förvarades i kyl fram till användning. Tillsättning av nytt substrat i reaktorerna skedde varje dag, sju dagar i veckan och uttag gjordes måndag-fredag. Varje måndag justerades volymen i alla reaktorer till 4 L.

De två bioslammen behandlades i kombination med de olika samrötningssubstraten i tre reaktorer vardera (se 4.4.1). Två reaktorer, AREF och BREF, fortsatte som referenser från det tidigare projektet (SYS08-802; Truong *et al.* 2010). Referensreaktorernas tid i projektet räknas fr.o.m. den dag då övriga reaktorer med samma bioslam startades. AREF övergick således till detta projekt dag 68 och BREF dag 43.

Startmaterial i samtliga reaktorer var rötslam (ca 3,5 L) från Nykvarns reningsverk i Linköping blandat med kogödsel (ca 0,5 L). Bioslam ingick alltid i den dagliga matportionen till alla reaktorer medan samrötningssubstraten började tillsättas efter hand (Tabell 4 och Bilaga A). Reaktorerna AREF och A2 - A4 gick i 245 dagar och reaktorerna BREF och B2-B4 gick i 250 dagar.

Tabell 4. De åtta reaktorer som användes i långtidsförsöket med ingående bioslam och samrötningssubstrat (Samrötn.substr.) samt slutbelastningar (Slutbel.; g VS/L och dag).

Table 4. The eight reactors used for semi-continuous digestion. Reactor name (Reaktor), source of the biosludge (Bioslam), co-digestion substrates (Samrötn.substr) and final loading rate (Slutbel.; g VS/L and day), are shown.

Reaktor	Bioslam	Slutbel. (g VS/L och dag)	Samrötn. substr. 1	Slutbel. (g VS/L och dag)	Samrötn. substr. 2	Slutbel. (g VS/L och dag)
AREF	Bruk A	2,5	-	-	-	-
A2	Bruk A	2,5	Spannmålsrens	1,8	Matavfall	1,2
A3	Bruk A	2,5	Majsensilage	2,0	Kogödsel	0,5
A4	Bruk A	2,0	Alger	0,8	Matavfall	1,2
BREF	Bruk B	2,0	-	-	-	-
B2	Bruk B	2,0	Spannmålsrens	1,8	Matavfall	1,2
B3	Bruk B	2,0	Majsensilage	2,0	Kogödsel	0,5
B4	Bruk B	2,0	Fiberslam	1,0	Kondensat	1,0

4.3.3 Tillsats av spårämnen

Järn tillsattes i alla reaktorer. Vidare tillsattes kobolt, volfram och selen i vissa reaktorer när det fanns anledning att tro att detta skulle öka processtabiliteten (Tabell 5).

Tabell 5. Spårämnestillsatser (mg/L reaktorvätska) i reaktorerna under långtidsförsöket.

Table 5. Trace element additions (mg/L reactor liquid) to the reactors.

Reaktor	Fe		Co		W		Se	
	Fr.o.m. dag	(g/L)	Fr.o.m. dag	(mg/L)	Fr.o.m. dag	(mg/L)	Fr.o.m. dag	(mg/L)
AREF	1	0,3						
A2	44	0,3			243	0,02	243	0,01
A3	44	0,3			191	0,02	191	0,01
A4	44	0,3						
BREF	113	0,3						
B2	19	0,3	196	0,1	78	0,02	78	0,01
B3	19	0,3			96	0,02	96	0,01
B4	19	0,3			78	0,02	78	0,01
	51	0,6						
	83	0,9						
	148	1,2						
	184	1,5						

4.3.4 Tillsats av kalciumhydroxid

pH-justering genom tillsats av kalciumhydroxid gjordes när värden under 6,8 uppmättes i reaktorvätskan.

4.3.5 Slamavvattning av ingående bioslam långtidsförsöket

Bioslam skickades varje vecka från respektive bruk till laboratoriet i Linköping. Slammet avvattnades för hand på bruk A genom tillsats av polymer och användning av en vira. På laboratoriet i Linköping avvattnades det vid behov ytterligare, då med vira och/eller centrifug. Vid behov frystes slammet för att förbättra avvattnings-egenskaperna. Torrhalten på slammet när det användes i reaktorerna varierade mellan 3,3 och 8,8% med en VS-halt av TS på mellan 77,7 och 93,3%. Efter dag 80 användes slam, som levererades med TS-halter mellan 8-11% från Bruk A, vilket medförde att ingen avvattning behövde göras på laboratoriet i Linköping.

Bioslam från Bruk B levererades i två olika former: Dels avvattnat (polymer och avvattningsbord) och dels avvattnat och centrifugerat. Torrhalten på slam avvattnat på endast avvattningsbord var mellan 3,0 och 5,4% med en VS-halt av TS på 79,1-88,1%. Torrhalten efter centrifugering var sedan 13,0-16,8% med en VS-halt av TS på 82,1-89,4%.

Bioslammen till samtliga reaktorer mixades med mixerstav på laboratoriet till dess att AREF och BREF övergick till att ingå i detta projekt (A-reaktorerna dag 68 och B-reaktorerna dag 43). Därefter gjordes ingen förbehandling genom mixning.

4.3.6 Avvattningsförsök av rötslammen

Avvattningstest gjordes på rötrest från samtliga reaktorer, dag 238 för reaktorerna BREF och B2-B4 och dag 243 för reaktorerna AREF och A2-A4. Rötslam samlades upp under ca 2 veckor innan försöket för att uppnå tillräcklig slammängd. Uppsamlat slam förvarades i kyl i max tre veckor. Slammens avvattningsegenskaper utvärderades genom att jämföra mängder och innehåll (TS och VS, N, P, S, Cl^- samt metallinnehåll) i fast- och vattenfaser efter centrifugering (5000 rpm; 4420 x g) under 20 min och i 20°C. För varje reaktor gjordes sex försök. Vikt och TS/VS noterades på rötslammet före centrifugering samt på fastfas och vattenfas efter centrifugering. Både fastfas och vattenfas skickades sedan till Eurofins Analycen i Lidköping för vidare analys (parametrar enligt ovan).

4.4 Analyserade parametrar

4.4.1 Total gas- och metanproduktion, satsvis utrötning

Gasproduktionen bestämdes genom tryckmätning. Två olika mättekniker användes: 1) 2 mL gas togs ur varje försöksflaska med en glasspruta och övertrycket mättes genom att gasen i sprutan fick expandera till normaltryck. 2) Vid ett flertal tillfällen mättes trycket i stället med en digital tryckmätare (Testo digital pressure meter; Testo AG, Germany). Mängd producerad gas beräknades sedan från tryckförändringen. Vid samtliga mättillfällen togs också ett gasprov för bestämning av metanhalten i varje flaskas gasfas. Provet analyserades på gaskromatograf med flamjoniseringsdetektor (GC-FID). Efter varje mätning och gasprovtagning släpptes bildat övertyck ut ur flaskorna.

4.4.2 Total gas och metanproduktion, långtidsförsöket

Producerad mängd gas per reaktor och dygn mättes m. h. a. gasmätare baserade på gasens förmåga att tränga undan vatten. Varje gasmätare har en specifik slagvolym och gasproduktionen för en reaktor under en viss tid räknas ut genom att slagvolymen multipliceras med antalet slag. Gasmätarna byttes ut och kalibrerades (nybestämning av slagvolym) med jämna mellanrum. En gång per vecka samlades producerad gas under ett dygn upp i en ballong. Koncentrationen av CH_4, CO_2, O_2 samt H_2S (max 2000 ppm) mättes sedan på gas från ballongerna med en portabel digital gasmätare (GasData; GFM Series). Högre halter (upp till 7%) av H_2S mättes med Drägerrör (Dräger Safety) Metanhalten bestämdes också vid några tillfällen genom analys på en gaskromatograf med flamjonisations detektor (GC-FID).

4.4.3 pH

pH på reaktorvätskan mättes minst två gånger i veckan med en pH-meter (Inolab pH level 1; WTW, Tyskland) enligt protokoll från Svensk Standard (SS-EN 12176, utg.1).

4.4.4 TS och VS

TS- och VS-halter bestämdes på inkommande slam både inför den satsvisa utrötningen och till långtidsförsöken. Reaktormaterialens TS- och VS-halter mättes också en gång per vecka. Samtliga analyser gjordes enligt protokoll från Svensk Standard (SS 028113, utg.1).

4.4.5 Flyktiga fettsyror

Koncentrationen av flyktiga fettsyror (ättiksyra, propionsyra, isosmörsyra, smörsyra, kapronsyra, isokapronsyra, valeriansyra och isovaleriansyra) mättes i centrifugerad rötvätska från reaktorerna en till två gånger per vecka. Analysen gjordes på GC-FID med tillsats av krotonsyra som intern standard. Proven surgjordes med 25% myrsyra före analys.

4.4.6 N, P, Cl samt metaller

De båda bioslammen analyserades med avseende på Kjeldahl-N (NH_4-N + organiskt bundet kväve), NH_4-N, P, Cl^-, Ag, Al, B, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, Pb, Sb, Se, S, Ti, V, W och Zn. Samma typ av analyser gjordes på reaktorvätska en gång per månad. Analyserna gjordes av Eurofins Analycen i Lidköping, Sverige.

4.4.7 Viskositet

Viskositetsanalyser gjordes vid ett tillfälle, dag 155 för AREF och A2-A3 och dag 130 för BREF och B2-B4. Analyserna genomfördes av Ljunga Lab, Ljungaverk, Sverige.

4.5 Utvärderingsmetod för effekten av samrötning på metanutbytet i screeningförsöket

För vardera triplikat i den satsvisa utrötningen räknades ett medelvärde med avseende på metanbildning per gram VS fram. Detta medelvärde användes sedan i alla följande beräkningar.

Den bildade metanmängden i flaskor med både bioslam och samrötningssubstrat utgjorde utgångspunkten i beräkningarna. Från detta värde subtraherades den metan som antas härröra från samrötningssubstratet, baserat på den experimentellt bestämda metanpotentialen för det enskilda substratet. Sedan subtraherades även den metan som borde ha bildats från bioslammet om det inte samrötats. Eventuellt kvarvarande metan antas vara ett resultat av synergieffekter mellan bioslammet och samrötningssubstratet. Detta metan relaterades sedan till respektive bioslams metanpotential, och förändringen uttrycks i procent. (Figur 6).

Figur 6. Beräkningsmodell för effekten av samrötning på metanutbytet i screeningförsöket. För varje triplikat räknades ett medelvärde med avseende på metanbildning per gram VS, detta medelvärde användes sedan i alla följande beräkningar.

Figure 6. Calculation model for the effect of co-digestion on the methane production in the screening experiment. All calculations are based on mean values of triplicates.

4.5.1 Effekten av samrötning på metanproduktionen i optimeringsförsöket

En multivariat analys genomfördes på resultaten från optimeringsförsöket med hjälp av anpassad mjukvara (Unscrambler ver. 6.11, CAMO ASA).

4.5.2 Effekten av samrötning på metanutbytet i långtidsförsöken

För att de uträknade effekterna av samrötningarna ska vara tillförlitliga och relevanta bör de räknas på de perioder då vi har en och samma belastning under 2-3 uppehållstider. Effekterna på metanutbytet i långtidsförsöken beräknades för belastningen 4,0 g VS/L och dag och för slutbelastningen i respektive reaktor. Den totala metanproduktionen i reaktorn jämfördes med den faktiska metanproduktionen i respektive referensreaktor och den förväntade metanproduktionen från samrötningssubstraten (data från screeningförsöket; Tabell 6).

5 Labförsök - resultatredovisning

5.1 Försök med satsvis utrötning

5.1.1 Screeningförsök

Flaskorna i screeningförsöket inkuberades mellan 35 och 50 dagar. Båda bioslammen och de tio samrötningssubstraten rötades först var för sig. Uppmätta metanpotentialer låg mellan 0,2 och 0,54 NL/g VS, matavfall gav högst potential och bioslam samt kogödsel lägst (Tabell 6),

Tabell 6. Metanpotentialer efter 35-52 dagars satsvis utrötning för alla undersökta substrat. Substratet anses utrötat om >90% av metanproduktionen som uppmättes vid sista mätpunkten hade producerats vid mätpunkten innan. a) användes i satsvis utrötning b) användes i långtidsförsöken. Den relativa standardavvikelsen är under 5% av medel i samtliga fall. Alla värden är baserade på triplikat

Table 6. Methane potential for all used substrates after 35-52 days of batch digestion. The substrate is considered fully digested if >90% of the methane accumulated at the last measurement had been produced at the previous measurement. a) from mill B, used in batch digestion b) from a Swedish Kraft pulp mill, used in the reactors. The relative standard deviation is in all cases less than 5% of mean. All values are based on triplicates.

Substrat	Metanpotential (NL CH_4/g VS)	Rötningstid (dagar)	Utrötat (ja/nej)
Bioslam Bruk A	0,22	35	Ja
	0,19	39	Nej
	0,17	39	Nej
Bioslam Bruk B	0,17	35	Nej
	0,21	39	Nej
	0,20	39	Nej
Chlorella vulgaris	0,29	45	Nej
Fiberslam – bruk B	0,32[a]	35	Ja
Fiberslam – annat bruk	0,33[b]	52	Ja
Majsensilage	0,34	39	Ja
	0,34	40	Ja
	0,34	41	Ja
Matavfall NSR	0,50	35	Ja
Matavfall Sysav	0,54	37	Ja
Metanol	0,33	39	Ja
Indunstningskondensat	0,30	52	Ja
Kogödsel	0,19	39	Nej
Reningsverksslam	0,29	39	Nej
Spannmålsrens	0,35	39	Ja
Spirulina maxima	0,33	35	Ja
Svingödsel	0,41	39	Ja
Vallensilage	0,37	39	Ja

Vid samrötning utvärderades utöver de enskilda substratens metanpotentialer även effekterna på metanutbytet (se kap. 4.6). Effekten på metanutbytet var mellan -14 och +21% för samrötning med bioslam från bruk A och mellan -5 och +27% för samrötning med bioslam från bruk B (Tabell 7).

Tabell 7. Effekten på metanutbytet vid samrötning av bioslam från bruk A respektive bruk B med tio olika samrötningssubstrat. Siffrorna anger effekter i procent av metanproduktionen per gram VS bioslam. Samrötning med matavfall och alger mättes efter 25 respektive 35 dagar, övriga efter 21 och 39 dagar.

Table 7. Effect on methane production using bio sludge from mill A and mill B with ten different co-digestion substrates. The presented numbers are the change (%) in methane production in relation to the methane potential of the biosludge. Co-digestion with algae and food waste was measured after 25 and 35 days of incubation, others after 21 and 39 days.

Dag	21/25	35/39	21/25	35/39
	Effekt av samrötning på metanproduktion (%)			
Samrötningssubstrat	Bruk A		Bruk B	
Alger	2	-1	11	30
Fiberslam	-2	3	7	-1
Kogödsel	-10	-9	11	8
Majsensilage	17	18	22	21
Matavfall	5	3	8	3
Metanol	7	10	27	18
Reningsverksslam	8	11	-5	-3
Spannmålsrens	21	19	9	3
Svingödsel	-9	-5	13	4
Vallensilage	-14	-11	11	9

Resultat från karaktäriseringen av slammen gällande innehåll av N, P, S, Cl^- samt metaller redovisas i bilaga B.

5.1.2 Optimeringsförsök

Effekten av samrötning på metanutbytet (ökningar eller minskningar av metanutbytet vid samrötning jämfört med rötning av de enskilda substraten) i optimeringsförsöket räknades ut på samma sätt som för screeningförsöket (kap. 4.5). Inga signifikanta samband kunde dock påvisas i den multivariata analysen av resultaten. Även om metoden för att bestämma metanpotential genom satsvis utrötning gav resultat med liten absolut osäkerhet (se Tabell 6) var skillnaderna för små för att kunna dra tydliga slutsatser kring eventuella effekter.

5.2 Långtidsförsöken

Långtidsförsöken pågick i totalt ca 250 dagar och under försökets gång ökades belastningen vid ett antal tillfällen. Beslut om eventuella belastningsökningar, men även förbehandlingar och näringstillsatser, togs med hänsyn till processens kvalitet bedömd utifrån de analysparametrar som tidigare angetts (kap 4.4). Resultaten är således både en beskrivning av den kontinuerliga metodutvecklingen och en presentation av producerad data. För översikt över de belastningsförändringar, tillsatser mm. som gjordes i varje reaktor, se bilaga A.

5.2.1 Specifik gasproduktion

Den specifika gasproduktionen varierade mellan reaktorerna då de olika reaktorerna hade olika substratsammansättningar. För samtliga samrötningsreaktorer var den specifika gasproduktionen högre än vid rötning av endast bioslammen (Detta har inget med de eventuella positiva effekterna på metanutbytet som diskuterats ovan att göra utan är en följd av att ett av samrötningssubstraten har en högre metanpotential en bioslammen). Då förhållandet mellan substraten varierade över tid (Bilaga A) varierade även den specifika gasproduktionen, vilket kan ses i figurerna 7-14. Biogaspotentialen för bioslammet från bruk A försämrades över tid med undantag av en topp mellan dag 60 och 80.

Variationen i specifik gasproduktion är enligt vår erfarenhet högst normal för labskaleprocesser med dessa typer av substrat.

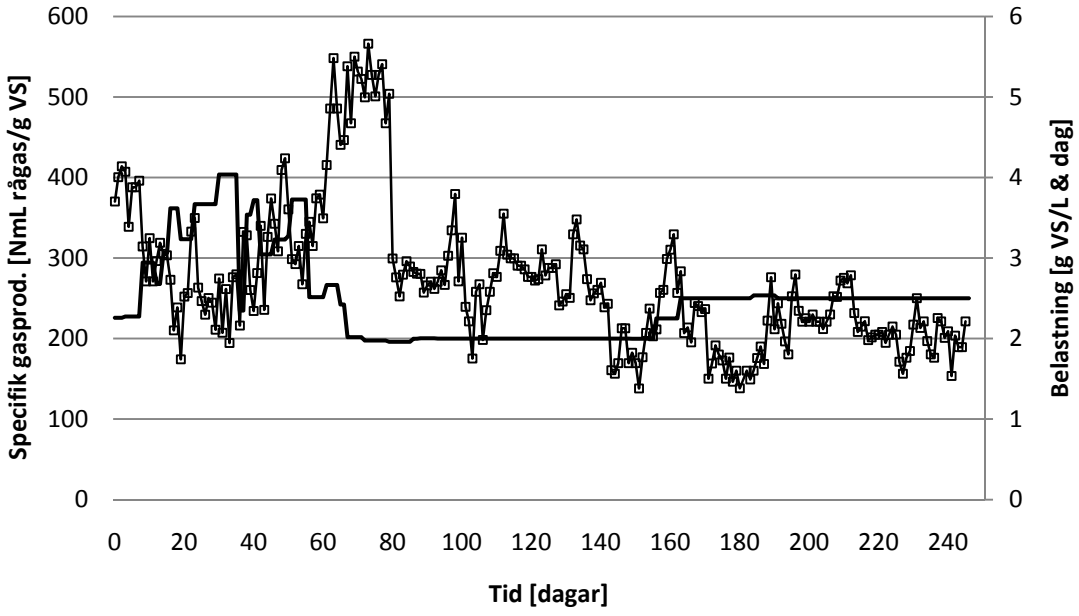
Den specifika gasproduktionen var vid uppnådd slutbelastning (AREF 2,5; BREF 2,0 g VS/L) i referensreaktorerna i medeltal 0,21 NL rågas/g VS (reaktor AREF) och 0,22 NL rågas/g VS (reaktor BREF) medan samrötningsreaktorerna producerade 0,31-0,43 NL rågas/g VS (Tabell 8). Då endast matavfall och bioslam från bruk A rötades i reaktor A4 var den specifika gasproduktionen 0,46 NL rågas/g VS vilket är det högsta värdet för alla reaktorer. Den höga gasproduktionen per g VS för matavfall återspeglar även de resultat från satsvis utrötning som presenteras i Tabell 6.

Reaktorerna uppnådde sin slutbelastning vid olika tidpunkter varför medelvärdena är baserade på olika stor mängd data (n= 47 – 116; se Tabell 8 för enskilda värden). Värden som på grund av metodologiska problem inte ansetts tillförlitliga är inte medräknade, de utgör dock endast <5% av n.

Tabell 8. Slutbelastning, metanhalt (medel med min/max) i rågasen, specifik gasproduktion i medel med standardavvikelse (SA) och antal mätpunkter (n) för alla reaktorer under det tidsspann då de belastats med respektive slutbelastning.

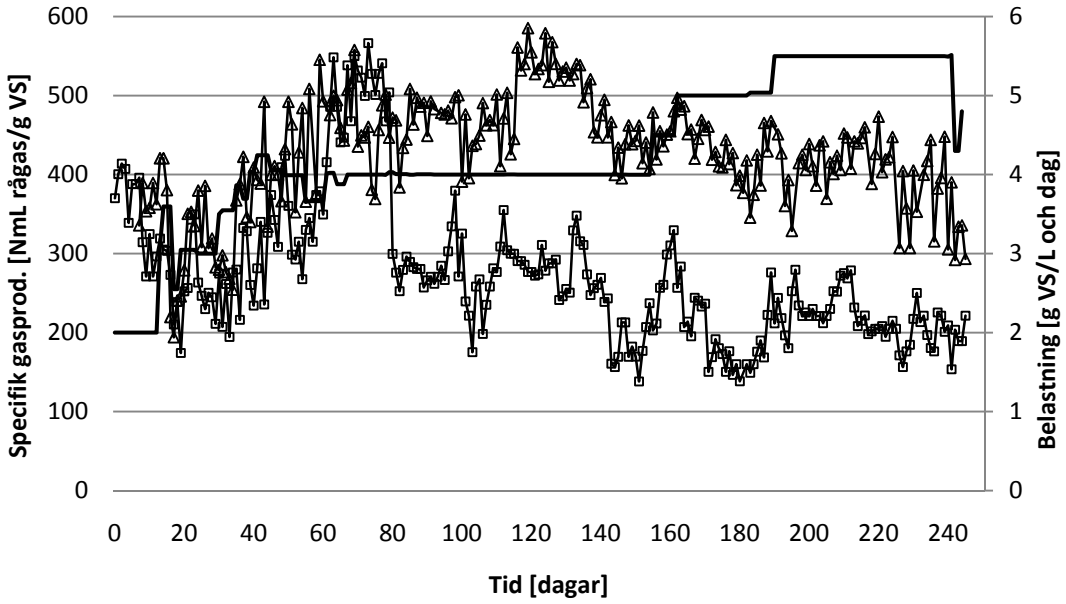
Table 8. Final OLR, methane content (mean±min/max) in the raw gas, specific gas production as mean with one standard deviation (SA) and number of measuring points (n) for all reactors during the time period with final OLR.

		Reaktor							
		AREF	A2	A3	A4	BREF	B2	B3	B4
Slutbelastning (g VS/L och d)		2,5	5,5	5	4	2	5	4,5	4
CH_4-halt (%)		45±3	51±2	48±3	53±3	51±5	56±2	50±4	61±3
Specifik gasproduktion (NL/g VS)	Medel	0,21	0,40	0,33	0,37	0,22	0,43	0,31	0,35
	SA	0,033	0,045	0,045	0,032	0,043	0,057	0,041	0,050
	n	81	47	61	95	113	46	110	116



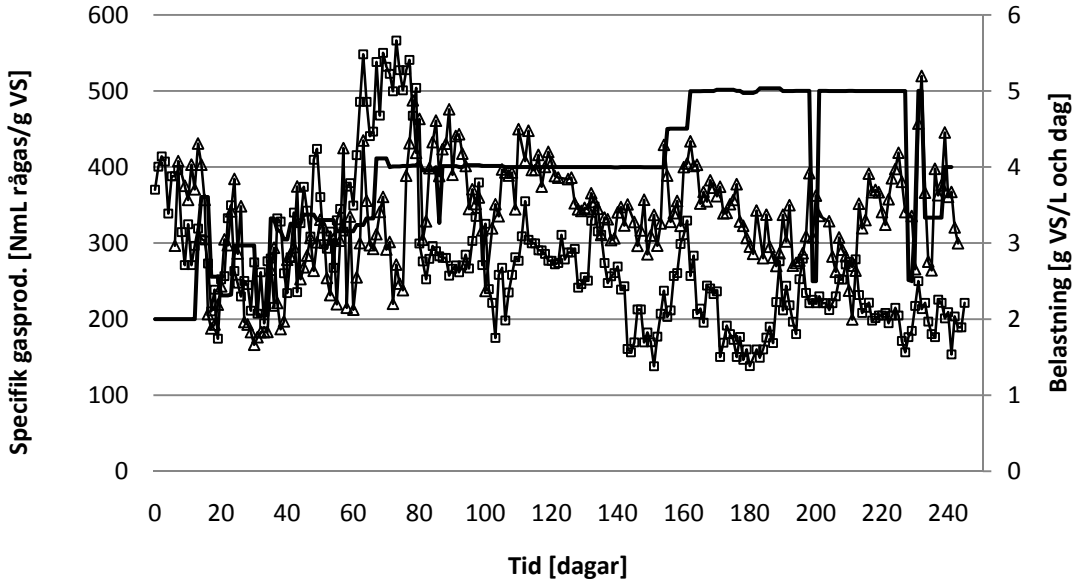
Figur 7. Specifik gasproduktion (-□-) och total belastning (—) under försöksperioden för reaktor AREF. Substrat:bioslam från bruk A.

Figure 7. Specific gas production (-□-) and OLR (—) for the duration of the experiment for reactor AREF. Fed with bio sludge from mill A.



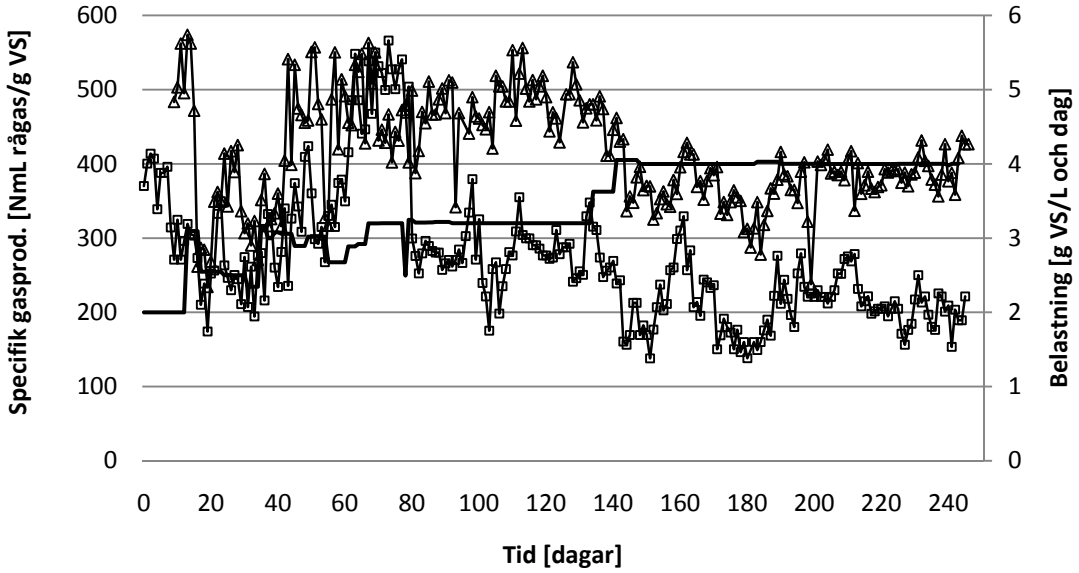
Figur 8. Specifik gasproduktion för reaktor A2 (-∆-) och AREF (-□-) samt total belastning(—) under försöksperioden för reaktor A2. Substrat: bioslam från bruk A, spannmålsrens och matavfall.

Figure 8. Specific gas production for reactor A2 (-∆-) , AREF (-□-) and OLR (—) for the duration of the experiment for reactor A2. Fed with biosludge from mill A, grain residues and sorted organic household waste.



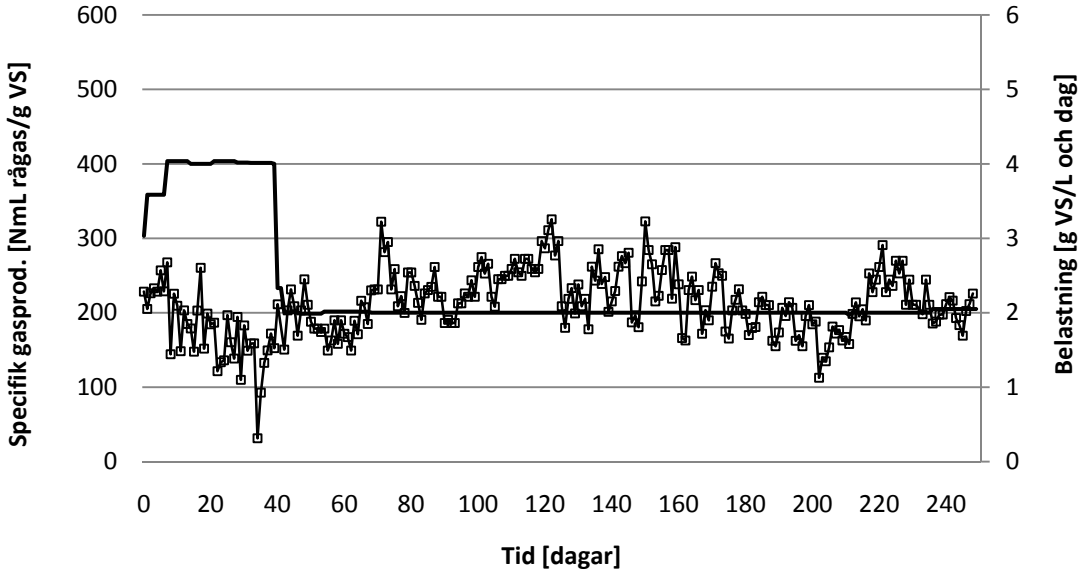
Figur 9. Specifik gasproduktion för reaktor A3 (-∆-) och AREF (-□-) samt total belastning (—) under försöksperioden för reaktor A3. Substrat: bioslam från bruk A, majsensilage och kogödsel.

Figure 9. Specific gas production for reactor A3 (-∆-) , AREF (-□-) and OLR (—) for the duration of the experiment for reactor A3. Fed with biosludge from mill A, corn silage and cow manure.



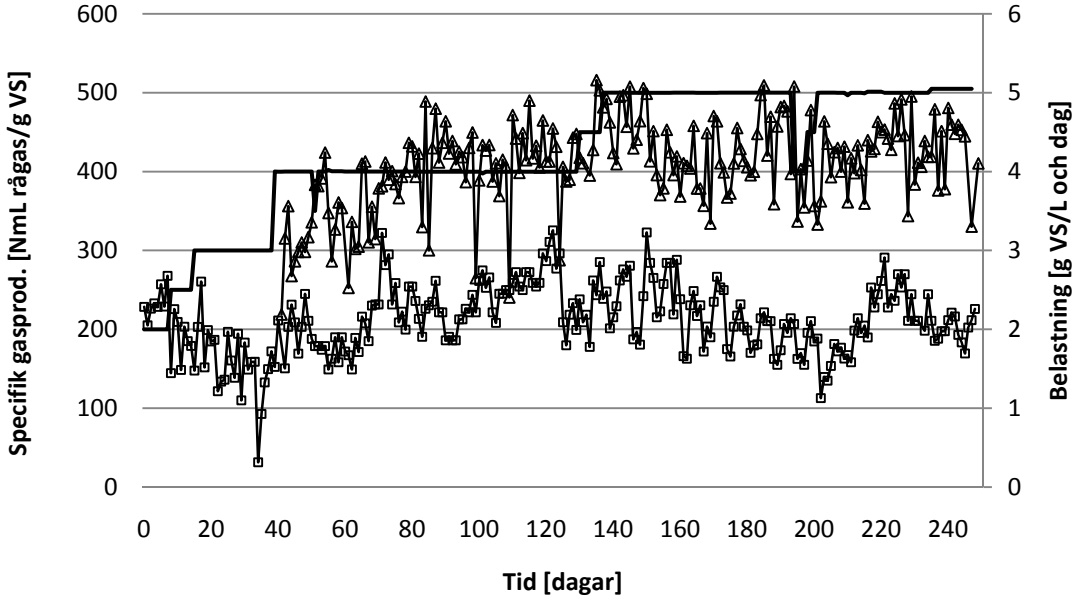
Figur 10. Specifik gasproduktion för reaktor A4 (-∆-) och AREF (-□-) samt total belastning(—) under försöksperioden för reaktor A4. Substrat: bioslam från bruk A, matavfall och alger.

Figure 10. Specific gas production for reactor A4 (-∆-) , AREF (-□-) and OLR (—) for the duration of the experiment for reactor A4. Fed with biosludge from mill A, sorted organic household waste and algae.



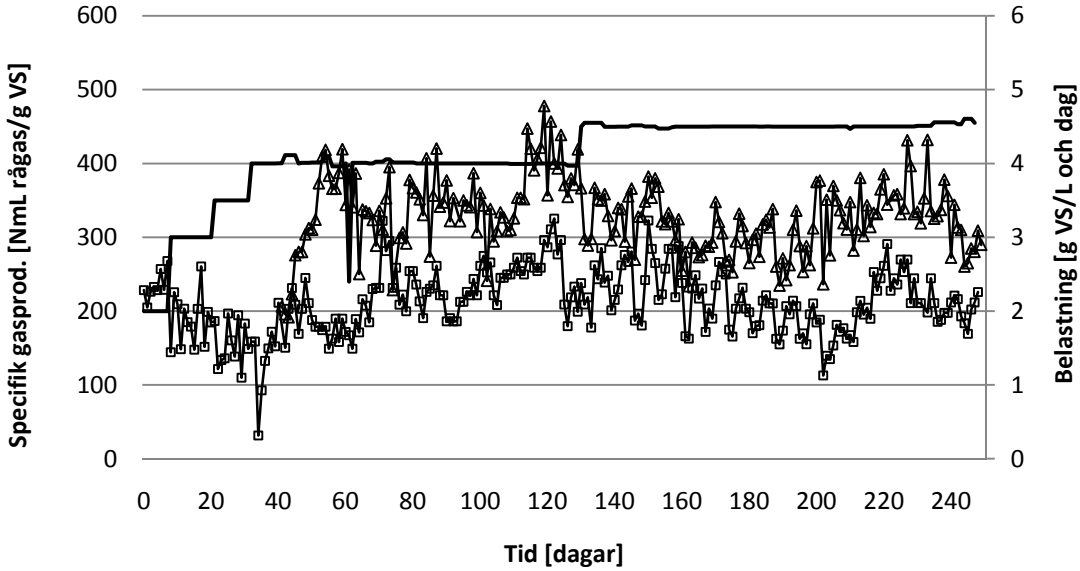
Figur 11. Specifik gasproduktion (-□-) och total belastning(—) under hela försöksperioden för reaktor BREF. Substrat: bioslam från bruk B.

Figure 11. Specific gas production (-□-) and OLR (—) for the duration of theexperiment for reactor BREF. Fed with biosludge from mill B.



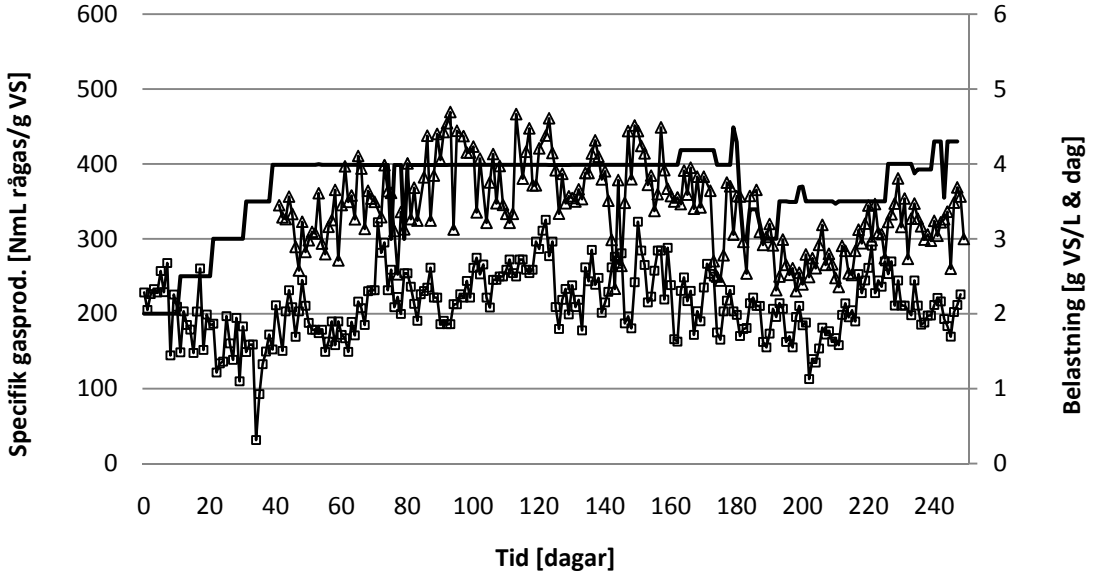
Figur 12. Specifik gasproduktion för reaktor B2 (-∆-) och BREF (-□-) samt total belastning (—) under försöksperioden för reaktor B2. Substrat: bioslam från bruk B, spannmålsrens och matavfall.

Figure 12. Specific gas production for reactor B2 (-∆-) , BREF (-□-) and OLR (—) for the duration of the experiment for reactor B2. Fed with biosludge from mill B, grain residues and sorted organic household waste.



Figur 13. Specifik gasproduktion för reaktor B3 (-∆-) och BREF (-□-) samt total belastning (—) under försöksperioden för reaktor B3. Substrat: bioslam från bruk B, majsensilage och kogödsel.

Figure 13. Specific gas production for reactor B3 (-∆-) , BREF (-□-) and OLR (—) for the duration of the experiment for reactor B3. Fed with biosludge from mill B, corn silage and cow manure.



Figur 14. Specifik gasproduktion för reaktor B4 (-∆-) och BREF (-□-) samt total belastning (—) under försöksperioden för reaktor B4. Substrat: bioslam från bruk B, fiberslam och indunstningskondensat.

Figure 14. Specific gas production for reactor B4 (-∆-) , BREF (-□-) and OLR (—) for the duration of the experiment for reactor B4. Fed with biosludge from mill B, fiber sludge and condensate of evaporation.

5.2.2 Sammansättning, producerad rågas

Den producerade rågasen innehöll främst metan och koldioxid. Metanhalterna var i medeltal mellan 45 och 53% för reaktorerna AREF och A2-A4 och mellan 51 och 61% för reaktorerna BREF och B2-B4 vid slutbelastning (Tabell 8). Resterande gas var till största delen CO_2. Högre halter av O_2 än 0,7 % anses relaterade till provtagningsproblem och värden från dessa mätningar har därför inte använts.

Rågas från B4 hade höga halter av H_2S de första ca 180 dagarna av försöksperioden med värden mellan 1500 och 11500 ppm. Med ökad tillsats av järn minskade dock halten H_2S och var fr.o.m. dag 182 under 255 ppm. Rågasen från övriga reaktorer innehöll max 400 ppm H_2S. Halterna reducerades dock även här med tillsats av järn (maxvärden på ca 110 ppm).

5.2.3 Belastningsoptima

För alla reaktorer med samrötningssubstrat sattes ett första belastningsmål till 4,0 g VS/L varav bioslam skulle utgöra hälften. Efter att detta uppnåtts beslutades att försöka öka belastningen i alla reaktorer utom de med endast bioslam (AREF & BREF) samt i A4 (där ingen effekt av tillsats av alger kunde skönjas). Belastningar mellan 4 och 5,5 g VS/L uppnåddes i reaktorer med samrötning (Tabell 8). Det gick inte att få fullständig omrörning i reaktorerna A2-A4 samt B2-B4 med den utrustning som användes. Detta satte begränsningar för hur mycket reaktorerna kunde belastas.

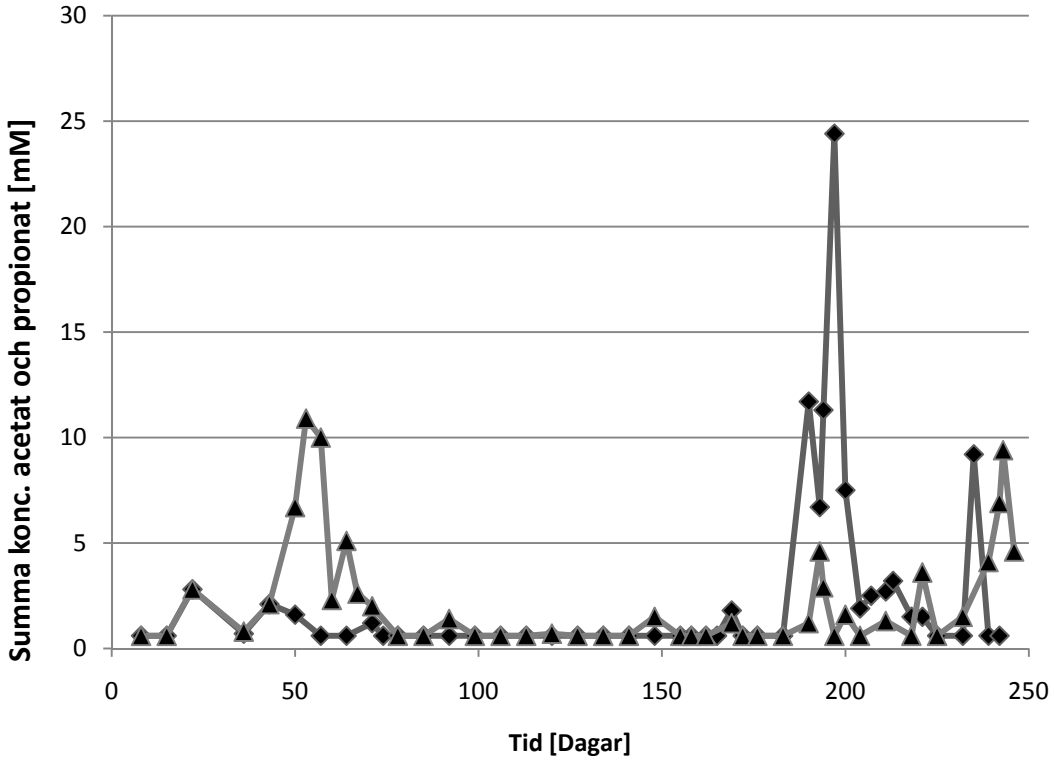
Reaktorerna belastning ökades som regel var 5:e dag men besluten om ökningar togs utifrån hur stabil varje enskild process var. Se tabell 4 och figur 7-14 samt bilaga A för belastningsökningar över tid för A- respektive B-reaktorerna.

5.2.4 Flyktiga fettsyror

Halterna acetat + propionat (summaparameter) låg hela försöksperioden under 3 mM i reaktorerna AREF, A4 & BREF (data redovisas inte i figurer).

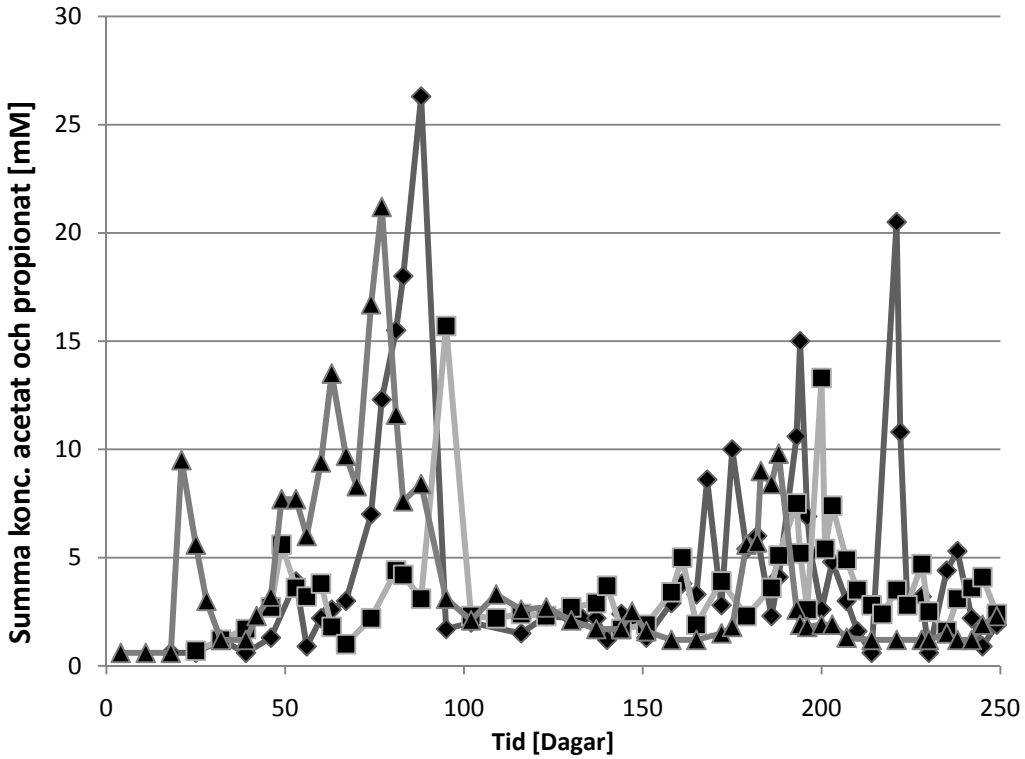
Övriga processer uppvisade ett antal tillfälliga ökningar i acetat- och/eller propionathalt. Samtliga ökningar motverkades, antingen genom ändringar i skötseln av reaktorn eller genom att den biologiska processen anpassade sig till den högre belastningen, VFA-halterna sjönk då utan åtgärd. För en översikt över VFA-halter samt vilka processförändringar som gjordes för att få ner nivåerna se Figur 15 och Figur 16 respektive bilaga A.

I reaktorerna A2 och A3 ökade halterna acetat och propionat kring dag 240 respektive dag 190 (Figur 14) men sjönk sedan igen efter tillsats av volfram och selen (Tabell 5). I reaktorerna B2-B4 ökade halterna av främst acetat kring dag 75 (B2 och B4) samt dag 95 (B3). Även här tillsattes selen och volfram vilket gjorde att halterna acetat minskade. I reaktor B2 ökade halterna acetat och propionat även kring dag 190 vilket bemöttes med tillsats av kobolt, detta medförde att halterna åter gick ner.



Figur 15. Summan av acetat och propionat i reaktorerna A2(▲) och A3(♦) under försöksperioden

Figure 15. The sum of acetate and propionate in reactors A2(▲) and A3(♦) during the reactor-experiment.



Figur 16. Summan av acetat och propionat i reaktorerna B2(♦), B3(■) och B4(▲) under försöksperioden.

Figure 16. The sum of acetate and propionate in reactors B2(♦), B3(■) and B4(▲) during the reactor-experiment.

5.2.5 pH

I reaktorerna A2, A4, BREF, B2, B3 låg pH över 7,0 under hela försöksperioden. I reaktor AREF var pH mellan 6,8 och 7,2 men inga trender i variationerna kunde observeras. Reaktor A3 uppvisade lågt pH (ned till pH 6,5) under perioden dag 192-197 samt perioden dag 229-245 samtidigt som VFA-halterna ökade (Figur 15). Under resten av försöket låg pH i A3 mellan 6,8 och 7,5. I reaktor B4 var pH under större delen av försöksperioden mellan 7,0 och 7,6. Under perioden dag 172-192 uppmättes dock pH under 7,0 vid ett flertal tillfällen med pH 6,7 som lägst. (Tabell 9).

Tabell 9. Max och min uppmätta pH i samtliga reaktorer under hela försöksperioden.

Table 9. Maximum and minimum pH in all reactors for the duration of the experiment.

	pH	
Reaktor	Min	Max
AREF	6,8	7,2
A2	7,0	7,4
A3	6,5	7,5
A4	7,2	7,5
BREF	7,3	7,7
B2	7,1	7,9
B3	7,3	7,7
B4	6,7	7,5

5.2.6 VS-reduktion

Vid belastning 4,0 g VS/L och dag var den beräknade VS-reduktionen för reaktorerna A2-A4 omkring 45% medan den för AREF var kring 30% (Tabell 10). Samma mönster kan ses för B-reaktorerna där B2-B4 låg kring 45% och BREF kring 30%. De stora variationerna (SA, Tabell 10) beror sannolikt på de slamförluster som uppstod vid hantering av slammet (tillsats av substrat och och uttag av slam) p.g.a. rötvätskornas och, i vissa fall, substratens höga viskositet.

Tabell 10. Medel och max/min VS-reduktion för alla reaktorer under den tid då de belastades med 4 g VS/L och dag (A2-A4 och B2-B4) respektive 2,0 g VS/L och dag (AREF och BREF). (SA= En standardavvikelse, n= antal observationer)

Table 10. Mean and max/min VS-reduction for all reactors when loaded with 4,0 g VS/L and day (A2-A4 and B2-B4) (SA= one standard deviation, n= number of observations).

Reaktor	AREF	A2	A3	A4	BREF	B2	B3	B4
	VS-reduktion (%)							
Medel	33%	46%	44%	42%	27%	47%	41%	49%
SA	5%	7%	10%	3%	6%	4%	4%	4%
Max	38%	52%	56%	47%	40%	57%	48%	57%
Min	25%	28%	22%	38%	13%	41%	35%	37%
n	14	13	13	12	28	13	13	20

I reaktorerna AREF, A2, A3, B2 och B3 var belastningen högre i slutet av försöksperioden. VS-reduktionen under denna tid var ungefär densamma som vid den lägre belastningen för AREF, A2 och A3. I reaktorerna B2 och B3 var VS-reduktionen något högre vid den högre belastningen (Tabell 10 och Tabell 11).

Tabell 11. Medel och max/min VS-reduktion för reaktorer som hade annan slutbelastning än 4,0 g VS/L och dag (A2-A3 och B2-B3) eller för referensreaktorerna högre än 2,0 g VS/L och dag.(SA= standardavvikelse, n= antal observationer)

Table 11. Mean and max/min VS-reduction for reactors AREF, A2, A3, B2 and B3. These reactors had final loading rates higher than 4.0 g VS/L and day (A2-A3 and B2-B3) or 2,0 g VS/L and day (AREF). (SA= one standard deviation, n= number of observations).

Reaktor	AREF	A2	A3	B2	B3
Belastning	2,5	5,5	5	5	4,5
			VS-reduktion (%)		
Medel	30%	47%	45%	51%	44%
SA	4%	5%	3%	4%	3%
Max	40%	53%	49%	57%	50%
Min	27%	41%	40%	45%	39%
n	12	7	9	15	15

5.2.7 Slamviskositet samt omrörning

Viskositeten är förhållandet mellan skjuvspänning och skjuvhastighet. I projektet har vi valt att analysera konsistensindex. Konsistensindexför vatten är närmare 0 (eller = 0). Konsistensindex ökar sedan ju "tjockare" vätskan/materialet är. De analyser som tema Vatten tidigare gjort på rötvätskor visar på konsistensindex närmare 0 (<1) för de "tunnaste" rötvätskorna när de beräknas med power-law ekvationen eller vid beräkning med hjälp av Herchel-Bulkley ekvationen. Tjockare rötvätskor kan visa på konsistensindex uppåt 100. SI-enheten för konsistensindex beräknad med power-law ekvationen är (Pa*s) upphöjt i n. Dessa värden kan exempelvis jämföras med tjockare livsmedel som har konsistenstal på 1000 och uppåt.

För de flesta av de rötvätskor som analyserats av Tema Vatten är viskositeten, till skillnad från t.ex. olja inte konstant utan viskositeten minskar med ökande skjuvhastighet. Ett sätt att beskriva viskositetskurvan är powerlaw-modellen som bygger på att man får en rät linje på ett log-log diagram. Skjuvtunningsindex är då lutningen på viskositetskurvan och konsistenskoefficienten är ett mått på "tjockleken".

Jämförs två lösningar med samma skjuvtunningsindex så är de parallella på log-log diagrammet och man kan direkt jämföra konsistenskoefficienten som man skulle jämföra viskositet för en olja.

Två lösningar med olika skjuvtunningsindex kan inte jämföras utan vidare eftersom kurvorna ev. korsar varandra. Den ena lösningen kan alltså ha en högre viskositet vid låg skjuvning och lägre viskositet vid hög skjuvning jämfört med en annan lösning.

För reaktorerna i långtidsförsöken varierade slamviskositeten (uttryckt som konsistensindex) mellan 0,41 och 7,99 $(Pa*s)^n$ (Tabell 12). Notera att A2-A3 och B2-B4 alla hade gått på belastning 4,0 g VS/L och dag under en längre tid då viskositeten bestämdes. Viskositetsdata saknas för A4.

Tabell 12. Viskositetsdata för reaktor AREF-A3 samt BREF-B4 i slutet av perioden med i tabellen angiven belastning.

Table 12. Viscosity for reactors AREF-A3 and BREF-B4 at the end of the period with given loading rate (belastning).

Dag	Reaktor	Belastning (g VS/L och dag)	Temperatur (°C)	Konsistensindex $(Pa*s)^n$
155	AREF	2,0	37	0,41
155	A2	4,0	37	1,49
155	A3	4,0	37	2,43
155	A4			n.a.
130	BREF	2,0	37	0,58
130	B2	4,0	37	3,12
130	B3	4,0	37	7,99
130	B4	4,0	37	3,71

I långtidsförsöken används propellrar för omblandning av materialet i reaktorerna. Denna omrörning var otillräcklig för samtliga samrötningsreaktorer då materialet inte rördes om ända ut i kanterna. I försök att förbättra omrörningen ökades antalet omrörningstillfällen från ca 5 till max 24 gånger per dygn (se bilaga A för detaljer angående enskilda reaktorer).

5.2.8 Effekt av samrötning på metanproduktionen i långtidsförsöken

Effekterna av samrötning på metanutbytet (ökningar eller minskningar av metanutbytet vid samrötning jämfört med rötning av de enskilda substraten) i långtidsförsöken var negativa i samtliga fall (Tabell 13).

Tabell 13. Effekter av samrötning på metanutbytet i reaktorerna vid angivna belastningar. Den teoretiska metanproduktionen baseras på utrötningsförsök för samrötningssubstraten och på respektive referensreaktor för bioslammen. Effekten beskrivs som den procentuella avvikelsen från det teoretiska värdet.

Table 13. Effects of co-digestion on methane production in the reactors. The theoretical methane production is based on batch digestion results for the co-digestion substrates and on respective reference reactor for the biosludge (Methane prod. and REF-reactor respectively). The co-digestion effect is calculated as the percentage deviation from the theoretical methane production.

Reaktor	Belastning	Metanutbyte. för resp. REF-reaktor	Teoretiskt metanutbyte.	Uppmätt metanutbyte.	Effekt på metanutbyte.
	(g VS/L och dag)	(NL/g VS)	(NL/g VS)	(NL/g VS)	(%)
A2	4	0,15	0,28	0,26	-8%
	5,5	0,10	0,27	0,21	-21%
A3	4	0,15	0,23	0,18	-24%
	5	0,92	0,21	0,16	-23%
A4	4	0,95	0,26	0,20	-23%
B2	4	0,12	0,27	0,20	-24%
	5	0,11	0,29	0,23	-22%
B3	4	0,12	0,22	0,18	-20%
	4,5	0,11	0,22	0,16	-29%
B4	4	0,12	0,24	0,22	-7%

6 Labförsök -diskussion

6.1 Satsvis utrötning och långtidsförsök

Den satsvisa utrötningen visade att samtliga samrötningssubstrat förutom kogödsel har högre metanpotential än bioslammen från Bruk A och B. Detta innebär att man vid samrötning får en högre metanpotential per g tillförd VS än vid rötning av enbart bioslam. I vissa fall observeras även positiva effekter på metanutbytet för de enskilda substraten, dvs. att mängden metan per g VS blir högre än utbytesberäkningar baserat på metanpotentialer för de enskilda substraten visar (Tabell 7). Skillnaderna är här dock relativt stora mellan substrat och ger också olika effekt beroende på vilket bioslam som använts (Tabell 7). I långtidsförsöken observerades inga positiva effekter på metanutbytet, utöver de som uppkommer genom att metanpotentialen är högre för samrötningssubstraten (ovan). Här blir utbytena i samtliga fall lägre än beräknat (Tabell 13) men metanpotentialen per g VS blir ändå högre vid samrötning eftersom metanpotentialen för samrötningssubstraten är högre än för bioslammen (Figur 7 - Figur 14 samt Tabell 13). Att de positiva effekterna på metanutbytet (dvs. ett högre metanutbyte per g tillförd VS än det teoriskt beräknade med utgångspunkt för metanpotentialen hos de enskilda substraten) som erhölls vid samrötning i screeningförsöken inte kvarstår i långtidsförsöken kan sannolikt bero på att den höga viskositeten och dåliga omblandningen i långtidsförsöken gör substraten mer svårtillgängliga för den aktiva mikrofloran och därmed en sämre total metanpotential jämfört med i screeningförsöket (se vidare 6.2).

6.1.1 Metanpotentialer

De genom satsvis utrötning uppnådda metanpotentialerna för samrötningssubstraten (Tabell 7) stämmer i vissa fall överens med litteraturvärden. Utsorterat och förbehandlat svenskt matavfall (sort separated organic fraction of municipal solid waste (SSOFMSW)) har i tidigare studier visats ha en metanpotential på 0,43-0,55 NL/g VS (Davidsson et al. 2007) vilket är jämförbart med våra värden (0,50-0,55 NL/g VS; Tabell 7).

Potentialen för kogödsel (0,19 NL/g VS) ligger något högre men ändå i samma storleksordning som de värden listade i Linné *et al*. 2008; 0,15 NL/g VS. För svingödsel ligger denna studies mätvärde (0,41 NL/g VS) avsevärt högre än i Linné *et al*. (2008) som anger 0,20 NL/g VS. Ensilerad vall och ensilerad majs gav i våra försök 0,37 respektive 0,34 NL/g VS. Motsvarande litteraturvärden är ca 0,33 NL/g VS (Linné *et al*. 2008) och 0,37-0,41 NL/g VS (Bruni *et al.* 2010).

Potentialen för spannmålsrens (0,35 NL/g VS) är högre än potentialer för t ex hel-ax av vete och råg på runt 230-245 L/kg VS (Amon et al. 2007). Scandinavian Biogas Fuels har rötat ett antal spannmålsrens från Lantmännen och uppmätt metanpotentialer mellan 0,21-0,36 NL/g VS (ej publ.).

Rötning av *Chlorella* har tidigare gett ca 0,24 NL/g VS vilket är något lägre än våra värden (0,29 NL/g VS). *Spirulina* har tidigare gett mellan 0,25 och 0,34 NL/g VS

(Samson och LeDuy, 1982;1986) vilket är i samma spann som våra värden (0,33 NL/g VS).

För bioslammen ligger metanpotentialerna från den satsvisa utrötningen högre än i tidigare försök (Truong *et al*. 2010). För bruk A uppmättes en potential på 0,17-0,22 NL/g VS jämfört med tidigare 0,16 NL/g VS, motsvarande värden för bruk B är ca 0,20 NL/g VS för innevarande projekt jämfört med tidigare 0,11 NL/g VS. Det är dock värt att notera att metanpotentialvärdena från den satsvisa utrötningen baseras på bioslam som togs under den period då metanproduktionen var väsentligt högre även i referensreaktorerna (0,17 NL/g VS, se Figur 14, Reaktor B6-ref, dag 80-120; Truong *et al*., 2010). Skillnaden i metanpotential beror sannolikt på förändringar i biosteget på Bruk A. Vad variationerna i potential för bruk B beror på vet vi inte, men sannolikt beror de även här på förändringar i bioreningens funktion även om inga ändringar av driftparametrar genomförts (se vidare nedan).

6.1.2 Gasproduktion i långtidsförsöken

Rågasproduktionen för bruk A (Reaktor AREF, Figur 7) var i början av långtidsförsöken ca 0,40 NL rågas/g VS, varefter den sjönk till ca 0,25 för att runt dag 40 öka igen. Ett maxvärde runt 0,50 NL rågas/g VS uppmättes dag 60-80. Värdena sjönk sedan snabbt till runt 0,30 NL/g VS för att sedan variera mellan 0,2 och 0,4 NL/g VS fram till dag 170, och efter detta varierade rågasproduktionen mellan 0,15 och 0,25 NL/g VS (Figur 7). Referensreaktor för bruk B (BREF) uppvisar en stabilare rågasproduktion med initiala värden runt 0,2 NL/g VS (Fig. 8). Efter en dipp runt dag 35 ligger produktionen under större delen av försöket mellan 0,2 och 0,3 NL/g VS. En sjunkande trend kan ses mellan dag 120 och 200.

Skillnaderna mellan tidigare metanproduktion (Truong *et al.* 2010) och de som rapporteras för långtidsförsöken i denna studie beror troligen på variationer i bioslammens innehåll av cellbiomassa och annat organiskt material, som i sin tur är kopplat till förändringar i processerna, både inom produktionen och i vattenreningen. Den stora dippen som syns i reaktor AREF runt dag 80 (Figur 7) har sannolikt samband med de förändringar som genomfördes i bioreningen på Bruk A där slamflödena i vattenreningen lades om under projektets gång. Antagligen beror den efterföljande, lägre metanpotentialen, på att lättlöslig COD i biosteg 1 har brutits ned av de utsvultna organismer som kommer med bioslammet från biosteg 2. I och med detta blir det en mindre fraktion av det organiska materialet som är tillgängligt för biogasprocessen.
Variationerna kan också till viss del förklaras med att referensreaktorerna för båda bruken startades under det tidigare projektet (Truong *et al.*, 2010). Vid den studiens avslutning belastades båda reaktorerna med 4,0 g VS/L och dag. Sedan minskades successivt belastningen till 2,0 g VS/L och dag för att reaktorerna skulle kunna utgöra referens i denna studie. När belastningen minskas kan initialt en förhöjd gasproduktion per g belastad VS erhållas p.g.a. av att tidigare orötat material, som ligger kvar från den högre belastningen, bryts ned samtidigt som gasutbytet beräknas på daglig tillförsel av substrat och utbytet vid gasavläsning dagen efter. Denna överskattning av gasutbytet minskar med tiden och skulle kunna förklara den initiala ökningen i gasutbyte. Denna förklaring gäller främst för reaktor AREF. Reaktor BREF hade endast belastats med hög (4,0 g VS/L) belastning under 7 dagar varför en betydligt mindre mängd ej nedbrutet

organiskt material fanns i reaktorn vid dag 1 i detta försök. När referensreaktorerna belastats med 2,0 g VS/L i ca en uppehållstid kan denna effekt anses som negligerbar. I samrötningsreaktorerna A2-A4 är minskningen i biogasproduktion runt dag 80 inte lika tydlig (Figur 8-Figur 10) vilket kan förklaras med att bioslammet utgör en betydligt lägre andel än 50% av den totala gasbildningspotentialen då det samrötas med substrat med betydligt högre metanpotential. Resultaten från A-reaktorerna visar dock vilken stark påverkan bioreningens processutformning har på bioslammen kvalitet (även mindre ändringar kan göra stor skillnad i biogaspotential) och därmed även på hur god reduktionen av det organiska materialet blir i biogasprocessen.

Samrötningsreaktorerna uppvisade lite olika gasbildningsmönster. Båda reaktorerna med matavfall och spannmålsrens (A2 och B2) visade en klart högre rågasproduktion/g VS jämfört med respektive referensreaktor från dag 80 respektive dag 40 och framåt. Värdena sjönk dock något mot slutet för reaktor A2, vilket diskuterats ovan (Figur 8). För reaktor B2 bibehölls den höga gasproduktionen genom hela försöksperioden (Figur 12). I reaktorerna med majsensilage och kogödsel (A3 och B3) var skillnaderna inte lika uttalade eftersom variationerna inom reaktorerna var stora och vid vissa mätpunkter uppmättes liknande gasmängder i samrötnings- och referensreaktorer (Figur 9 och Figur 13). Dock är trenden med högre gasproduktion per g VS vid samrötning fortfarande tydlig. De större variationerna i reaktorerna med majsensilage och kogödsel kan bero på högre viskositet i dessa reaktorer (Tabell 12), vilket begränsar omblandning och därmed sannolikt kan ge en ojämn fördelning av substratet i reaktorerna. Både majsensilage och kogödsel är också mindre homogent än matavfallsjuice och spannmålsrens, vilket kan leda till en viss oavsiktlig belastningsvariation.

Reaktor A4 hade matavfall och alger som samrötningssubstrat och här observerades den högsta ökningen i gasproduktion från ca dag 80 och fram till dess att tillsats av alger påbörjades (Figur 10). Den nedgång i biogasproduktion som sedan följde beror sannolikt på att algerna omsätts till mycket liten del eller inte alls samtidigt som vi tar med den ökade belastningen i våra beräkningar. Den begränsade nedbrytbarheten av algerna i denna studie var förbryllande då de i korttidsförsöken gav upphov till biogas (Tabell 6). Under försöksperioden gjordes ett antal delförsök med reaktorn för att stimulera algnedbrytningen. Den första åtgärden var att byta ut 50% av rötvätskan mot samma rötvätska som användes som ymp i den satsvisa utrötningen, där vi såg en tydlig metanbildning från båda algsorterna (0,29-0,33 L/g VS; Tabell 6), men utan effekt. I ett andra försök autoklaverades det torkade algpulver som användes i flaskor med vatten för att få algerna riktigt uppblötta och därmed mer tillgängliga för bakterierna i reaktorn. Autoklaveringen gav en blöt pasta, men inte heller när denna användes som substrat kunde vi se någon ökning i gasproduktion. Utesluter man algerna och räknar utbyte på metanproduktion från enbart matavfall och bioslam stämmer det teoretiska och faktiska metanutbytet överens för denna reaktor. Matavfall är ett blött och lättnedbrytbart substrat vilket medför att de effekter av hög viskositet på nedbrytningen som observeras i övriga samrötningsreaktorer antagligen undvikits.

Den ”interna” reaktorn B4 hade fiberslam och indunstningskondensat som samrötningssubstrat. Här sågs en ökning i metanutbyte från ca dag 40. Initialt tillsattes bara fiberslam, men från dag 36 även kondensat. På grund av indunstningskondensatets

höga innehåll av svavelföreningar, metanol och organiska föreningar fanns inledningsvis tvivel på möjligheten att använda det för biogasproduktion. Kondensatet visade sig dock fungera bra tillsammans med fiber- och bioslam. Reaktor B4 belastades med 1,0 g VS/L indunstningskondensat över tre uppehållstider under upprätthållandet av en stabil process. En ny sändning kondensat störde sedan processen (från dag 172; Figur 14) med ackumulation av VFA samt sjunkande pH som resultat. När tillsatsen av kondensat avbröts (dag 190) återhämtade sig reaktorn snabbt med ökande pH och gasproduktion samtidigt som VFA-halterna sjönk till tidigare uppmätta nivåer. Dag 242 började en tredje sändning av kondensat användas och reaktorn fungerade efter detta bättre, utan tecken på sjunkande pH. Det är värt att notera att den andra sändningen innehöll mycket synliga föroreningar och skiktade sig i en vattenfas och en organisk fas. Enligt den bruksanställde som tog ut kondensatet var det inte representativt för hur kondensatet brukar se ut. Ovan beskrivna problem visar att det är av vikt att kvalitetssäkra substrat som skall användas till biogasprocessen.

Kondensatets höga metanolhalt (ca 65%) gav en högre metanhalt i rågasen än övriga processer (Tabell 8). Den höga halten svavel i kondensatet (30 g/L) medförde dock att även svavelvätehalterna ökade i rågasen, successivt upp till 11 500 ppm. Ett vanligt sätt att hantera höga svavelvätehalter i rågasen är att tillsätta järn till biogasreaktorn vilket gjordes även i denna studie och medförde att svavelvätehalten kunde sänkas till under 110 ppm.

Indunstningskondensat har så vitt vi vet aldrig testats för biogasproduktion förut.

6.1.3 Effekter av samrötning

Som sagts ovan leder den högre metanpotentialen hos samrötningssubstraten jämfört med bioslammen till att man vid samrötning producerar väsentligt mer gas per g VS och då även per volym rötkammare. I jämförelse med metanproduktionen per rötkammarvolym vid maxbelastning (4,0 g VS/L och dag) vid rötning av endast bioslam (Truong *et al*. 2009) var metanproduktionen per m^3 rötkammare i detta försök 100-200% högre, vid samma belastning. Samrötningen har även lett till att metanhalten i rågasen ökade i flera av samrötningsreaktorerna (Tabell 8). Detta ger avsevärda vinster vid eventuell gasuppgradering till fordonsgas där kostnaden är kopplad till mängden CO_2 som skall tas bort. Den ökade metanhalten är ett resultat av att samrötningssubstraten innehåller mer energi per g VS (är mer reducerade) än bioslammen.

Vid tidigare försök med enbart bioslam från pappers- och massabruk (Truong *et al*., 2010) var den höga viskositeten begränsande för högre belastningar och vid belastningar över ca 3,0 g VS/L och dag uppstod grava omrörningsproblem. Vid samrötning är fortfarande viskositeten ett problem men vi kan vid samrötning ha högre belastning utan att nå de höga viskositeter som uppmättes vid rötning av endast bioslam (se vidare 6.2 nedan).

Det är värt att framhålla att vi genom att samröta och med applicerade processkunskaper kunde belasta reaktorerna med mellan 4 och 5,5 g VS/L och dag med full processtabilitet. Belastningar i biogasprocesser på svenska kommunala reningsverk

ligger oftast på 2-3 g VS/L medan belastningen i samrötningsreaktorer varierar mer (2-4 g VS/L; opublicerade resultat från en studie på Tema Vatten, Linköpings Universitet).

Det går inte att ge ett entydigt svar på varför de olika bioslammen gav olika effekter på metanproduktionen vid samrötning i den satsvisa utrötningen (Tabell 7), och experimentuppställningen var inte heller designad för att utröna detta, men ett flertal faktorer kan tänkas bidra. Dels kan den aktiva mikrofloran i bioslammen skilja sig åt, t.ex. beroende på skillnader i bioslammens sammansättning, och detta kan göra att organismer som effektivt kan omsätta vissa typer av föreningar finns tillgängliga i det ena slammet men inte i det andra. Man kan också tänka sig att positiva effekter uppstår om ett samrötningssubstrat triggar mikroorganismer att utsöndra hydrolytiska enzym som också verkar på bioslammet och därmed leder till en högre nedbrytningsgrad än om bioslammet rötats separat. Även slammens näringsstatus kan tänkas inverka på metanpotentialen, där man kan få antingen en förbättrad eller försämrad balans mellan ingående mikro- och makronäringsämnen vid tillsats av ett visst samrötningssubstrat. Detta ger då i sin tur bättre eller sämre förutsättningar för tillväxt och därmed nedbrytning/biogasproduktion. Flera tidigare studier har visat på denna typ av positiva processeffekter vid samrötning (Hartmann och Arhing 2005; Chen *et al*. 2010; Fountoulakis *et al*. 2010; Martín-Gonzáles *et al*. 2010) Det finns även ett antal reviews i ämnet t ex. Alatriste-Mondragón *et al*. (2006) och Ward *et al*. (2008). Enligt det vi sett visar man dock sällan på ökning av metanpotentialer utöver den förväntade (beräknat på de enskilda substratens kapacitet) utan diskuterar mer processtabiliserande effekter än de potentialökningar som vi i vissa fall ser.

6.1.4 Optimeringsförsöket

Optimeringsförsöket (satsvis utrötning) gav svårtolkade resultat. Genom att den totala belastningen i flaskorna inte får bli för hög blev belastningen av de enskilda substraten i vissa fall mycket låg i detta försök. Med låg belastning blir också de absoluta felen som ligger i metoden (uppvägning, representativa prov, precision vid gasanalys osv.) stora procentuellt sett. T ex. så är normalt variationen i ett triplikat med *ett* rötat substrat endast ca 2-3% av medel, men då vi i optimeringen belastade med endast 20% av fullbelastning på ett substrat utgjorde de absoluta felen en större procentuell andel. Det vi kunde se från optimeringsförsöken var indikationer på att de effekter vi observerade i screeningförsöket kvarstod. Det fanns inga indikationer på bättre synergieffekter med fler samrötningssubstrat.

6.2 Omrörning

Långtidsförsöken gav samma typ av omrörningsproblem som vi tidigare rapporterat vid rötning av enbart bioslammen (Truong *et al.* 2010). Liksom då begränsade processvätskornas höga viskositet belastningen, även om problemen i vissa fall var mindre genom inblandning av samrötningssubstraten (reaktor A2 och B2). Den dåliga omblandningen av materialet i reaktorn kan medföra ett underutnyttjande av substratet då kontaktytan mellan reaktorns aktiva mikroflora och det tillförda substratet, och därmed substratets tillgänglighet för nedbrytning, blir mindre. Detta fenomen skulle kunna förklara den sämre metanbildningen i långtidsförsöken jämfört med de

metanpotentialer vi uppmäter i satsvis utrötning. I satsvis utrötning är substraten utspädda ca 5 ggr vilket ger andra viskositetsförhållanden.

Viskositeten, och därigenom den energi som behövs för att röra om rötvätskan, var avsevärt lägre med samrötning än vid motsvarande belastning med endast bioslam: Vid belastning 4,0 g VS/L och dag med bioslam från bruk B uppmättes konsistensindex till 54 (Truong *et al*. 2010) mot 3,1-8 i denna studie (Tabell 12). Detta är en fördel då mindre energi åtgår för att driva biogasanläggningens pumpar och omrörare. Det ger sannolikt även bättre förutsättningar för att skapa en process med fullgod omrörning med hjälp av viskositetsförbättrande åtgärder. I tidigare försök var konsistensindex i AREF 1,4 vid belastningen 2,2 g VS/L och dag och i BREF 3,3 vid belastningen 2,2 g VS/L och dag (Truong et al., 2010). Motsvarande värden i denna undersökning var konsistensindex 0,41 (AREF) och 0,58 (BREF) vid belastning 2,0 g VS/L och dag. Då övriga reaktorer i denna undersökning uppvisade konsistensindex upp till 3,7, förutom B3 med 8,0, är det svårt att dra slutsatser om hur samrötningssubstraten påverkade viskositeten. Vi kan dock tydligt se att vi inte fick den mycket höga viskositet vid belastning 4,0 g VS/L som observerades vid rötning av enbart bioslam från bruk B.

De förändringar som gjordes med extra omrörningssekvenser förbättrade omrörningen i de flesta fall, dock motverkades detta över tiden av belastningsökningarna. Det bör i detta sammanhang noteras att labskaledrift av reaktorer bör ses som en separat process vad gäller omrörning då vi har mycket begränsade möjligheter att prova ut och genomföra förbättringar i labskala.

Det finns sannolikt ett antal sätt att i fullskala minska viskositeten i processer med denna typ av substrat; t ex. har mekanisk förbehandling, termisk behandling och syra/bas behandling prövats tidigare för att ge bättre viskositet med andra substrat (för utförligare diskussion se Truong *et al.*,2010).

Det bör i samband med omrörningsproblematiken också nämnas att de belastningar som vi i detta försök använde (4-5,5 g VS/L) är höga jämfört med många fullskaleprocesser där belastningen vanligen ligger på 2-3 g VS/L.

6.3 Spårämnestillsatserna

I en aktiv biogasprocess kan det uppstå brist på spårämnen vilket resulterar i att de involverade mikroorganismerna inte kan hantera det organiska materialet på ett effektivt sätt. Vanligtvis ger spårämnesbrister upphov till förhöjda halter av fettsyror, då oftast acetat och propionat. En högre belastning kräver också en mer aktiv mikroflora alternativt en större mängd mikroorganismer som kan bryta ned materialet, vilket gör att behovet av spårämnestillsatser är relaterad till belastningen.

I reaktorerna A2 och A3 samt B2-B4 tillsattes volfram (W) och selen (Se) (Tabell 5) när acetat- och propionathalterna visade ökande trender (Figur 15 och Figur 16), eftersom dessa ämnen från tidigare erfarenheter bedömdes som begränsande med aktuell substratblandning och belastning. Volfram förekommer i flera enzym viktiga för den anaeroba nedbrytningen, t ex. formylmethanofuran-dehydrogenas, som har del i fixering

av CO_2 i vissa metanogener (Zandvoort *et al.* 2006). Metallen kan också spela en roll i nedbrytning av propionat (Ragsdale och Pierce 2008; De Bok *et al*. 2003). Selen ingår också i enzym viktiga i den anaeroba nedbrytningskedjan (Stolz *et al*., 2006). Effekter av selen- och volframtillsatser har trots detta inte rapporterats så ofta. Feng *et al.* (2010) såg att tillsats av Se och W gav ökade metanutbyten vid rötning av matindustriavfall. Det finns också några studier som rapporterar positiva effekter av Se eller W men då bara som del i en spårämnesmix (Wilkie *et al*. 1986; Osuna *et al*. 2003; Güngör-Demirci & Demirer 2004).

Till reaktor B2 tillsattes även kobolt då halterna acetat och propionat ökade en andra gång (Se och W hade då tillförts under en längre tid i B2,se kap 5.2.4). Positiva effekter av kobolt på biogasprocessen har rapporterats i ett ganska stort antal publikationer (Kim *et al.* 2002; Osuna *et al.* 2003, Jarvis *et al.* 1997, Formoso *et al.* 2008, Zandvoort *et al.* 2006 m fl.). Man har visat effekter med många olika substrat och vi har tidigare visat effekt på bioslam från pappers- och massaindustrin (se vidare diskussion i Truong *et al.* 2010).

7 Utvärdering av rötrest

7.1 Bakgrund

Ekonomin i en biogasanläggning är beroende av att rötresten inte blir en belastning för totalekonomin. De normala användningsområdena för bioslam från bruken är idag som anläggningsjord/jordförbättringsmedel eller för förbränning i exempelvis barkpannor. Alternativt återförs slammet till indunstningen och efterföljande förbränning i sodapanna. I fallet då slammet används som jordförbättringsmedel eller anläggningsjord innebär detta oftast en kostnad för bruket (en extern firma vidareförädlar slammet innan det blir en färdig jordförbättringsprodukt). Förbränning i barkpanna innebär oftast inget positivt tillskott till energivärdet eftersom slammets torrhalt är så låg.

Vid samrötning förändras rötresten genom att näringsinnehållet i samrötningssubstraten skiljer sig från sammansättningen i bioslammet. Samtidigt ger den ökade mängden substrat en större mängd rötrest än om enbart bioslam rötas. Erfarenheter från kommunala reningsverk visar att slammet blir mer lättavvattnat efter rötning. Ett mer lättavvattnat bioslam innebär mindre problem i slamavvattningen och en minskad mängd vatten per kg TS tillförs därmed en eventuell förbränning. De totala effekterna på efterföljande utrustning, jämfört med om bioslammen inte rötas, kan alltså variera beroende på hur effektiv rötningsprocessen är samt på vilka substrat som används och i vilka mängder de belastar processen.

En utvärdering av sammansättningen i rötresterna från de sex olika samrötningsförsöken har gjorts. Idag finns ingen certifiering för rötrester där slam från massaindustrin använts som råvara. Rötrester från samrötning innehållande bioslam från massabruk kan idag därför inte certifieras. Certifieringssystemet innebär att kvaliteten på rötresten dokumenteras och följer förutbestämda krav. I certifieringssystemet dokumenterar anläggningen sina rutiner i hela kedjan från råvara till slutprodukt. En certifierad rötrest uppfyller ställda krav på bland annat smittskydd och metallinnehåll. Trots att bioslam från massabruk är en certifierbar råvara har vi ändå valt att jämföra rötresterna från försöken med de certifieringskrav som finns för rötrester från andra substrat samt som komplement gjort en jämförelse med aska för spridning i skog.

7.2 Jämförelse mellan bioslam och samrötningssubstrat

Sammansättningen på rötresten kommer att påverkas av de samrötningssubstrat man väljer. Genom att välja lämpliga samrötningssubstrat kan man späda ut eventuellt höga halter av ämnen som begränsar användningen av rötresten. Exempelvis har slam från massa- och pappersindustrin ofta höga halter av kadmium. Genom samrötning med en stor mängd av t.ex. spannmålsrens eller majsensilage, som båda har mycket låga kadmiumhalter, kan gränsvärden klaras.

På grund av arbetsmiljöskäl så har inte indunstningskondensat analyserats med avseende på N, P, K, Ca, Cl- samt spårämnen. Metanolhalten i indunstningskondensatet analyserades i alla tre batcherna och varierade mellan 49,5-63,4% (Tabell 14). Analyserna genomfördes av MoRe Research i Örnsköldsvik.

Tabell 14. Halten vatten, totalsvavel samt metanol i de tre sändningar av indunstningskondensat som användes.

Table 14. Concentrations of water, total sulphur and methanol in the three batches of condensate that were used.

Sändning nr	Vattenhalt (vikts %)	Total Svavel (g/L)	Metanolhalt (g/L)
1	3,4	30,7	634
2	8,3	32,0	525
3	8,0	32,9	495

I det tidigare projektet SYS08-802 (Truong *et al*., 2010) så konstaterades att bioslam från Bruk A har höga halter av kadmium, zink och koppar. Samrötningssubstrat som syftar till att öka användningen av rötresten ska därför ha låga halter av dessa ämnen. Från tabellen nedan ser vi att samtliga samrötningssubstrat har lägre halter av kadmium medan matavfall har högre halter av koppar och kogödsel har högre halt av zink och koppar. Detta innebär att samtliga av de analyserade samrötningssubstraten kan användas för att sänka kadmiumhalten, men att matavfall och kogödsel inte är lämpliga som samrötningssubstrat om kopparhalten är hög. Kogödsel bör även undvikas om zinkhalten är ett problem.

I samma projekt visade analyser att rötresten från bruk B's bioslam hade höga halter av kadmium, krom och zink. Från nedanstående tabell ser man att samtliga samrötningssubstrat har lägre halter av kadmium medan kromhalten är på samma nivå i fiberslam och zinknivån är högre i kogödsel. Analogt med Bruk A kan därför samtliga av de analyserade samrötningssubstraten användas för att sänka kadmiumhalten i rötresten medan kogödsel ska undvikas om zinkhalten anses för hög i rötresten och fiberslam ska undvikas om kromnivån i rötresten anses hög.

Tabell 15. Halter av analyserade parametrar i samrötningssubstrat använda tillsammans med bioslam från Bruk A.

Table 15. Concentration of analysed parameters in substrates used for co-digestion with biosludge from Mill A.

	Bioslam Bruk A	Spannmåls-rens	Matavfall	Majs-ensilage	Kogödsel	Alger
TS-halt (%)	1,4	88,7	9,9	27,3	15,5	94,3
Glödförlust (%TS)	80	94,5	86,7	96,2	87,8	90,9
Totalkväve (%TS)	4,3	1,8	3,0	1,4	3,5	9,1
Ammonium-kväve (%TS)	<0,7	0,26	0,30	0,22	0,32	0,75
Fosfor (mg/kg TS)	3300	3000	5800	3300	9900	10500
Bor mg/kg TS)	160	<25	<23	<23	<23	<23
Kalcium (mg/kg TS)	15600	2400	26700	1600	26500	24100
Kadmium (mg/kg TS)	0,89	<0,10	0,12	<0,10	0,29	<0,094
Krom (mg/kg TS)	2,5	<2,5	7,4	<2,5	2,6	<2,5
Koppar (mg/kg TS)	22	7,2	49	4,6	54	3,7
Kvicksilver (mg/kg TS)	<0,05	<0,051	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Kalium (mg/kg TS)	5500	8500	14900	12700	4800	9200
Magnesium (mg/kg TS)	1700	1400	2000	1300	12700	2500
Nickel (mg/kg TS)	4,1	<2,5	16	<2,4	7,2	<2,4
Bly (mg/kg TS)	7,7	0,96	1,8	<0,48	0,68	<0,47
Svavel (mg/kg TS)	9100	1700	3000	1400	4600	4600
Vanadin (mg/kg TS)	3,9	<10	1,4	<9,5	<9,5	<9,4
Zink (mg/kg TS)	160	69	66	32	250	14

Tabell 16. Halter av analyserade pararmetrar i samrötningssubstrat använda tillsammans med bioslam från Bruk B.

Table 16. Concentration of analysed parameters in the substrates used for co-digestion with biosludge from Mill B.

	Bioslam Bruk B	Spannmåls-rens	Matavfall	Majs-ensilage	Kogödsel	Fiber-slam
TS-halt (%)	5,7	88,7	9,9	27,3	15,5	42,5
Glödförlust (%TS)	83	94,5	86,7	96,2	87,8	91
Totalkväve (%TS)	7,2	1,8	3,0	1,4	3,5	0,39
Ammonium-kväve (%TS)	1,2	0,26	0,30	0,22	0,32	0,034
Fosfor (mg/kg TS)	8800	3000	5800	3300	9900	630
Bor (mg/kg TS)	100	<25	<23	<23	<23	<23
Kalcium (mg/kg TS)	6600	2400	26700	1600	26500	7150
Kadmium (mg/kg TS)	7,5	<0,10	0,12	<0,10	0,29	1,8
Krom (mg/kg TS)	23	<2,5	7,4	<2,5	2,6	25
Koppar (mg/kg TS)	26	7,2	49	4,6	54	11
Kvicksilver (mg/kg TS)	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Kalium (mg/kg TS)	3700	8500	14900	12700	4800	375
Magnesium (mg/kg TS)	5600	1400	2000	1300	12700	1200
Nickel (mg/kg TS)	10	<2,5	16	<2,4	7,2	16
Bly (mg/kg TS)	5,6	0,96	1,8	<0,48	0,68	4,2
Svavel (mg/kg TS)	21900	1700	3000	1400	4600	2200
Vanadin (mg/kg TS)	7,7	<10	1,4	<9,5	<9,5	<9,3
Zink (mg/kg TS)	220	69	66	32	250	120

7.3 Avvattningsbarhet av rötrest från bioslam

Bioslam är svåravvattnade och ofta samavvattnas de med fiberslam på massa- och pappersbruk för att uppnå tillräcklig torrhalt inför efterkommande behandling. En viktig parameter för kostnadsbilden för efterkommande behandlingar, både för jordtillverkning och förbränning, är mängd och torrhalt på slammet. En minskad slammängd och en ökad torrhalt är eftersträvansvärt. Detta åstadkoms idag framförallt genom att

vattenreningen drivs så att låga mängder slam bildas, vid avvattningen tillsätts ofta polymerer och slammet samavvattnas i många fall med andra restprodukter på bruket.

I föreliggande projekt jämfördes torrhalten på avvattnat bioslam med torrhalten på de olika rötresterna. Obehandlade och rötade slam centrifugerades (se 4.3.6) varefter torrhalten mättes, se Tabell 17 och Tabell 18.

Tabell 17. Torrhalt efter centrifugering av bioslam från Bruk A och rötrester som samrötats med bioslam från Bruk A.

Table 17. Dry content after centrifuging of bio sludge from Mill A and digestates from co-digestion with bio sludge from Mill A.

	Bioslam Bruk A	AREF	A2 – A4
Torrhalt (%)	ca 5	ca 13	ca 13

Tabell 18. Torrhalt efter centrifugering av bioslam från Bruk B och rötrester som samrötats med bioslam från Bruk B.

Table 18. Dry content after centrifuging of bio sludge from Mill B and digestates from co-digestion with bio sludge from Mill B.

	Bioslam Bruk B	BREF	B2 – B4
Torrhalt (%)	ca 6	ca 9	ca 9-12

Samtliga rötrester är mer lättavvattnade än de rena bioslammen. Däremot ser vi ingen skillnad mellan bioslam som rötats separat eller samrötats med andra substrat.

Den totala mängden material har även minskats med ca 45% eftersom organiskt material har omvandlats till metan och koldioxid i biogasprocessen. Rötning av bioslam tillsammans med andra substrat kan alltså innebära att befintlig utrustning kan utnyttjas trots att man utökat tillförseln av material till processen.

Halter av makronäringsämnen och metaller i vattenfasen utvärderades (se Tabell 19 och Tabell 20) för att se hur avvattningen påverkar dessa halter i acceptet (fastfasen). Det visade sig att metallerna till stor del stannade kvar i acceptet vilket medför en uppkoncentering i den avvattnade rötresten. En effekt av den ökade avvattningsbarheten är också att framförallt kvävehalterna i rötresten minskar eftersom kvävet till stor del följer med vattenfasen. Kväve förs då tillbaka till det aeroba vattenreningssteget med rejektvattnet. Detta kan vara positivt om kväve ändå behöver doseras till den aeroba vattenreningen.

Tabell 19. Halter av växtnäring och metaller i vattenfasen av rötresterna för Bruk A.

Table 19. Contents of nutrients and metals in the aqueous phase of the digestates from Mill A.

	AREF mg/L	A2 mg/L	A3 mg/L	A4 mg/L
Totalkväve	400	850	620	980
Fosfor	7,4	49	53	43
Kalcium	270	380	340	370
Kadmium	0,00023	0,00066	0,0015	0,00044
Bly	0,0019	0,0054	0,0071	0,0028
Zink	0,091	0,27	0,47	0,16

Tabell 20. Halter av växtnäring och metaller i vattenfasen av rötresterna för Bruk B.

Table 20. Contents of nutrients and metals in the aqueous phase of the digestates from Mill B.

	BREF mg/L	B2 mg/L	B3 mg/L	B4 mg/L
Totalkväve	1500	2400	2300	1800
Fosfor	91	52	95	35
Kalcium	75	200	150	400
Kadmium	0,00084	0,00071	0,0020	0,0016
Bly	<0,0005	0,00093	0,0012	0,00079
Zink	0,053	0,15	0,39	0,14

7.4 Användningsområden för rötresten

Den rötrest som blir kvar efter den anaeroba behandlingen innehåller näringsämnen och kan i bästa fall användas som gödningsmedel. Möjligheten att finna avsättning för rötrester, antingen som anläggningsjord eller som biogödsel till jordbruk eller skogsmark, är i hög grad beroende av om de håller den kvalitet som finns beskrivet i ett antal föreskrifter och certifieringskrav som i vissa fall innehåller krav på hygienisering. För rötrester som helt eller delvis innehåller restprodukter från pappers- och massaindustrin finns idag inga certifieringsregler utan vi har istället valt att jämföra rötresten med certifieringsregler för biogödsel. För rötrester som används till biogödsel skall kraven för näringsinnehåll och lägsta tillåtna föroreningsinnehåll enligt SPCR 120 ”Certifieringsregler för Biogödsel” och Jordbruksverkets rapport ”Riktlinjer för gödsling och kalkning” uppfyllas. Ska rötresterna ingå i anläggningsjord bör kraven på metallinnehåll enligt SPCR 148 ”Certifieringsregler för P-märkning av Anläggningsjordar” uppfyllas.

Några entydiga riktlinjer för spridning av rötrester på skogsmark finns inte utan istället har Skogsstyrelsens Meddelande 2-2008 ”Rekommendationer vid uttag av avverkningsrester och askåterföring” används som jämförelse. Askor och rötrester från bioslam från skogsindustrin har samma ursprung (skogsråvara) så en jämförelse mellan kraven för askor och rötrester bör vara relevant.

Inblandningen av samrötningssubstrat kan leda till att man inte kan använda rötresten för samma ändamål som före samrötningen. Man måste därför noga analysera vilken

påverkan olika samrötningssubstrat kan ge på rötresten så att man även vid samrötning kan hitta användningsområden för rötresten.

7.4.1 Biogödsel – spridning på åkermark

För tillverkning av biogödsel tillämpas riktvärdena i SPCR 120. De råvaror som får användas enligt SPCR 120 är rena källsorterade avfallsslag från exempelvis; trädgårdar, hushåll och restauranger, livsmedelsrelaterad förädlingsindustri, animaliska biprodukter och lantbruk. Bioslam från massaindustrin är alltså inte en godkänd råvara men vi har ändå jämfört med dessa data då en certifiering för slam från massaindustrin bör hamna på ungefär samma nivåer (Tabell 21 och Tabell 22).

Tabell 21. Riktvärden för metallinnehåll i biogödsel enligt SPCR 120 "Certifieringsregler för Biogödsel" samt värden för avvattnad rötrest från samrötningsförsök med bioslam från Bruk 3.

Table 21. Guideline values of metals in digestate from biowaste according to SPCR 120 "Certification rules for digestate from biowaste". Comparison of dewatered sludge after co-digestion with bio sludge from Mill A.

Metall	Maximal halt (mg/kg TS)	AREF (mg/kg TS)	A2 (mg/kg TS)	A3 (mg/kg TS)	A4 (mg/kg TS)
Bly	100	14	10	8,3	8,3
Kadmium	1	2,3	1,6	1,8	1,7
Koppar	600	43	40	39	37
Krom	100	19	25	7,7	16
Kvicksilver	1	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Nickel	50	12	14	5,4	9,2
Zink	800	530	400	410	380

Halterna av de undersökta spårämnena har sjunkit för alla samrötningskombinationer jämfört med rötrest från enbart bioslam från Bruk A, undantaget krom och nickel i reaktor A2. Dessa halter överskrider dock inte gränsvärdena. Halten av kadmium har visserligen sjunkit för samtliga samrötningskombinationer men är fortfarande så hög att gränsvärdet i SPCR 120 överskrids.

Tabell 22. Riktvärden för metallinnehåll i biogödsel enligt SPCR 120 "Certifieringsregler för Biogödsel" samt värden för avvattnad rötrest från samrötningsförsök med bioslam från Bruk B.

Table 22. Guideline values of metals in digestate from biowaste according to SPCR 120 "Certification rules for digestate from biowaste". Comparison of dewatered sludge after digestion from Mill B.

Metall	Maximal halt (mg/kg TS)	BREF (mg/kg TS)	B2 (mg/kg TS)	B3 (mg/kg TS)	B4 (mg/kg TS)
Bly	100	3,1	3,0	2,0	2,8
Kadmium	1	4,9	3,3	2,6	3,5
Koppar	600	37	37	38	29
Krom	100	82	61	59	110
Kvicksilver	1	0,060	<0,05	<0,05	<0,05
Nickel	50	25	20	23	48
Zink	800	190	180	160	160

I de valda samrötningskombinationerna med bioslam från Bruk B ligger halterna bly, kadmium, koppar, kvicksilver och zink kvar på samma nivåer eller lägre jämfört med värden i det rena bioslammet. Ökande halter ser man för krom och nickel i kombinationen med interna substrat (B4), där kromhalten har stigit så mycket att gränsvärdet överskrids. Halten av kadmium har visserligen sjunkit för samtliga samrötningskombinationer men är fortfarande så hög att gränsvärdet i SPCR 120 överskrids.

Vid certifiering av en rötrest som biogödsel är inte någon utblandning med andra komponenter tillåten, utan rötresten ska klara certifieringskravet.

7.4.2 Anläggningsjord

Vid tillverkning av anläggningsjord är det tillåtet att blanda olika komponenter och den resulterande produkten ska klara kraven i SPCR 148 "Certifieringsregler för P-märkning av anläggningsjordar" (Tabell 23 och Tabell 24).

Tabell 23. Maximal tillåten halt av oorganiska föreningar i den färdiga jordprodukten enligt SPCR 148 "Certifieringsregler för P-märkning av Anläggningsjordar". Jämförelse av metallhalter i avvattnade rötrester från samrötningsförsök med bioslam från Bruk A.

Table 23. Maximum allowed levels of inorganic substances in soil products according to SPCR 148 "Certification of soil for civil engineering purposes by P-marking". Comparison of metals levels in dewatered digestate from co-digestion with bio sludge from Mill A.

Oorganisk förening	Maximal halt (mg/kg TS)	AREF (mg/kg TS)	A2 (mg/kg TS)	A3 (mg/kg TS)	A4 (mg/kg TS)
Bly	40	14	10	8,3	8,3
Kadmium	0,4	2,3	1,6	1,8	1,7
Kvicksilver	0,3	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Krom	60	19	25	7,7	16
Nickel	30	12	14	5,4	9,2
Koppar	100	43	40	39	37
Zink	100	530	400	410	380
Sulfidsvavel	20				

Rötresten från samrötningsförsöken med bioslam från Bruk A har sjunkit för zink och kadmium jämfört med referensreaktorn men överskrider fortfarande kraven i SPCR 148. Genom att blanda rötresterna med jordprodukter med lägre halt av kadmium och zink borde det vara möjligt att nå halter under kraven för dessa metaller. Noteras bör även att sulfidsvavel inte har analyserats.

Tabell 24. Maximal tillåten halt av oorganiska föreningar i den färdiga jordprodukten enligt SPCR 148 "Certifieringsregler för P-märkning av Anläggningsjordar". Jämförelse av metallhalter i avvattnade rötrester från samrötningsförsök med bioslam från Bruk B.

Table 24. Maximum allowed levels of inorganic substances in soil products according to SPCR 148 "Certification of soil for civil engineering purposes by P-marking". Comparison of metals levels in dewatered digestate from co-digestion with bio sludge from Mill B.

Oorganisk förening	Maximal halt (mg/kg TS)	BREF (mg/kg TS)	B2 (mg/kg TS)	B3 (mg/kg TS)	B4 (mg/kg TS)
Bly	40	3,1	3,0	2,0	2,8
Kadmium	0,4	4,9	3,3	2,6	3,5
Kvicksilver	0,3	0,060	<0,05	<0,05	<0,05
Krom	60	82	61	59	110
Nickel	30	25	20	23	48
Koppar	100	37	37	38	29
Zink	100	190	180	160	160
Sulfidsvavel	20				

Samrötningsförsöken med bioslam från Bruk B visar att halterna för bly, kvicksilver och koppar understiger gränsvärdena för samtliga samrötningskombinationer samt för referensreaktorn. Samrötningen med spannmålsrens och matavfall (B2) och med majsensilage och kogödsel (B3) har lett till att halten av krom har sjunkit till samma nivå som gränsvärdet. Rötresten från samrötningsförsöken med bioslam från reaktorn med interna substrat; fiberslam och indunstningskondensat (B4), visar ökande halter av krom och nickel. Nickelhalten är så hög att gränsvärdet i SPCR 148 överskrids. Noteras bör även att sulfidsvavel, som inte har analyserats, förmodas vara högt i rötresten från reaktorn med interna substrat (B4).

Genom att blanda rötresterna från reaktor B2 och B3 med jordprodukter med lägre halt av zink och rötresten från reaktor B4 med jordprodukter med lägre halt av krom, nickel och zink borde det vara möjligt att få en rötrest där halterna understiger gränsvärdena i SPCR 148. Mer problematiskt är det att genom utblandning nå gränsvärdet för kadmium i den färdiga jordprodukten.

7.4.3 Spridning i skog

Några entydiga riktlinjer för spridning av rötrester till skogsmark finns inte utan istället har Skogsstyrelsens Meddelande 2-2008 "Rekommendationer vid uttag av avverkningsrester och askåterföring" används som jämförelse. Askor och rötrester från bioslam från skogsindustrin har samma ursprung (skogsråvara) så en jämförelse mellan kraven för askor och rötresterna från samrötningsförsöken bedöms vara relevant. (Tabell 25 och Tabell 26).

I Tabell 25 redovisas en jämförelse av rötresterna från samrötningsförsöken med bioslam från Bruk A med rekommenderade halter för spridning i skogsmark

(Skogsstyrelsens meddelande nr 2/2008). Eftersom gränsvärdena främst är anpassade för aska är de rekommenderade halterna av makronäringsämnen betydligt högre än vad vi uppmätt i rötresterna. Enda undantaget är fosfor som ligger i nivå med den rekommenderade lägsta halten. De förändringar som kan konstateras jämfört med referensrötresten, där endast bioslam rötats, är att zinkhalten för samtliga kombinationer sjunkit under lägsta rekommenderade halt.

Tabell 25. Rekommenderade minimi- och maximihalter av ämnen i askprodukter avsedda för spridning i skogsmark jämfört med halter i avvattnade rötrester från samrötningsförsök med bioslam från Bruk A. Skogsstyrelsens Meddelande nr 2/2008.

Table 25. Recommended minimum and maximum levels of substances in ash products intended for spreading in woodland compared with levels in the dewatered digestate from co-digestion with bio sludge from Mill A. Recommendation from Swedish Forest Agency no 2/2008.

Element	Rekommenderade halter mg/kg TS		AREF mg/kg TS	A2 mg/kg TS	A3 mg/kg TS	A4 mg/kg TS
	Lägsta	Högsta				
Näringsämnen						
Kalcium	125 000		27700	31900	23600	26900
Magnesium	15 000		1600	2100	2800	2300
Kalium	30 000		2200	6700	7700	7800
Fosfor	7 000		6500	10300	7700	7200
Spårämnen						
Bor		800	280	200	200	210
Koppar		400	43	37	39	40
Zink	500	7000	530	380	410	400
Arsenik		30				
Bly		100	14	8,3	8,3	10
Kadmium		3	2,3	1,7	1,8	1,6
Krom		100	19	16	7,7	25
Kvicksilver		3	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Nickel		70	12	9,2	5,4	14
Vanadin		70	<9,6	<9,6	<9,7	<9,7

I Tabell 26 redovisas analysresultaten från rötrester där bioslam från Bruk B samrötats med samrötningssubstrat i olika kombinationer jämfört med rekommenderade halter för spridning på skogsmark (Skogsstyrelsens meddelande 2/2008). Eftersom gränsvärdena främst är anpassade för aska är de rekommenderade halterna av makronäringsämnen betydligt högre än vad vi uppmätt i rötresterna. Kadmiumhalten har sjunkit i samtliga kombinationer och är för kombinationen med majsensilage och kogödsel under den högsta rekommenderade halten. Kromhalten har ökat i kombinationen med interna

substrat, B4 (indunstningskondensat och fiberslam) och överskrider här den högsta rekommenderade halten.

Tabell 26. Rekommenderade minimi- och maximihalter av ämnen i askprodukter avsedda för spridning i skogsmark jämfört med halter i avvattnade rötrester från samrötningsförsök med bioslam från Bruk B. Skogsstyrelsens Meddelande nr 2/2008.

Table 26. Recommended minimum and maximum levels of substances in ash products intended for spreading in woodland compared with levels in the dewatered digestate from co-digestion with bio sludge from Mill B. Recommendation from Swedish Forest Agency no 2/2008.

Element	Rekommenderade halter mg/kg TS		BREF mg/kg TS	B2 mg/kg TS	B3 mg/kg TS	B4 mg/kg TS
	Lägsta	Högsta				
Näringsämnen						
Kalcium	125 000		11700	17100	10700	23300
Magnesium	15 000		5700	6000	6100	3700
Kalium	30 000		2700	8700	10100	2300
Fosfor	7 000		14900	15000	14000	12700
Spårämnen						
Bor		800	220	150	150	160
Koppar		400	37	37	38	29
Zink	500	7000	190	180	160	160
Arsenik		30				
Bly		100	3,1	3,0	2,0	2,8
Kadmium		3	4,9	3,3	2,6	3,5
Krom		100	82	61	59	110
Kvicksilver		3	0,060	<0,05	<0,05	<0,05
Nickel		70	25	20	23	48
Vanadin		70	21	15	13	23

7.4.4 Förbränning

Många bruk bränner idag sitt bioslam, antingen i brukets bark- eller sodapanna. Vid rötning minskar det organiska innehållet i slammet samtidigt som torrhalten vid användandet av samma avvattningsmetod ökar. Samtidigt tas nytt material in i form av samrötningssubstrat. Dessa samrötningssubstrat har ofta en lägre askhalt än bioslammet även om den totala belastningen av oorganiskt material ökar. Med detta sammantaget, bedömer vi att om bruket idag bränner sitt bioslam så finns möjligheten kvar att förbränna rötresten även i det fall bruket samrötar sitt bioslam med interna eller externa substrat. Dock bör man före inblandning av samrötningssubstrat vid förbränning av rötresten utvärdera om halterna av oorganiska ämnen i det tillförda substratet kan leda till t.ex. inkrustbildning eller korrosion i pannan. Man bör även analysera om NOx-värden ökar eller minskar vid rötning av bioslam med samrötningssubstrat då NOx-avgifter kan slå hårt mot lönsamheten i projektet. I en process där man istället för att

förbränna slammet leder bioslammet till sodapannan via indunstningen måste man även beakta om något av de ämnen som ingår i samrötningssubstraten kan påverka processen då de blandas med processkemikalierna i avluten från sodapannan.

8 Design av biogasanläggning för samrötning

8.1 Bakgrund

Baserat på substratsammansättningen i reaktor A2 och B4 (se Tabell 4) har två investeringskalkyler tagits fram. Ingående substrat till anläggningen baserad på reaktor A2 är 20 ton TS bioslam/dygn, 12 ton TS spannmålsrens/dygn och 8 ton TS matavfall/dygn. För anläggningen som baseras på reaktor B4 är ingående substrat 7 ton TS bioslam/dygn, 3 ton TS fiberslam/dygn och 3,5 m³ indunstningskondensat/dygn. Dessa mängdförhållanden motsvarar förväntade verkliga förhållanden mellan de olika substraten. Biogasanläggningarna uppförs i direkt anslutning till bruken där befintliga byggnader förutsätts kunna användas för den processutrustning som behöver placeras inomhus. I kostnader för byggnader ingår endast kostnader för pumpfundament.

Tabell 27. Dimensioneringsdata för de två biogasanläggningarna.

Table 27. Design data for the two biogas plants.

Egenskap	A2	B4
Ingående koncentration på bioslam	1 vikts%	1 vikts%
Uppehållstid rötning	20 dygn	20 dygn
Uppehållstid rötrestlager	2 dygn	2 dygn
Metanhalt rågas	51%	61%
Svavelvätehalt rågas	< 500 ppm	< 500 ppm
Rötningstemp	37°C	37°C
Biogasproduktion	402 NmL/g VS	347 NmL/g VS
Metanhalt fordonsgas	97±1 vol%	97±1 vol%

Systemgränsen för dimensioneringen dras vid mottagning av samrötningssubstrat och vid 1 vikts% för ingående bioslam samt vid utgående rötrest från rötrestlager och utlastningsstation för uppgraderad fordonsgas samt flytande koldioxid. Rötningsanläggningen ska producera en biogas som ska uppgraderas till fordonsbränsle, dvs metanhalten ska vara 97±1 vol-% efter uppgradering, övriga kvalitetskrav enligt svensk standard, SS 15 54 38. I uppgraderingsanläggningarna, som bygger på kryogen teknik, tas koldioxiden tillvara och antas säljas till extern kund. Leveransfärdig fordonsgas och koldioxid lagras i ett mellanlager (isolerade tankar).

8.2 Processbeskrivning

Processen finns beskriven i flödesschema och layout, bilaga C och D för anläggningen som baseras på A2 samt bilaga E och F för anläggningen som baseras på substratsammansättningen i B4.

Biogasanläggningarna består huvudsakligen av följande delar:

- Bufferttankar för ingående bioslam. 350 m^3 för anläggningen som baseras på reaktor A2 och 150 m^3 för anläggningen som baseras på reaktor B4.
- Avvattningsbord med returvattentank.
- Mottagningsstation och utrustning för förbehandling av samrötningssubstrat för anläggningen baserad på reaktor A2: silo för spannmålsrens 100 m³ och två

hammarkvarnar för malning av spannmålsrens samt mottagningsstation för matavfall inklusive en lagringstank på 250 m³ och hygieniseringstankar.

- Rötkammare med omrörare. För anläggningen som baseras på reaktor A2 är volymen 8200 m^3 och för anläggningen som baseras på reaktor B4 är volymen 3000 m^3. Observera att i layouterna så är rötkammarvolymen för anläggningen som baseras på reaktor A2 uppdelad på två rötkammare à 4100 m^3 medan anläggningen som baseras på reaktor B4 har en rötkammare på 3000 m^3 för hela volymen.
- Rötrestlager. 800 m^3 respektive 300 m^3.
- Gasklocka (600 m^3 respektive 200 m^3) och gasfackla.
- Gasuppgraderingsanläggning. Kryogen uppgradering med kapaciteten 790 Nm^3/h för anläggningen baserad på reaktor A2 och kapaciteten 230 Nm^3/h för anläggningen baserad på reaktor B4.
- Gaslager för flytande biogas och flytande koldioxid samt utlastning till tankbil.

I layouterna (bilaga C för anläggningen som baseras på reaktor A2 och bilaga E för anläggningen som baseras på reaktor B4) presenteras tänkta uppställningar av utrustningen. Meningen med dessa är att ge en bild av storleken på det område som en rötningsanläggning med tillhörande gasuppgraderingsanläggning upptar. För båda anläggningarna behövs ett utrymme på ca 5 x 10 m inomhus för uppställning av avvattningsbord. Övrig utrustning placeras utomhus. Rötkammare och rötrestlager tar upp mest plats. Utöver dessa tankar tar gassystemet plats och där måste man även räkna med de rekommenderade säkerhetsavstånd till andra byggnader som t.ex. beskrivs i BGA 05 ”Biogasanvisningar” som ges ut av Svenska Gasföreningen.

8.2.1 Rötningsanläggning baserad på reaktor A2

Det matavfall som levereras till rötningsanläggningen antas ha förbehandlats tidigare genom att fast material avskiljts i pressar. Pressatet, som har en koncentration på ca 10%, levereras i tankbil och pumpas in i en lagringstank. Matavfallet leds därefter via hygieniseringstankar (70°C i en timme) direkt till rötkammaren. Spannmålsrens tas emot i en tippficka och skruvas via transportskruvar till en silo och passerar sedan kvarnar till bufferttanken för bioslam. Bioslammet och spannmålsrens pumpas därefter till ett avvattningsbord och blandningen förs sedan till rötkammaren via värmeväxlare. Värmeväxling görs med vatten som värmande medium. I kalkylen antas att processvärme med en temperatur på 60°C finns tillgängligt på bruket utan kostnad. För en uppskattning av energikostnaden kan data för vatten användas tillsammans med den processtemperatur man har på ingående slam samt räkna med en ingående temperatur till rötkammaren på 45°C.

Efter rötning i rötkammaren pumpas det rötade slammet till ett rötrestlager där slammet har en uppehållstid på ca 2 dygn. Bildad biogas avleds från toppen av rötkammaren och från toppen av rötrestlagret till den gemensamma gasklockan och vidare till uppgraderingsanläggningen. Rötresten återförs till brukets nuvarande avvattningssystem och behandlas vidare i brukets befintliga system. Rejektvatten från avvattningsbordet pumpas tillbaka till den aeroba reningen.

8.2.2 Rötningsanläggning baserad på reaktor B4

I reaktor B4 har endast interna substrat från ett sulfatmassabruk använts; bioslam, fiberslam och indunstningskondensat. Bioslam och fiberslam blandas i en bufferttank och avvattnas gemensamt innan blandningen via värmeväxlare pumpas in i rötkammaren. Värmeväxling görs med vatten som värmande medium. I kalkylen antas att spillvärme med en temperatur på 60°C finns tillgänglig på bruket. Indunstningskondensat leds direkt till rötkammaren utan förbehandling.

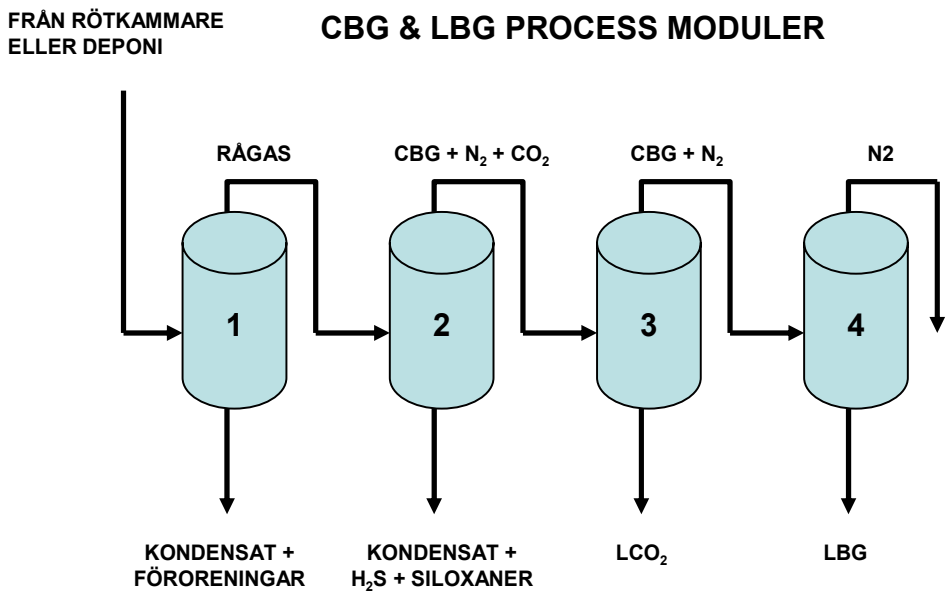
Efter rötning i rötkammaren pumpas det rötade slammet till ett rötrestlager där slammet har en uppehållstid på ca 2 dygn. Bildad biogas avleds från toppen av rötkammaren och från toppen av rötrestlagret till den gemensamma gasklockan och vidare till uppgraderingsanläggningen. Rötresten återförs till brukets nuvarande avvattningssystem och behandlas vidare i brukets befintliga system. Rejektvatten från avvattningsbordet pumpas tillbaka till det aeroba reningssteget.

8.2.3 Gasuppgradering

För att uppfylla kraven för fordonsgas torkas och renas den bildade rågasen i en uppgraderingsanläggning. För båda anläggningarna har en uppgraderingsteknik baserat på kryoteknik valts. Kryoteknik är en relativt oprövad teknik för uppgradering av biogas till fordonsgas i Sverige. Däremot används tekniken bland annat för att kyla ner naturgas före transport på båt till slutanvändare. Kryotekniken ger fördelar i och med att den nedkylda gasen är mindre utrymmeskrävande vid transport samt att möjligheten finns att utvinna flytande koldioxid som kan vara en värdefull biprodukt.

Kryogen uppgradering renar biogasen i flera steg genom kylning. I det första steget avskiljs vatten och föroreningar. I det andra steget tas förutom återstående vatten även svavelväte och siloxaner ut och i ett tredje steg avskiljs den flytande koldioxiden. I det sista steget tas den flytande biogasen ut och därefter återstår endast kväve i den gasström som släpps ut till atmosfär.

I anläggningen för gasuppgradering ingår även mellanlager bestående av isolerade tankar för flytande biogas, flytande koldioxid och utlastningsstationer för dessa.



Figur 17. Kryogen gasuppgraderingsanläggning från Scandinavian GTS

Figure 17. Cryogenic biogas upgrading plant from Scandinavian GTS

9 Ekonomisk utvärdering

9.1 Investeringskostnader

Investeringskostnaden för de två typanläggningarna beskrivna i kapitel 8 har beräknats baserat på den omfattning och det tekniska utförande som beskrevs i föregående kapitel. Priser på utrustning och montage baseras i de flesta fall på erfarenhetsvärden från tidigare, liknande, projekt samt för en del av huvudutrustningen på budgetofferter. Kostnader för markarbeten har inte tagits med i kalkylen eftersom de kan variera mycket beroende på förutsättningarna på den aktuella platsen.

Kalkylen anger kostnader i dagens prisnivå (september 2010) samt med växelkurs på 1 EUR = 9.30 SEK. Oförutsedda kostnader har satts till 15% av beräknad projektkostnad. Kalkylens noggrannhet är ± 20%.

Tabell 28. Kostnadssammanställning för en biogasanläggning baserad på reaktor A2.

Table 28. Investment costs for a biogas plant based on the data from reactor A2.

Beskrivning	Summa (kSEK)
Processutrustning	31 376
Mek (inkl tankfundament)	24 543
Rörledningar	3 709
El/Instrument/Automation	4 988
Bygg	180
Markarbeten	Ej inkluderat
Summa direkta kostnader	***64 796***
Indirekta kostnader	6 480
Summa projektkostnader	***71 275***
Oförutsett (15%)	10 691
TOTALT	**81 967**

Kostnaden för att investera i en biogasanläggning för samrötning av 20 ton TS bioslam/d, 12 ton TS spannmålsrens/d och 8 ton TS matavfall/d uppskattas till 82 MSEK. Större delar av utrustningskostnaden utgörs av rötkammare, rötrestkammare samt av gasuppgraderingsanläggningen.

Tabell 29. Kostnadssammanställning för en biogasanläggning baserad på reaktor B4.

Table 29. Investment costs for a biogas plant based on the data from reactor B4.

Beskrivning	Summa (kSEK)
Processutrustning	17 300
Mek (inkl tankfundament)	10 895
Rörledningar	2 668
El/Instrument/Automation	2 844
Bygg	150
Markarbeten	Ej inkluderat
Summa direkta kostnader	***33 858***
Indirekta kostnader	3 386
Summa projektkostnader	***37 243***
Oförutsett (15%)	5 586
TOTALT	**42 830**

Kostnaden för att investera i en biogasanläggning för samrötning av 7 ton bioslam TS/d, 3 ton fiberslam TS/d och 3,5 m³ indunstningskondensat/d uppskattas till 43 MSEK. Större delar av utrustningskostnaden utgörs av rötkammare, rötrestkammare samt av gasuppgraderingsanläggningen.

9.2 Driftsekonomi

Intäkterna från en biogasanläggning består dels av intäkterna från försäljning av fordonsgas samt i det fall kryogen teknik används även försäljning av flytande koldioxid. Vidare minskar kostnaderna för omhändertagande av slam eftersom slammängden minskar och avvattningsbarheten för rötat slam är högre än för det obehandlade bioslammet.

Enligt data i Tabell 27 får man en årsproduktion av fordonsgas på 2,5 milj Nm^3 (25 GWh) från en anläggning baserad på data från reaktor A2. Motsvarande produktion från anläggningen baserad på reaktor B4 är 0,85 milj Nm^3 (8,5 GWh). Vi har också antagit ett fordonsgaspris på 10 kr/Nm^3, ett pris på flytande CO_2 på 1,10 kr/kg samt en kvittblivningskostnad för bioslam på 80 kr/ton vått. För beräkningen av kvittblivningskostnaden har vi antagit 85% VS i substratmixen till rötkammaren, att 40% av VS omvandlas till gas vid rötningen samt att torrhalten kan ökas från 15% till 25% vid efterföljande avvattning. För anläggningen som baseras på reaktor A2 tillkommer även en intäkt för omhändertagande av biologiskt avfall som uppskattas till 150 kr/ton vått. Observera att transportkostnader för matavfallet inte är inräknade i kalkylen.

Tabell 30. Intäkter från biogasproduktion från en anläggning baserad på reaktor A2.

Table 30. Revenues from biogas production based on the data from reactor A2.

Beskrivning	Enhetspris	Dygnsproduktion	Summa/år
Fordonsgas	10 kr/Nm^3	6 730 Nm^3	24 572 kSEK
Koldioxid	1,10 kr/kg	6 400 kg	2 570 kSEK
Kvittblivning av slam	80 kr/ton	-27 ton	788 kSEK
Matavfall	150 kr/ton vått	80 ton	4 380 kSEK
TOTALT			**32 310 kSEK**

Tabell 31. Intäkter från biogasproduktion från en anläggning baserad på reaktor B4.

Table 31. Revenues from biogas production based on the data from reactor B4.

Beskrivning	Enhetspris	Dygnsproduktion	Summa/år
Fordonsgas	10 kr/Nm^3	2 340 Nm^3	8 550 kSEK
Koldioxid	1,10 kr/kg	910 kg	365 kSEK
Kvittblivning av slam	80 kr/ton	-10 ton	292 kSEK
TOTALT			**9 207 kSEK**

För att beräkna kostnaderna för driften av biogasanläggningarna har uppskattningar gjorts för rötningsanläggningen samt på administrationskostnader. Dessa uppskattningar bygger på Pöyrys och Scandinavian Biogas Fuels erfarenheter. Idag finns ingen anläggning av den här typen och driftskostnaderna ska därför endast ses som en indikation. Kostnader för uppgradering av biogas till fordonsgas har tagits från Persson (2003), som gjort en sammanställning från litteraturdata samt de anläggningar som var i drift år 2003. I anläggningen som baseras på reaktor A2 används spannmålsrens som har ett marknadspris av ca 0,70 kr/kg.

I driftkostnaderna för rötningsanläggningen och uppgraderingsanläggningen ingår underhållskostnader samt kostnader för el och kemikalier. För båda anläggningarna uppskattas personalbehovet för drift av anläggningen till en halvtid. Mer än halva driftkostnaden i uppgraderingsanläggningen härrör från elförbrukningen som är direkt beroende av koldioxidhalten.

Tabell 32. Driftskostnader för en biogasanläggning baserad på reaktor A2.

Table 32. Running costs for a biogas production plant based on data from reactor A2.

Beskrivning	Summa/år
Rötningsanläggning	1 200 kSEK
Uppgraderingsanläggning[1)]	2 100 kSEK
Spannmålsrens	3 450 kSEK
Personal	250 kSEK
TOTALT	**7 000 kSEK**

1) Uppgifter från Persson 2003

Tabell 33. Driftskostnader för en biogasanläggning baserad på reaktor B4.

Table 33. Running costs for a biogas production plant based on the data from reactor B4.

Beskrivning	Summa/år
Rötningsanläggning	900 kSEK
Uppgraderingsanläggning[1)]	600 kSEK
Personal	250 kSEK
TOTALT	**1 750 kSEK**

1) Uppgifter från Persson 2003

Totalkalkylen för en anläggning baserad på reaktor A2 ger ett överskott på 25,3 MSEK/år. För en anläggning baserad på reaktor B4 blir överskottet 7,5 MSEK/år.

10 Slutsatser

Under projektet har vi utvärderat möjligheterna till en ekonomiskt lönsam biogasproduktion på massa- och pappersbruk genom samrötning av bioslam från brukens interna rening med olika externa och interna substrat. Projektets mål har varit att utvärdera olika substratsammansättningar med utgångspunkt för vad som finns tillgängligt på och i närheten av svenska massa- och pappersbruk. Studien visar att samrötning kan öka gasproduktionen per mängd tillförd VS jämfört med rötning av enbart bioslam. Biogaspotentialerna från samrötningen låg i långtidsförsöken mellan 0,31 och 0,43 NL/g VS beroende på samrötningssubstrat medan de rena bioslammen gav 0,21-0,22 NL/g VS. Den ökade biogaspotentialen är ett resultat av att samrötningssubstraten innehåller mer energi per g VS än bioslammen. Matavfall var det samrötningssubstrat som när det rötas tillsammans med bioslam gav den hösta gasutbytet per g VS.

Långtidsförsöken kunde i samtliga fall köras stabilt på belastningar upp till 4,0-5,5 g VS/L beroende på substrat. Detta är betydligt högre än vad många fullskaleprocesser belastas idag och högre än vad som uppnåddes med stabila processer vid rötning av enbart bioslam från bruk A (ca 3 g VS/L och dag) och B (ca 3 g VS/L och dag) (Truong *et al.* 2010). Vissa processer förbättrades med tillsats av selen och volfram och, senare, kobolt. Tillsatserna hade en positiv effekt på omsättningen av VFA.

Vi har i långtidsförsöken visat att rötning av de bruksinterna substraten fiberslam och indunstningskondensat kan ge metanpotentialer runt 0,3 NL CH_4/g VS .En stabil process erhölls i långtidsförsöket med ett undantag då ett icke-representativt prov hade skickats från bruket. Detta gör att vi bedömer att indunstningskondensat kan användas som substrat men att man måste följa kvaliteten på kondensatet noga speciellt vid processtörningar i indunstningsanläggningen.

Rötvätskans höga viskositet var, liksom i tidigare försök, ett problem och har sannolikt begränsat biogasutbytet i långtidsförsöken eftersom substraten troligen blir mer svårttillgängliga för den aktiva mikrofloran. Detta stöds av att vi i flera fall erhöll högre metanpotentialer i den satsvisa utrötningen där metoden medför en utspädning (ca 5 ggr) av substratet. Tillsats av samrötningssubstraten innebar i vissa fall en tydlig förbättring (minskning) i viskositet jämför med rötning av enbart bioslam. Detta betyder att den energi som behövs för att röra om rötvätskan, är avsevärt lägre med samrötning än vid motsvarande belastning med endast bioslam.

Den ekonomiska genomgången visar att investeringen per producerad mängd biogas minskar kraftigt vid ökad storlek på anläggningen. En större anläggning ger alltså större möjligheter för en ekonomiskt lönsam biogasanläggning. För en anläggning som tar emot 20 ton TS bioslam/dygn, 12 ton TS spannmålsrens/dygn och 8 ton TS matavfall/dygn har investeringskostnaden, undantaget markarbeten, uppskattats till 82 MSEK. Driftsöverskottet (intäkter minus driftskostnader) uppskattas till 25,3 MSEK/år.

För en anläggning som tar emot 7 ton TS bioslam/dygn, 3 ton TS fiberslam/dygn och 3,5 m³ indunstningskondensat/dygn beräknas investeringskostnaden, undantaget markarbeten, till 43 MSEK och driftsöverskottet till 7,5 MSEK/år.

Gasproduktionen för den större anläggningen, med externa substrat, uppskattas till 2,5 MNm^3/år (25 GWh) och till 0,85 MNm^3/år (8,5 GWh) för den mindre anläggningen baserad på interna substrat.

En viktig faktor att ta hänsyn till vid investering i en biogasanläggning med samrötningssubstrat är omhändertagande av rötresten. De analyser som genomförts visar på att halten av tungmetaller i rötresten kan minskas genom lämpliga val av samrötningssubstrat, dock krävs en mycket stor andel samrötningssubstrat för att komma under de gränsvärden som idag finns för biogödsel och anläggningsjord. Speciell hänsyn måste alltså tas för att säkerställa att man har avsättning för rötresten för en gynnsam totalkalkyl.

11 Förslag till fortsatt forskningsarbete

Eftersom VS-reduktionen i långtidsförsöket (kap 4 och 5) är relativt låg (max ca 45%) samtidigt som reaktormaterialets viskositet är hög, bör olika förbehandlingsmetoder provas. Vi har tidigare sett dålig effekt av ultraljud och enzymatisk förbehandling men mekanisk, termisk och alkalisk förbehandling bör också utvärderas med syfte att både öka utrötningsgraden och minska materialets viskositet.

En studie i pilotskala för att bättre utvärdera behandlingar för att minska slammens viskositet samt utprovning av lämplig omrörningsteknik vore önskvärt. Detta bör göras som steg två efter att förbehandling först utvärderats i labskala.

Varför rötning av alger fungerade i screening- men inte i långtidsförsöket bör undersökas vidare.

Det är också av stor vikt att en certifieringsstandard tas fram för biogödsel, genererat genom rötning av bioslam från massa- och pappersbruk så att användningsområdet för rötresten breddas.

12 Litteraturreferenser

Alatriste-Mondragón F., Samar P., Cox H.H.J., Ahring B.K., Iranpour R. (2006) Anaerobic codigestion of municipal farm, and industrial organic wastes: A survey of recent literature. Water Environ Res 78:607-635.

Álvarez J.A., Otero L., Lema J.M. (2010) A methodology for optimising feed composition for anaerobic co-digestion of agro-industrial wastes. Biores Technol 101:1153-1158.

Amon T., Amon B., Kryvoruchko V., Machmüller A., Hopfner-Sixt K., Bodiroza V., Hrbek R., Friedel J., Pötsch E., Wagentristl H., Schreiner M., Zollitsch W. (2007) Methane production through anaerobic digestion of various energy crops grown in sustainable crop rotations. Biores Technol 98:3204-3212.

Andreesen J.R., Makdessi K. (2008) Tungsten, the surprisingly positively acting heavy metal element for prokaryotes. Ann NY Acad Sci 1125:215-229.

Berglund, M., Börjesson, P. (2006) Assessment of energy performance in the life-cycle of biogas production. Biomass Bioenerg 30:254-266.

Bolzonella D., Battistoni P., Susini C., Cecchi F. (2006) Anaerobic codigestion of waste activated sludge and OFMSW: The experiences of Viareggio and Treviso plants (Italy). Wa Sci Technol 53:203-211.

Bruni E., Jensen A.P., Pedersen E.S., Angelidaki I. (2010) Anaerobic digestion of maize focusing on variety, harvest time and pretreatment. Appl Energy 87:2212-2217.

Chen G., Zheng Z., Yang S., Fang C., Zou X., Luo Y. (2010) Experimental co-digestion of corn stalk and vermicompost to improve biogas production. Waste Manage 30:1834-1840.

Dahlbom, J. (2003) Effekter av PFG vid indunstning och förbränning av bioslam i ett massabruks sodapanna. Värmeforsk rapport 798.

Dahlbom, J., Wadsborn, R. (2005) Effekter av PFG för integrerade pappersbruk vid indunstning och förbränning av bioslam i sodapannan. Värmeforsk rapport 939.

Davidsson Å., La Cour Jansen J., Appelqvist B., Gruvberger C., Hallmer M. (2007) Anaerobic digestion potential of urban organic waste: A case study in Malmö. Waste Manage Res 25:162-169.

De Bok F.A.M., Hagedoorn P.-L., Silva P.J., Hagen W.R., Schiltz E., Fritsche K., Stams A.J.M. (2003) Two W-containing formate dehydrogenases (CO2-reductases) involved in syntrophic propionate oxidation by Syntrophobacter fumaroxidans. Eur J Biochem 270:2476-2485.

Feng X.-M., Karlsson A., Svensson B.H., Bertilsson S. (2010) Impact of trace element addition on biogas production from food industrial waste – linking process to microflora. FEMS Microbial Ecol 74:226-240.

Fermoso, F.G., Collins, G., Bartacek, J., O'Flaherty, V., Lens, P. (2008) Acidification of methanol-fed anaerobic granular sludge bioreactors by cobalt deprivation: Induction and microbial community dynamics. Biotechnol Bioeng 99:49-58.

Fountoulakis M.S., Petousi I., Manios T. (2010) Co-digestion of sewage sludge with glycerol to boost biogas production. Waste Manage 30:1849-1853.

Güngör-Demirci G., Demirer G.N. (2004) Effect of initial COD concentration, nutrient addition, temperature and microbial acclimation on anaerobic treatability of broiler and cattle manure. Biores Technol 93:109-117.

Hartmann H., Ahring B.K. (2005) Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: Influence of co-digestion with manure. Water Res 39:1543-1552.

Jarvis, Å., Nordberg, Å., Jarlsvik, T., Mathisen, B. Svensson, B. H. (1997) Improvement of a grass-clover silage-fed biogas process by the addition of cobalt. Biomass Bioenerg 12:453-460.

Kim, M., Ahn, Y-H., Speece, R. E. (2002) Comparative process stability and efficiency of anaerobic digestion; mesophilic vs. thermophilic. Water Res 36:4369-4385.

Krogerus, M., Tennander, E., Sivard, Å. (1999) Sammanställning av erfarenheter från hantering av slam inom skogsindustrin. Värmeforsk rapport 666.

Linné, M., Ekstrandh, A., Englesson, R., Persson, E., Björnsson, L. och Lantz, M. (2008) Den svenska biogaspotentialen från inhemska restprodukter

Martín-González L., Colturato L.F., Font X., Vicent T. (2010) Anaerobic co-digestion of the organic fraction of municipal solid waste with FOG waste from a sewage treatment plant: Recovering a wasted methane potential and enhancing the biogas yield. Waste Manage 30:1854-1859.

Osuna, M. B., Zandvoort, M. H., Iza, J.M., Lettinga, G., Lens, P.N.L. (2003) Effects of trace element addition on volatile fatty acid conversions in anaerobic granular sludge reactors. Environ Technol 24:573-587.

Persson, M. (2003) Utvärdering av uppgraderingstekniker för biogas, SGC142. Svenskt Gastekniskt Center

Pind, P.F., Angelidaki, I., Ahring, B.K, Stamatelatou, K., Lyberatos, G. (2002) Monitoring and control of anaerobic reactors, p. 135-182, *In* B. K. Ahring, ed. Biometanation, Vol. II. Springer, Berlin.

Ras, M., Lardon, L., Sialve, B., Bernet, N., Steyer, J-P. (2011) Experimental study on a coupled process of production and anerobic digestion of Chlorella vulgaris. Biorecource Technology 102:200-206.

Ragsdale S.W., Pierce E. (2008) Acetogenesis and the Wood-Ljungdahl pathway of CO2 fixation. BBA - Proteins and Proteomics 1784:1873-1898.

Samson R., LeDuy A. (1982) Biogas production from anaerobic digestion of spirulina maxima Algal biomass. Biotechnol Bioeng 24:1919-1924.

Samson R., LeDuy A. (1986) Detailed study of anaerobic digestion of Spirulina maxima algal biomass Biotechnol Bioeng 28:1014-1023.

Sialve, B., Bernet, N., Bernard, O. (2009). Anaerobic digestion of microalgae as a necessary step to make microalgal biodiesel sustainable. Biotechnol Advances, 27:409–416.

SS-EN 12176 (1989) Karaktärisering av slam - Bestämning av pH, Svensk Standard

SS 028113 (1981) Vattenundersökningar - Bestämning av torrsubstans och glödgningsrest i vatten, slam och sediment, Svensk Standard

Stolz J.F., Basu P., Santini J.M., Oremland R.S. (2006) Arsenic and selenium in microbial metabolism. Annu Rev Microbiol 60:107-130.

Truong X.-B., Karlsson A., Ejlertsson J., Nilsson F. (2010) Optimering och teknisk/ekonomisk utvärdering av biogasproduktion från bioslam från massa-/pappersbruk. Värmeforsk rapport 1130

Ward A.J., Hobbs P.J., Holliman P.J., Jones D.L. (2008) Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. Biores Technol 99:7928-7940.

Wilkie, A., Goto, M., Bordeaux, F.M., Smith, P.H. (1986) Enhancement of anaerobic methanogenesis from napier grass by addition of micronutrients. Biomass 11:135-146.

Zandvoort, M.H., Hullebusch, E.D., Gieteling, J. och Lens, P.N.L. (2006) Granular sludge in full-scale anaerobic bioreactors: trace element content and deficiencies. Enzyme MicrobTech 39:337-346.

Zinder, S. H. (1984) Microbiology of anaerobic conversion of organic wastes to methane: Recent developments. ASM News 50:294-298.

Bilagor

A Viktiga händelser i skötseln av reaktorerna i långtidsförsöket

Här presenteras de viktiga händelserna i reaktordriften av vardera reaktor. Uppstart av reaktor motsvarar dag 1. För AREF och BREF var dock startade innan de övriga reaktorerna och togs över helt i projektet dag 68(AREF) respektive dag 43(BREF).

A1.Reaktor AREF

Dag	Händelser	Dag	Händelser
1	Bioslam 2,3 g VS/L	80	Nytt slam med högre TS
9	Bioslam 2,9 g VS/L		Ny hantering av externrening bruk A
15	Bioslam 3,1 g VS/L	157	Bioslam 2,25 g VS/L
31	Bioslam 4,0 g VS/L	164	Bioslam 2,5 g VS/L
47	Järntillsats 0,3 g/L	198	Omrörning 15 min/timme
68	Bioslam 2,0 g VS/L	242	4 UHT belastning 2,5 g VS/L
	Ingår nu i studie S09-204	246	Reaktor avslutas

A2. Reaktor A2

Dag	Händelse
1	Bioslam 2,0 g VS/L
9	Omrörning 500 rpm
18	Spannmålsrens 0,5 g VS/L
21	Spannmålsrens 1,0 g VS/L
26	Mixat bioslam fr.o.m. nu
32	Spannmålsrens 1,5 g VS/L
41	Spannmålsrens 2,0 g VS/L
44	Järntillsats 0,3 g/L
51	Matavfall 0,5 g VS/L
	Spannmålsrens 1,5 g VS/L
66	Matavfall 0,8 g VS/L
	Spannmålsrens 1,2 g VS/L
	Total belastning 4,0 g VS/L
126	3 UHT bel 4,0 g VS/L
130	Fullständig omrörning
151	Rör ej om fullständigt
157	Bioslam 2,25 g VS/L
	Spannmålsrens 1,35 g VS/L
	Matavfall 0,9 g VS/L
	Total belastning 4,5 g VS/L
164	Bioslam 2,5 g VS/L
	Spannmålsrens 1,5 g VS/L
	Matavfall 1,0 g VS/L
	Total belastning 5,0 g VS/L
186	1 UHT bel 5,0 g VS/L
191	Ökar till 5 omrörningar/dygn
192	Spannmålsrens 1,8 g VS/L
	Matavfall 1,2 g VS/L
	Total belastning 5,5 g VS/L
232	2 UHT bel 5,5 g VS/L
242	Ny leverantör matavfall (Sysav)
243	Tillsats av volfram (0,0 2mg/L) och selen (0,01 mg/L)
245	Reaktor avslutas
	2 UHT + 13 dagar belastning 5,5 g VS/L

A3. Reaktor A3

Dag	Händelse	Dag	Händelse
1	Bioslam 2,0 g VS/L	137	3 UHT belastning 4,0 g VS/L
9	Omrörning 500 rpm	157	Bioslam 2,25 g VS/L
16	Kogödsel 0,5 g VS/L		Kogödsel 0,45 g VS/L
22	Kogödsel 1,0g VS/L		Majsensilage 1,8 g VS/L
26	Mixat bioslam fr.o.m. nu		Total belastning 4,5 g VS/L
39	Kogödsel 1,5 g VS/L	164	Bioslam 2,5 g VS/L
44	Järntillsats 0,3 g/L		Kogödsel 0,5 g VS/L
69	Majsensilage 0,5 g VS/L		Majsensilage 2,0 g VS/L
73	Majsensilage 1,0 g VS/L		Total belastning 5,0 g VS/L
	Kogödsel 0,5 g VS/L	191	Tillsats av volfram (0,02 mg/L) och selen (0,01 mg/L)
77	Majsensilage 1,6 g VS/L	208	Öka till omrörning 1 ggr/timme
	Kogödsel 0,4 g VS/L	212	Minska till 3 omrörningar per dygn
	Total belastning 4,0 g VS/L	224	3 UHT belastning 5,0 g VS/L
		243	Reaktor avslutas

A4. Reaktor A4

Dag	Händelse	Dag	Händelse
1	Bioslam 2,0 g VS/L	143	Alger 0,8 g VS/L
9	Omrörning 500 rpm		Total belastning 4,0 g VS/L
19	Matavfall 0,5 g VS/L		
26	Mixat bioslam fr.o.m. nu	163	1 UHT belastning 4,0 g VS/L
37	Matavfall 0,8 g VS/L	178	Autoklaverade alger fr.o.m. nu
42	Matavfall 1,0 g VS/L	183	Torra alger igen
44	Järntillsats 0,3 g/L	188	Autoklaverade alger fr.o.m. nu
63	Matavfall 1,2 g VS/L	213	Stödympas med rötslam från reningsverk
81	Fullständig omrörning	236	Hälften av reaktorvätskan byts ut mot rötslam från reningsverk
136	Alger 0,4 g VS/L	242	Ny leverantör matavfall (Sysav)
		247	Reaktor avslutas

A5. Reaktor BREF

Dag	Händelse	Dag	Händelse
1	Bioslam 3,0 g VS/L	113	Tillsats av järn 0,3 g/L
8	Bioslam 4,0 g VS/L	173	Ökad omrörning till 15 min per timme
43	Bioslam 2,0 g VS/L	242	8 UHT belastning 2,0 g VS/L
	Ingår nu i studie S09-204	250	Reaktor avslutas

A6. Reaktor B2

Dag	Händelse	Dag	Händelse
1	Bioslam 2,0 g VS/L	132	Bioslam 2,0 g VS/L
16	Spannmålsrens 1,0 g VS/L		Spannmålsrens 1,5 g VS/L
19	Tillsats av järn 0,3 g/L		Matavfall 0,5 g VS/L
20	Spannmålsrens 1,5 g VS/L		Total belastning 4,5 g VS/L
41	Spannmålsrens 2,0 g VS/L	133	En extra omröring per dygn
48	Matavfall 0,5 g VS/L	138	En extra omröring per dygn
	Spannmålsrens 1,5 g VS/L	139	Matavfall 1,2 g VS/L
62	Matavfall 0,8 g VS/L		Spannmålsrens 1,8 g VS/L
	Spannmålsrens 1,2 g VS/L		Total belastning 5,0 g VS/L
	Total belastning 4,0 g VS/L	196	Tillsats av kobolt 0,1 mg/L
		199	3 UHT belastning 5,0 g VS/L
78	Tillsats av volfram (0,02 mg/L) och selen (0,01 mg/L)	217	Ny leverantör matavfall (Sysav)
122	3 UHT belastning 4,0	218	4 UHT belastning 5,0 g VS/L
		250	Reaktor avslutas

A7. Reaktor B3

Dag	Händelse	Dag	Händelse
1	Bioslam 2,0 g VS/L	96	Tillsats av volfram (0,02 mg/L)& selen (0,01 mg/L)
	Kogödsel 1,6 g VS/L	112	3 UHT belastning 4,0 g VS/L
19	Tillsats av järn XXX fr.o.m. nu	124	En extra omröring per dygn
44	Majsensilage 0,5 g VS/L	132	Kogödsel 0,5 g VS/L
48	Kogödsel 1,0 g VS/L		Majsensilage 2,0 g VS/L
	Majsensilage 1,0 g VS/L		Total belastning 4,5 g VS/L
51	Kogödsel 0,4 g VS/L	165	Sex extra omrörningar per dygn
	Majsensilage 1,6 g VS/L	194	Bytt till större propeller
	Total belastning 4,0 g VS/L	202	Bytt tillbaka till vanlig propeller
		232	5 UHT belastning 4,5 g VS/L
		250	Reaktor avslutas

A8. Reaktor B4

Dag	Händelse	Dag	Händelse
1	Bioslam 2,0 g VS/L	165	Kondensat 1,2 g VS/L
19	Tillsats av järn 0,3 g/L		Fyra extra omrörningar per dygn
41	Bioslam 2,0 g VS/L	172	Ny batch kondensat
	Fiberslam 1,0 g VS/L	181	Kogödsel 0,5 g VS/L
	Kondensat 1,0 g VS/L	184	Fiberslam 0,5 g VS/L
	Total belastning 4,0 g VS/L		Tillsats av järn 1,8 g/L
		190	Kondensat 0 g VS/L
51	Tillsats av järn 0,6 g/L	195	Fiberslam 1,0 g VS/L
78	Tillsats av volfram (0,02 mg/L)och selen (0,01 mg/L)	228	Metanol 0,5 g VS/L
83	Tillsats av järn 0,9 g/L	236	Metanol 0 g VS/L
124	En extra omrörning per dygn		Kondensat 0,5 g VS/L
138	En extra omrörning per dygn		Ny batch kondensat
148	Tillsats av järn 1,2 g/L	242	Kondensat 1,0 g VS/L
153	Tillsats av järn 1,5 g/L	250	Reaktor avslutas

B Analysdata för rötrester från långtidsförsöket

Här presenteras data från analyserna av rötresterna från de 8 reaktorerna i långtidsförsöken. Analyserade parametrar är Torrsubstans (TS; % av våtvikt (VV)), glödförlust (VS), Kjeldahl kväve (NH_4-N + organiskt bundet N) och ammoniumkväve (NH4-N), klorid (Cl^-), fosfor (P), silver (Ag), aluminium (Al), bor (B), kalcium (Ca), kadmium (Cd), kobolt (Co), krom (Cr), koppar (Cu), järn (Fe), kvicksilver (Hg), kalium (K), magnesium (Mg), mangan (Mn), molybden (Mb), natrium (Na), nickel (Ni), bly (Pb), antimon (Sb), selen (Se), svavel (S), titan (Ti), vanadin (V), wolfram (W) och zink (Zn). Analyserna gjordes av Eurofin, Lidköping, Sverige.

B.1 Rötrest reaktor AREF

Provtagning	Datum	**091026**	**091123**	**091221**	**100118**	**100215**	**100315**	**100412**
Torrsubstans	%	3,2	3	4	4	4,8	4,7	4,6
Glödförlust	% TS	78,3	81	78,4	79,8	78,6	79,4	80,5
Kjeldahl kväve	% TS	5,6	4,3	4	4	3,8	4,3	3
Ammoniumkväve	% TS	1,9	2	1,3	1,3	1,3	1,3	1,1
Klorid	% TS	2,7	3,3	2,5	2,8	2,1	2,3	2,4
Aluminium	mg/kg TS	3800	6000	6600	6000	5700	6700	8500
Antimon	mg/kg TS	-	-	<0.95	<0.95	<0.96	<0.96	<0.99
Bly	mg/kg TS	-	-	13	12	31	15	12
Bor	mg/kg TS	290	340	330	340	370	350	390
Fosfor	mg/kg TS	6400	6000	6800	7400	6600	6700	8200
Järn	mg/kg TS	16100	20100	20100	22200	14900	18100	17600
Kadmium	mg/kg TS	-	-	2,6	2,4	2,3	2	2,3
Kalcium	mg/kg TS	27900	26500	28500	32800	30800	26600	26500
Kalium	mg/kg TS	4500	4200	4400	4500	4600	4600	4700
Kobolt	mg/kg TS	<2.4	2,4	1,6	2,5	2,6	1,8	<2.5
Koppar	mg/kg TS	140	70	51	44	37	40	65
Krom	mg/kg TS	-	-	16	15	15	17	29
Kvicksilver	mg/kg TS	-	-	0,051	< 0.05	< 0.05	< 0.05	0,17
Magnesium	mg/kg TS	7200	3300	2400	2100	1900	1900	2100
Mangan	mg/kg TS	3700	9100	13700	16900	13800	12800	7600
Molybden	mg/kg TS	2,7	2,2	2,2	1,9	1,7	2,6	3,5
Natrium	mg/kg TS	19300	17000	18000	13700	18100	14900	14300
Nickel	mg/kg TS	7	9,7	9,7	8,9	9,1	12	20
Selen	mg/kg TS	<0.97	<0.95	<0.95	<0.95	<0.96	<0.96	<0.99
Silver	mg/kg TS	-	-	<0.95	<0.95	<0.96	<0.96	<0.99
Svavel	mg/kg TS	19300	21200	21100	18000	21300	22300	22100
Titan	mg/kg TS	26	27	21	22	21	22	22
Vanadin	mg/kg TS	<9.7	<9.5	<9.5	11	13	<9.6	<9.9
Wolfram	mg/kg TS	<1.1	<1.1	<1.1	<1.1	<1.1	<1.1	<1.1
Zink	mg/kg TS	1300	700	510	590	520	520	580

B.2 Rötrest reaktor A2

Provtagning	Datum	**091026**	**091123**	**091221**	**100118**	**100215**	**100315**	**100412**
Torrsubstans	%	4,9	5,3	5,4	5,5	6,2	6,5	8,2
Glödförlust	% TS	82,5	80,6	79,7	78,7	80	79,2	79,8
Kjeldahl kväve	% TS	5,7	5,1	5,2	5,3	4,8	4,8	4,5
Ammoniumkväve	% TS	2	1,7	1,9	1,5	1,6	1,5	1,3
Klorid	% TS	1,2	2,3	2,6	2,4	2,4	2,2	2
Aluminium	mg/kg TS	2900	3600	5000	4900	4100	4300	5000
Antimon	mg/kg TS	-	-	-	<0.95	<0.94	<0.95	<0.96
Bly	mg/kg TS	-	-	-	9,4	8,3	7,7	10
Bor	mg/kg TS	210	230	280	280	220	260	230
Fosfor	mg/kg TS	9400	7300	8200	8100	7800	8300	7600
Järn	mg/kg TS	10000	11000	13800	13800	13600	12600	10200
Kadmium	mg/kg TS	-	-	-	1,8	1,7	1,8	1,4
Kalcium	mg/kg TS	25300	24100	27600	28600	26200	29500	24700
Kalium	mg/kg TS	8700	10500	13800	13800	11500	13700	12900
Kobolt	mg/kg TS	<2.4	1,4	1,7	<2.4	<2.4	<2.4	<2.4
Koppar	mg/kg TS	140	71	53	41	38	37	43
Krom	mg/kg TS	-	-	-	19	20	23	20
Kvicksilver	mg/kg TS	-	-	-	< 0.05	< 0.05	< 0.05	0,053
Magnesium	mg/kg TS	6400	4100	3400	3100	2700	2800	2600
Mangan	mg/kg TS	1800	3800	6900	9600	11500	10400	6600
Molybden	mg/kg TS	4	3,4	3,1	2,9	2,5	2,7	3
Natrium	mg/kg TS	8900	13100	15900	15900	12600	15800	12900
Nickel	mg/kg TS	16	11	13	12	13	15	13
Selen	mg/kg TS	<0.95	<0.99	<0.95	<0.95	<0.94	<0.95	<0.96
Silver	mg/kg TS	-	-	-	<0.95	<0.94	<0.95	<0.96
Svavel	mg/kg TS	15800	14200	17000	16900	16800	16900	15000
Titan	mg/kg TS	15	16	17	12	12	13	13
Vanadin	mg/kg TS	<9.5	<9.9	<9.5	<9.5	<9.4	11	<9.6
Wolfram	mg/kg TS	<1.1	<1.1	<1.1	<1.1	<1.0	<1.1	<1.1
Zink	mg/kg TS	890	610	480	390	420	420	390

B.3 Rötrest reaktor A3

Provtagning	Datum	**091026**	**091123**	**091221**	**100118**	**100215**	**100315**	**100412**
Torrsubstans	%	5,3	5,4	5,4	5,5	6,4	6,7	6,9
Glödförlust	% TS	82,5	83,1	83,1	82,7	83,2	82,5	83
Kjeldahl kväve	% TS	4,9	4,8	4,4	4,5	4,2	3,7	4,2
Ammoniumkväve	% TS	1,5	1,3	1,3	1,1	1,1	0,9	1
Klorid	% TS	1,32	1,9	2	2	1,9	1,8	1,9
Aluminium	mg/kg TS	2500	3400	4500	4500	4200	3700	4600
Antimon	mg/kg TS	-	-	-	<0.95	<0.95	<0.95	<0.96
Bly	mg/kg TS	-	-	-	8,3	8	5,8	11
Bor	mg/kg TS	200	220	270	260	230	270	260
Fosfor	mg/kg TS	10500	8500	8700	8700	9100	8400	8300
Järn	mg/kg TS	9100	10500	13700	13700	15800	11600	11800
Kadmium	mg/kg TS	-	-	-	1,9	1,8	1,7	1,5
Kalcium	mg/kg TS	29500	19500	22100	23200	24200	23300	22500
Kalium	mg/kg TS	6200	9300	12600	12600	12600	14800	11800
Kobolt	mg/kg TS	<2.4	<2.4	1,4	<2.4	<2.4	<2.4	1,4
Koppar	mg/kg TS	130	77	54	41	41	35	39
Krom	mg/kg TS	-	-	-	11	9,5	7,8	7,5
Kvicksilver	mg/kg TS	-	-	-	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Magnesium	mg/kg TS	9300	6800	4700	3900	3900	3600	3700
Mangan	mg/kg TS	1700	3600	6700	9500	10500	9700	9300
Molybden	mg/kg TS	3,5	3,7	2,7	2,5	2,2	2	2,4
Natrium	mg/kg TS	8400	10700	12600	12600	10500	13700	10600
Nickel	mg/kg TS	6,6	12	12	8	6,9	5,8	5,9
Selen	mg/kg TS	1,1	<0.97	<0.95	<0.95	<0.95	<0.95	<0.96
Silver	mg/kg TS	-	-		<0.95	<0.95	<0.95	<0.96
Svavel	mg/kg TS	13700	14100	16900	15800	16800	15900	16000
Titan	mg/kg TS	19	17	19	15	16	14	16
Vanadin	mg/kg TS	<9.5	<9.7	<9.5	<9.5	<9.5	9,7	<9.6
Wolfram	mg/kg TS	<1.1	<1.1	<1.1	<1.1	<1.1	<1.1	1,3
Zink	mg/kg TS	840	580	470	400	460	400	410

B.4 Rötrest reaktor A4

Provtagning	Datum	**091026**	**091123**	**091221**	**100118**	**100215**	**100315**	**100412**
Torrsubstans	%	4,3	4,3	4,7	4,9	6	6,2	6,4
Glödförlust	% TS	79,4	77,4	78,1	77,7	80,1	79,7	79,3
Kjeldahl kväve	% TS	5,8	5,6	3,8	5,5	6,3	6,3	6,6
Ammoniumkväve	% TS	1,9	2,1	1,5	1,6	1,8	1,9	1,9
Klorid	% TS	1,86	2,8	3	2,9	2,5	2,4	2,3
Aluminium	mg/kg TS	3600	4100	5500	5400	4300	4000	4600
Antimon	mg/kg TS	-	-	-	<0.95	<0.94	<0.95	<0.95
Bly	mg/kg TS	-	-	-	11	8,4	6,6	10
Bor	mg/kg TS	250	260	300	260	230	260	220
Fosfor	mg/kg TS	10600	7700	8400	9100	11500	11600	11600
Järn	mg/kg TS	12700	12900	14900	15800	15700	13700	16900
Kadmium	mg/kg TS	-	-	-	2,3	1,8	1,8	1,3
Kalcium	mg/kg TS	36000	28000	31800	30500	34500	34800	30600
Kalium	mg/kg TS	10600	10800	13800	13700	13600	14800	12700
Kobolt	mg/kg TS	<2.4	<2.4	2,5	1,5	<2.4	<2.4	1,6
Koppar	mg/kg TS	160	83	57	47	40	34	46
Krom	mg/kg TS	-	-		19	15	15	13
Kvicksilver	mg/kg TS		-	-	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Magnesium	mg/kg TS	7100	4100	3300	3000	3200	3000	3000
Mangan	mg/kg TS	2000	4000	7400	9500	11500	9300	7400
Molybden	mg/kg TS	3,7	4	3	2,7	1,9	1,8	2,1
Natrium	mg/kg TS	13800	16100	20200	20000	15700	17900	13700
Nickel	mg/kg TS	13	13	14	12	8,8	9,3	7,9
Selen	mg/kg TS	<0.95	<0.97	<0.96	<0.95	<0.94	<0.95	<0.95
Silver	mg/kg TS	-	-	-	<0.95	<0.94	<0.95	<0.95
Svavel	mg/kg TS	18000	16100	19100	17900	18800	16900	16900
Titan	mg/kg TS	36	26	27	22	20	19	30
Vanadin	mg/kg TS	<9.5	<9.7	<9.6	<9.5	<9.4	11	<9.5
Wolfram	mg/kg TS	1,5	1,5	1,2	<1.1	<1.0	<1.1	<1.1
Zink	mg/kg TS	1100	650	490	400	430	380	360

B.5 Rötrest reaktor BREF

Provtagning	Datum	**091026**	**091123**	**091221**	**100118**	**100215**	**100315**	**100412**
Torrsubstans	%	4,6	3,6	3,7	3,8	3,7	3,6	4,2
Glödförlust	% TS	80,1	81,2	78,3	78,7	82	87	81
Kjeldahl kväve	% TS	11	12	11	10	11	11	8,6
Ammoniumkväve	% TS	3,7	4,7	3,8	3,9	4,6	4,7	3,3
Klorid	% TS	<1.1	<1.4	<1.4	2,4	2,7	3,1	2,6
Aluminium	mg/kg TS	690	870	970	1100	900	880	940
Antimon	mg/kg TS	-	-	<0.95	<0.94	<0.96	<0.95	<0.96
Bly	mg/kg TS	-	-	6,6	3,9	2,7	2,9	2,7
Bor	mg/kg TS	150	210	210	250	220	210	260
Fosfor	mg/kg TS	12700	17000	16800	17800	17000	15900	14900
Järn	mg/kg TS	13800	13800	6800	16700	19100	18000	17100
Kadmium	mg/kg TS	-	-	9,6	6,5	5	3,4	2,6
Kalcium	mg/kg TS	8900	11700	11600	12500	12800	11600	11700
Kalium	mg/kg TS	4900	6200	6000	6000	6500	5800	5800
Kobolt	mg/kg TS	3,6	4	2,5	2,9	2,9	1,9	2,5
Koppar	mg/kg TS	37	44	45	43	35	36	39
Krom	mg/kg TS	-	-	90	97	78	74	70
Kvicksilver	mg/kg TS	-	-	< 0.05	0,054	0,053	0,057	< 0.05
Magnesium	mg/kg TS	5100	5900	6300	6100	5300	5400	5500
Mangan	mg/kg TS	320	290	190	220	180	140	130
Molybden	mg/kg TS	5,1	5,5	6,1	5,3	5,4	6,8	5,9
Natrium	mg/kg TS	11700	15900	15800	15700	14900	12700	11700
Nickel	mg/kg TS	19	22	24	27	24	25	27
Selen	mg/kg TS	<0.96	<0.96	<0.95	<0.94	<0.96	<0.95	<0.96
Silver	mg/kg TS	-	-	2,4	2,3	1,8	2,1	2,8
Svavel	mg/kg TS	19100	21200	16800	19900	18100	18000	18100
Titan	mg/kg TS	58	57	20	15	11	11	11
Vanadin	mg/kg TS	<9.6	12	15	25	26	19	14
Wolfram	mg/kg TS	1,5	1,7	<1.1	<1.0	<1.1	1,2	1,2
Zink	mg/kg TS	460	460	300	260	180	150	120

B.6 Rötrest reaktor B2

Provtagning	Datum	**091026**	**091123**	**091221**	**100118**	**100215**	**100315**	**100412**	**100510**
Torrsubstans	%	4,4	5,6	5,5	5,6	5,8	5,8	6	6,6
Glödförlust	% TS	79,8	80,2	78,6	78,4	77,5	79,8	78,8	80,6
Kjeldahl kväve	% TS	9,3	8,8	9,6	9,8	9,3	9,5	9,5	8,8
Ammoniumkväve	% TS	3,2	2,9	4,2	3,2	3,6	4,3	4	3,3
Klorid	% TS	1,59	2,1	2,4	2,7	2,8	2,8	2,8	2,4
Aluminium	mg/kg TS	1400	760	1600	1000	1000	930	920	830
Antimon	mg/kg TS	-	-	-	<0.94	<0.94	<0.95	<0.96	<0.96
Bly	mg/kg TS	-	-	-	5,4	3,3	2,3	2,9	2,6
Bor	mg/kg TS	97	110	150	160	180	160	140	160
Fosfor	mg/kg TS	16800	10700	14600	14600	15700	16800	13800	13900
Järn	mg/kg TS	28300	18200	19900	14600	15700	12600	11700	10700
Kadmium	mg/kg TS	-	-	-	6,4	4,4	3,4	2,2	5,1
Kalcium	mg/kg TS	13600	10100	15700	15700	18800	18900	18100	17100
Kalium	mg/kg TS	7500	9100	13600	14600	16700	18900	18100	16000
Kobolt	mg/kg TS	3,2	3,5	2,9	2,7	2,5	<2.4	3,2	4,1
Koppar	mg/kg TS	73	36	41	42	41	35	35	38
Krom	mg/kg TS	-	-	-	67	76	61	51	46
Kvicksilver	mg/kg TS	-	-	-	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Magnesium	mg/kg TS	5600	4400	5200	5500	5700	5200	5100	4900
Mangan	mg/kg TS	370	270	270	370	270	210	170	150
Molybden	mg/kg TS	5,1	4	4,6	5,4	4,9	4,7	6	4,6
Natrium	mg/kg TS	10400	9600	12500	13600	15700	14700	13800	12800
Nickel	mg/kg TS	21	14	19	21	25	21	18	37
Selen	mg/kg TS	0,96	<0.96	<0.94	1,4	1,7	1,3	1,4	1,2
Silver	mg/kg TS	-	-	-	1,7	1,6	1,2	1,5	1,7
Svavel	mg/kg TS	17800	13900	15700	14600	15700	13700	13800	12800
Titan	mg/kg TS	49	34	31	16	10	7,8	8,8	9,1
Vanadin	mg/kg TS	<9.4	<9.6	11	11	18	18	13	<9.6
Wolfram	mg/kg TS	<1.0	<1.1	2,1	1,8	1,8	2	2,4	2
Zink	mg/kg TS	460	340	340	270	240	180	150	120

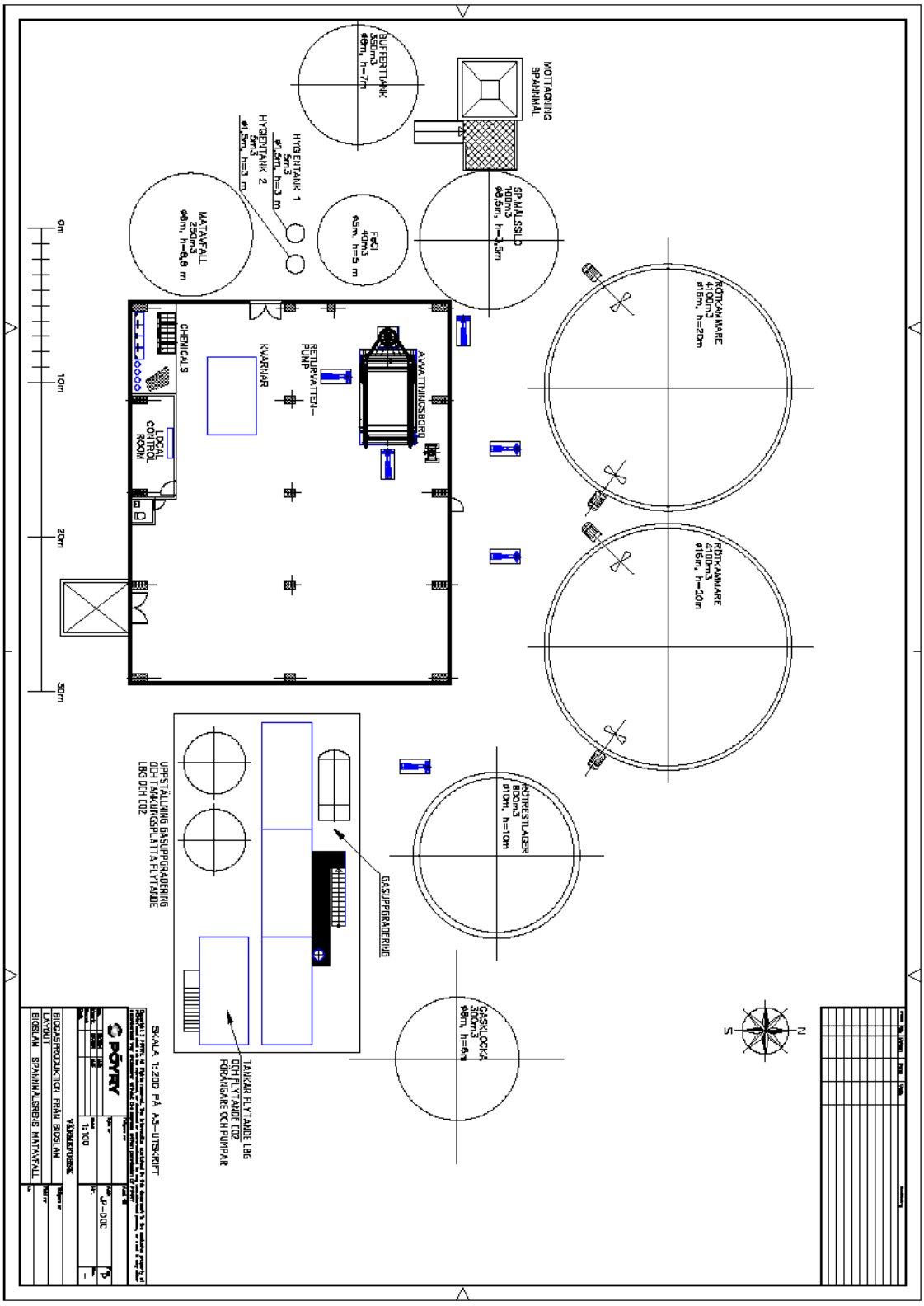
B.7 Rötrest reaktor B3

Provtagning	Datum	**091026**	**091123**	**091221**	**100118**	**100215**	**100315**	**100412**	**100510**
Torrsubstans	%	5,4	6,3	5,6	6	6	6,3	6,2	6,7
Glödförlust	% TS	79	82,1	82,1	81,3	82,8	83,8	86,2	84,2
Kjeldahl kväve	% TS	8	7,9	9,1	8,8	8,2	7,9	8,5	7,9
Ammoniumkväve	% TS	2,4	2,4	3,6	2,7	3,5	3,3	3,4	2,7
Klorid	% TS	1,48	1,7	2,1	2	2,3	1,9	1,9	1,6
Aluminium	mg/kg TS	1300	730	700	710	780	600	600	630
Antimon	mg/kg TS	-	-	-	<0.95	<0.94	<0.95	<0.95	<0.98
Bly	mg/kg TS	-	-	-	4,1	2,6	1,6	1,9	2
Bor	mg/kg TS	85	97	140	160	170	140	140	160
Fosfor	mg/kg TS	16800	12800	14700	14800	15700	14800	13800	14100
Järn	mg/kg TS	24200	17100	19900	14800	15700	12700	11700	12000
Kadmium	mg/kg TS	-	-	-	6,2	4,3	3,2	2,1	1,6
Kalcium	mg/kg TS	17900	11700	11500	11600	12600	11700	10400	10900
Kalium	mg/kg TS	6700	9100	12600	12700	15700	17000	13800	13000
Kobolt	mg/kg TS	3	3,6	2,9	2,5	2,4	<2.4	1,5	<2.4
Koppar	mg/kg TS	79	47	40	39	40	34	37	36
Krom	mg/kg TS	-	-	-	70	70	59	54	47
Kvicksilver	mg/kg TS		-	-	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Magnesium	mg/kg TS	7900	6600	6200	6100	6600	5700	5700	5900
Mangan	mg/kg TS	390	310	280	220	240	220	170	150
Molybden	mg/kg TS	5,7	5,7	5,6	5,8	5,2	5,8	6,7	5,2
Natrium	mg/kg TS	8300	6200	8200	8600	10500	9000	7700	8000
Nickel	mg/kg TS	20	21	23	22	23	22	22	18
Selen	mg/kg TS	<0.95	<0.96	<0.94	1,4	1,5	1,3	1,3	1,3
Silver	mg/kg TS	-	-		1,7	1,5	1,2	1,4	1,8
Svavel	mg/kg TS	15800	12800	13600	13700	14600	12700	12700	13000
Titan	mg/kg TS	47	37	39	17	12	8,3	8,6	8,4
Vanadin	mg/kg TS	<9.5	<9.6	9,7	14	18	18	13	<9.8
Wolfram	mg/kg TS	<1.1	<1.1	1	1,3	1,6	1,8	2,2	2,1
Zink	mg/kg TS	460	370	350	260	240	180	160	130

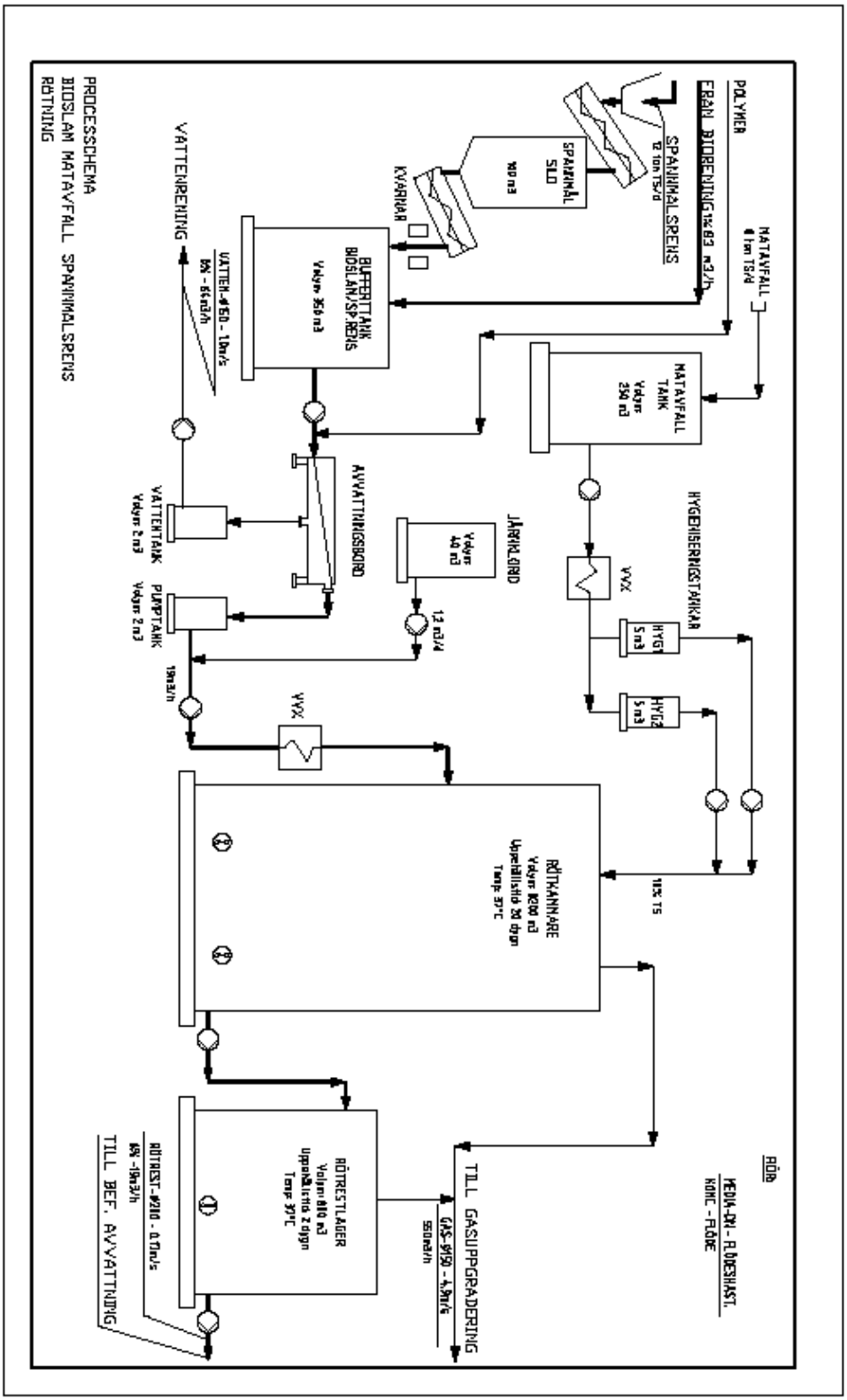
B.8 Rötrest reaktor B4

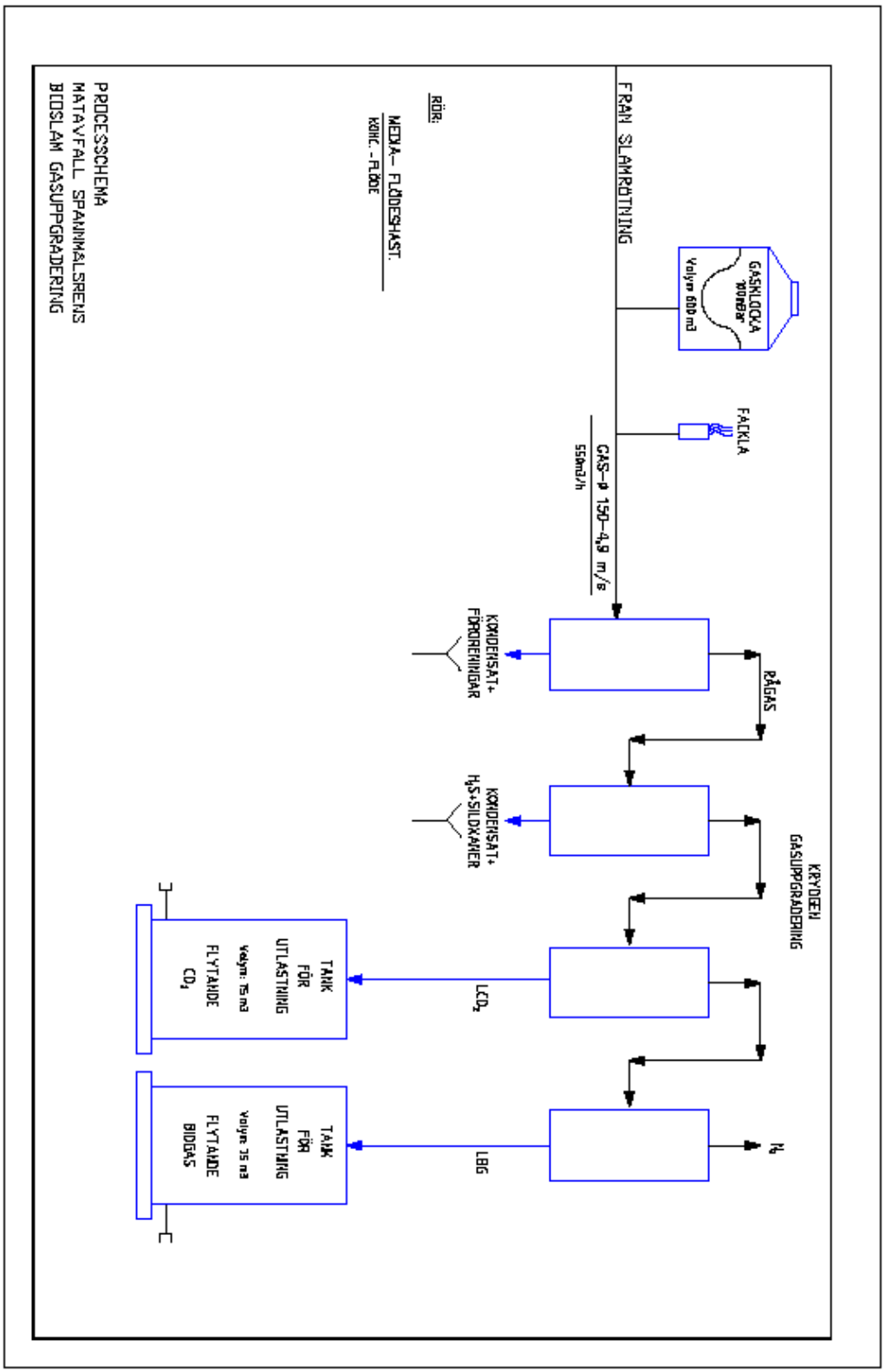
Provtagning	Datum	**091026**	**091123**	**091221**	**100118**	**100215**	**100315**	**100412**	**100510**
Torrsubstans	%	4,1	5,2	5,5	6,2	5	5,5	5,6	5,5
Glödförlust	% TS	78,6	81,5	79,4	77,9	80,6	78,5	79,5	80
Kjeldahl kväve	% TS	9	8,8	8,5	8,4	8,2	8,7	8,6	8,4
Ammoniumkväve	% TS	3,2	3,1	3,8	3,5	4,2	3,6	3,4	3,1
Klorid	% TS	1,7	3,1	3,6	5,2	<1.0	8,5	5,4	2,9
Aluminium	mg/kg TS	1500	910	950	950	1000	840	760	850
Antimon	mg/kg TS	-	-	-	<0.95	<0.94	<0.96	<0.95	<0.97
Bly	mg/kg TS	-	-	-	4,8	3,3	2,2	2,2	2,2
Bor	mg/kg TS	98	110	160	160	190	150	150	180
Fosfor	mg/kg TS	16900	10600	12500	11600	12500	12800	12700	14000
Järn	mg/kg TS	30700	25300	34500	37900	38600	55400	32900	17200
Kadmium	mg/kg TS	-	-	-	6,6	5,2	3,5	2,4	2
Kalcium	mg/kg TS	18000	13700	17800	17900	20900	19200	27600	23700
Kalium	mg/kg TS	5300	3800	4300	4000	4700	4700	5300	7300
Kobolt	mg/kg TS	3,6	2,7	3,4	2,9	4,4	3	3,3	2,6
Koppar	mg/kg TS	77	39	36	33	34	25	34	40
Krom	mg/kg TS	-	-	-	97	100	120	87	75
Kvicksilver	mg/kg TS	-	-	-	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Magnesium	mg/kg TS	5600	3900	4500	4500	4900	4200	5000	5900
Mangan	mg/kg TS	370	300	290	240	260	270	180	170
Molybden	mg/kg TS	5,9	5,6	5,6	7,3	7,3	13	9,5	7,4
Natrium	mg/kg TS	10400	8700	9800	9500	12500	10700	9000	10100
Nickel	mg/kg TS	26	23	27	37	44	53	40	34
Selen	mg/kg TS	2,6	<0.95	<0.94	1,5	1,6	1,4	1,6	1,6
Silver	mg/kg TS	-	-	-	1,7	1,8	1,4	1,5	2
Svavel	mg/kg TS	26400	26400	33400	36800	39600	37300	25500	18300
Titan	mg/kg TS	68	56	59	32	27	21	16	15
Vanadin	mg/kg TS	<9.5	<9.5	14	18	24	27	16	12
Wolfram	mg/kg TS	<1.1	<1.1	2,1	1,5	1,8	2,2	2,3	2
Zink	mg/kg TS	490	390	360	240	220	150	140	140

C Layout för anläggning baserad på reaktor A2

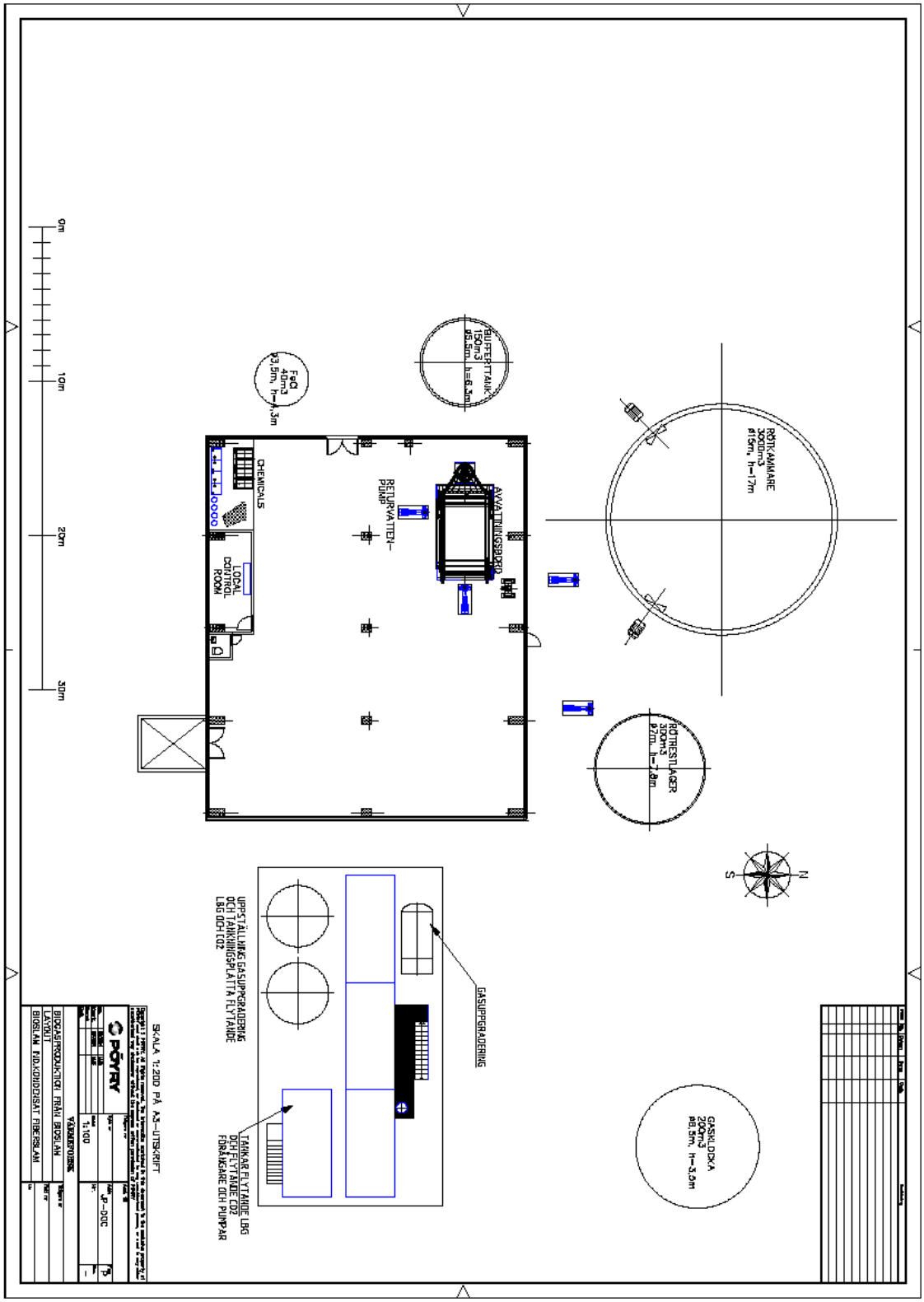


D Processchema för anläggning baserad på reaktor A2

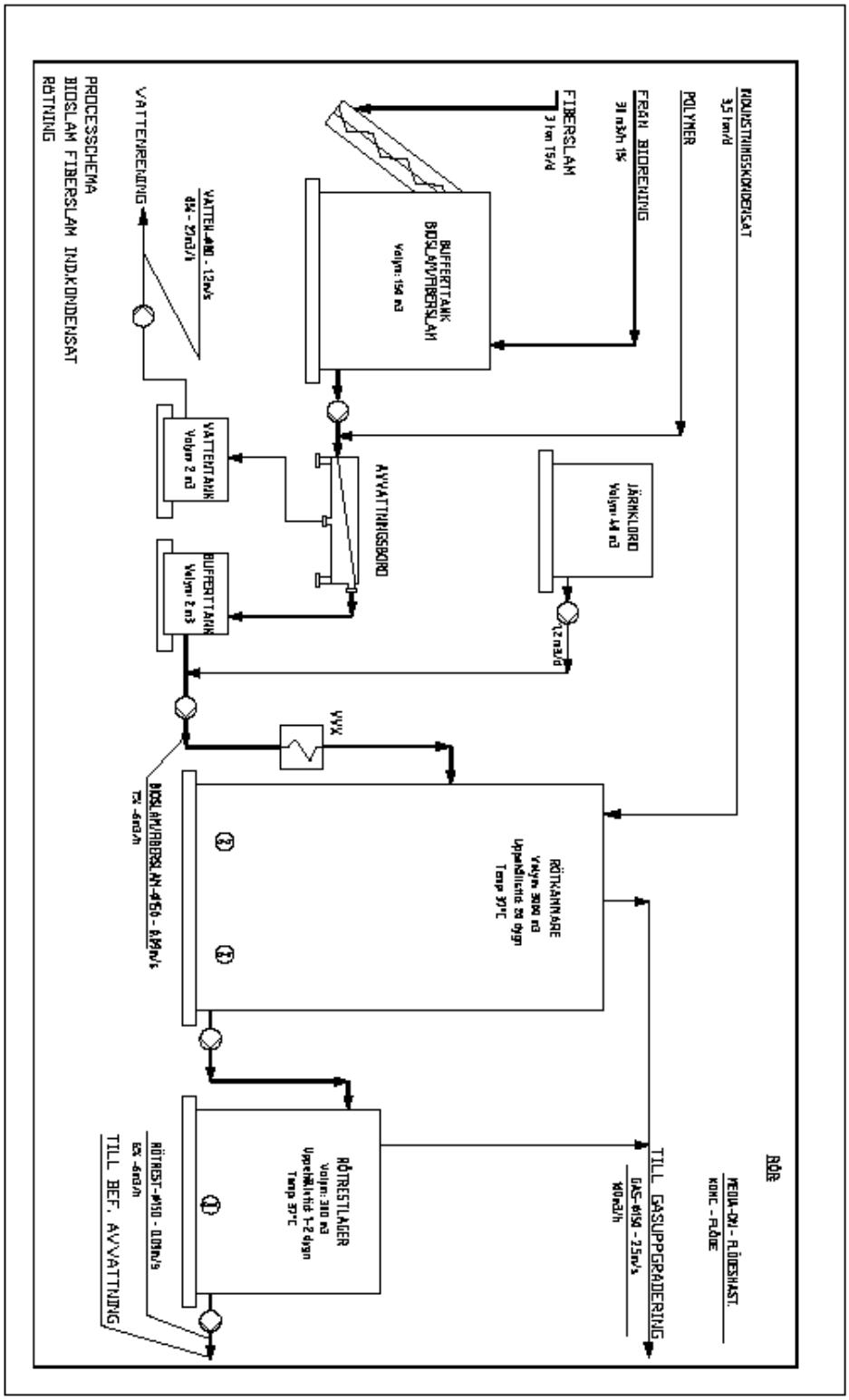


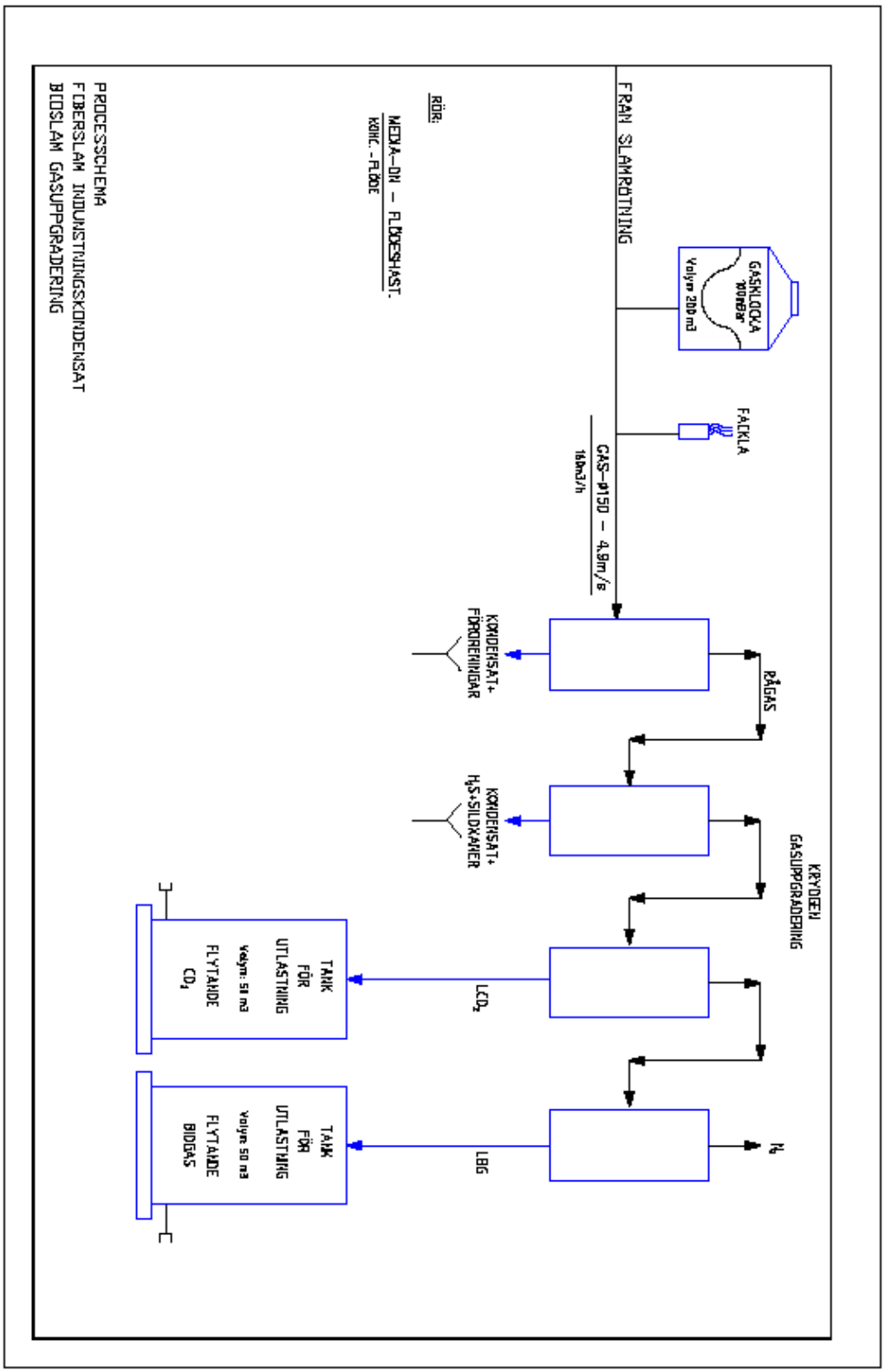

PROCESSCHEMA
MATAVFALL SPANNMÅLSRENS
BIOSLAM GASUPPGRADERING
RÖR:
MEDIA– FLÖDESHAST.
KOMC. - FLÖDE
FRÅN SLAMRÖTNING
GASKLOCKA
Volym 600 m3
FACKLA
GAS–Ø 150–4,9 m/s
550m3/h
KONDENSAT+
FÖRORENINGAR
RÅGAS
KONDENSAT+
H2S+SILOXANER
KRYOGEN
GASUPPGRADERING
TANK
FÖR
UTLASTNING
FLYTANDE
CO2
Volym: 15 m3
LCO2
TANK
FÖR
UTLASTNING
FLYTANDE
BIOGAS
Volym: 15 m3
LBG
N2

E Layout för anläggning baserad på reaktor B4



F Processchema för anläggning baserad på reaktor B4




PROCESSCHEMA
FIBERSLAM INDUNSTNINGSKONDENSAT
BIOSLAM GASUPPGRADERING
RÖR:
MEDIA-DN – FLÖDESHAST.
KOMP. - FLÖDE
FRÅN SLAMRÖTNING
GASKLOCKA
Volym 200 m3
FACKLA
GAS – Ø150 – 4,9m/s
18Nm3/h
KONDENSAT+
FÖRORENINGAR
RÅGAS
KONDENSAT+
H2S+SILOXANER
KRYOGEN
GASUPPGRADERING
LCO2
LBG
N2
TANK
FÖR
UTLASTNING
FLYTANDE
CO2
Volym: 50 m3
TANK
FÖR
UTLASTNING
FLYTANDE
BIOGAS
Volym 50 m3

Värmeforsk är ett organ för industrisamverkan inom värmeteknisk forskning och utveckling. Forskningsprogrammet är tillämpningsinriktat och fokuseras på energi- och processindustriernas behov och problem.

Bakom Värmeforsk står följande huvudmän:

- Elforsk
- Svenska Fjärrvärmeföreningen
- Skogsindustrin
- Övrig industri

VÄRMEFORSK SAMARBETAR MED STATENS ENERGIMYNDIGHET



VÄRMEFORSK SERVICE AB
101 53 Stockholm
Tel 08-677 25 80
Fax 08-677 25 35
www.varmeforsk.se

Beställning av trycksaker
Fax 08-677 25 35