

Förädling av rötrest från storskaliga biogasanläggningar

Peter Aarsrud, Kretsloppskontoret Göteborg

Mattias Bisaillon, Profu

Hanna Hellström, Gunilla Henriksson, SP

Emma Jakobsson, Tisse Jarlsvik,

Ulf Martinsson, Göteborg Energi

Carl Jensen, Renova

Lars-Gunnar Johansson, Biogas Väst, LRF

Mija Kanerot, Borås Energi och Miljö

Daniel Ling, Läckby Water

Förädling av rötrest från storskaliga biogasanläggningar

Alternatives for handling of digestate from large biogas plants

Peter Aarsrud, Kretsloppskontoret Göteborg
Mattias Bisailon, Profu
Hanna Hellström, SP
Gunilla Henriksson, SP, projektledare
Emma Jakobsson/Tisse Jarlsvik/Ulf Martinsson, Göteborg Energi
Carl Jensen, Renova
Lars-Gunnar Johansson, Biogas Väst/LRF
Mija Kanerot, Borås Energi och Miljö
Daniel Ling, Läckeby Water

Projektnummer WR-20
År: 2010

WASTE REFINERY
SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut
Box 857, 501 15 Borås
www.wasterefinery.se
wasterefinery@sp.se
ISSN 1654-4706

Sammanfattning

Biogasanläggningar i stadsmiljö blir allt mer vanliga i Sverige. Allt fler kommuner väljer att samla in matavfall för behandling i en biogasanläggning. Miljömålet om att 35 % av allt organiskt material ska omhändertas biologiskt eftersträvas av kommunerna. För att klara omhändertagande av matavfall ställs även krav på biogasanläggningarna och dess systemomgivning. Dels ska det finnas avsättning för den näringsrika biogödselprodukten och dels ska det finnas möjlighet att rena rektvatten innan det kan släppas till recipient.

Målet med projektet är att utifrån ekonomi och miljö genomföra en systemanalys för att undersöka vilket det bästa alternativ för omhändertagande av rötrest och rektvatten är för två biogasanläggningar belägna i stadsmiljö. Anläggningarna vilka har använts som utgångspunkt i studien är en planerad biogasanläggning i Göteborg och en befintlig biogasanläggning i Borås. Anläggningen i Borås är planerad för att ingå i ett energikombinat med etanoltillverkning. Målgruppen för projektet är biogasanläggningar uppförda i stadsmiljö med syfte att omhänderta matavfall men även övriga anläggningar vilka behandlar organiskt material i en rötkammare, ex. avloppsslam från reningsverk. I Tabell 1 nedan redovisas resultatet för respektive teknik som har studerats.

Tabell 1 Resultat systemanalys

Teknik	Ekonomi (nettokostnad) [Mkr/år]		Klimatpåverkan [ton CO ₂ - ekvivalenter/år]		Försurnings- potential [ton SO ₂ - ekvivalenter/år]		Övergödnings- potential [ton PO ₄ - ekvivalenter/år]	
	Gbg	Borås	Gbg	Borås	Gbg	Borås	Gbg	Borås
Oavvattnad biogödsel till åkermark	5,0	8,1	-940	-690	26,9	27,2	5,31	5,41
Avvattning och DeAmmon	5,2	-	750	-	4,6	-	0,49	-
Avvattning och SBR	-	6,1	-	1270	-	6,5	-	0,48
Avvattning och luftstripper	7,0	7,5	620	580	1,8	9,7	0,61	0,38
Avvattning och ångstripper	8,1	7,5	250	190	7,8	6,1	0,80	0,45
Avvattning och membran	6,6	7,7	590	610	35,1	34,2	5,75	5,54
Avvattning där vattnet skickas direkt till avloppsreningsverket	24,8	-	1340	-	6,4	-	0,65	-

Resultatet för systemanalysen visar att det bästa alternativet för Göteborg, både ur ekonomisk aspekt och med hänsyn till klimatpåverkan, är att transportera och sprida oavvattnad rötrest till åkermarken. Utifrån försurnings- och övergödningspotential är det bästa alternativet att behandla rektvattnet med DeAmmon¹. För Borås är det bästa alternativet ur ekonomisk aspekt att fortsätta med den reningsmetod som används vid anläggningen idag, dvs. SBR². Ur klimatpåverkansaspekt är det bästa alternativet att sprida oavvattnad rötrest på åkermark. Utifrån försurnings- och övergödningspotential är det bästa alternativet att behandla rektvattnet med någon av strippermetoderna alternativt SBR. Projektets nyhetsvärde bedöms som högt, då det idag ställs allt större krav på behandling av organiskt material. Resultaten från detta projekt får användas fritt, dock har specifika indata använts i systemanalysen och för att varje specifik anläggning bör en analys genomföras.

Nyckelord: biogas, rötrest, biogödsel, förädling, ångstripper, luftstripper, membranläggning, SBR, DeAmmon

¹ Anammox i en biofilmsprocess.

² Satsvis Biologisk Rening

Summary

Biogas plants located in city environments are becoming increasingly common in Sweden. More and more municipalities are electing to collect food waste for treatment in a biogas plant. The environment target of treating 35 % all organic waste biologically try to obtain from municipalities. Certain demands are placed on biogas plants and their system environments if they are to be able to treat food waste successfully. Firstly, there needs to be a use for the nutrient-rich biofertilizer product, and secondly it must be possible to clean the reject water before it is released to the recipient. The goal of the project is to conduct a system analysis from the economic and environmental perspectives to investigate what is the best alternative for dealing with the digestate and reject water for two biogas plants located in city environments. The plants used as the point of departure for the study are a planned biogas plant in Gothenburg and an existing biogas plant in Borås. The plant in Borås is planned to be included in an energy combine with ethanol production. The target group for the project comprises biogas plants built in city environments with the purpose of treating food waste, but also other plants that treat organic waste in a digester, e.g., sludge from sewage treatment works. Table 1 below shows the results for each technology studied.

Table 1 Results from system analysis.

Technology	Economics (Net cost) [MSEK/yr]		Climate impact [tonnes CO ₂ equivalents/yr]		Acidification potential [tonnes SO ₂ equivalents/yr]		Eutrophication potential [tonnes PO ₂ equivalents/yr]	
	Gbg	Borås	Gbg	Borås	Gbg	Borås	Gbg	Borås
Un-dewatered biofertilizer for soil improvement	5,0	8,1	-940	-690	26,9	27,2	5,31	5,41
Dewatering and DeAmmon	5,2	-	750	-	4,6	-	0,49	-
Dewatering and SBR	-	6,1	-	1270	-	6,5	-	0,48
Dewatering and air stripper	7,0	7,5	620	580	10,8	9,7	0,61	0,38
Dewatering and steam stripper	8,1	7,5	250	190	7,8	6,1	0,80	0,45
Dewatering where water is sent directly to sewage treatment plant	6,6	7,7	590	610	35,1	34,2	5,75	5,54
Dewatering and DeAmmon	24,8	-	1340	-	6,4	-	0,65	-

The results of the system analysis show that the best alternative for Gothenburg, both from an economical point of view and when considering the climate impact, is to transport and spread the un-dewatered digestate directly onto arable land. On the basis of acidification and eutrophication potentials, the best alternative is to treat the reject water with the DeAmmon³ process. From the economic perspective, the best alternative for Borås is to continue with the treatment method used today at the plant, that is, SBR⁴. From the perspective of climate impact, the best alternative is to spread the un-dewatered digestate directly onto arable land. On the basis of acidification and eutrophication potentials, the best alternative is to treat the reject water with some form of stripping method, or SBR. The news value of the project is deemed to be high, since demands on the treatment of organic waste are growing strongly. The results of this project are free to use, however specific input data has been used in our system analysis, and a separate analysis should be conducted for each specific plant.

Keywords: biogas, digestate, biofertilizer, treatment, steam stripper, air stripper, membrane plant, SBR, DeAmmon

³ Anammox in a biofilm process.

⁴ Sequencing Batch Reactor

Innehållsförteckning

1	INLEDNING	3
1.1	PROBLEMDISKUSSION	3
1.2	PROBLEMFORMULERING OCH MÅL	4
1.3	AVGRÄNSNINGAR	6
2	BAKGRUND	8
2.1	DAGENS MARKNAD FÖR AVSÄTTNING AV BIOGÖDSEL	9
3	METOD OCH AVGRÄNSNINGAR	10
3.1	FÖRÄDLINGSMETODER	10
3.2	DEAMMON	11
3.3	SBR, SATSVIS BIOLOGISK RENING	12
3.4	STRIPPERTEKNIKER	13
3.5	MEMBRANANLÄGGNING	17
3.6	SYSTEMANALYS	17
3.7	CENTRALA ANTAGANDEN, DATA OCH AVGRÄNSNINGAR FÖR SYSTEMANALYSEN	22
4	RESULTATREDOVISNING	27
4.1	EKONOMI	27
4.2	KLIMATPÅVERKAN	32
4.3	FÖRSURNINGSPOTENTIAL	37
4.4	ÖVERGÖDNINGSPOTENTIAL	42
5	RESULTATANALYS	47
5.1	BETYDELSE AV CENTRALA ANTAGANDEN, DATA OCH AVGRÄNSNINGAR	47
5.2	FÖRÄDLINGSMETODERNA	49
5.3	RESULTAT	50
6	SLUTSATSER	53
7	REKOMMENDATIONER OCH ANVÄNDNING	54
8	LITTERATURREFERENSER	55

Bilagor

A. METODIK OCH MODELLER I WR21- PROJEKTET ”TERMISK OCH BIOLOGISK BEHANDLING I ETT SYSTEMPERSPEKTIV”

B. INDATA RÖRANDE FLÖDEN OCH TEKNIKER

1 Inledning

1.1 Problemdiskussion

Biogasanläggningar i stadsmiljö blir allt mer vanliga i Sverige. Detta beror bland annat på deponiförbud av organiskt material samt att det finns krav på att 35 % av matavfallet i Sverige ska samlas in och omhändertas genom biologisk behandling (Sveriges miljömål 2009). För att klara av miljömålet ställs det krav på biogasanläggningarna och dess systemomgivning. Dels ska det finnas avsättning för den näringsrika biogödselprodukten och dels ska det finnas möjlighet att rena rejektvatten innan det kan släppas till recipient.

I en biogasanläggning omvandlas organiskt avfall till biogas och en näringsrik biogödsel. Rötresten innehåller organiskt material som ej brutits ned, höga koncentrationer av ammonium samt fosfor. Rötresten är lämplig att återföra till näringskedjan i form av gödning (om detta görs kallas rötresten för biogödsel, i denna rapport benämns rötresten som biogödsel eftersom syftet är att återföra produkten till åkermarken). Koncentrationen av näringsämnen i biogödseln är relativt låg, varför denna måste koncentreras upp, speciellt vid anläggningar lokaliserade i stadsmiljö på grund av lagrings- och transportkostnader. Normalt körs biogödseln ut obehandlad till närliggande jordar eller så avvattnas biogödseln, varvid den organiska delen och större delen av fosfor avskiljs i en torrfraktion. Kvävet och större delen av vattenmängden blir ett rejekt som måste behandlas innan det kan avledas. Den hitintills använda behandlingen är omvandling av ammonium till fritt luftkväve, varefter vattnet avleds till kommunalt reningsverk för slutbehandling. Processen förbrukar elenergi och ger inget utnyttjande av ammoniumet. För framtida biogasanläggningar krävs därför ett behandlingssystem som gör att kvävet kan utnyttjas som gödningsämne eller till industriell produkt. Det finns processer som kan utnyttjas för ändamålet. Processerna har utvecklats och utvärderats för kommunala slamrötningsanläggningar och för lakvattenbehandling. Dock har biogasanläggningar för organiskt avfall andra förutsättningar än dessa anläggningar genom signifikant högre koncentrationer av kväve i biogödseln, större anläggningsstorlekar, krav på rening av utsläppen för direktutsläppsamt uttalade önskemål om att näringsämnen i biogödseln skall återvinnas. De tekniker som främst är aktuella för kväveomhändertagande är luftstrippning med upplösning i syra, ångstrippning med ammoniakåtervinning och uppkoncentrering av rötresten genom membranteknik.

I Göteborg planeras byggnation av en biogasanläggning för omhändertagande av matavfall och i Borås planeras det att byggas ett energikombinat där den befintliga biogasanläggningen är tänkt att ingå. Dessa båda biogasanläggningar är storskaliga samt lokaliserade inom stadsmiljö. För båda anläggningarna gäller alltså att det kommer att finnas stora volymer biogödselprodukt vilken det inte finns någon naturlig avsättning för inom närområdet. Då både Borås och Göteborg befinner sig i planeringsstadiet initierades detta projekt för att genom en systemanalys finna bästa metod för omhändertagande av biogödsel och rejektvatten.

Borås

Biogasanläggningen vid Borås Energi och Miljö är en samrötningsanläggning som är dimensionerad för ca 30 000 ton organiskt avfall per år. Anläggningen står inför en ökning av belastningen till dess fulla kapacitet. Beroende på substratsammansättningen förväntas

volymen och kvävemängden hamna inom intervallen 60 000 – 73 000 m³/år (164 – 200 m³/dygn) respektive 146 – 173 ton/år (400 – 475 kg/dygn).

Borås geografiska läge med relativt långa avstånd till jordbruksbygd medför höga transportkostnader för biogödsel. Då anläggningen projekterades gjordes bedömningen att biogödseln, istället för att återföras till odlingsmark, skulle avvattnas varefter rejektvattnet skulle kväverenas i en SBR-anläggning (Satsvis Biologisk Rening). Det renade vattnet skulle till viss del återanvändas som processvatten. SBR-tekniken bygger på biologiska processer och jämfört med en kemisk process är den känslig. En driftstörning kan få långsiktiga följder om den biologiska processen kommer i obalans. De första åren av SBR-anläggningens drift präglades av en rad problem, varför andra alternativ, främst återföring av oavvattnad biogödsel till åkermark, övervägdes. Noteras skall att under senare tid har SBR-anläggningen fungerat väl med en stabil drift och tillfredställande reningsgrad.

Företagets intention är att uppföra ett energikombinat, en förstudie har genomförts och ett av förslagen avseende placering av kombinatet är i direkt anslutning till befintlig biogasanläggning. Detta skulle ge en möjlighet att utnyttja spillvärme från energikombinatet.

Göteborg

Ett samarbetsprojekt mellan Göteborg Energi och Renova pågår i syfte att bygga en anläggning för att behandla biologiskt hushållsavfall och att öka produktionen av biogas i Göteborgsregionen. Anläggningen ska huvudsakligen röta matavfall och uppgradera den producerade biogasen till naturgaskvalitet. Gasen matas in på gasnätet och säljs via Göteborg Energi främst till transportsektorn.

Anläggningen planeras i två etapper för att möta behovet av att behandla växande mängder utsorterat biologiskt avfall. Den första etappen skall klara av att behandla 20 000 ton/år fast avfall och 6 000 ton/år pumpbart avfall. Den andra etappen byggs för att behandla 38 000 ton/år fast avfall och 6 000 ton/år pumpbart avfall.

Eftersom det är långa avstånd till jordbruksbygd och tänkta mottagare av biogödsel är planen att separera biogödseln i en fast och en flytande form. I projektets inledning planerades att bygga en processvattenhantering för tillvaratagande av kvävet i processvattnet. Göteborg Energi och Renova har gjort bedömningen att tekniken för detta idag inte finns framme, varför den flytande fasen inledningsvis kommer att levereras till Ryaverket för kväverening. Den fasta delen är tänkt att levereras tillbaka till jordbruket för att sluta kretsloppet.

1.2 Problemformulering och mål

Projektet syftar till att ge förutsättningar för att utveckla och välja tekniker för användande av näringsinnehållet i rötrest och rejektvatten från biogasanläggningar i stadsmiljö och biogasanläggningar ingående i energikombinat. Dessa anläggningstyper förväntas bli alltmer efterfrågade då sådana anläggningar har speciella förutsättningar både i fråga om storlek och vad gäller tillgång och värdering av energi och restprodukter. Detta kommer att påverka värderingen och utvecklingen av tekniker för rötrestbehandling.

Initialt var målet med projektet att genomföra en systemanalys för de tre valda teknikerna; luftstripper, ångstripper samt membranteknik. Systemanalysen skulle visa vilket av

alternativen som gav bästa resultat för valda tekniker, dels på Boråsanläggningen och dels på Göteborgsanläggningen med deras respektive förutsättningar och systemomgivning.

För att utvärdera ovan nämnda tekniker skulle de jämföras med ett nollalternativ, vilket skulle vara likvärdigt med dagens teknik för respektive anläggning. För Boråsanläggningen var det naturligt att använda SBR som nollalternativ eftersom det är den teknik som används idag. Här kväverenas rejektivattnet för att sedan ledas via lakvattendamm vidare till Gässlösa avloppsreningsverk. Men efter många och långa diskussioner beslutades att även ett alternativ som innebar spridning av oavvattnad biogödsel skulle finnas med, detta eftersom Borås Energi och Miljö har som mål att kunna certifiera sin biogödsel enligt Avfall Sveriges certifieringssystem SPCR 120⁵. Sålunda inkluderades båda dessa alternativ i systemanalysen.

För Göteborgsanläggningen fanns det ett tänkt nollalternativ vilket var att separera biogödseln i en fast och en flytande form. Den fasta fasen skulle transporteras ut till jordbruksmark och den flytande fasen skulle passera en processvattenhantering för tillvaratagande av kvävet i processvattnet. Då man inte ännu har avgjort vilken teknik som skall väljas har man beslutat att under en övergångsperiod leda den flytande fasen orenat till Ryaverket för kväverening. Ryaverkets ägare Gryaab och Göteborg Vatten har accepterat att detta sker i begränsad omfattning under en provotid under förutsättning att ev. problem hanteras av anläggningsägaren [11]. Även här blev det diskussion i projektgruppen om vilket alternativ som skulle väljas till nollalternativ. Följande alternativ bestämdes ingå i systemanalys för Göteborg utöver de som fanns med från projektstart: DeAmmon (vilken fick ingå för att representera kväverening av processvatten), leda orenat rejektivatten till Ryaverket, samt att transportera oavvattnad biogödsel till åkermark.

Tänkt nollalternativ växte till att bli två nya system för Boråsanläggningen och tre nya system för Göteborgsanläggningen. Begreppet nollalternativ slopades och istället formulerades ett nytt projektmål.

Det nya projektmålet för Boråsanläggningen blev att jämföra följande scenario med varandra: oavvattnad biogödsel med avvattnade biogödsel, där rejektivatten kväverenas med någon av följande tekniker; SBR, luftstripper, ångstripper och membranteknik.

För Göteborgsanläggningen blev det nya projektmålet lika som för Boråsanläggningen förutom att SBR ersattes med DeAmmon samt ytterligare ett alternativ där rejektivatten släpps orenat till Ryaverket.

⁵ Vid certifiering enligt SPCR 120 är det inte tillåtet att använda polymerer i biogasprocessen. Dock är detta en förutsättning om någon av de tekniker vilka studeras i detta projekt ska kunna tillämpas.

1.3 Avgränsningar

Systemanalysen i WR20 omfattar biogödselprodukten och hantering av denna i några olika scenarier vilka beskrivs schematisk i kapitel 3.6 (se sid 20, Figur 8 och Figur 9).

Systemgränser

Startpunkten för systemanalysen är en given mängd oavvattnad biogödsel som kommer som en produkt från rötning av organiskt avfall. Detta innebär att alla tidigare steg i avfallshanteringen (t ex insamling, förbehandling och rötning av avfallet) är exkluderade ur analysen. Systemanalysen startar alltså vid utloppet från rötkammaren, där färdig biogödsel kommer ut, och sträcker sig fram till någon av de systemgränser som redovisas nedan i

, beroende på vilken teknik som används på respektive anläggning (Borås eller Göteborg). Specifika avgränsningar vilka härrör till systemanalysen redovisas i kapitel 3.7.

Tabell 2 redovisar valda tekniker för respektive anläggning vilka ingår i systemanalysen

Table 2 shows used techniques in the system analysis

Teknik	Borås	Göteborg
Spridning av oavvattnad biogödsel på åkermark	X	X
Spridning av avvattnad biogödsel där rejektivattnet leds orenat till samt omhändertas på Ryaverket		X
Spridning av avvattnad biogödsel där rejektivattnet kväverenas genom SBR och sedan leds vidare till samt omhändertas på Gässlösa	X	
Spridning av avvattnad biogödsel där rejektivattnet kväverenas genom DeAmmon och sedan leds vidare till samt omhändertas på Ryaverket		X
Spridning av avvattnad biogödsel där rejektivattnet kväverenas genom luftstripper och sedan leds vidare till samt omhändertas på Ryaverket respektive Gässlösa	X	X
Spridning av avvattnad biogödsel där rejektivattnet kväverenas genom ångstripper och sedan leds vidare till samt omhändertas på Ryaverket respektive Gässlösa	X	X
Spridning av avvattnad biogödsel där rejektivattnet kväverenas genom membranteknik och sedan leds ut i recipient	X	X

2 Bakgrund

Forskningsprojektets syfte har varit att genom systemanalys utvärdera reningsteknikerna luftstripper, ångstripper, membranteknik, DeAmmon och SBR gentemot att sprida oavvattnad respektive avvattnad biogödsel på åkermark. Systemanalysen genomfördes utifrån de förutsättningar som råder vid större biogasanläggningar och med de förutsättningar som gäller för biogasanläggningar i energikombinat. Förutsättningarna vid dessa biogasanläggningar skiljer sig från konventionella kommunala slamrötningsanläggningar i flera avgörande delar; Anläggningarna har betydligt högre koncentrationer av ammonium, vilket påverkar kostnadsbilden. Anläggningarna är också normalt större. Kraven på utgående vatten är att vattnet ska kunna recirkuleras inom anläggningen. Inom anläggningen finns tillgång till värmeenergi och möjligheter för spillvärmeutnyttjande.

De erhållna biprodukterna som erhålls vid rening av rektvatten ska ha sådana egenskaper att de kan avsättas till en marknad som finns i anslutning till större befolkningscentra. För dagens biogasanläggningar kan detta vara svårt att genomföra. Alla framtida biogasanläggningar kan omöjligt anläggas i nära anslutning till jord- eller skogsbruksmark. För att möta framtida behov måste en lösning till för man ska kunna erhålla en produkt som även passar för en hantering av produkten i anslutning till större befolkningscentra.

Teknikerna skulle värderas ur ett systemperspektiv för en energikombinatanläggning och en biogasanläggning. Vidare skulle teknikernas utvecklingsmöjligheter värderas för anpassning till de förutsättningar som biogasanläggningar och energikombinat ger och i syfte att utgöra grund för utveckling av en teknik som är anpassad till behovet i denna tillämpning.

Inom projektet har det funnits en projektgrupp och en referensgrupp. Följande personer har ingått i projektgruppen och har också varit delaktiga i framtagandet av information och idéer:

Peter Aarsrud, Kretsloppskontoret Göteborg
Mattias Bisaillon, Profu
Hanna Hellström, SP
Gunilla Henriksson, SP, projektledare
Emma Jakobsson, Tisse Jarlsvik och Ulf Martinsson, Göteborg Energi
Carl Jensen, Renova
Lars-Gunnar Johansson, Biogas Väst/LRF
Mija Kanerot, Borås Energi och Miljö
Daniel Ling, Läckby Water

Följande personer ingick i referensgruppen:

Ola Fredriksson och Ann Mattsson, Gryaab
Ola Palm, JTI
Karin Zetterström, Eon
Christina Anderzén, Avfall Sverige

2.1 Dagens marknad för avsättning av biogödsel

Under 2008 producerades 389 350 ton biogödsel i Sverige varav hela 96 procent återfördes till jordbruket. I vissa regioner är det mycket stor efterfrågan på biogödsel vilket resulterat i



att alla intresserade lantbrukare inte kan använda så mycket biogödsel som de önskar, medan det i andra regioner har varit svårare att hitta avsättning. Det krävs stor kunskap om lantbrukssektorn för att kunna sälja in produkten. Betalningsviljan/förmågan är inte alltid så stor hos lantbrukare men betalning brukar vanligtvis ske efter

näringsinnehåll i biogödseln. Allt eftersom priserna på handelsgödsel har ökat har också priserna på biogödsel kunnat ökas något. Det är idag oklart hur prisutvecklingen blir på biogödsel efter borttagandet av skatten på handelsgödsel. Idag är det nästan uteslutande flytande biogödsel som finns på marknaden och endast ett fåtal av dessa biogasanläggningar (för källsorterat avfall) har avvattningsmöjligheter. Ett framtidsscenario är att biogödseln blir mer produktanpassad efter lantbrukarens behov.

Biogödselns möjligheter och hinder

Lantbrukare som använder biogödsel har övervägande mycket goda erfarenheter av biogödsel. Biogödsel är generellt bättre än exempelvis flytgödsel när det gäller egenskaper som lukt, smittämnen och spridbarhet. Biogödseln har även utvärderats i flera fältförsök förlagda mellan Skåne och Mälardalen. Resultaten från försöken visar på en kväveeffekt på mellan 90-100 % av mineralgödslad mark. I praktisk odling har man noterat en snabbare kväveverkan av biogödsel jämfört med flytgödsel. Resultat från markbördighetsförsök pekar på att biogödsel även gynnar markens bördighet, inte minst markens mikroliv [1].

En annan fördel är att produkten kan anses vara det bästa gödselmedlet ur klimatsynpunkt då den är tillverkad av återvunnen näring från - samhällets organiska restprodukter, såsom matavfall, slaktavfall, livsmedelsrester etc. På så sätt sluts även näringskretsloppet när biogas produceras.

Något som ibland talar emot användning av biogödsel är att den är dyr att sprida och den kan ibland bidra till markpackning. I dagens läge är biogödseln inte lika produktanpassad som handelsgödsel. Ibland kan den också anses vara en relativt okänd produkt som ibland felaktigt förväxlas med produkten avloppsslam från reningsverk som i dagsläget har en betydligt mindre acceptans än biogödsel.

Kvalitetssäkring

Det finns ett certifieringssystem, SPCR 120, som ägs av Avfall Sverige och har SP som besiktningsmän. Det är en produktcertifiering men ställer krav på hela kedjan, allt från mottaget substrat till processparametrar och innehållsdeklarationer. 70 % av den biogödsel som spreds på åkermark 2008 var certifierad, den andelen ökar hela tiden då flera stora anläggningar är på gång att certifiera sin biogödsel. Idag är det också så att marknaden mer eller mindre kräver kvalitetssäkrad biogödsel. Till exempel har nyligen Svenskt Sigill och KRAV godkänt biogödsel som är certifierad enligt SPCR 120. Sedan tidigare är flera andra aktörer positiva till certifierad biogödsel, bland annat Lantmännen och LRF. Dessa godkännanden kommer troligtvis snart få stor betydelse för anläggningar då det förhoppningsvis innebär att det blir lättare att sälja biogödseln och få bra betalt för den.



3 Metod och avgränsningar

Metoder vilka används i detta projekt är Internetsökning för att finna ytterligare möjliga metoder vid förädling av rötrest/rejektvatten, litteraturstudier för att erhålla kunskap/indata till de valda metoderna som analyseras i projektets systemanalys. Dessutom har dialog med referensgruppen samt andra personer genomförts för att erhålla kunskap/indata till de valda metoderna. Metod för systemanalysen vilken är den huvudsakliga metoden i projektet redovisas i kapitel 3.6.

3.1 Förädlingsmetoder

Detta kapitel beskriver översiktligt de valda teknikerna i projektet samt de erhållna produkterna.

Metoderna kan grovt delas in i biologiska metoder, vilka i sammanhanget kan betraktas som beprövade metoder, samt fysikalisk/kemiska metoder. De valda teknikerna i detta projekt är luftstripper, ångstripper samt membranbehandling. Som referens har två biologiska processer, DeAmmon och SBR, valts. För samtliga tekniker gäller att rötresten ska avvattnas innan rejecktattenbehandling. I denna studie har centrifugering i dekanter, med tillsats av polymer, valts som avvattningsmetod. Dock har i systemanalysen ett alternativ med obehandlad biogödsel utvärderats. De beskrivna teknikerna kan i realiteten även kombineras med varandra i olika kombinationer samt med andra tekniker, men detta har inte utretts.

Värt att nämna är att förutom SBR-tekniken, finns inga långsiktiga erfarenheter av de olika teknikerna för rejecktattenbehandling.

3.1.1 Andra möjliga förädlingsmetoder – omvärldsanalys

I den omvärldsanalys som gjorts i projektet har möjliga förädlingstekniker av rötrester/rejektvatten kartlagts. Omvärldsanalysen har gett en översikt över de metoder som finns, både de som idag används på marknaden, men även tekniker som är under utveckling.

Identifierade tekniker, vilka ej är inkluderade i WR20:s systemanalys:

- *Indunstning*, en teknik som ger ett koncentrat likt membranläggningen [2].
- *Magnesiumammoniumfosfatfällning (struvit)*, ammoniumrikt rejecktatten kan kombineras med en fosfatrik ström och ge goda förutsättningar för att utvinna magnesiumammoniumfosfat [3], [4].
- *Ammoniumseparation med jonbyte (zeoliter)*, är en teknik där jonbyte kan användas för att selektivt avskilja ammonium [5].

De teknikerna som identifierats som intressanta för projektet redovisas nedan i kapitel 3.2 – 3.5.

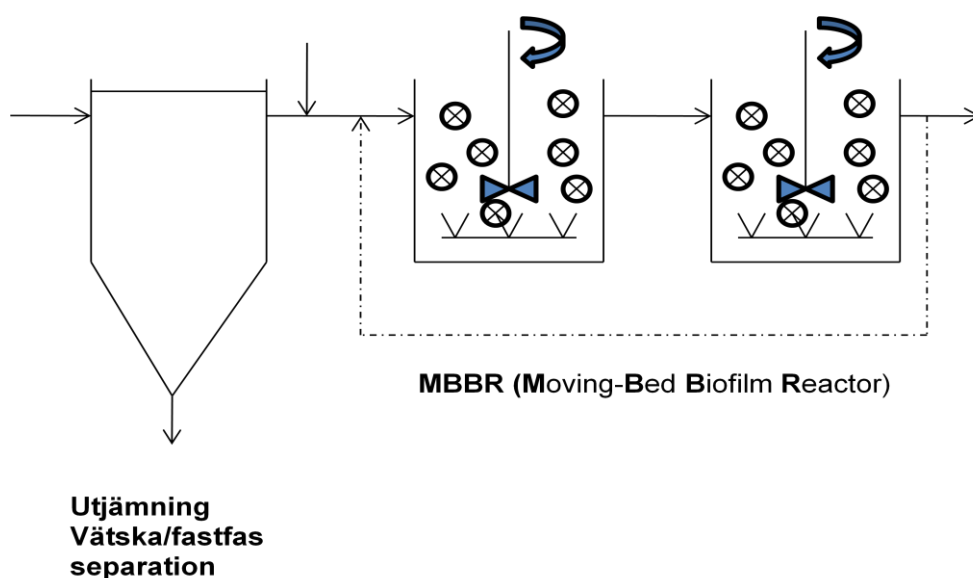
3.2 DeAmmon

3.2.1 Teknisk beskrivning

DeAmmon är Anammox i en biofilmsprocess. Anammox eller deammonifikation innebär att en del av inkommande ammoniumkväve oxideras till nitrit vilken sedan reagerar med kvarvarande ammonium till kvävgas. Schematiskt kan processen beskrivas med följande formel:



Processen kännetecknas av låg energiförbrukning samt inget behov av kolkälla. Reaktionen sker i två steg; först produceras nitrit i en aerob reaktion och i en andra anaerob (eg. anoxisk) reaktion reduceras sedan nitrit och ammonium till kvävgas enligt formel 1 ovan. Tekniken har tidigare framförallt använts för behandling av rejektvatten från kommunala avloppsanläggningar. Det finns även en del industriella referenser till denna teknik. Skillnaden mellan biogasanläggningar och kommunala avloppsreningsanläggningar är framför allt högre kvävekoncentration men av betydelse är även den rest COD som kommer i form av VFA⁶ från biogasanläggningen. Vid dessa tillfällen måste processen kompletteras med ett, alternativt två, förbehandlingssteg. Processschema över DeAmmon-tekniken redovisas nedan i **Fel! Hittar inte referenskölla..**



Figur 1 Principbild DeAmmon

Figure 1 Principal description DeAmmon technologies

Purac har en egenutvecklad process, DeAmmon, där suspenderade bärare används för att genomföra båda dessa reaktioner i en reaktor. Tekniskt består processen av en eller flera tankar fyllda med plastbärare som rör sig fritt i vätskefasen. I reaktortanken finns dessutom ett luftningssystem samt omrörare.

⁶ Flyktiga fettsyror

Det finns ännu inga rapporterade fullskale-erfarenheter med anammox och rötrestbehandling från biogasanläggningar. Dock sker utveckling på området i mindre skala i Tyskland.

3.2.2 Slutprodukter samt avsättningsmöjligheter

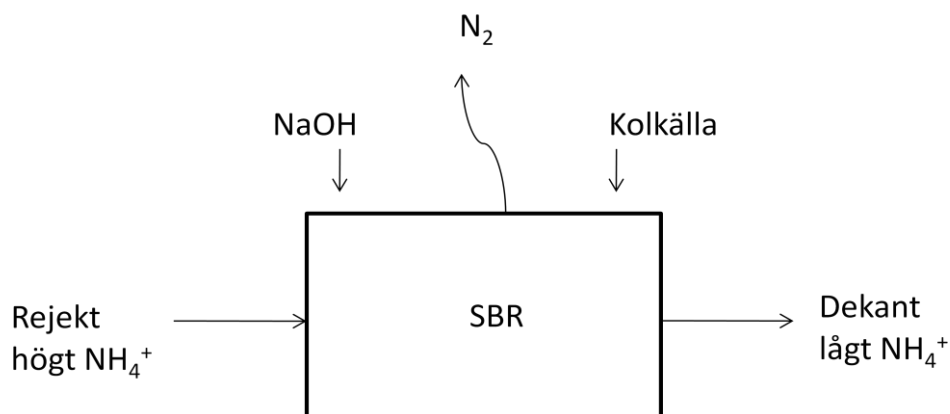
Biologisk behandling med DeAmmon genererar ett bioslam i förhållandevis små mängder, vilket med fördel leds tillbaka till rötningsprocessen.

3.3 SBR, Satsvis Biologisk Rening

3.3.1 Teknisk beskrivning

Vid Borås Energi och Miljö's rötningsanläggning avvattnas biogödseln varvid en fastfas och en vattenfas bildas. Vattenfasen är mycket kväverik och samlas upp i en rejektbufferttank för satsvis inmatning i en SBR-reaktor där kväverening sker.

SBR står för Sequencing Batch Reactor eller på svenska Satsvis Biologisk Rening. Processen bygger på att rejektvattnet renas från ammoniumkväve genom så kallad nitrifikation och denitrifikation enligt en cykel av aeroba och anaeroba faser, det vill säga syresatta respektive syrefria förhållanden. När behandlingen är avslutad får slammet sedimentera, varefter renat vatten dekanteras och överskottsslam tas ut. Därefter pumpas en ny sats orenat vatten in. Processchema över SBR-tekniken redovisas nedan i 12Figur 2.



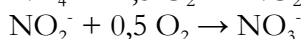
Figur 2 Principbild SBR-teknik

Figure 2 Principal description SBR technologies

Tiden för en reningscykel är normalt 24 timmar. Under ett dygn kan i denna anläggning 400 kg ammoniumkväve, motsvarande ca 150 årston, behandlas med en reningsgrad på ca 90 % under fungerande drift.

De kemiska processer som sker i en SBR-reaktor fungerar i princip på samma sätt som i naturen. Det aktiva slammet består av bakterier som bildat flockar. Omrörare håller aktivslamflockarna i konstant suspension för att underlätta kontakten mellan mikroorganismerna och det inkommande substratet. Bakterierna bryter ner och omvandlar organiskt material och lösta ämnen i rejektvattnet till nytt bioslam, koldioxid, och kvävgas.

Nitrifikationen sker i de luftade faserna då syre finns tillgängligt. Det ammonium som tillförs reaktorn via orenat rektvatten oxideras till nitrat via nitrit.



Denitrifikationen sker i de oluftade faserna. Nitrit och nitrat omvandlas till kvävgas, som avges till luften och på det viset minskar kvävemängden i vattnet.



En SBR-reaktor är utrustad med luftare och omrörare samt kontinuerliga mätinstrument för olika parametrar som avläses från en styrdator. Processen kräver resurser i form av energi för syresättning, kolkälla för denitrifikation och natriumhydroxid för pH-justering.

3.3.2 Slutprodukter samt avsättningsmöjligheter

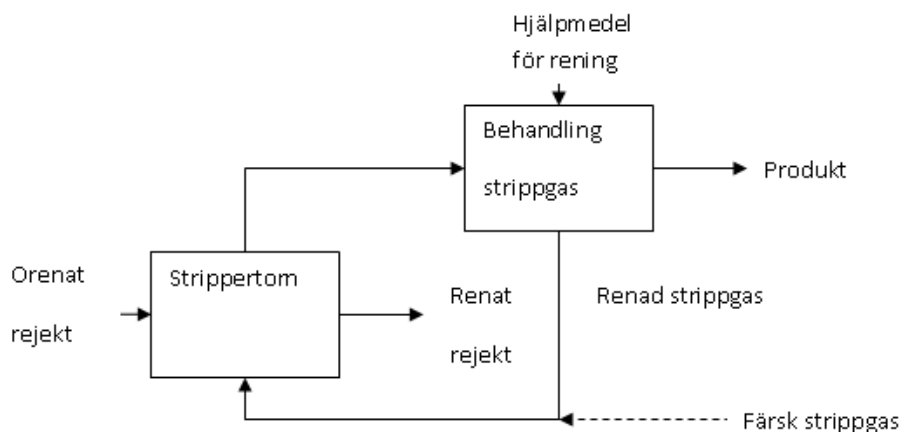
Den fasta delen, bioslammet, som är rik på växtnäringsämnen blandas, tillsammans med gödsel och park- och trädgårdsavfall, in i det jordförbättringsmedel som Borås Energi och Miljö saluför.

Det renade vattnet från SBR-reaktorn recirkuleras till viss del i systemet där det används som spädvatten i processen. Överskottet leds till kommunens avloppsreningsverk via lakvattendammen.

Överskottsslammet pumpas till biogödsellagret och vidare till avvattning.

3.4 Strippertekniker

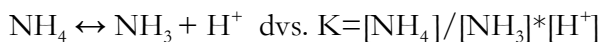
Den korrekta benämningen på en stripper process är desorption, vilket är motsatsen till absorption. I dagligt tal används dock begreppet stripper. En komponent, i detta fall ammoniak, desorberas från vätskan till gasfasen. Gasfasen kallas för strippgasen och den kommer att absorbera ammoniak tills att jämvikt uppnåtts mellan gasfas och vätskefas. Denna jämvikt styrs av partialtrycken av ammoniak i de olika faserna. Det krävs alltså ren strippgas för att få en effektiv process. Teoretiskt skulle man hela tiden kunna tillföra färsk luft, men eftersom strippgasen ändå måste renas på kväve så renas istället strippgasen och recirkuleras tillbaka till strippertornet. Processchema över strippertekniken redovisas nedan i Figur 3.



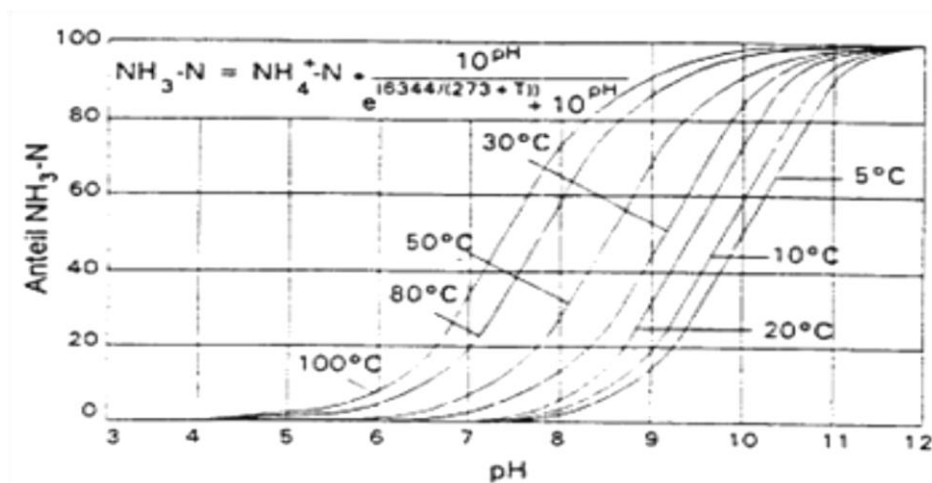
Figur 3 Principbild stripptekniker.

Figure 3 Principal description stripper technologies.

Vid behandling av rejektvatten sker både en kemikalisk och en fysikalisk desorption. Detta innebär att det inte endast är en fasövergång som ska ske utan även kemiska reaktioner, dvs. en dissociation av ammonium till ammoniak. Det är endast ammoniak som kan strippas och för att strippertornet ska bli effektivt krävs därför en hög andel ammoniak i rejektvattnet. Med anledning av detta höjs pH med lut innan rejektvattnet leds till strippertornet. Därigenom förskjuts jämvikten NH_4/NH_3 mot NH_3 enligt följande formel:



Jämviktskonstanten är beroende av temperaturen varför denna också blir en viktig processparameter. Sambandet mellan temperatur och pH för andelen ammoniak i en ammonium/ammoniak lösning kan åskådliggöras grafiskt, se nedan i Figur 4.



Figur 4 Andel ammoniak av ammonium vid olika temperaturer och pH

Figure 4 Part free ammonia in ammonia solution at different temperatures and pH

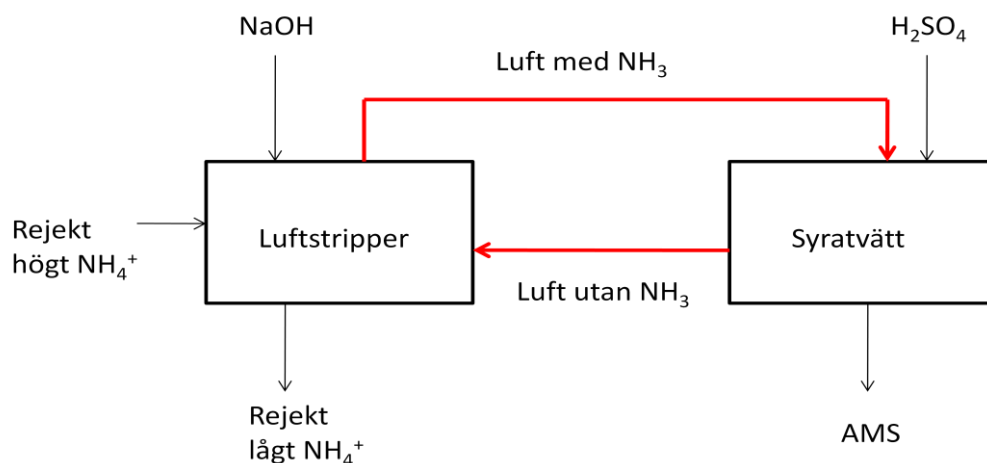
Ur diagrammet kan utläsas att högt pH och hög temperatur ger en stor andel ammoniak medan låg temperatur och lågt pH ger en stor andel ammonium. En konsekvens blir att högre temperatur ger lägre kemikalienförbrukning eftersom dissociationen förskjuts längre mot ammoniak vid ett lägre ingångs-pH. Sammanfattningsvis kan sägas att strippbar ammoniak erhålls genom högt pH och hög temperatur. Ett ekonomiskt optimum måste sökas.

Det är viktigt att komma ihåg att strippertekniken endast kan avskilja ammoniak och inget annat, som tex löst organiskt kväve.

I fullskalanläggningar sker avskiljningen av ammoniak i kolonner fyllda med packningsmaterial. Vätskan leds in i toppen av kolonnen och tas ut i botten. I motström möter vätskan antingen luft eller ånga som driver ammoniaken ut ur vätskefasen. Den förorenade gasen tas ut i toppen och rejektets innehåll av renad biogödsel tas ut i botten av kolonnen.

3.4.1 Luftstripper

I en luftstripper separeras kvävet från vätskefasen genom att svavelsyra tillsätts till strippgasen i en andra kolonn och ammoniumsulfat (AMS) bildas. Processchema över luftstripper redovisas nedan i Figur 5.



Figur 5 Princip bild luftstripper för behandling av rejektvatten

Figure 5 Principal description air stripper for treatment of reject water

Eftersom NH_3 löser sig bättre i luft än i vatten överförs ammoniaken från vätskefas till gasfas när rejektvattnet möter ren luft i en kolonn. Rejektvattnet tillförs första kolonnen från toppen. Denna kolonn är fylld med fyllkroppar vilka ger en stor yta för massöverföring samt turbulens. Det kvävehaltiga vattnet möter en luftström vilken tillförs underifrån. I botten av kolonnen tas renat rejektvatten ut. För att minska lutåtgången kan koldioxid strippas av i ett försteg.

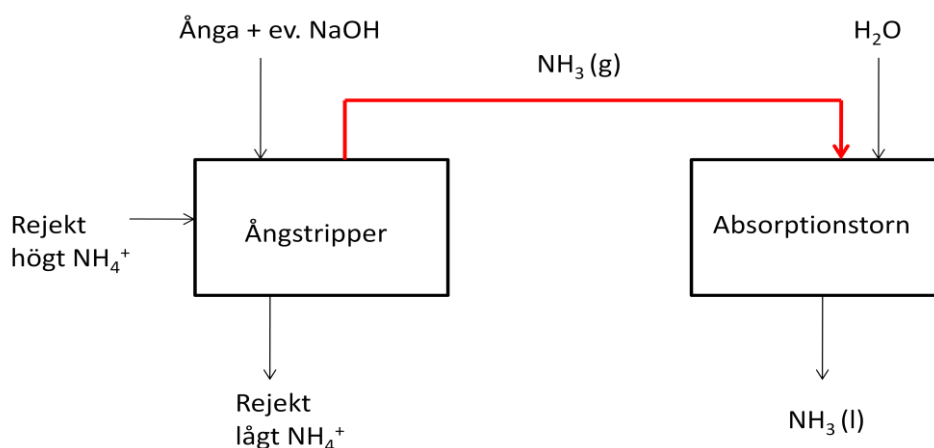
Strippfluten med ammoniak leds sen in i en tvättkolonn, där ammoniak reagerar med svavelsyra till ammoniumsulfat, $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$. Luften är därefter så ren att den kan återanvändas i luftstrippern. I botten av syratvätten tas ammoniumsulfat ut ur processen.

3.4.2 Slutprodukter samt avsättningsmöjligheter

Ammoniumsulfat kan användas som gödsel, men det finns även avsättning inom läderindustrin, trävaruindustrin och som rökgasrening vid förbränningsanläggningar. Kväveinnehållet i AMS är 8,6 %. Den vanligaste avsättningen i Tyskland är dock till jordbruket. Den stora fördelen ligger i den höga koncentrationen av kväve.

3.4.3 Ångstripper

I en ångstripper strippas ammoniak i första kolonnen, vilken är fylld med fyllkroppar. I botten av kolonnen tas rent rejektvatten ut. I andra kolonnen uppkoncentreras ammoniaken genom kondensation. Processchema över ångstripper redovisas nedan i Figur 6.



Figur 6 Princip bild ångstripper för behandling av rejektvatten

Figure 6 Principal description steam stripper for treatment of reject water

I projektet har en teknisk lösning vid atmosfärstryck utvärderats vilket betyder att högtrycksånga måste användas. En möjlighet är att låta processen ske vid ett undertryck vilket gör att hetvatten istället kan användas. Detta kommer dock att resultera i en dyrare anläggning. Detta kan dock vara intressant i kombination med uppgraderingstekniker där överskott av värme finns.

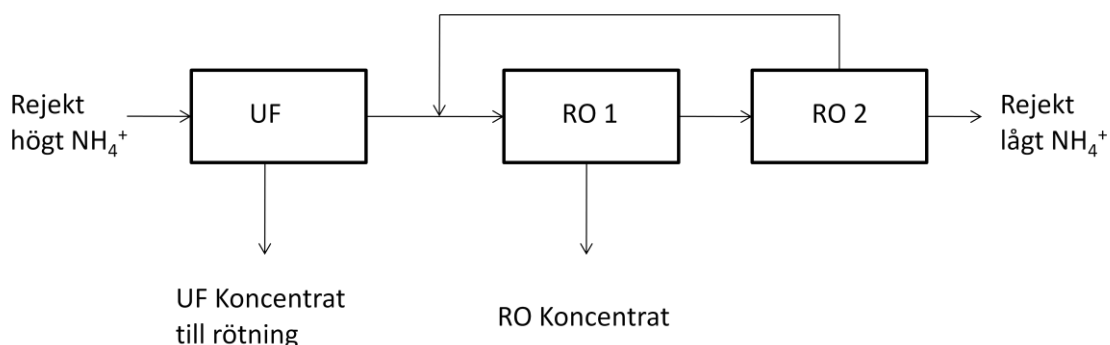
3.4.4 Slutprodukter samt avsättningsmöjligheter

Ångstripperprocessens produkt innehåller 25 % ammoniak. Ammoniak har stor avsättning för bl.a. rökgasrening vid förbränningsanläggningar. En nackdel vid användning inom jordbruket är att krav ställs på säker hantering och lagring av ammoniak. Koncentrationen av kväve är 21 % i lösningen.

3.5 Membrananläggning

3.5.1 Teknisk beskrivning

Tekniken för en membrananläggning kommer till stor del från teknik som används vid lakvattenbehandling. Principiellt består anläggningen av ultrafilter (UF) följt av omvänd osmos (RO). Ofta kopplas två RO-steg i serie. Även UF steget kan bestå av flera steg. UF-steget skyddar RO-steget mot partiklar. Från UF-steget utvinns den flytande andelen av rötresten, vilken innehåller samtliga lösta organiska och oorganiska delar. Koncentratet från UF-steget leds tillbaka till biogasanläggningen. Utgående filtrat pumpas till RO-steget. På inkommande ledning till RO-steget doseras syra för att undvika utfällningar samt för att öka avskiljningsgraden av ammonium. En högtryckspump pumpar in till en tvåstegs RO anläggning. Koncentratet från det andra RO-steget leds tillbaka till det första RO-steget. Permeatet från RO-anläggningen leds till recipient medan konzentratet utgör en flytgödselprodukt. En osäkerhet är livslängden på membranen eftersom tekniken ej använts speciellt länge för rötrestbehandling. Det finns äldre erfarenheter i Sverige med dåliga resultat, medan dagens anläggningar har varit i drift 3-4 år med goda resultat. Processschema över membrananläggningen redovisas nedan i Figur 7.



Figur 7 Princip bild membran anläggning för behandling av rejectvatten

Figure 7 Principal description of membrane plant for treatment of reject water

3.5.2 Slutprodukter samt avsättningsmöjligheter

Från membrananläggningen fås ett konzentrat som kan användas som gödselmedel. Nackdelen med denna produkt är den låga kvävekoncentrationen. Utveckling sker för att öka koncentrationen via ett extra RO-steg. Kvävekoncentrationen är ca 1 %. Renat rejectvatten är av sådan kvalitet att det kan ledas direkt till recipient.

3.6 Systemanalys

Systemanalysen i detta projekt tar sin utgångspunkt i den metodik och de modeller som används i Waste Refinery 21-projektet "Termisk och biologisk behandling i ett systemperspektiv" (WR21). I bilaga A finns en kortare genomgång metodiken och modellerna som används i WR21.

För detta projekt utnyttjas ORWARE-modellen som är en beräkningsmodell för utvärdering av ekonomi och miljöpåverkan från hantering av avfall (se bilaga A). Vidare dras nytta av det omfattande datainsamlings- och modelleringsarbete som gjorts inom WR21 för att beskriva och analysera de faktiska avfallshanteringssystemen i Göteborg och Borås.

I detta projekt (WR20) studeras endast en delmängd av hela det avfallshanteringssystem som är i fokus i WR21. Startpunkten är en given mängd oavvattnad rötrest som kommer som en produkt från rötning av organiskt avfall. Detta innebär att alla tidigare steg i avfallshanteringen (t ex insamling, förbehandling och rötning av avfallet) är exkluderade ur analysen. I projektgruppen har mängd och sammansättning av den oavvattnade biogödseln bestämts som en sammanvägning av data (verkliga analysresultat) för den existerande röttningsanläggningen i Borås och en planerad röttningsanläggning i Göteborg. Detta innebär att samma mängd och sammansättning för den oavvattnade biogödseln används i analysen för Göteborg och Borås.

Den oavvattnade biogödseln kan sedan behandlas/hanteras på olika sätt. Gemensamt för fallstudierna i Göteborg och Borås är följande alternativ

- Transport och spridning av oavvattnad biogödsel på åkermark. En skillnad mellan Göteborg och Borås är dock att det genomsnittliga transportavståndet från röttningsanläggningen till åkermark har antagits vara 30 km i Göteborg och 57,5 km i Borås. Antagandet för Göteborg bygger på en bedömning av Göteborg Energi medan motsvarande antagande för Borås bygger på en bedömning av Borås Energi och Miljö.
- Avvattning i kombination med behandling av rejektivattnet genom tre nya förädlingsmetoder: luftstripper, ångstripper eller membranläggning (vilka beskrivs i kapitel 3.4-3.5). Den avvattnade biogödseln transporteras ut och sprids på åkermark

Det finns också ett antal ytterligare alternativ som man vill jämföra mot ovanstående. Dessa skiljer sig åt i respektive kommun. För Göteborg är dessa ytterligare alternativ följande:

- Avvattning i kombination med att rejektivatten släpps orenat direkt på avloppsreningsnätet och sedermera behandlas i Ryaverket. OBS! Detta är ett alternativ som endast kan vara aktuellt under en övergångsperiod (ca 5 år) när den nya röttningsanläggningen tas i drift i Göteborg. Det är alltså ingen långsiktig lösning på samma sätt som alla övriga alternativ.
- Avvattning i kombination med behandling av rejektivattnet genom DeAmmon (tekniken beskrivs i kapitel 3.2)

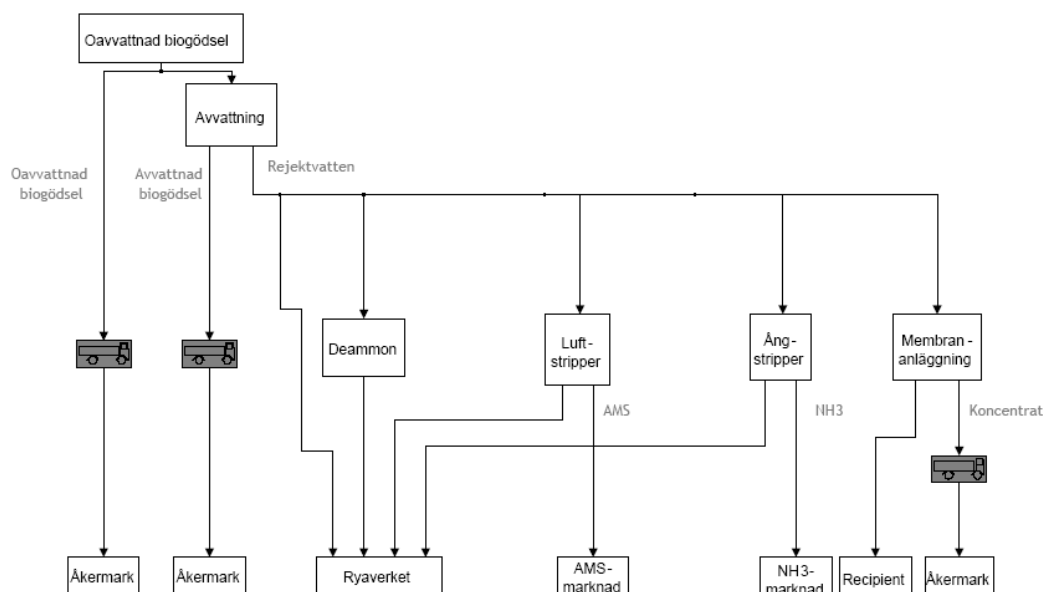
För Borås utgörs det ytterligare alternativet av:

- Avvattning i kombination med behandling av rejektivattnet genom SBR (tekniken beskrivs i kapitel 3.3). Här kan noteras att detta alternativ är det som idag utnyttjas i Borås.

I Figur 8 och 9 nedan ges en översikt av det system som är i fokus för analysen i Göteborg respektive Borås. Centrala antaganden och data rörande respektive alternativ beskrivs nedan under kapitel 3.7. En mer detaljerad beskrivning av de fem teknikerna för att rena rejektivatten (SBR, DeAmmon, luftstripper, ångstripper och membranläggning) har getts ovan i kapitel 3.2 - 3.5.

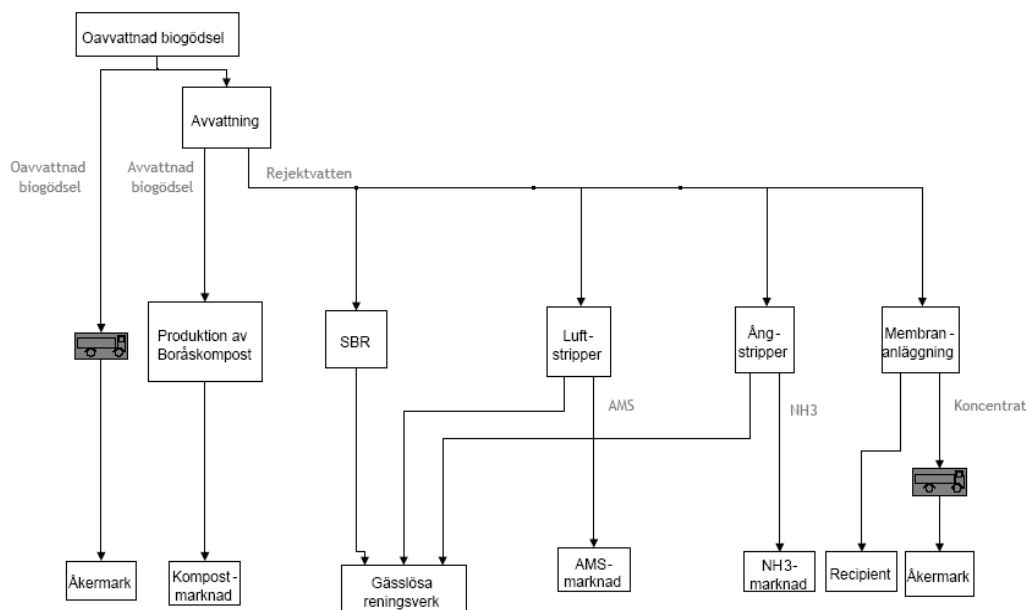
Ur systemperspektiv kan vi konstatera att alternativen i Göteborg och Borås har en del principiella olikheter:

- Transport och spridning av oavvattnad biogödsel innebär att störst mängd NPK når åkermark. Därmed uppnås en gödseffekt som är positiv ur miljösynpunkt då användning av handelsgödsel kan minskas. Samtidigt finns en negativ miljöeffekt genom att NH_3 frigörs vid spridningen. Alternativet förbrukar endast diesel som behövs till transport och spridning.
- Med DeAmmon och SBR omvandlas merparten av rejektivattnets NH_4^+ -N till kvävgas som släpps ut till atmosfären. Därmed uppnås betydligt mindre gödseffekt jämfört med transport och spridning av oavvattnad biogödsel. Samtidigt förbrukar bägge processerna el vilket innebär en miljöbelastning vid elproduktionen. SBR förbrukar även NaOH vilket innebär en miljöbelastning vid produktionen.
- Med luftstripper och ångstripper omvandlas merparten av rejektivattnets NH_4^+ -N till AMS respektive NH_3 . Dessa antas säljas på marknader för respektive produkt. Därmed uppnås betydligt mindre gödseffekt jämfört med transport och spridning av oavvattnad biogödsel. Å andra sidan uppnås en positiv miljöeffekt av att annan produktion av AMS respektive NH_3 kan undvikas. Bägge processerna förbrukar el och NaOH. Luftstrippern förbrukar dessutom H_2SO_4 medan ångstrippern förbrukar ånga. Produktionen av el, NaOH, H_2SO_4 och ånga innebär en miljöbelastning vid produktionen.
- Med membranläggning koncentreras rejektivattnet och sprids sedan på åkermark. Det sker dock vissa förluster av kväve vid anläggningen varför inte riktigt lika stor mängd når åkermark som i alternativet med transport och spridning av oavvattnad biogödsel. Anläggningen förbrukar relativt stor mängd el vilket innebär en miljöbelastning vid elproduktionen. Å andra sidan innebär koncentratet att den totala volymen som ska spridas ut blir klart mindre än med oavvattnad biogödsel. Detta innebär att transportemissionerna blir mindre.



Figur 8 System i fokus för analysen i Göteborg. 6 olika alternativ för hantering av oavvattnad biogödsel

Figure 8 System in focus for the analysis in Göteborg. 6 different alternatives for management of the anaerobic digestion residue



Figur 9 System i fokus för analysen i Borås. 5 olika alternativ för hantering av oavvattnad biogödsel

Figure 9 System in focus for the analysis in Borås. 5 different alternatives for management of the anaerobic digestion residue

I systemanalysen utvärderas ekonomi och miljöpåverkan för de olika alternativen i Göteborg respektive Borås. De kategorier som används i detta projekt för att väga samman utsläpp till luft och vatten med avseende på miljöpåverkan är klimatpåverkan (100-års perspektiv), försurning, och övergödning (eutrofiering). Som brukligt är inom livscykelanalys beskriver kategorierna *potentiell* (möjlig) miljöpåverkan till skillnad från faktisk miljöpåverkan som kräver en mer platsspecifik bedömning av konsekvenserna av utsläppen. Olika emissioner bidrar till de olika kategorierna i varierande grad. För att vikta samman dessa emissioner används ett antal karaktäriseringsfaktorer. Dessa faktorer multipliceras med respektive emission, varpå bidragen från de aktuella emissionerna kan summeras (se Tabell 3 nedan). I detta projekt har vi valt att använda en befintlig metod för karakterisering som heter CML 2001 baseline [6].

Tabell 3 Karaktäriseringsfaktorer för potentiell klimatpåverkan, försurning och övergödning

Table 3 Characterisation factors for Global Warming Potential, Acidification Potential and Eutrophication Potential

	Klimatpåverkan	Försurning	Övergödning
	<i>kg CO₂- ekvivalenter/ kg emission</i>	<i>kg SO₂- ekvivalenter/ kg emission</i>	<i>kg PO₄³⁻- ekvivalenter/ kg emission</i>
CO₂ (fossilt) (luft)	1		
NO_x (luft)		0,5	0,13
N₂O (luft)	298		0,27
SO₂ (luft)		1,2	
CH₄ (luft)	25		
NH₃ (luft)		1,6	0,34
NH₄ (vatten)			0,34
NO₃ (vatten)			0,42
COD (vatten)			0,022
P (luft och vatten)			3,06

Karaktäriseringsfaktorerna för klimatpåverkan härstammar från [7], karaktäriseringsfaktorerna för försurning återfinns i [8] och karaktäriseringsfaktorerna för övergödning baseras på [9].

Systemanalysen tar hänsyn till direkta emissioner vilka är emissioner som sker direkt vid hantering och behandling av oavvattnad biogödsel och rejektvatten i Göteborg respektive Borås. Vidare ingår indirekta emissioner vilka är emissioner av två typer:

- 1) ”uppströms” emissioner som sker vid tillverkning av kemikalier (NaOH, H₂SO₄ och metanol), ånga och el som behövs i olika omfattning för de olika alternativen.
- 2) emissioner som undviks indirekt genom att produkter som bildas i processen ersätter alternativa processer för att producera dessa ämnen. Som exempel innebär alternativet med ångstripper att NH₃ produceras. Från alternativet med ångstripper avräknas då emissionerna för att motsvarande mängd NH₃ ska produceras på konventionellt sätt. Samma princip gäller för luftstripper med den skillnaden att

AMS produceras. Spridning av oavvattnad och avvattnad biogödsel innebär att jordbruksmarken får ett tillskott av NPK-gödning. Från dessa alternativ avräknas då emissioner för produktion och distribution av handelsgödsel så att motsvarande NPK-gödning uppnås.

Den ekonomiska analysen utförs på ett liknande sätt som för miljöpåverkan. Men en väsentlig skillnad är att priser används för att hantera när en resurs köps in (NaOH, el etc.) och när en produkt säljs av anläggningsägarna i Göteborg respektive Borås. Som exempel antas oavvattnad och avvattnad biogödsel samt koncentrat säljas till jordbrukarna fritt gård. Detta innebär att vi räknar med kostnaderna för att transportera ut dessa produkter till gården och att en intäkt sedan erhålls givet priset på respektive produkt. Priset är då satt efter en bedömning i projektgruppen av vad jordbrukarna är villiga att betala fritt gård givet de merkostnader (för lagring, spridning etc.) som biogödsel/koncentrat innebär i förhållande till handelsgödsel.

3.7 Centrala antaganden, data och avgränsningar för systemanalysen

3.7.1 De studerade alternativen

Nedan beskrivs centrala data och antaganden för respektive alternativ i Göteborg respektive Borås (se även kapitel 3.2 - 3.5 för mer detaljerad beskrivning av teknikerna). Vidare återfinns de indata rörande flöden och tekniker vilka använts i systemanalysen i bilaga B. Det finns dock ett antal antaganden och avgränsningar som är gemensamma för alla eller flera tekniker:

- Både för oavvattnad biogödsel och för övriga alternativ som genererar produkter behövs mellanlagring vid rötningsanläggningen innan transport sker till jordbrukaren/respektive marknad. Vidare behöver de produkter som ska spridas på åkermark sannolikt också lagras hos jordbrukaren. Kostnader för lagring har endast inkluderats för alternativet med oavvattnad biogödsel då lagerbehovet i övriga alternativ bedömts som litet. Lagervolymen vid rötningsanläggningen har av projektgruppen uppskattats till en fjärdedel av hela mängden oavvattnad biogödsel. Detta motsvarar $0,25 \cdot 83\,250 = 20\,800 \text{ m}^3$. Investeringskostnaden för lagret har, baserat på uppgifter från Borås Energi och Miljö, bedömts av projektgruppen till 500 kr/m^3 . Således motsvarar detta en total investeringskostnad på 10,4 Mkr. Angående lagring av biogödsel hos lantbrukaren antas i systemanalysen att detta bekostas av lantbrukaren, varför dessa kostnader exkluderats.
- Emissioner av NH_3 vid lagring har inkluderats i systemanalysen. Dessa emissioner avgår sålunda innan spridning sker på åkermark. Utifrån data i [10] och bedömningar i projektgruppen har antagits att 5 % av ammoniummängden avgår som emission av NH_3 till luft vid lagring av oavvattnad biogödsel och koncentrat. Det förutsätts att lagringen sker under tak, både centralt vid rötningsanläggningen och ute hos jordbrukarna. Lagring av avvattnad biogödsel antas ske utan tak och utifrån data i [10] antas då att 20 % av ammoniummängden avgår som emission av NH_3 till luft vid lagringen. Här bör man notera att ammoniuminnehållet är betydligt lägre i avvattnad biogödsel jämfört med oavvattnad biogödsel och koncentrat.
- I analysen har inte inkluderats några beräkningar kring att lustgas kan bildas indirekt vid emissioner av ammoniak då sådana beräkningsalgoritmer ännu inte finns

implementerade i ORWARE-modellen. Detta skulle innebära ökad klimatpåverkan för alternativ som innebär stora emissioner av ammoniak i jämförelse med alternativ som har lägre emissioner av ammoniak. För framtida studier med ORWARE-modellen kommer det underlag som finns från IPCC att undersökas för att finna en form på en beräkningsalgoritm som är lämplig för ORWARE. Här gäller det sannolikt att bland annat finna vilka lokala och regionala parametrar som har störst betydelse för lustgasbildningen från ammoniak, hur väl detta är underbyggt och hur det passar in med ORWARE's modellstruktur.

- Data kring kväveavskiljningsgraden (andel inkommande NH_4^+ -N som övergår till produkt) vid luftstripper, ångstripper och membranläggning är baserade på leverantörsvärden och motsvarar 90 %, 90 % respektive 95 %. I det renade rejektivattnet finns en mindre mängd kväve kvar vilket motsvarar 2 %, 2 % respektive 0,3 % av inkommande NH_4^+ -N. Detta gör att det finns en mellanskillnad på ca 5-8 % som riskerar att släppas ut till atmosfären, t ex i form av NH_3 . I leverantörsuppgifterna finns dock inga data kring sådana eventuella emissioner. I projektgruppen görs bedömningen att en verklig emission skulle vara klart lägre till följd av de biofilter som finns installerade vid rötningsanläggningarna. En eventuell emission har inte inkluderats i beräkningarna vilket gynnar resultaten rörande förurning och övergödning för dessa alternativ. Å andra sidan gynnar föregående punkt främst alternativet med oavvattnad biogödsel då det största lagringsbehovet finns där. Även för SBR och DeAmmon bedöms emissioner av NH_3 kunna ske, men ingen data kring detta har funnits tillgänglig för systemanalysen.
- Samtliga alternativ antas fungera väl utan driftstörningar. För SBR-anläggningen har driftsdata i Borås hämtats från perioder när SBR-anläggningen fungerat väl.
- Kringutrusning för de olika teknikerna är inte inkluderade. Detta behov bedöms likvärdigt för alla tekniker utom för spridning av oavvattnad biogödsel, där ingen etablering av behandlingsanläggning är nödvändig. Detta innebär att alternativet med oavvattnad biogödsel i någon mån missgynnas av denna avgränsning.
- I analysen beräknas kapitalkostnader för samtliga alternativ med 5 % kalkylränta och 15 års avskrivningstid.

För **transport och spridning av oavvattnad biogödsel** har transportkostnader bedömts utifrån en datainsamling inom projektgruppen av transportkostnader för ett antal verkliga fall. För genomsnittligt transportavstånd på 30 km respektive 70 km (inklusive tomt returlass) har kostnaden bedömts till 63 respektive 118 kr/ton. Dock kan siffran för 70 km vara något hög då det inte är så många anläggningar som har ett sådant långt avstånd och möjlighet till ”mängdrabatt” kan eventuellt finnas. Transportkostnaden för det genomsnittliga avståndet 57,5 km har beräknats till 101 kr/ton genom interpolation för ovanstående värden gällande 30 respektive 70 km.

Alternativet med **avvattning i kombination med att släppa orenat rejektivatten till Ryaverket** är ett specialtillägg i analysen. Detta kan endast vara aktuellt som en övergångslösning under ett fåtal år i Göteborg. Alternativet har modellerats på ett enklare och mer översiktligt sätt jämfört med övriga alternativ. Kostnaderna för att behandla det orenade rejektivattnet på Ryaverket är uppskattade efter data i [1] och [11].

Miljöbelastningen är beräknad utifrån den elkonsumtion respektive metanolkonsumtion som krävs för kvävereningen. Elkonsumtionen är uppskattad efter angivelser för energikostnaden i samband med kvävereningen enligt [11] och därigenom beräknad till 6,8 kWh/kg inkommande $\text{NH}_4^+\text{-N}$. Metanolkonsumtion är uppskattad efter uppgifter från [12] till 2,7 kg metanol/kg inkommande $\text{NH}_4^+\text{-N}$. Vid referensgruppsmötet 19/1-2010 påpekades även att lustgasemissioner kan ske vid behandlingen vid Ryaverket. Inga data kring detta har dock funnits tillgängliga för systemanalysen varför dessa emissioner ej inkluderats.

Alla övriga alternativ utom membranläggningen antas rena rejektvattnet från avvattningen ner till en genomsnittlig halt på 60 mg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ /liter (medelvärde). Teknikerna har möjlighet att rena till lägre ammoniumhalter men detta har inte beaktats i denna studie. 60 mg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ bedöms vara en för hög halt för att man skall kunna släppa ut det renade rejektvattnet till recipient, varför det renade rejektvattnet leds till Ryaverket respektive Gässlösa reningsverk. Därmed belastas dessa alternativ av avloppsreningstaxan för respektive stad samt av resursförbrukning och miljöpåverkan för behandlingen i avloppsreningsverket av det renade rejektvattnet.

Membranläggningen antas rena rejektvattnet ned till i genomsnitt 10 mg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ /liter (medelvärde) vilket innebär att det renade rejektvattnet antas kunna släppas till recipient.

3.7.2 Systemomgivning

Antaganden kring systemomgivningen avgör kostnader för resurser som används och intäkter för produkter som säljs. Vidare avgör dessa antaganden också storleken på de indirekta emissionerna.

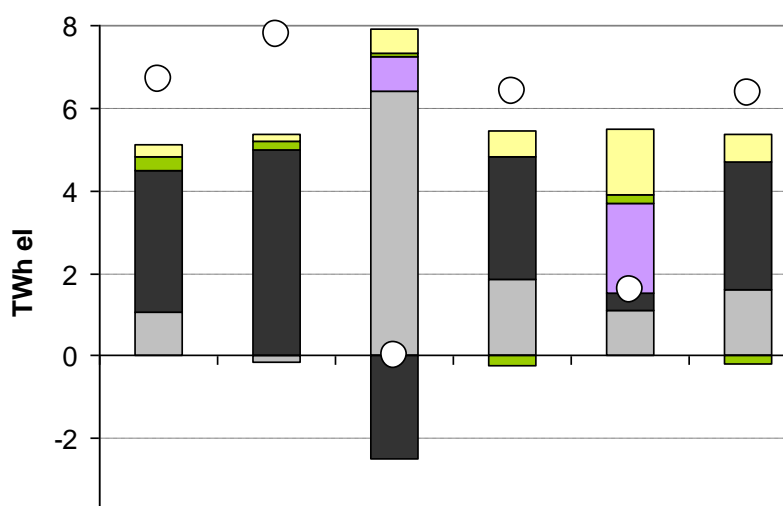
För **kemikalier som används (Metanol, NaOH, H_2SO_4) och som säljs (AMS, NH_3)** har en bedömning inom projektgruppen gjorts av priset på dagens marknader. Emissioner i samband med tillverkning av kemikalierna har uppskattats utifrån livscykeldata i databasen Ecoinvent.

För **ånga** har kostnaden i Göteborg uppskattats utifrån kostnaderna för pelletseldning givet dagens marknadspris på pellets. I Borås har ångkostnaden uppskattats utifrån leverans från ett framtida eventuellt etanolkombinat. Data och beräkningar gjorda i [13] har utnyttjats för denna bedömning.

För **el** har priset uppskattats utifrån dagens marknadsläge. Elproduktionens emissioner har bedömts utifrån hur en ökad elkonsumtion i Göteborg och Borås påverkar elproduktionen i det nordiska elproduktionssystemet. Hur stor förändringen av utsläppen blir vid en förändrad elanvändning är en mycket komplex fråga som studerats under de senaste 10-15 åren. Profu har varit delaktiga i flera av dessa studier varav den senaste publicerats av Elforsk under 2008 [14]. I rapporten studeras hur utsläppen förändras givet en förändrad elanvändning och elproduktion i Norden. Resultaten grundar sig på ett utvidgat marginalesynsätt. Detta innebär att en förändrad elanvändning eller produktion inte enbart ger en direkt påverkan på elproduktionsmixen utan förändringen påverkar även framtida investeringar i tillkommande elproduktion. Den direkta påverkan blir på samma sätt som vid ett traditionellt marginalesynsätt att de dyraste anläggningarna kommer att få en förändrad drifttid. Dessa utgörs vanligen av kolkraftverk. På sikt kommer dock förändringen påverka intresset av att exempelvis bygga vindkraftverk och kraftvärme.

Konsekvenserna av en förändrad elanvändning eller elproduktion blir därmed inte bara mer eller mindre kolkraft utan också förändrad elproduktion från vindkraft, kraftvärme etc.

Hur utsläppen påverkas till följd av en förändrad elanvändning eller produktion beror alltså delvis på vilka framtida investeringar som kommer att ske i elproduktionssystemet. Detta beror i sin tur på en mängd faktorer såsom t ex framtida bränslepriser, elpris, investeringskostnader, skatter och styrmedel. I [14] har ett antal olika scenarier ställts upp för dessa parametrar och i Figur 10 redovisas resultaten från dessa scenarier. Figuren visar den elproduktion som tillkommer när elanvändningen ökar.



Figur 10 Genomsnittlig effekt (under perioden 2009-2037) på elproduktionsmix och koldioxidutsläpp i Nordeuropa av ökad elanvändning med 5 TWh i Sverige. Den vänstra y-axeln och staplarna visar hur elproduktionsmixen förändras (en negativ stapel betyder att en teknik minskar i drift). Den högra y-axeln och punkterna visar hur koldioxidutsläppen påverkas (Kort scenarioförtydligande: "Ref" = Referensantaganden, "Fos" = Högre fossilbränslepriser, "Cert" = Större elcertifikatkvot, "Red anv" = Minskad total elanvändning, "45 EUR/t" = Högre pris på utsläpp av koldioxid, "CO₂" = Begränsning av de totala koldioxidutsläppen). För mer information om förutsättningar, data etc., se [14]

Figure 10 Average effect (during the period 2009-2037) on electricity production mix and CO₂-emissions in Northern Europe due to increased electricity consumption with 5 TWh in Sweden. The left y-axis and the bars show how the electricity production mix is changed (a negative bar means that the use of a technology is reduced). The right y-axis and the data points show how the CO₂-emissions are affected. (Abbreviations: "Ref" = Reference assumptions, "Fos" = Higher fossil fuel prices than "Ref", "Cert" = Increased electricity certificate quota compared to "Ref", "Red anv" = Decreased total electricity consumption compared to "Ref", "45 EUR/t" = Increased price CO₂ emission permits compared to "Ref", "CO₂" = Limitation of total CO₂ emissions). For further information regarding assumptions, data etc., see [14]

I WR21-projektet utnyttjas två alternativa elproduktionsmixar baserat resultaten i [14]. I en referensutveckling antas en utveckling som motsvarar en kombination av ”Ref” och ”Fos” enligt Figur 10 ovan. Den framräknade mixen består av 81 % kolkraft, 9 % naturgaskraft, 5 % biobränslekraft och 5 % vindkraft. I WR20 (d.v.s. detta projekt) används denna mix i **grundförutsättningarna** för att spegla elproduktionens emissioner. I ett alternativt scenario i WR21-projektet används mixen enligt ”45 EUR/t” enligt ovan. Denna mix består av 40 % kolkraft med CCS (koldioxidavskiljning och lagring, d.v.s. inget utsläpp av fossilt CO₂), 29 % vindkraft, 20 % naturgaskraft, 7 % kolkraft (utan CCS) och 4 % biobränslekraft. I detta projekt (WR20) används denna mix i en **känslighetsanalys** för elproduktionens emissioner. Främst på grund av att kolkraften har en betydligt mindre andel i känslighetsanalysens mix, så har elproduktionen i känslighetsanalysen avsevärt mindre klimatpåverkande, försurande och övergödande emissioner.

Priset för **produkter som sprids på åkermark** är uppskattade efter en bedömning i projektgruppen av vad jordbrukarna är villiga att betala fritt gård givet de merkostnader (för lagring, spridning etc.) som biogödsel/koncentrat innebär i förhållande till handelsgödsel. Här har priset för oavvattnad biogödsel och avvattnad biogödsel satts till 15 respektive 30 kr/ton våtvikt. Eftersom det ännu inte finns koncentrat på den svenska marknaden har detta pris uppskattats efter en värdering av dess innehåll av N och P. Värdet av N och P i koncentratet har då bedömts till 6 kr/kg N respektive 15 kr/kg P. Avsättningen antas ersätta handelsgödsel motsvarande det växttillgängliga innehållet av NPK. ORWARE-modellens befintliga miljödata för handelsgödsel har använts vilka är hämtade från [15].

3.7.3 Känslighetsanalyser

Inom ramen genomförs två typer av *kvantitativa känslighetsanalyser*:

- Beräkningar kring hur långt man i genomsnitt kan transportera oavvattnad biogödsel för att detta alternativ skall vara det bästa ur ekonomisk synvinkel. Dessa resultat redovisas under kapitel 4.1.3.
- Beräkningar givet olika antaganden gällande elproduktionens emissioner (se ovan). Dessa resultat redovisas i kapitel 4.2 - 4.4.

I kapitel 5 sker även en *kvalitativ känslighetsanalys* genom diskussionen kring vilka avgränsningar och övriga antaganden som kan ha påverkan på resultaten.

4 Resultatredovisning

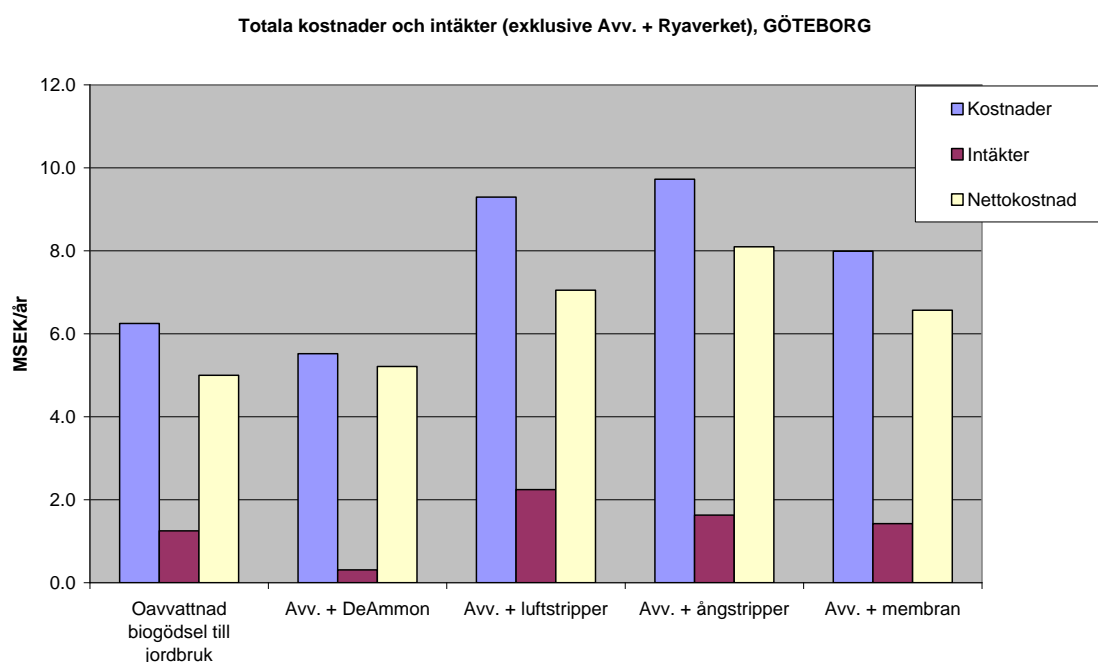
I detta kapitel redovisas resultaten från systemanalysen. Resultaten kommenteras kortfattat i detta kapitel medan en diskussion kring resultaten sker i kapitel 5.

4.1 Ekonomi

I detta avsnitt redovisas de ekonomiska resultaten för de studerade alternativen i Göteborg respektive Borås. För varje alternativ presenteras kostnader, intäkter och en resulterande nettokostnad (beräknad som kostnader – intäkter). Vidare görs en detaljerad uppdelning av de poster som ingår under kostnader respektive intäkter.

4.1.1 Göteborg

I Figur 11 ges de övergripande resultaten för de studerade alternativen i Göteborg, exklusive alternativet att låta orenat rejektivatten gå till Ryaverket. Alternativet med att transportera ut och sprida oavvattnad biogödsel ger den lägsta nettokostnaden. Den i särklass högsta nettokostnaden (knappt 25 Mkr/år) fås för alternativet att låta rejektivatten från avvattningen gå orenat till Ryaverket. Här bör noteras att vi använt en uppskattad N-reningskostnad (utifrån data i [11] och [1]) på 125 kr/kg $\text{NH}_4\text{-N}$ vid Ryaverket (kostnaden inkluderar de stora fasta kostnaderna för utbyggnaden 2010). De tre nya tekniker som är i speciell fokus i detta projekt (luftstripper, ångstripper och membranläggning) innebär ca 30-60 % högre nettokostnader än alternativet med oavvattnad biogödsel.



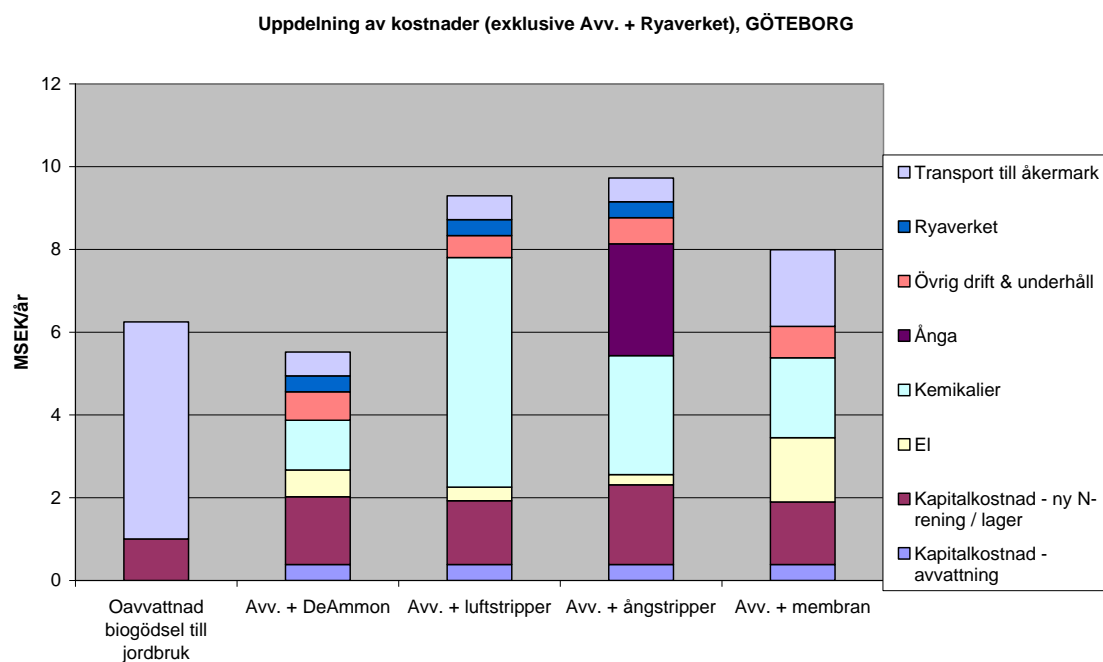
Figur 11 Kostnader och intäkter för de studerade alternativen i Göteborg

Figure 11 Costs and revenues for the studied alternatives in Göteborg

I Figur 12 görs en uppdelning av kostnader för alla alternativ utom alternativet att låta orenat rektvatten gå till Ryaverket. Det sistnämnda alternativets kostnader domineras fullständigt av N-reningskostnaden vid Ryaverket som uppgår till 22,8 Mkr/år med de givna förutsättningarna. För övriga alternativ kan följande noteras:

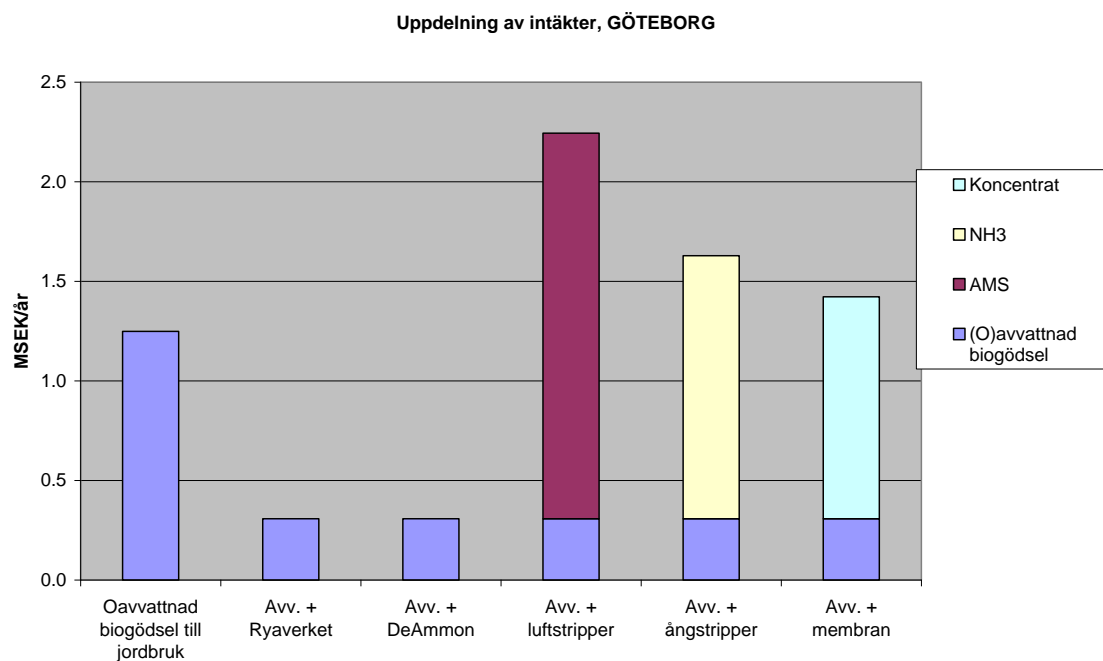
- **Oavvattnad biogödsel:** Inkluderar enbart transportkostnaden till åkermark och lagringskostnaden vid rötningsanläggningen. Lagringskostnader hos jordbrukaren, spridningskostnader och eventuella övriga kostnader av användning av biogödsel hamnar på jordbrukaren som köper den oavvattnade biogödseln fritt gård. Transportkostnaden är känslig för transportavståndet. I beräkningarna har antagits en genomsnittlig distans på 30 km mellan anläggningen och åkermarken. Transportkostnaden inkluderar även kostnaden för en tom returtransport.
- **DeAmmon:** Relativt jämn fördelning mellan de olika kostnadsposterna. Den enskilt största kostnadsposten utgörs av kapitalkostnaden för DeAmmon-anläggningen. Denna i sin tur är beroende på investeringens storlek, kalkylränta och avskrivningstid.
- **Luftstripper:** Kostnaderna för kemikalierna NaOH och H₂SO₄ väger tungt för detta alternativ. Kostnaderna för dessa uppgår till knappt 3 Mkr/år respektive 1,5 Mkr/år. Nettokostnaden för detta alternativ blir därmed känslig för prisutvecklingen på kemikaliemarknaden.
- **Ångstripper:** Även här spelar kostnaden för kemikalier (och främst NaOH) en stor roll för resultatet. Ungefär lika viktig är ångkostnaden. I Göteborgsfallet är ångkostnaden beräknad utifrån att ångan produceras genom förbränning av träpellets.
- **Membrananläggning:** Relativt jämn fördelning mellan de olika kostnadsposterna. I jämförelse med luft- och ångstripper innebär membranläggningen lägre kemikaliekostnader och högre kostnader för el, transport till åkermark (eftersom avvattnad biogödsel och koncentrat ska transporteras ut) och övrigt drift- och underhåll.

I Figur 13 görs en uppdelning av intäkterna för samtliga alternativ. Här kan noteras att intäkten för oavvattnad respektive avvattnad biogödsel är beräknad efter en bedömning i projektgruppen av vad jordbrukarna är villiga att betala fritt gård givet de merkostnader (för lagring, spridning etc.) som biogödsel innebär i förhållande till handelsgödsel. För alternativen att släppa orenat rektvatten till Ryaverket och DeAmmon fås inga intäkter utöver den avvattnade biogödseln eftersom rektvattnets NH₄-N i dessa alternativ omvandlas till kvävgas och släpps ut till atmosfären. I de tre sista alternativen nyttiggörs rektvattnets NH₄-N på olika sätt vilket ger ytterligare intäkter förutom den avvattnade biogödseln. För luftstripper och ångstripper beror denna merintäkt på priset för AMS respektive NH₃. För membranläggningen beror intäkten för koncentratet främst av priset på N i handelsgödsel. Detta beror på att koncentratet värderas och prissätts efter sitt innehåll av N och P (med justering för merkostnader för koncentrat jämfört med handelsgödsel) och innehållet av N i koncentratet är betydligt större än innehållet av P.



Figur 12 Uppdelning av kostnader för de studerade alternativen i Göteborg

Figure 12 Breakdown of costs for the studied alternatives in Göteborg



Figur 13 Uppdelning av intäkter för de studerade alternativen i Göteborg

Figure 13 Breakdown of revenues for the studied alternatives in Göteborg

4.1.2 Borås

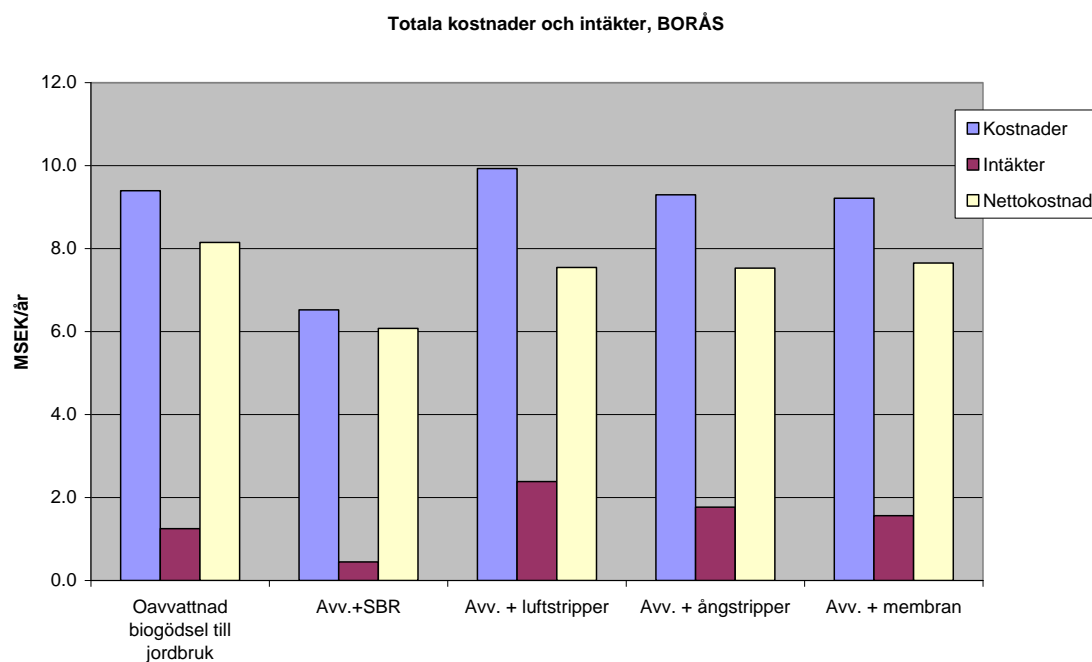
I Figur 14 ges de övergripande resultaten för de studerade alternativen i Borås. I Figur 15 och 16 presenteras en uppdelning av kostnader respektive intäkter.

Alternativet med att avvattna biogödseln och behandla rejektivattnet med SBR ger den lägsta nettokostnaden (se Figur 14). Alternativet uppvisar en relativt jämn fördelning av olika kostnadsposter (se Figur 15). Man kan konstatera att den största posten utgörs av kapitalkostnaden för SBR-anläggningen. Just denna är i nuläget att betrakta som ”sunk cost” i Borås eftersom man har en existerande anläggning. Inför ett eventuellt nyinvesteringsbeslut är det dock relevant att räkna med kapitalkostnaden för SBR-anläggningen. Samma resonemang gäller för avvattningen där man idag har en existerande anläggning.

För alternativen med avvattning är en skillnad i Borås jämfört med Göteborg att den avvattnade biogödseln används till produktion och försäljning av Boråskompost. Detta innebär (med hänsyn till både kostnader och intäkter) en något dyrare hantering av den avvattnade biogödseln i Borås jämfört med Göteborg. Vidare är avloppstaxan (för renat rejektivatten) högre i Borås än i Göteborg. Bägge dessa effekter gör att alternativet med luftstripper faller ut med något högre nettokostnad (+ 0,5 Mkr/år) i Borås jämfört med i Göteborg. För membranläggningen, som inte belastas av avloppstaxan då renat rejektivatten antas kunna släppas till recipient, är nettokostnaden 1,1 Mkr/år högre än i Göteborg. Av detta beror 0,8 Mkr/år på en längre transportsträcka till åkermark för koncentratet (57,5 km istället för 30 km) och 0,3 Mkr/år på den något dyrare hanteringen av den avvattnade biogödseln.

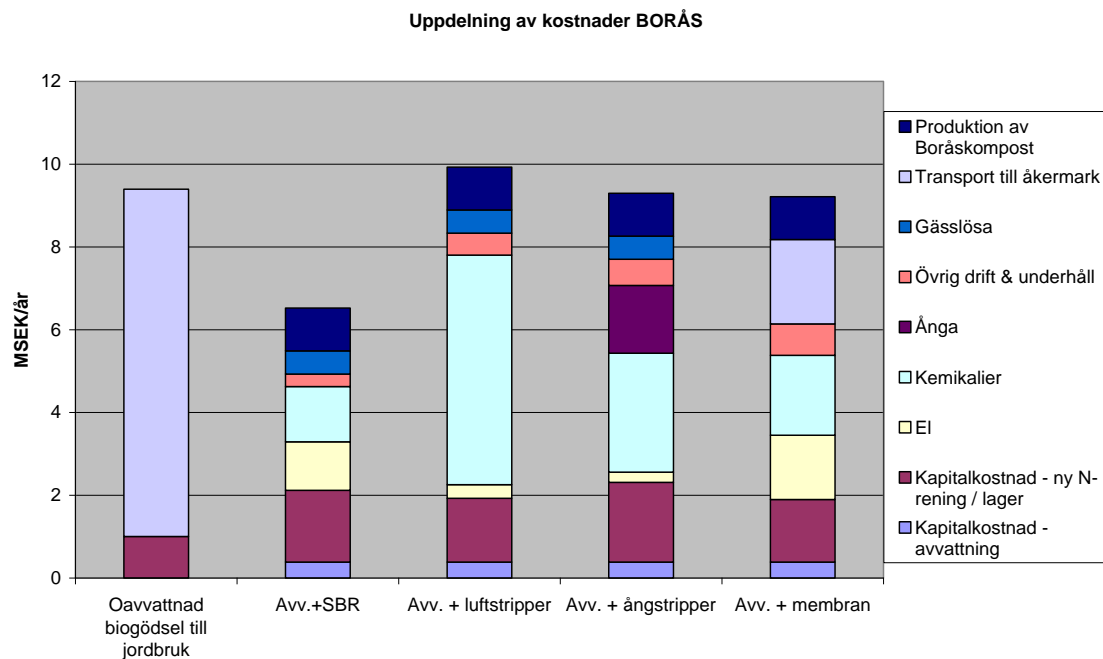
Alternativet med ångstripper belastas på samma sätt som luftstrippern av högre kostnader rörande hantering av avvattnad biogödsel och högre avloppstaxa än i Göteborg. Men vad som väger tyngre är att ångkostnaden är reducerad (ca 40 %) genom att den antas kunna erhållas från ett framtida (eventuellt) etanolkombinat i Borås. Sammantaget innebär detta att nettokostnaden blir ca 0,6 Mkr/år lägre i Borås jämfört med i Göteborg.

Den högsta nettokostnaden i Borås fås med alternativet med att transportera ut och sprida oavvattnad biogödsel. Att detta alternativ får ett betydligt sämre utfall än i Göteborg (där det hade lägst nettokostnad!) beror av att det i beräkningarna har antagits en genomsnittlig distans på 57,5 km mellan anläggningen i Borås och åkermarken (för Göteborg antas motsvarande avstånd vara 30 km). Detta innebär att transportkostnaden blir betydligt högre (jämför Figur 12 och Figur 15).



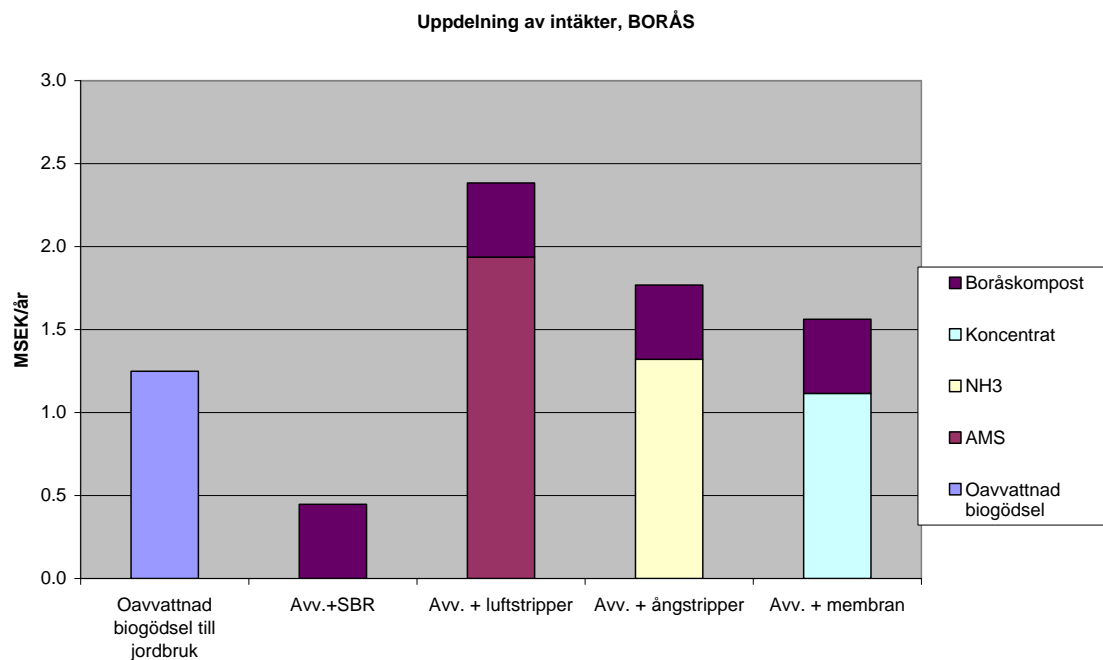
Figur 14 Kostnader och intäkter för de studerade alternativen i Borås

Figure 14 Costs and revenues for the studied alternatives in Borås



Figur 15 Uppdelning av kostnader för de studerade alternativen i Borås

Figure 15 Breakdown of costs for the studied alternatives in Borås



Figur 16 Uppdelning av intäkter för de studerade alternativen i Borås

Figure 16 Breakdown of revenues for the studied alternatives in Borås

4.1.3 Känslighetsanalys – genomsnittligt transportavstånd för oavvattnad biogödsel

Både för studien i Borås och Göteborg beräknades hur stort det genomsnittliga transportavståndet mellan rötningsanläggningen och åkermarken maximalt får vara för att alternativet med oavvattnad biogödsel skall ge minst nettokostnad.

I Göteborg blev detta maximala avstånd 32 km, vilket kan jämföras att 30 km används i beräkningarna i avsnitt 5.1.1.

I Borås blev detta maximala avstånd 39 km (om man inkluderar kapitalkostnaderna för det bästa alternativet i kapitel 4.1.2 – SBR), vilket kan jämföras att 57,5 km används i beräkningarna i kapitel 4.1.2.

4.2 Klimatpåverkan

I detta avsnitt redovisas resultaten rörande de olika alternativens klimatpåverkan. Resultatdiagrammen innefattar direkta emissioner vilka är emissioner som sker direkt vid hantering (inklusive lagring) och behandling av (o)avvattnad biogödsel och rejektvatten i Göteborg respektive Borås. Vidare ingår indirekta emissioner vilka tidigare förklarats på sidan 21 under kapitel 3.6.

4.2.1 Göteborg

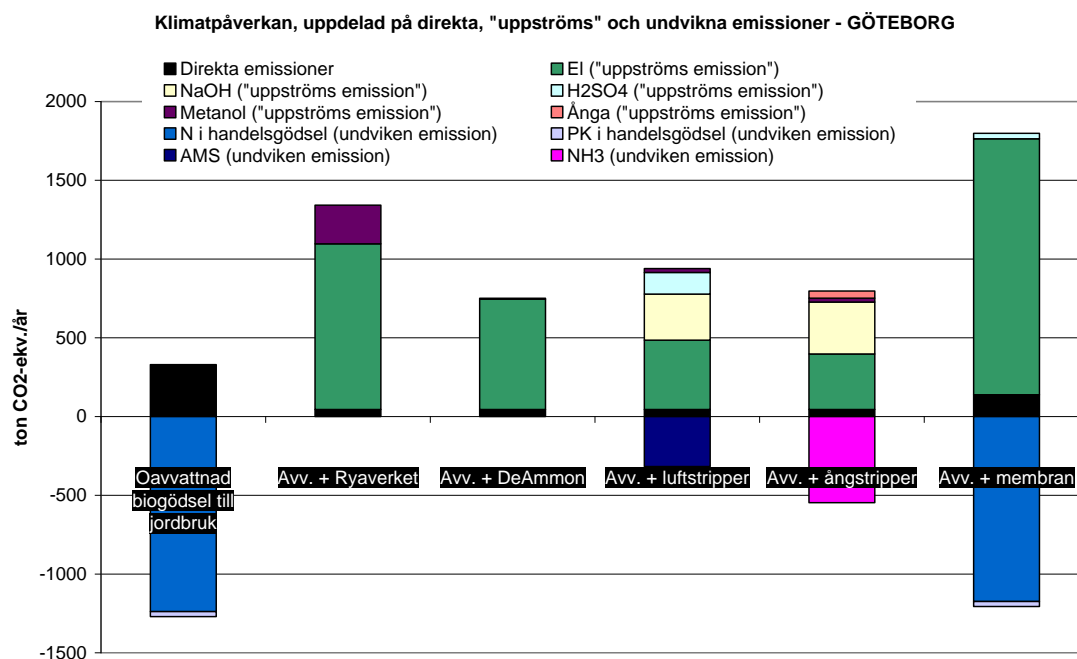
I Figur 17 och Figur 18 presenteras resultatet med grundförutsättningarna enligt kapitel 3.7. Klart lägst klimatpåverkan ger alternativet att transportera ut och sprida oavvattnad biogödsel. Det finns två huvudorsaker till detta:

- 1) Övriga alternativ har betydligt högre elkonsumtion. Vid produktionen av el sker relativt stor klimatpåverkan i enlighet med förutsättningarna i kapitel 3.7.
- 2) Med detta alternativ når störst mängd kväve från den biologiska behandlingen jordbruksmarken. De klimatpåverkande utsläppen från produktion av kväve i handelsgödsel är stora och frånräknas detta alternativ.

De direkta emissionerna domineras av transportemissioner för oavvattnad respektive avvattnad biogödsel till åkermark. Eftersom betydligt större mängd oavvattnad biogödsel transporteras blir de direkta emissionerna naturligt större i detta alternativ.

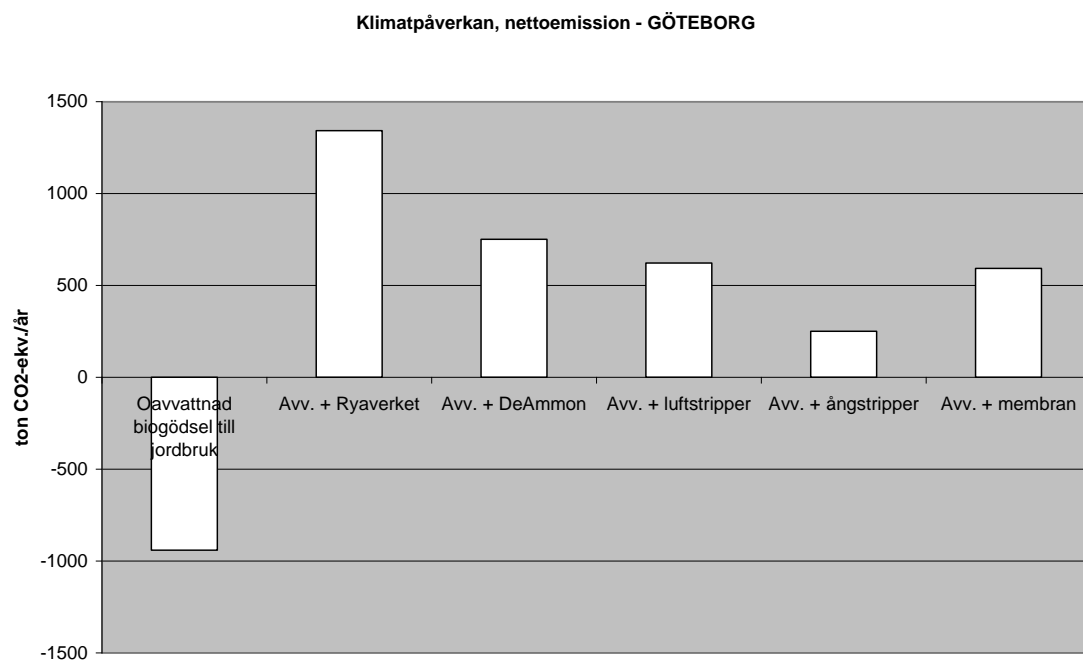
Av övriga alternativ fås det bästa utfallet för avvattning i kombination med ångstripper. Detta beror på att alternativ produktion av NH_3 har relativt höga emissioner (vilket frånräknas detta alternativ) och att elåtgång är förhållandevis låg.

I Figur 19 presenteras resultatet av en känslighetsanalys med lägre klimatpåverkande emissioner för elproduktionen (jämför förutsättningar i kapitel 3.7). Detta påverkar inte slutsatsen att oavvattnad biogödsel ger lägst klimatpåverkan. Däremot påverkar det rangordningen av övriga alternativ. Utfallet för alternativ med hög elkonsumtion förbättras i Figur 19 jämfört med i Figur 18. Speciellt tydligt är detta för membranläggningen som har den högsta elkonsumtionen och som i Figur 19 faller ut som det näst bästa alternativet.



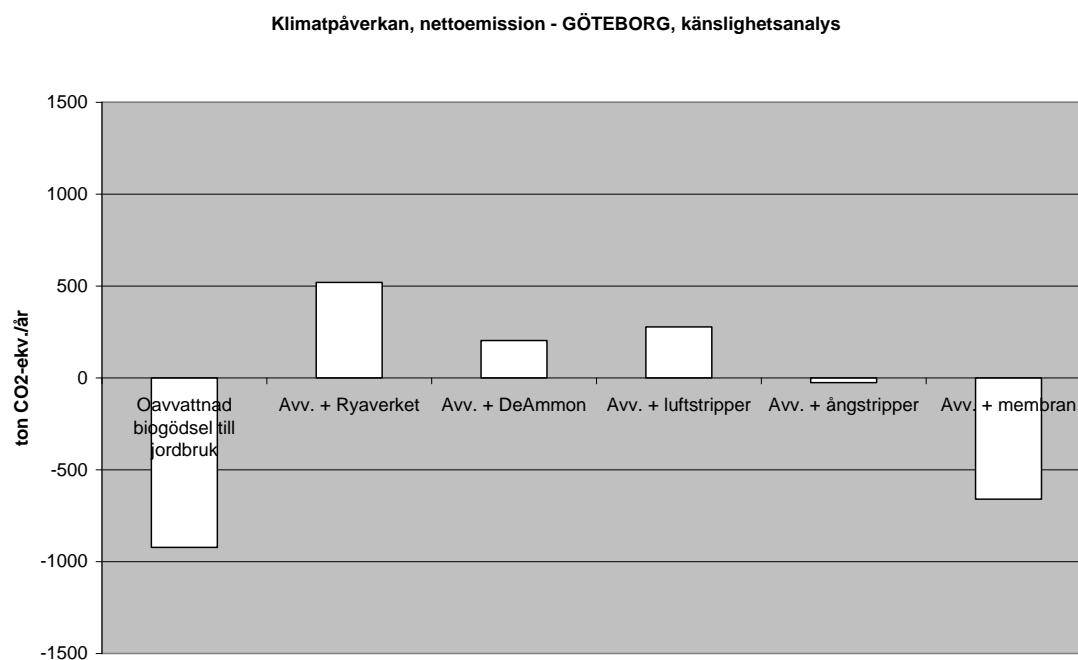
Figur 17 Klimatpåverkan för de studerade alternativen i Göteborg, uppdelad på direkta, "uppströms" och undvikna emissioner

Figure 17 Global warming potential for the studied alternatives in Göteborg, divided into direct, "upstream" and avoided emissions



Figur 18 Klimatpåverkan för de studerade alternativen i Göteborg, nettoemission

Figure 18 Global warming potential for the studied alternatives in Göteborg, net emissions



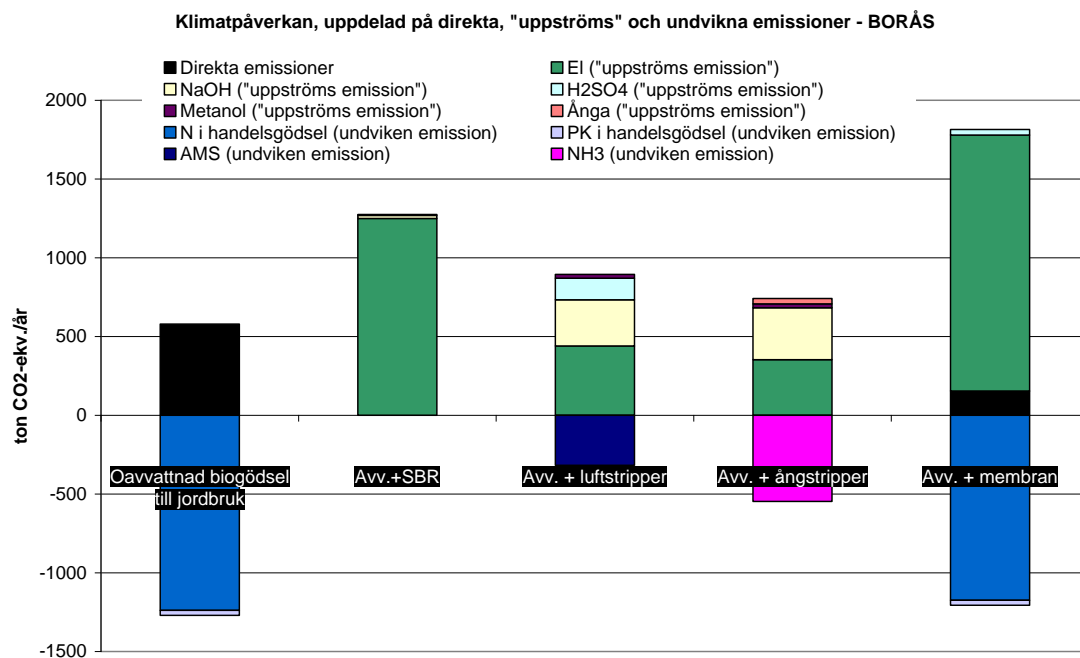
Figur 19 Klimatpåverkan för de studerade alternativen i Göteborg, känslighetsanalys där elproduktionen antas ha lägre CO₂-emissioner jämfört med grundförutsättningarna enligt kapitel 3.7

Figure 19 Global warming potential for the studied alternatives in Göteborg, sensitivity analysis where electricity production is assumed to have less CO₂-emissions compared to the base case according to chapter 3.7

4.2.2 Borås

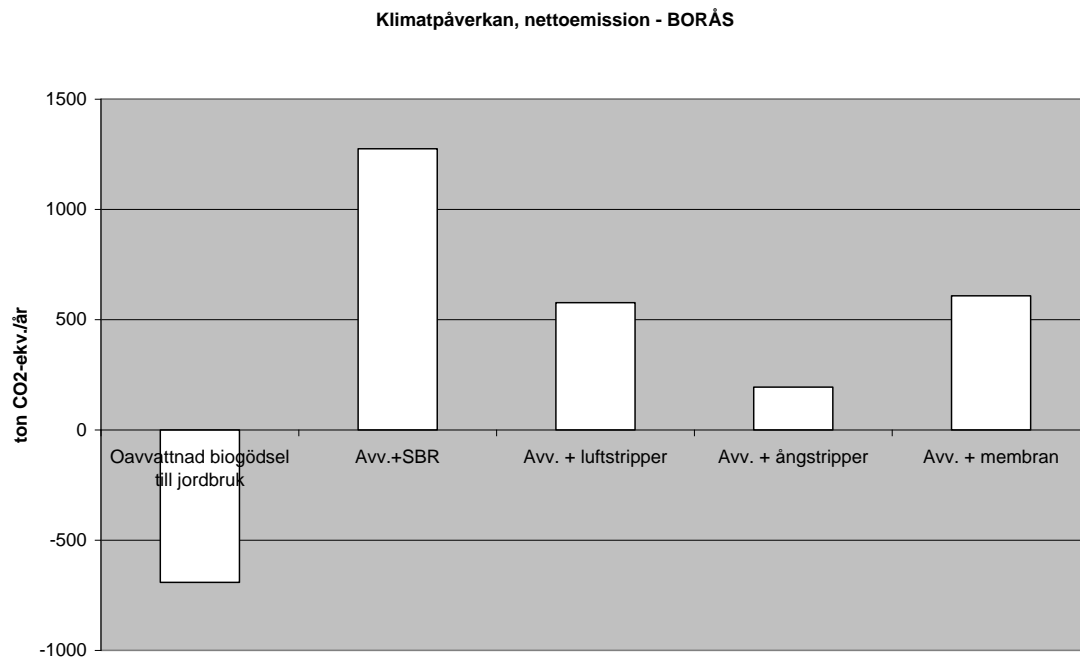
I Figur 20 och Figur 21 presenteras resultatet med grundförutsättningarna enligt kapitel 3.6. Vi får här nästan samma rangordning av alternativen som i Göteborg. Även här är alternativet med att transportera ut och sprida oavvattnad biogödsel det alternativ som ger lägst klimatpåverkan. I jämförelse med Göteborg är dock de direkta emissionerna större, vilket beror på det längre genomsnittliga transportavståndet mellan anläggningen och åkermark. Detta längre transportavstånd för spridning av koncentrat innebär att alternativet med membranläggning blir något sämre än alternativet med luftstripper (i Göteborg gällde det omvända).

Det längre transportavståndet får även betydelse i känslighetsanalysen med lägre emissioner för elproduktionen (se Figur 22). Med dessa förutsättningar blir utfallet mycket jämnt mellan membranläggningen och spridning av oavvattnad biogödsel. Detta är en skillnad mot utfallet i Göteborg där transport och spridning av oavvattnad biogödsel gav lägst klimatpåverkan även i känslighetsanalysen.



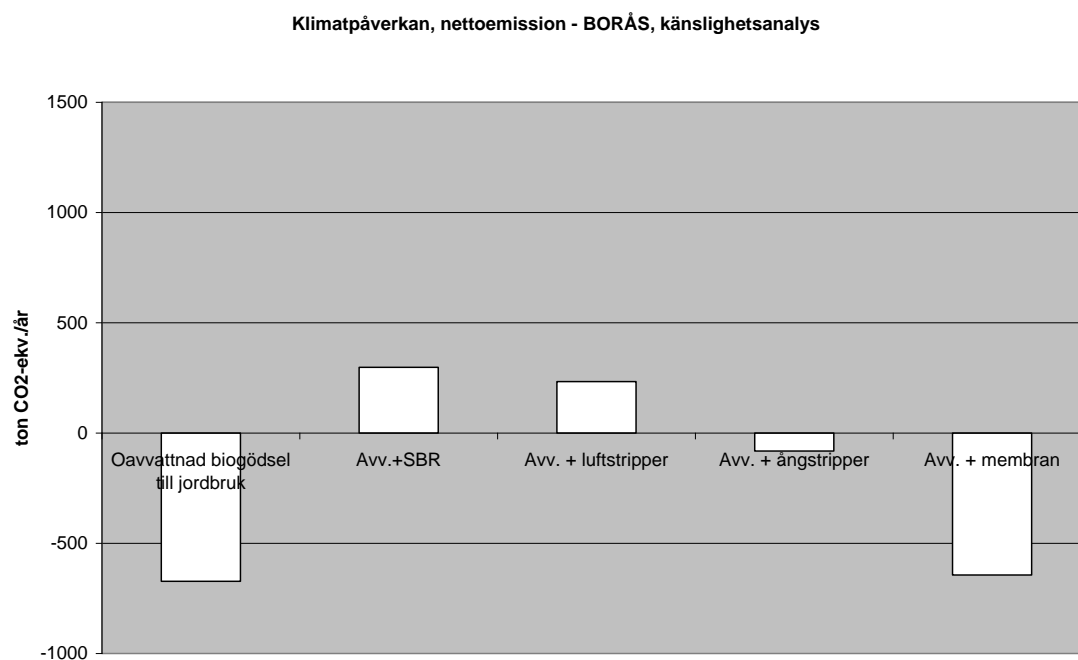
Figur 20 Klimatpåverkan för de studerade alternativen i Borås, uppdelad på direkta, "uppströms" och undvikna emissioner

Figure 20 Global warming potential for the studied alternatives in Borås, divided into direct, "upstream" and avoided emissions



Figur 21 Klimatpåverkan för de studerade alternativen i Borås, nettoemission

Figure 21 Global warming potential for the studied alternatives in Borås, net emission



Figur 22 Klimatpåverkan för de studerade alternativen i Borås, känslighetsanalys där elproduktionen antas ha lägre CO₂-emissioner jämfört med grundförutsättningarna

Figure 22 Global warming potential for the studied alternatives in Borås, sensitivity analysis where electricity production is assumed to have less CO₂-emissions compared to the base case

4.3 Förurningspotential

I detta avsnitt redovisas resultaten rörande de olika alternativen förurningspotential. Resultatdiagrammen innefattar både direkta och indirekta emissioner på samma sätt som resultaten för klimatpåverkan i avsnitt 5.2.

4.3.1 Göteborg

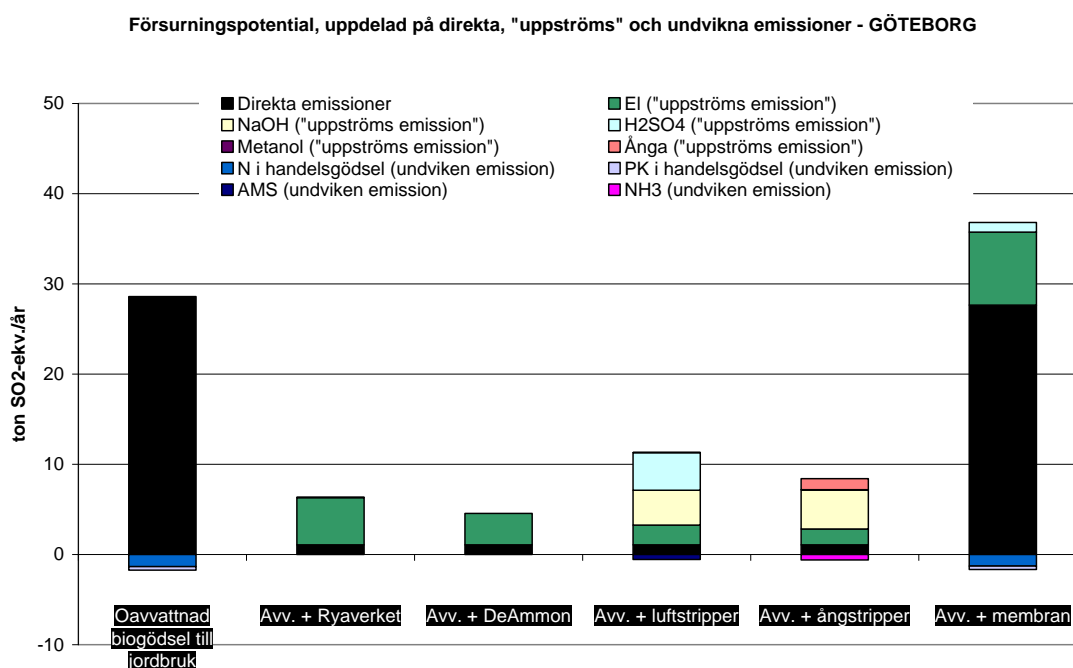
I Figur 23 och Figur 24 presenteras resultatet med grundförutsättningarna enligt kapitel 3.6. Lägst förurningspotential ger alternativet att avvattna biogödseln och behandla rejektivattnet med DeAmmon.

För förurningspotentialen spelar de direkta emissionerna en betydligt större roll än när det gäller klimatpåverkan. Orsaken till detta är de förluster av NH₃ som sker vid lagring och vid spridning av biogödsel och koncentrat på åkermark. I ORWARE-modellen varierar spridningsemissioner beroende på

- hur stor mängd av NH₄⁺ som finns i det som ska spridas,
- torrsubstanshalten hos det material som ska spridas
- vilken teknik som utnyttjas för spridningen
- hur snabbt harvning sker
- och på vilken tid av året som spridningen sker

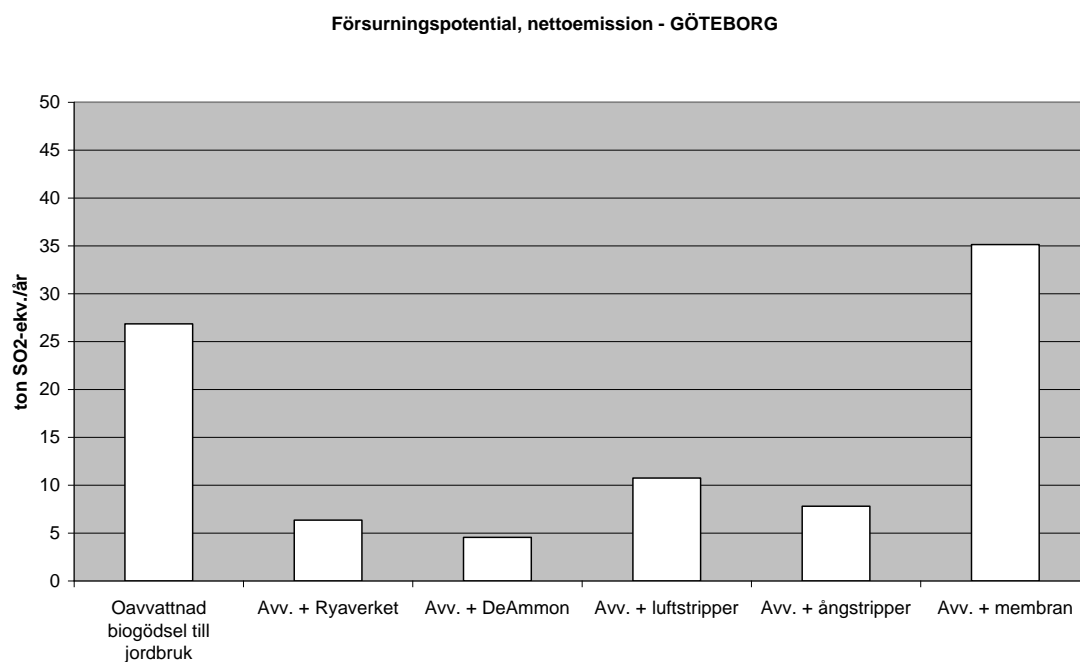
Den första punkten innebär att emissionerna blir större i alternativen med oavvattnad biogödsel respektive membranläggning eftersom betydligt större mängder NH_4^+ sprids på åkermark (i de övriga alternativen omvandlas en stor del av NH_4^+ till antingen kvävgas eller produkter i form av AMS eller NH_3). De övriga punkterna (exklusive TS-halten som är given för varje material) är i modellkörningarna inställda för att få så låga emissioner som möjligt. Detta innebär att spridning antas ske på hösten och att harvning sker inom en timme från det att spridningen skett. Andra antaganden skulle (enligt modellen) ge högre emissioner varför dessa alternativ skulle falla ut ännu sämre än i Figur 23. Noterbart är att med de antaganden som gjorts kring emissioner vid lagring och spridning så står lagringsemissionerna för ca 62-63 % av de försurande emissionerna och spridningen för ca 36 %. Resterande bidrag (ca 2-3 %) av de direkta emissionerna kommer från huvudsakligen NO_x -emissioner från fordon med Euro V-standard.

I Figur 25 presenteras resultatet med av en känslighetsanalys med lägre emissioner för elproduktionen (jämför förutsättningar i kapitel 3.6). Detta får en påverkan på resultaten, men den är inte tillräcklig för att förändra rangordningen mellan alternativen. Fortfarande erhålls lägst försurningspotential med alternativet att avvattna biogödseln och behandla rejektvattnet med DeAmmon.



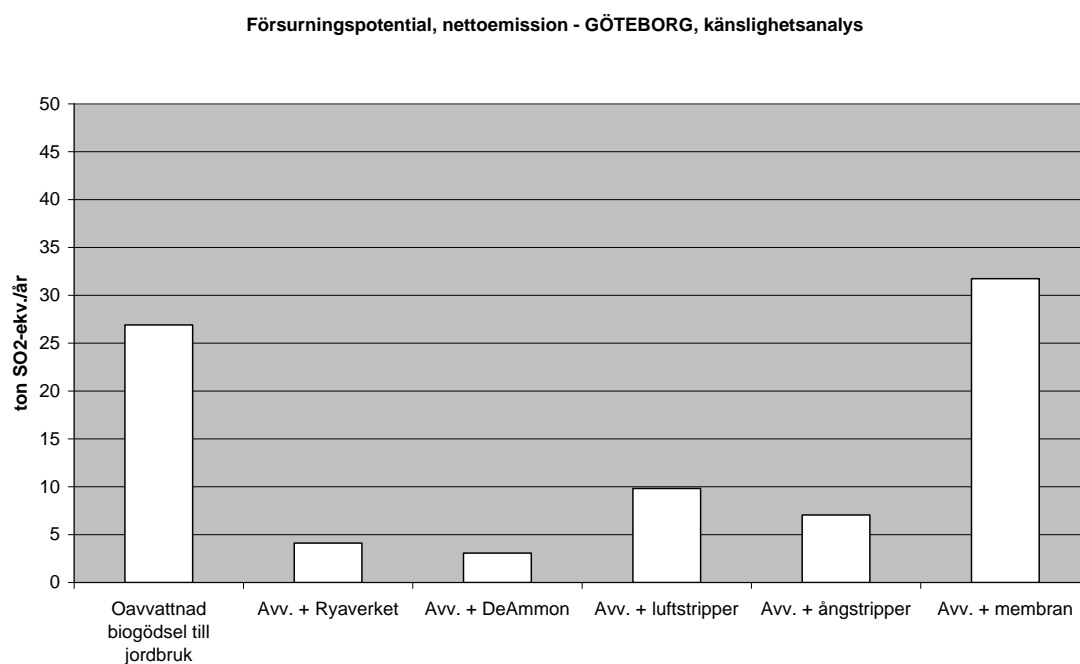
Figur 23 Försurningspotential för de studerade alternativen i Göteborg, uppdelad på direkta, "uppströms" och undvikna emissioner

Figure 23 Acidification potential for the studied alternatives in Göteborg, divided into direct, "upstream" and avoided emissions



Figur 24 Försurningspotential för de studerade alternativen i Göteborg, nettoemission

Figure 24 Acidification potential for the studied alternatives in Göteborg, net emissions

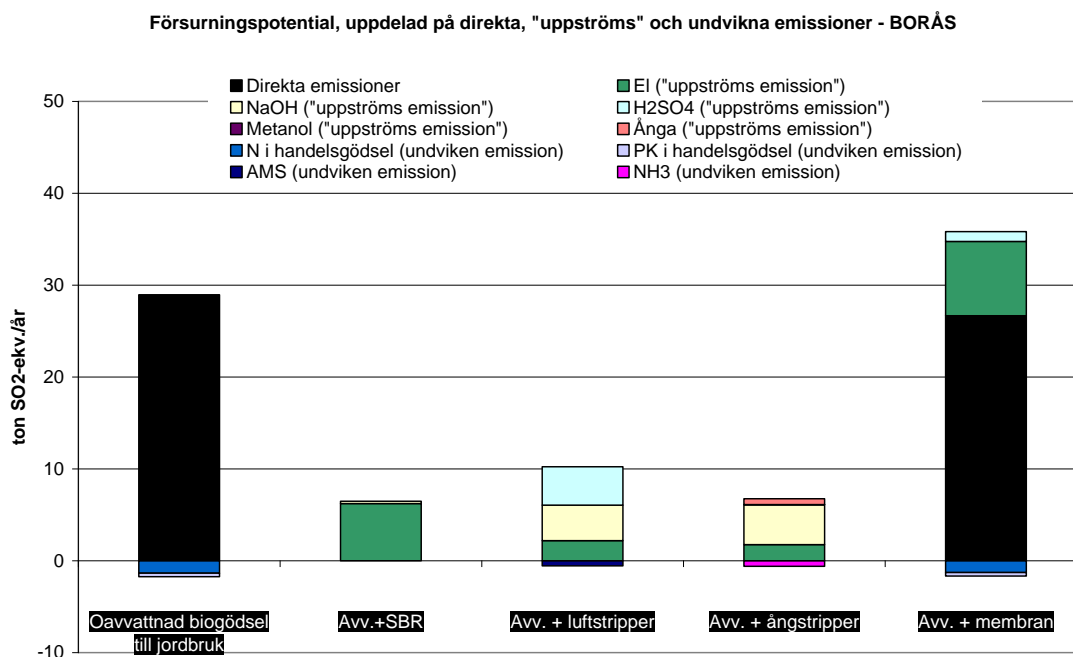


Figur 25 Försurningspotential för de studerade alternativen i Göteborg, känslighetsanalys där elproduktionen antas ha lägre försurande emissioner jämfört med grundförutsättningarna

Figure 25. Acidification potential for the studied alternatives in Göteborg, sensitivity analysis where electricity production is assumed to have less acidifying emissions compared to the base case

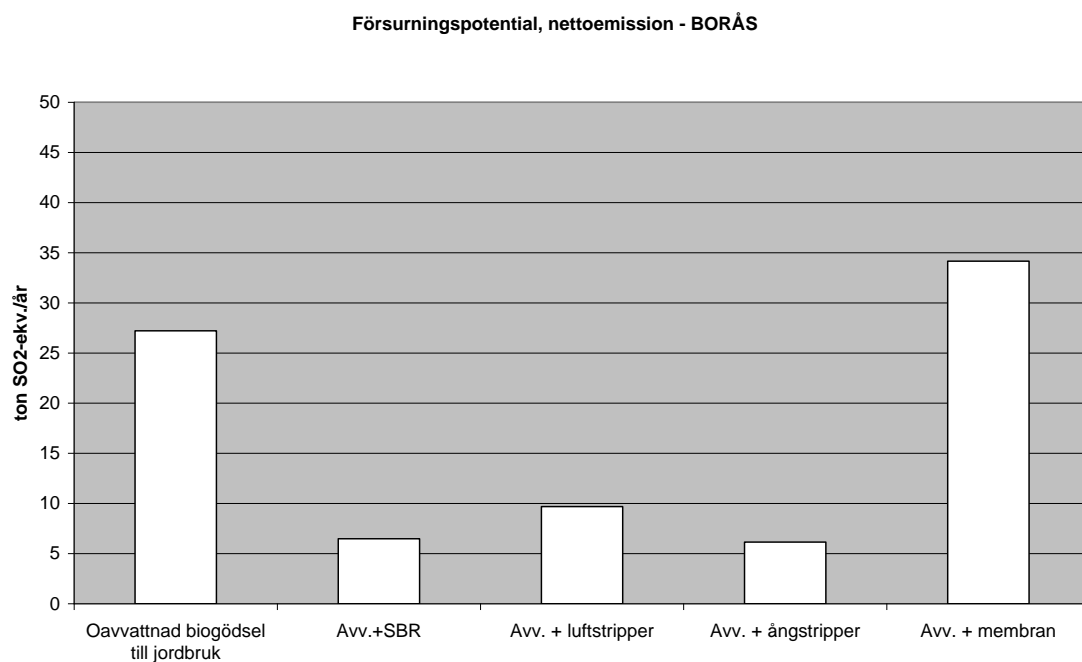
4.3.2 Borås

I Figur 26, 27 och 28 presenteras resultatet med grundförutsättningarna respektive känslighetsanalysen med lägre emissioner för elproduktionen enligt kapitel 3.6. Med grundförutsättningarna får alternativet med ångstripper, i hård konkurrens med SBR, lägst förurningspotential. Detta är i linje med resultaten i Göteborg då de två alternativ som hade lägre förurningspotential än ångstripper i Göteborg inte är aktuella i Borås. De förändrade förutsättningarna enligt känslighetsanalysen gynnar SBR mer än ångstripper p.g.a. av en större elförbrukning vid SBR. Detta gör att SBR får lägst förurningspotential i känslighetsanalysen.



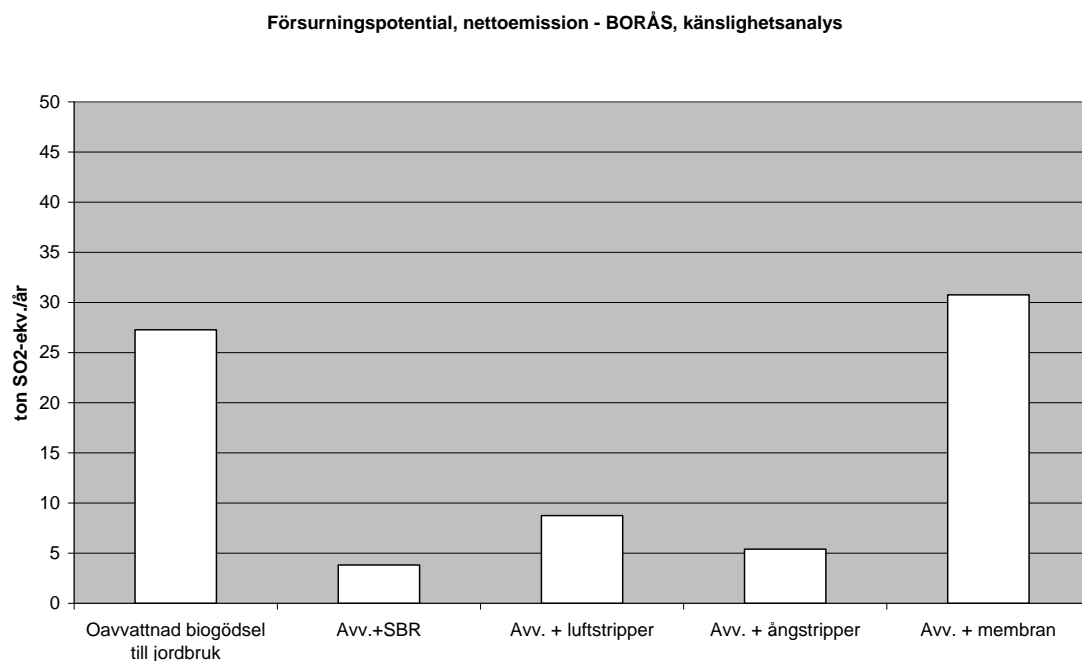
Figur 26 Förurningspotential för de studerade alternativen i Borås, uppdelad på direkta, "uppströms" och undvikna emissioner

Figure 26 Acidification potential for the studied alternatives in Borås, divided into direct, "upstream" and avoided emissions



Figur 27 Försurningspotential för de studerade alternativen i Borås, nettoemissioner

Figure 27 Acidification potential for the studied alternatives in Borås, net emissions



Figur 28 Försurningspotential för de studerade alternativen i Borås, känslighetsanalys där elproduktionen antas ha lägre försurande emissioner jämfört med grundförutsättningarna

Figure 28 Acidification potential for the studied alternatives in Borås, sensitivity analysis where electricity production is assumed to have less acidifying emissions compared to the base case

4.4 Övergödningspotential

I detta avsnitt redovisas resultaten rörande de olika alternativens övergödningspotential. Resultatdiagrammen innefattar både direkta och indirekta emissioner på samma sätt som resultaten för klimatpåverkan i kapitel 4.2.

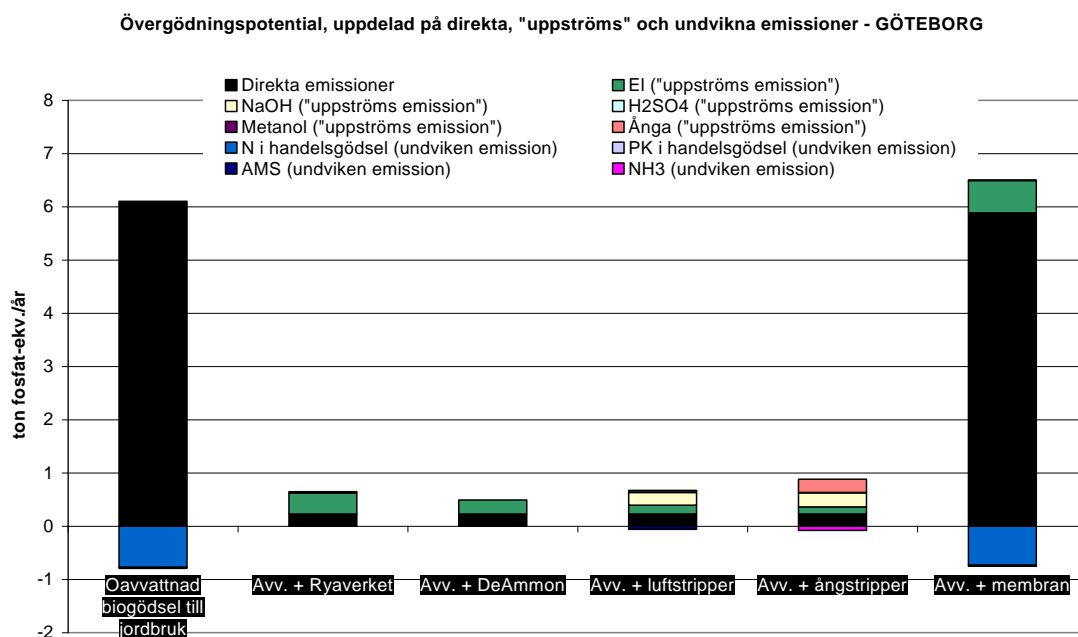
4.4.1 Göteborg

I Figur 29, 30 och 31 presenteras resultatet med grundförutsättningarna respektive känslighetsanalysen med lägre emissioner för elproduktionen enligt kapitel 3.6. Skillnaderna mellan utfallet i Figur 30 och Figur 31 är relativt små, vilket visar att elproduktionen har mindre betydelse för övergödningspotentialen än för klimatpåverkan och försurningspotentialen.

Här bör man bemärka att försurnings- och övergödningspotentialerna för emissioner av NO_x och SO_2 är olika. Bägge dessa emissioner sker i betydande omfattning vid elproduktionen. Bägge inkluderas i beräkningen av försurningspotentialen men endast NO_x inkluderas i beräkningen av övergödningspotentialen. Detta gör att elproduktionens relativa bidrag blir mindre i övergödningspotentialen än i försurningspotentialen.

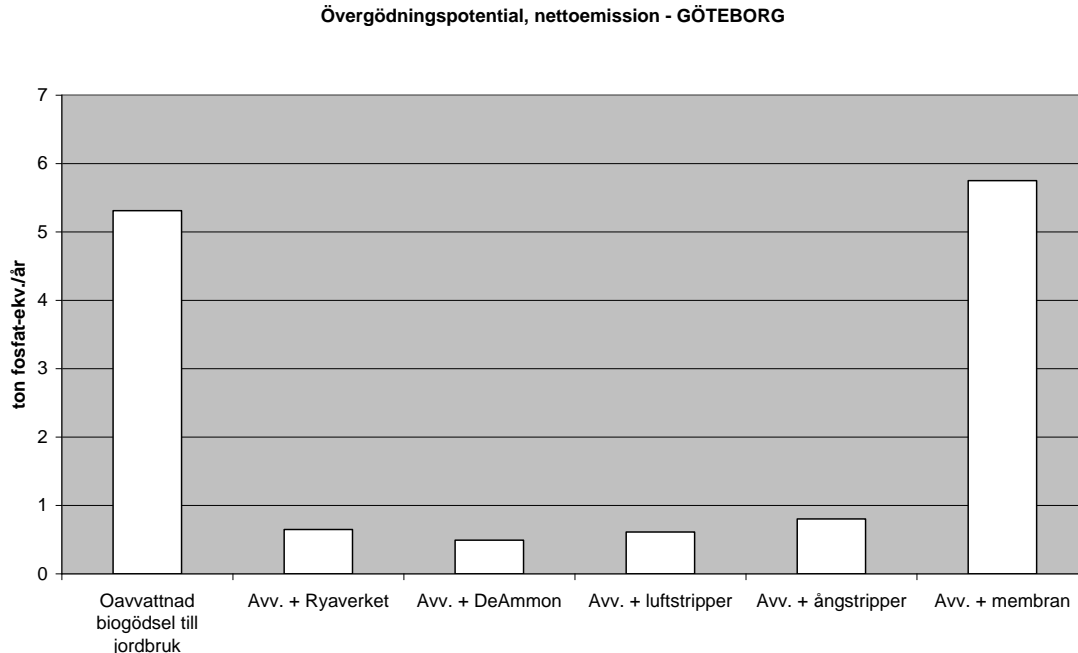
Liksom för försurningspotentialen spelar NH_3 -emissioner vid lagring och spridning av biogödsel och koncentrat på åkermark en helt avgörande roll. För övergödningspotentialen blir dessa emissioner än mer dominerande på grund av att elproduktionen (se ovan) ger ett mindre bidrag.

Resultaten i Figur 29, 30 och 31 delar upp teknikerna i två grupper med helt olika övergödningspotential. Alternativen med oavvattnad biogödsel respektive membranläggning uppvisar klart högre övergödningspotential jämfört med övriga alternativ. Avvattning i kombination med DeAmmon faller ut med lägst övergödningspotential i alla figurerna, men skillnaderna mot de tre övriga alternativen är små.



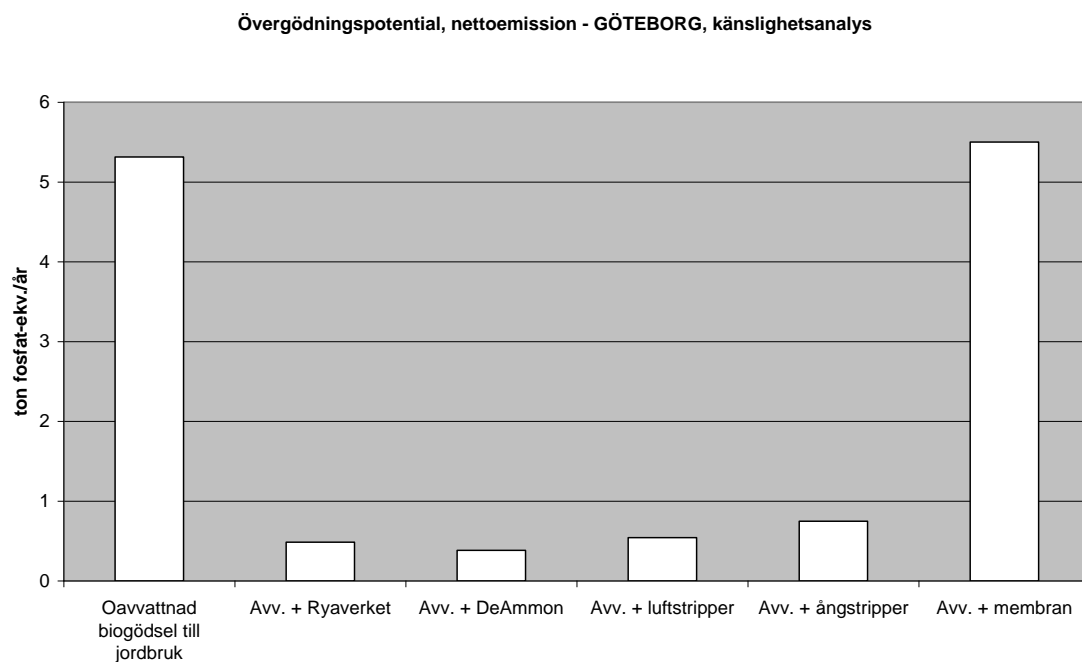
Figur 29 Övergödningspotential för de studerade alternativen i Göteborg, uppdelad på direkta, "uppströms" och undvikna emissioner

Figure 29 Eutrophication potential for the studied alternatives in Göteborg, divided into direct, "upstream" and avoided emissions



Figur 30 Övergödningspotential för de studerade alternativen i Göteborg, nettoemission

Figure 30 Eutrophication potential for the studied alternatives in Göteborg, net emissions

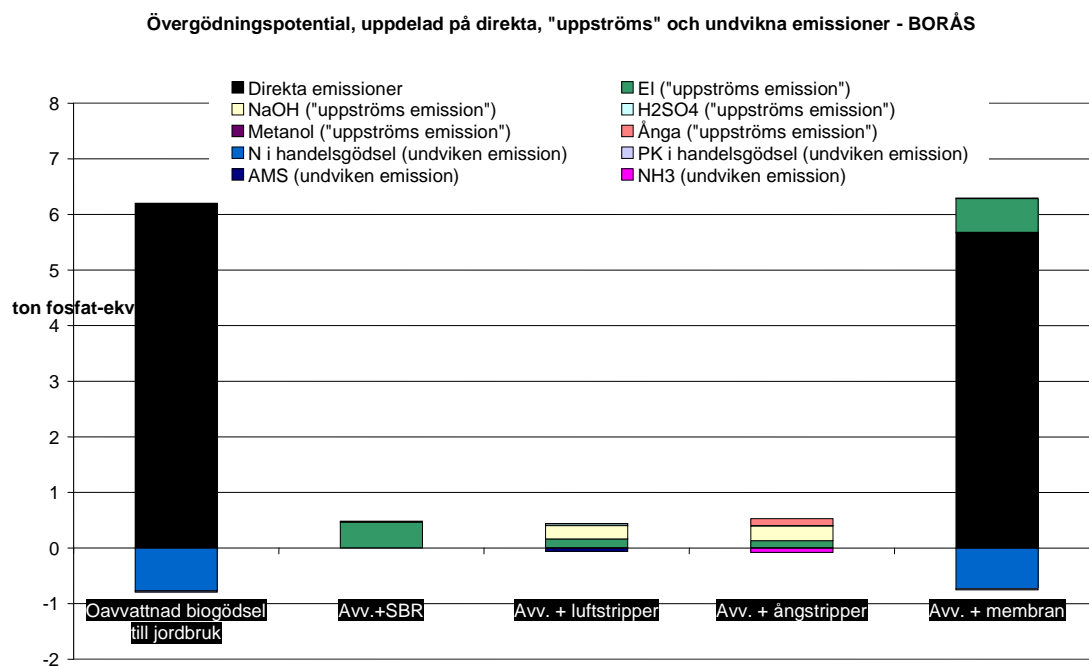


Figur 31 Övergödningspotential för de studerade alternativen i Göteborg, känslighetsanalys där elproduktionen antas ha lägre övergödande emissioner jämfört med grundförutsättningarna

Figure 31 Eutrophication potential for the studied alternatives in Göteborg, sensitivity analysis where electricity production is assumed to have less eutrophying emissions compared to the base case

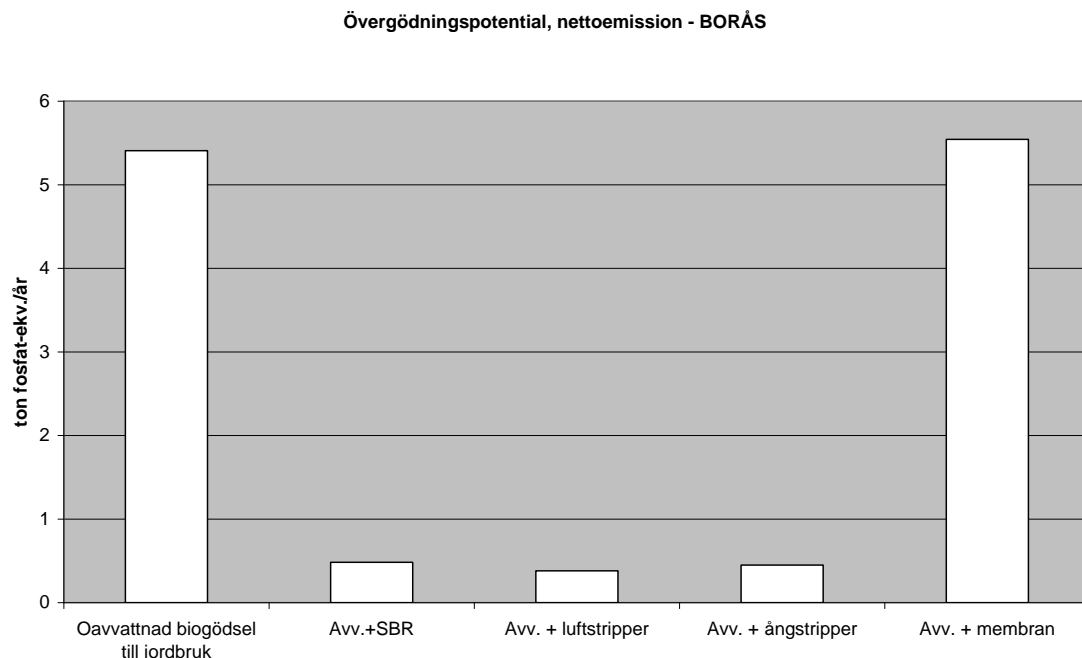
4.4.2 Borås

I Figur 32, 33 och 34 presenteras resultatet med grundförutsättningarna respektive känslighetsanalysen med lägre emissioner för elproduktionen enligt kapitel 3.6. Precis som i Göteborg delas teknikerna upp i två grupper med helt olika övergödningspotential. Alternativen med oavvattnad biogödsel respektive membranläggning uppvisar klart högre övergödningspotential jämfört med övriga alternativ. Avvattning i kombination med luftstripper faller ut med lägst övergödningspotential i Figur 33 medan avvattning med SBR ger lägst övergödningspotential i Figur 34. Skillnaderna mellan dessa alternativ och avvattning med ångstripper är dock små.



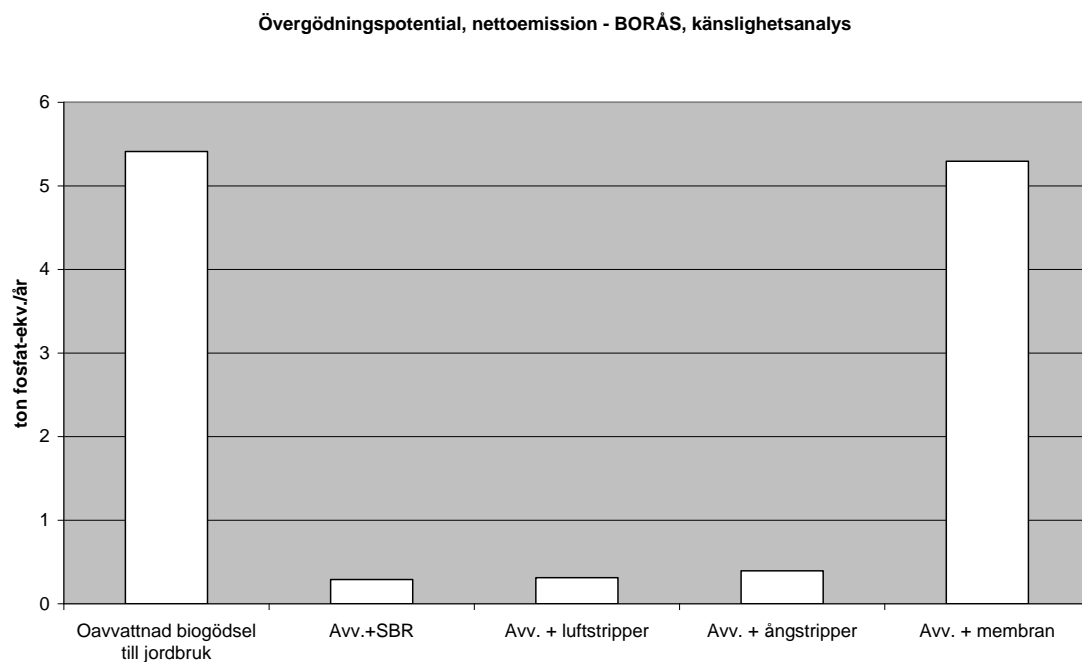
Figur 32 Övergödningspotential för de studerade alternativen i Borås, uppdelad på direkta, "uppströms" och undvikna emissioner

Figure 32 Eutrophication potential for the studied alternatives in Borås, divided into direct, "upstream" and avoided emissions



Figur 33 Övergödningspotential för de studerade alternativen i Borås, nettoemissioner

Figure 33 Eutrophication potential for the studied alternatives in Borås, net emissions



Figur 34 Övergödningspotential för de studerade alternativen i Borås, känslighetsanalys där elproduktionen antas ha lägre övergödande emissioner jämfört med grundförutsättningarna

Figure 34 Eutrophication potential for the studied alternatives in Borås, sensitivity analysis where electricity production is assumed to have less eutrophying emissions compared to the base case

5 Resultatanalys

5.1 Betydelse av centrala antaganden, data och avgränsningar

Indata för respektive anläggning

I projektgruppen togs beslutet att mängd och sammansättning av den oavvattnade biogödseln bestämts som en sammanvägning av data (verkliga analysresultat) för den existerande röttningsanläggningen i Borås och en planerad röttningsanläggning i Göteborg. Detta innebär att samma mängd och sammansättning för den oavvattnade biogödseln används i analysen för Göteborg och Borås. I verkligheten kommer mängd och sammansättning med all sannolikhet att skilja sig åt men då Göteborgsanläggningen i dag ännu är under planeringsstadiet gjordes bedömningen att sammanvägning av data var godtagbart för genomförande av denna systemanalys. Andra antaganden kring mängd och sammansättning av den oavvattnade biogödseln påverkar systemanalysens resultat för de olika teknikerna. Här kan noteras att de startparametrar som användes för att dimensionera anläggningarna i beräkningarna var rejektivattenflödet och dess ammoniuminnehåll. Utifrån dessa parametrar beräknas en total årlig ammoniummängd som skall hanteras.

Lagringsemissioner

I den gjorda analysen har det antagits att lager för oavvattnad biogödsel och koncentrat är täckta. Trots täckning dominerar dessa källor för NH_3 -emission övergödnings- och förurningsresultaten i analysen. Alternativet med öppna lager, där förlusterna är uppskattningsvis fyra gånger högre än vid täckning, bör därför inte vidare beaktas. Man kan tänka sig någon form av luftbehandling för att omvandla eller fånga in NH_3 -emissioner från täckta lager, men det är inte känt om sådana tekniker finns.

Viktigt är att ha täckta gödselbehållare men också någon form av täcke över själva vätskan ex. lecakulor, halm.

Betalningsförmåga för oavvattnad biogödsel och koncentrat är låg

Konstateras kan att betalningsförmågan för oavvattnad biogödsel och koncentrat till lantbruket är låg. Anledningen till detta är att det ofta krävs ytterligare en maskinkedja samt att komplettering ofta behövs i form av kväve vilket medför ytterligare traktorkörning. Tidsfaktorn kan vara en orsak särskilt när spridning skall ske i samband med vårbruk. Priset på köpt kväve gick ner vid årsskifte p.g.a. att gödselskatten tagits bort (motsvarar ca 1,80 kr/kg). Tendensen är dock att gödselpriset är på väg uppåt och att hela skattesänkningen inte resulterar i motsvarande lägre pris. Producenterna ser kanske sin chans att tjäna pengar. Vad gäller fosfor är läget att det är en bristvara eftersom det finns få täkter i världen som kan erbjuda fosfor med låga halter av tungmetaller. Det blir med andra ord ännu viktigare att skapa ett kretslopp. Detta kan medföra att biogödsel blir än mer intressant och att betalningsförmågan ökar. Man får inte heller glömma att kvävepriset är kopplat till oljepriset, vilket av många förutspås fortsätta stiga.

För rena råvaror som AMS och NH_3 gäller naturligtvis världsmarknadspriset. Där behövs inte någon hänsyn tas till bondens synpunkter eftersom de inte är målgruppen.

Spridningsemissioner

Enligt Rodhe [16] varierar NH_3 -emissionerna från spridning av gödsel mycket kraftigt med årstid och tid till harvning från det att spridning har skett. I modellen som har använts har genomgående de lägsta möjliga utsläppen använts vid körningarna. Det är med andra ord ett s.k. "Best case"-scenario som har analyserats. Med detta scenario är det ändå en ganska betydande andel av de försurande emissionerna som kommer från spridningen, ca 36 %. Med all annan hantering av spridningen får man alltså ännu högre emissioner och därmed ännu större försurande påverkan.

Vid all spridning av gödsel är det viktigt att mylla ner gödseln antingen vid själva spridningen (med myllningsaggregat) eller att man harvar ner den omgående om det är på svart jord.

Avvattning med hjälp av polymerer

I systemanalysen har det förutsatts att för samtliga tekniker gäller att rötresten ska avvattnas innan behandling av rejektvatten. I denna studie har centrifugering i dekanter, med tillsats av polymer, valts som avvattningsmetod. Värt att notera är att om biogödseln är tänkt att certifieras enligt Avfall Sveriges certifieringssystem SPCR 120 är det idag inte godkänt att använda polymerer som processhjälpmedel. Dock har frågan aktualiserats och det planeras för att genomföra en studie för att utreda om certifieringssystemet kan godkänna polymerer i processen. Denna studie syftar till att undersöka nedbrytbarhet, bioackumulering samt toxicitet hos olika polymerer. Kan man påvisa att det är harmlöst att använda polymerer kommer certifieringssystemet med all sannolikhet att godkänna dessa som processhjälpmedel.

Utsläpp till recipient från membranläggningen

I systemanalysen har vi kalkylerat med att vattenfasen från membranläggningen kan släppas direkt till recipient. Membranläggningen antas rena rejektvattnet ned till i genomsnitt 10 mg N/liter vilket innebär att det renade rejektvattnet antas kunna släppas till recipient enligt dagens utsläppskrav. Strängare krav på kväveutsläpp förväntas dock snart träda i kraft: i "Baltic Sea Action Plan" finns förslag om att kväveutsläpp från reningsverk ska begränsas till nivån 6 mg N/l. Detta kan kompenseras genom att ytterligare ett RO-membran tillsätts. Görs detta ökar givetvis både investeringskostnaden och driftkostnaden för membrantechniken.

Att släppa orenat rejektvatten till Ryaverket

Att släppa orenat rejektvatten till Ryaverket är ett scenario som är både kostsamt samt ohållbart i längden. Även om Ryaverket anger att de i dag har kapacitet för att ta emot den inledande, begränsade mängden, orenat rejektvatten från den planerade biogasanläggningen i Göteborg kan detta endast genomföras under en begränsad tid. Ryaverket är inte dimensionerat för hela den planerade biogasanläggningens kvävehaltiga vatten samtidigt som befolkningsmängden ökar i Göteborg. En orsak som också kan spela roll är politiska beslut om strängare krav på kväveutsläpp, för tillfället pågår "Baltic Sea Action Plan". Här finns förslag om att kväveutsläpp från reningsverk ska begränsas till nivån 6 mg N/l. Går detta förslag igenom kommer det att behövas viss ombyggnad på Ryaverket. Det finns också en extremvariant där man diskuterar ännu lägre nivåer, till och med nollutsläpp av kväve. Förutom detta utreds även utsläppsavgifter på kväve och det råder osäkerhet om hur det blir i framtiden. Ann Mattsson på Ryaverket tror att reningsverket har kapacitet för att ta emot orenat rejektvatten som längst fram till år 2015, alltså under en femårsperiod [12],

då biogasanläggningen endast tar emot en mindre del av den biomassa som den är dimensionerad för.

I systemanalysen anges kostnaden för att släppa orenat rejektivatten till Ryaverket till 125 kr/kg N (denna siffra gäller för en femårsperiod). Kostnaden är beräknad utifrån redan gjorda investeringar för att uppnå bättre kväverening (ca 80-100 kr/kg N) samt en driftskostnad (30-35 kr/kg N). Överskrids kapaciteten för kväverening kan marginalkostnaden för att höja kapaciteten bli högre. Att släppa dessa mängder kväverikt vatten sliter dessutom på ledningsnätet. Någon av metoderna som ingår i denna studie (WR20) kan eventuellt även anpassas till att passa kväverening på Ryaverket. Om sådan teknik byggs för att klara den ökade belastningen på Ryaverket är det troligen ännu mer kostnadseffektivt att tillämpa tekniken lokalt vid biogasanläggningen.

5.2 Förädlingsmetoderna

Driftstabiliteten samt uppföljningsbehovet

Två skillnader mellan biologiska processer och fysikalisk/kemiska processer är driftstabiliteten samt uppföljningsbehovet. En biologisk process är normalt en stabil process under förutsättning att drift och uppföljning sker på korrekt sätt. De biologiska processerna är dock avsevärt känsligare vid driftstörningar. En driftstörning som inte upptäcks eller korrigeras i tid kan leda till en lång återhämtningsperiod. Allt detta går att kontrollera, men ställer alltså högre krav på ansvarig driftpersonal. Slutligen är de fysikalisk/kemiska processerna lättare att ställa av och på under kortare perioder.

Ökad avskiljningsgraden på ammonium

För samtliga tekniker gäller att utsläppsvärdena avseende kväve kan förbättras om det skulle vara nödvändigt. T.ex. kan strippertorn seriekopplas för att öka avskiljningsgraden på ammonium alternativt kan ett membransteg implementeras som sista behandlingssteg. Allt detta sker givetvis på bekostnad av investeringskostnad samt driftkostnad.

5.3 Resultat

Diskussion resultat

För att få en snabb överblick av resultaten från systemanalysen presenteras dessa nedan i Tabell 4.

Tabell 4 Resultat från systemanalysen

Table 4 Results from the system analysis

Teknik	Ekonomi (nettokostnad) [Mkr/år]		Klimatpåverkan [ton CO ₂ ekvivalenter/år]		Försurningspotential [ton SO ₂ ekvivalenter/år]		Övergödningspotential [ton PO ₄ ekvivalenter/år]	
	Göteborg	Borås	Göteborg	Borås	Göteborg	Borås	Göteborg	Borås
Oavvattnad biogödsel till åkermark	5,0	8,1	-940	-690	26,9	27,2	5,31	5,41
Avvattning och DeAmmon	5,2	-	750	-	4,6	-	0,49	-
Avvattning och SBR	-	6,1	-	1270	-	6,5	-	0,48
Avvattning och luftstripper	7,0	7,5	620	580	10,8	9,7	0,61	0,38
Avvattning och ångstripper	8,1	7,5	250	190	7,8	6,1	0,80	0,45
Avvattning och membran	6,6	7,7	590	610	35,1	34,2	5,75	5,54
Avvattning där vattnet skickas direkt till avloppsreningsverket	24,8	-	1340	-	6,4	-	0,65	-

Det bästa alternativet ur ekonomiska aspekter och klimatpåverkan för Göteborg är att transportera och sprida oavvattnad biogödsel till åkermarken. Däremot utifrån försurnings- och övergödningspotential är bästa alternativet att behandla rejektvattnet med DeAmmon.

Det bästa alternativet ur ekonomiska aspekter för Borås är att fortsätta med den reningsmetod som idag används vid anläggningen, dvs. SBR. Ur klimatpåverkansaspekt är bästa alternativet att sprida oavvattnad biogödsel på åkermark. Utifrån försurnings- och övergödningspotential är bästa alternativet att behandla rejektvattnet med någon av strippermetoderna alternativt SBR.

Noterbart från avgränsningarna för analysen (se avsnitt 3.7) är att vi inte inkluderat någon eventuell lustgasbildning från emissioner av ammoniak. Denna avgränsning innebär en fördel för alternativen med störst emissioner av ammoniak (oavvattnad biogödsel till åkermark respektive avvattning och membran). Detta poängterar ytterligare hur viktigt det är att minska ammoniakemissionerna för dessa alternativ eftersom det är positivt rörande alla de tre miljöpåverkanskategorier som studeras.

En annan faktor som är viktig för resultaten rörande klimatpåverkan är de emissioner som sker vid tillverkning av kvävehandelsgödsel. Det är dessa emissioner som undviks när kväveinnehållet nyttiggörs på åkermark, vilket framförallt sker i stor omfattning i alternativen med oavvattnad biogödsel till åkermark respektive avvattning och membran. I

studien har vi utnyttjat data för emissioner vid tillverkning av kvävehandelsgödsel från [15] som ligger som default-data i ORWARE-modellen (se bilaga B). På sikt finns det dock goda möjligheter att emissioner vid tillverkning av kvävehandelsgödsel kan minska avsevärt. Skulle bästa möjliga teknik appliceras i hela EU skulle växthusgasemissionerna i storleksordningen kunna halveras i jämförelse med de emissioner som använts här. I resultaten t ex för Göteborg skulle detta innebära i figur 17 att den negativa blåa stapeln för ”N i handelsgödsel” skulle i storleksordningen halveras. Men fortfarande skulle spridning av oavvattnad biogödsel på åkermark vara det alternativ med klart lägst klimatpåverkan. Man bör i detta sammanhang även konstatera att alla tillverkningsprocesser sannolikt på sikt kommer att ha lägre växthusgasemissioner till följd av det fokus som finns i världen på att minska klimatpåverkan. Därmed bör även emissionerna från alternativ tillverkning av de övriga nyttigheterna (t ex NH_3 och AMS) och de kemikalier som används (t ex NaOH och H_2SO_4) på sikt sjunka.

Baserat på erhållna resultat kan det konstateras att alternativet att transportera ut oavvattnad biogödsel till jordbrukarna är ekonomiskt motiverat för transporter upp till 30-40 km jämfört med övriga studerade tekniker. Detta är något förvånande då man i allmänhet anser att ett sådant alternativ endast är intressant då en biogasanläggning ligger i nära anslutning till åkermark. Dock påverkas detta alternativ starkt av transportavståndet, vilket synliggörs vid jämförelse mellan Göteborgsanläggningen och anläggningen i Borås, där kostnaden ökar med omkring 30 % då transportsträckan ökar från 30 till 57 km. I denna studie antas tomma returtransporter, men om man skulle kunna undvika detta och höja den genomsnittliga lastgraden skulle detta alternativ bli ännu mer ekonomiskt intressant även för längre transportsträckor. Det är dessutom enklare för lantbrukaren att ta emot, hantera och sprida en oavvattnad biogödsel jämfört med en avvattnad biogödsel.

Utifrån erhållna resultat är de biologiska processerna, DeAmmon respektive SBR betydligt kostnadseffektiva jämfört med de kemiska studerade processerna (luftstripper, ångstripper och membran) där de dock är mer känsliga för störningar i processen än de kemiska (se Kapitel 5.2). Av de kemiska processerna är membrantechniken lika kostnadseffektiv som övriga två vilket är lite förvånande då den i allmänhet ses som en dyr processlösning. Membrantechniken är i studien designad för att kunna rena vattnet till 10 mg N/liter vilket är en betydligt lägre nivå jämfört med övriga tekniker som är designade för att kunna rena processvattnet till 60 mg N/liter. Detta möjliggör att man med denna teknik, till skillnad från övriga studerade tekniker, kan släppa vattnet direkt till recipienten, vilket är en fördel.

Jämför man de olika studerade alternativen och deras miljöprestanda erhålls inte något enhetligt resultat av vilket alternativ som är bäst ur miljösynpunkt. Ser man till klimatpåverkan är alternativet att transportera ut biogödseln oavvattnad som uppvisar den klart bästa miljöprestandan. Baserat på försurning erhåller man betydligt högre miljöbelastning för alternativen transport av oavvattnad biogödsel och membrantechniken jämfört med övriga tekniker där man erhåller minst belastning med DeAmmon för Göteborg och ångstripper för Borås. Liksom för försurning erhåller man för övergödning en betydligt högre miljöbelastning för alternativen som omfattar transport av oavvattnad biogödsel och membrantechniken jämfört med övriga tekniker. För Göteborgsanläggningen erhöll man minst belastning med avseende på försurning och övergödning med DeAmmon och för Boråsanläggningen med luftstripper.

Med tre olika miljöpåverkanskategorier som inte ger samstämmiga svar om vilken teknik som ger minst miljöbelastning är det intressant att göra en jämförelse mot annan miljöpåverkan i samhället för att bedöma om skillnaderna mellan alternativen är stora eller små. Sådana jämförelser kan göras på olika sätt vilket givetvis påverkar resultaten. Väljer man ett tillräckligt stort jämförelsetal kommer alla skillnader verka försvinnande små även om de är relevanta. Man bör också notera att klimatpåverkan är global medan försurning och övergödning har lokal och regional påverkan, dvs. för de två sistnämnda spelar det en stor roll var utsläppen sker och hur känslig denna miljö är. En viss mängd av försurande och övergödande utsläpp kan ha en betydande påverkan i en region medan utsläpp av samma mängder i en annan region kan ha liten påverkan.

Vi har valt att göra en enkel jämförelse enligt följande:

- a. Som jämförelsetal används Sveriges klimatpåverkande, försurande och övergödande utsläpp utslaget per capita. Vi utnyttjar då de data som årligen följs upp i samband med Sveriges miljömål *Begränsad klimatpåverkan*, *Bara naturlig försurning* respektive *Ingen övergödning*. Dessa finns att ladda ned på www.miljomal.se. För klimatpåverkan använder vi genomsnittsutsläppet av alla växthusgaser år 2008 vilket var 6,9 ton CO₂-ekv./capita. För försurning använder vi genomsnittsutsläppet av SO₂, NO_x och NH₃ till luft år 2008 vilket var 3,4 kg SO₂/capita, 17 kg NO_x/capita respektive 5,5 kg NH₃/capita. Med hjälp av Tabell 3 sammanviktas dessa emissioner till 21 kg SO₂-ekv./capita. För övergödning använder vi genomsnittsutsläppet av NO_x och NH₃ till luft år 2008. Med hjälp av Tabell 3 sammanviktas dessa emissioner till 4,1 kg fosfatekv./capita.
- b. Vi beräknar den största differensen som finns i resultaten mellan de studerade alternativen för respektive miljöpåverkanskategori
- c. Med hjälp av punkt 1 och 2 ovan kan vi beräkna hur många personers genomsnittsutsläpp som den största differensen motsvarar.

Den största differensen som finns i resultaten mellan de studerade alternativen motsvarar då:

- Cirka 330 personers genomsnittliga utsläpp av växthusgaser
- Drygt 1000 personers genomsnittliga utsläpp av försurande gaser (SO₂, NO_x och NH₃)
- Drygt 1200 personers genomsnittliga utsläpp av övergödande gaser (NO_x och NH₃)

Att vikta dessa tre miljöpåverkanskategorier utan att göra någon värdering är omöjligt att göra. Med bakgrund av dagens debatt rörande växthuseffekten och den uttalade vikten att stävja denna genom att minska koldioxidutsläppen skulle man dock kunna värdera växthuseffekten högre än försurning och övergödning. Om man skulle göra denna värdering skulle alternativet att transportera oavvattnad biogödsel vara det bästa ur miljösynpunkt.

6 Slutsatser

Baserat på erhållna resultat i studien dras följande slutsatser:

- Det bästa alternativet utifrån ekonomi och miljö för en anläggning i Göteborg är att transportera ut rötresten oavvattnad till jordbrukaren. Detta under förutsättning att man har avsättning för hela den oavvattnade rötresten inom 30 km och värderar växthuseffekten högre än förurning och övergödning.
- Det bästa alternativet utifrån ekonomi för Boråsanläggningen är att fortsätta med dagens teknik, det vill säga behandla rektvatten med SBR och transportera ut avvattnad rötrest till åkermark alternativt att fortsätta med Boråskomposten.
- Det bästa alternativet utifrån miljö för Boråsanläggningen om man värderar växthuseffekten högre än förurning och övergödning är att transportera ut biogödseln oavvattnad till jordbrukaren.

7 Rekommendationer och användning

Det är idag svårt att erhålla någon lönsamhet för biogasanläggningar i Sverige där många anläggningar idag dras med ”röda siffror”. Resultatet i denna studie skulle kunna hjälpa beslutsfattare vid upprättande av nya eller uppgradering av befintliga biogasanläggningar med vilken typ av rening och avsättning av rötresten som är att föredra ekonomiskt. Detta utifrån de förutsättningar som råder för den specifika anläggning som t.ex. transportavstånd till jordbrukare, möjligheter att skicka vattnet på VA-nätet etc. Därmed skulle man kunna minska sina kostnader för rening och omhändertagande av rötresten och därmed bidra till att skapa en bättre totalekonomi för en biogasanläggning.

Teknikerna vilka har studerats i detta projekt kan säkerligen även användas som reningstekniker på kommunala avloppsreningsverk. Dock finns det andra förutsättningar när det gäller avyttring av avloppsslam än vad det finns för biogödsel, dels beroende på större slamvolym och dels beroende på att avloppslammet inte värderas likvärdigt med biogödsel.

Förslag på framtida studier inom området är att undersöka hur långt de största städerna i Sverige har till jordbruksmark samt vilken typ av jordbruk som tillämpas (växtodling, djurhållning, specialgrödor), då detta spelar stor roll för avsättningsmöjligheterna för biogödsel. Detta för att bedöma hur konkurrenskraftig transport av oavvattnad biogödsel är generellt sett för biogasanläggningar i städer i förhållande till övriga studerade tekniker. Göteborg, som är Sveriges näst största stad, kan avsätta all biogödsel inom ett avstånd av endast 30 km, detta trots att Göteborg ligger vid kusten och endast kan transportera biogödsel i tre väderstreck.

Mer specifikt för den planerade anläggningen i Göteborg rekommenderas att granska avyttringsmöjligheterna för oavvattnad biogödsel. Den transportsträcka som anges i systemanalysen tycks vara inom rimligt avstånd men hur blir det då Göteborg växer? Mer mark kommer troligen att behöva tas i anspråk och då även i ytterområdena, vilket kommer att påverka transportsträckor till lantbrukare som vill ta emot biogödsel. Därutöver skulle man kunna undersöka alternativa transportsätt till lastbil som har ingått i denna studie. T.ex. skulle man kunna undersöka transport av rötrest med båt mot bakgrund av den planerade anläggningens närhet till vattenvägar i form av Göta Älv.

För anläggningen i Borås rekommenderas att fortsätta med dagens teknik SBR som trots att det är en känslig biologisk teknik ser ut att fungera väldigt bra. Blir ett framtida energikombinat med etanoltillverkning förverkligat vore det intressant att få se en av stripperteknikerna i fullskala.

8 Litteraturreferenser

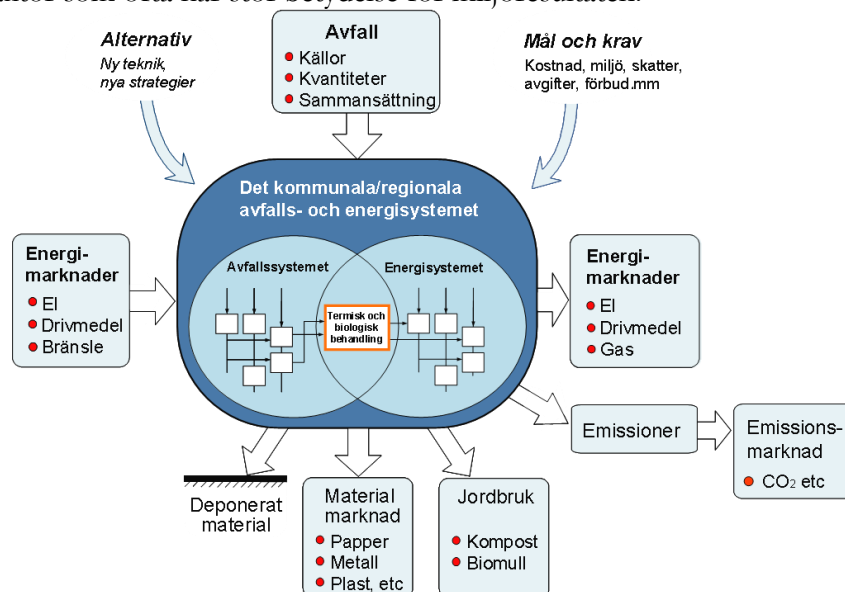
- [1] Svensson K; Certifierad biogödsel, Avfall Sverige, 2006
- [2] Björleinius, B., et al.; "Aeroba processer En förstudie för projekt Lokalt reningsverk för Hammarby Sjöstad, etapp 1, R nr 29", Stockholm Vatten, Stockholm, november 2001
- [3] Hultman B., et al.; "Samverkan mellan avloppsvattenrening och slambehandling", VA-forsk 2004-15, Svenskt Vatten AB, Stockholm 2004
- [4] Heldt, D; "Återvinning av fosfor från avloppsvatten som behandlas med biologisk fosforrening: En studie i att fälla ut struvit ur rejektivatten", Examensarbete, KTH, Stockholm, 2005
- [5] Juan, R. et al.; "Ion exchange uptake of ammonium in wastewater from a Sewage Treatment Plant by zeolitic materials from fly ash", Journal of hazardous materials, Amsterdam, 2009
- [6] Guinée J.B.(final editor), M. Gorée, R. Heijungs, G. Huppes, R. Kleijn, L. van Oers, A. Wegener Sleeswijk – S. Suh – H. A. Udo de Haes, H. de Bruijn – R. van Duin – M.A.J. Huijbregts, 2001. Life Cycle Assessment An operational guide to the ISO standards, Volume 1, 2 en 3. Centre of Environmental Science Leiden University, Leiden, the Netherlands.
- [7] IPCC, 2007: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment. Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 996 pp.
- [8] Huijbregts, M., 1999: Life cycle impact assessment of acidifying and eutrophying air pollutants. Calculation of equivalency factors with RAINS-LCA. Interfaculty Department of Environmental Science, Faculty of Environmental Science, University of Amsterdam, The Netherlands. Forthcoming.
- [9] Heijungs, R., J. Guinée, G. Huppes, R.M. Lankreijer, H.A. Udo de Haes, A. Wegener Sleeswijk, A.M.M. Ansems, P.G. Eggels, R. van Duin, H.P. de Goede, 1992: Environmental Life Cycle Assessment of products. Guide and Backgrounds. Centre of Environmental Science (CML), Leiden University, Leiden.
- [10] Karlsson, S. och Rodhe, L.; "Översyn av Statistiska Centralbyråns beräkning av ammoniakavgången i jordbruket – emissionsfaktorer för ammoniak vid lagring och spridning av stallgödsel", JTI, Uppdragsrapport, 2002
- [11] Mattsson A; "Nollalternativ - behandling av rejektivatten på Ryaverket", PM daterad 2009-05-18, Gryaab
- [12] Mattsson, A., Gryaab, personlig kommunikation, 2010-01-19
- [13] Axelsson, E., Overland, C., Nilsson, K. och Sandoff, A; "Bioenergikombinat i fjärrvärmesystem", Svensk Fjärrvärme, Stockholm, Fjärrsynrapport 2009:11
- [14] Sköldberg, H. & Unger, T; "Effekter av förändrad elanvändning/elproduktion – Modellberäkningar", Elforsk, Stockholm, Elforsk rapport 08:30
- [15] Davies, Haglund; "NPK Western European Average (WEA)", SIK-rapport nr 654, 1999
- [16] Rohde, L; JTI, personlig kommunikation, 2010-02-15

Bilaga A. Metodik och modeller i WR21- projektet ”Termisk och biologisk behandling i ett systemperspektiv”

A.1 Övergripande beskrivning av metodik

Inom WR21-projektet utvärderas ur ett systemperspektiv nya och förbättrade tekniker för behandling och energiutvinning av organiskt avfall från hushåll och verksamheter. Utvärderingen sker genom fallstudier i Borås och Göteborg. Med systemperspektiv menas att de olika delarna i ett avfallshanteringssystem och deras inbördes relationer ingår såväl som avfallshanteringssystemets beroende av omgivningen som t.ex. energisystem och transportsystem. Med organiskt avfall avses både brännbart och biologiskt nedbrytbart avfall. I avfallet ingår även avfallsfraktioner som inte är brännbara eller biologiskt behandlingsbara, t ex producentansvarsmaterial (metall- och glasförpackningar) som inte sorterats ut av hushållen och som därigenom ingår som en del i hushållens säck- och kärlavfall.

Eftersom avfall även är en viktig del av det kommunala energisystemet genom exempelvis förbränning (fjärrvärme, el) och biogasproduktion (värme, el, fordonsgas) så måste utvärderingen omfatta både avfalls- och energisystemet. I figur A ges en schematisk beskrivning av avgränsningen för avfalls- och energisystemet (den mörka boxen centralt i figuren) och hur det interagerar med andra viktiga tekniska system i dess omvärld. För att beskriva konsekvensen av en förändring i systemet (exempelvis introduktion av en ny teknik) och därmed beskriva den resulterande ekonomiska och miljömässiga nyttan av denna förändring måste effekterna även i dessa omkringliggande system studeras och kvantifieras. Hur denna omvärld beskrivs och modelleras kan vara avgörande för resultaten speciellt när den resulterande miljöpåverkan ska bedömas. Att fånga konsekvenserna i omgivningen kan ibland innebära omfattande analyser med kompletterande modeller. Exempelvis används i WR21-projektet en energisystemmodell (MARKAL) för det nordeuropeiska energisystemet för att beräkna den alternativa elproduktionen, en omvärldsfaktor som ofta har stor betydelse för miljöresultaten.

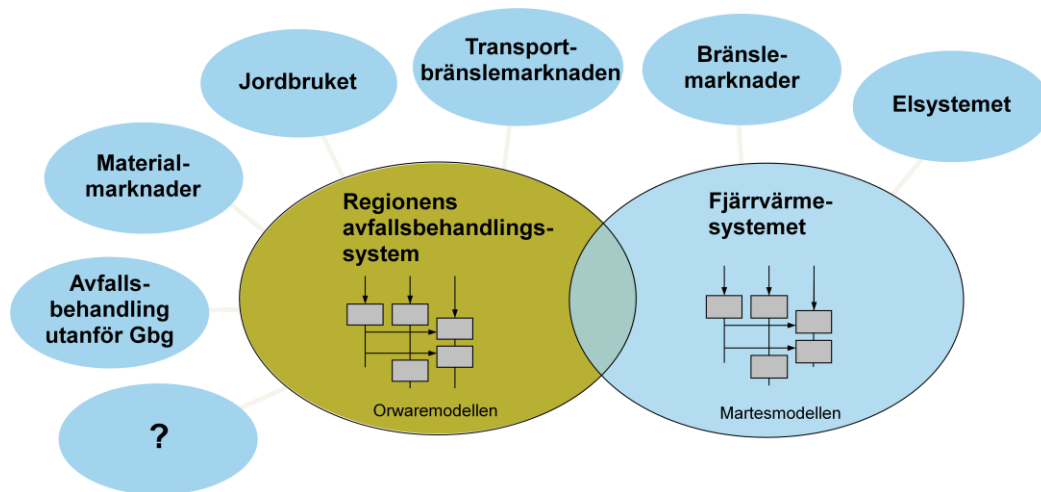


Figur A Schematisk beskrivning av det regionala avfalls- och energisystemet och dess omvärld

Det system som är i fokus för den strategiska planeringen har vi här benämnt avfallsbehandlingssystemet. I figur B nedan illustreras detta system med gulgrön färg och benämns ”regionens avfallsbehandlingssystem”. Avgränsningen lämnar några delar av det övergripande avfallssystemet utanför systemet i fokus. Exempelvis finns inte avfalls-lämnarnas system med (hushållen, industrin mm), inte heller återvinningsmaterial som passar rakt genom regionen. Studien gör inte heller anspråk på att beskriva och modellera alla flöden inom ett geografiskt avgränsat område. Avfallsbehandling har blivit en marknadsbaserad tjänst som i allt större utsträckning avgörs av marknaden och inte det geografiska ursprunget. Inom WR21-projektet utnyttjas dock uppskattningar på totala mängder som uppkommer inom ett område för att bedöma det framtida kapacitetsbehovet för olika behandlingsmetoder.

De system som tillhör omgivningen är markerade med blå färg. Flera av dessa interagerar tydligt med avfallsbehandlingssystemet. Dessutom är flera ibland direkt avgörande för systemanalysens resultat. Exempelvis hittar man ofta den stora miljöfördelen eller nackdelen för en specifik miljöbetraktelse just i ett omgivande system.

Ett av de viktigaste omvärldssystemen är det kommunala fjärrvärmesystemet. Större delen av de tekniker och metoder som finns för energiutvinning påverkar direkt eller indirekt det kommunala fjärrvärmesystemet. Inom begreppet fjärrvärmesystemet återfinns även kommunens elproduktion från kraftvärmeanläggningar kopplade till fjärrvärmesystemet. Fjärrvärmesystemet är så pass viktigt för analyserna att det även studeras med en separat modell (Martesmodellen). I praktiken innebär en modellstudie en iteration mellan två modeller, ORWARE för avfallsbehandlingssystemet och Martes för fjärrvärmesystemet (modellerna beskrivs mer nedan).



Figur B Avfallsbehandlingssystemet och omgivande interagerande system.

A.2 ORWARE för avfallsbehandlingssystemet

ORWARE är en beräkningsmodell för utvärdering av ekonomi och miljöpåverkan från hantering av avfall. Modellen kan hantera både fasta och flytande, organiska och oorganiska avfall från olika källor. Grunden för modellering av avfallshantering i ORWARE är att de avfallslag som hanteras kan beskrivas på elementnivå, d.v.s. deras sammansättning av näringsämnen, kol, föroreningar som tungmetaller etc.

ORWARE är uppbyggd av ett antal moduler som beskriver en process eller behandling. För att kunna beskriva dessa olika delar som utgör avfallshanteringen krävs en stor mängd information. Inför varje nytt projekt görs en avvägning hur mycket av informationen som måste inventeras i det specifika fallet. Avfallen följs genom modellen från hushållen och verksamheter via insamling och transporter till behandlingsanläggningar tills slutlig användning, nya produkter eller deponering.

I det följande presenteras de viktigaste parametrarna för modellens funktion med avseende på hantering av fast avfall. Guiden är indelad i systemrelaterade parametrar - hur det ser ut på ort och ställe - och studierelaterade parametrar - vilken typ av undersökning och vilken typ av resultat som önskas.

Systemrelaterade parametrar

Nedanstående visar en översikt över de möjligheter som finns i ORWARE för att simulera avfallshantering. Varje del kräver olika mängder indata för att kunna fungera, vissa indata är allmänna för en viss process och påverkas inte nämnvärt, andra parametrar är mer kopplade till en existerande anläggning.

Avfalllets ursprung

Avfallet som hanteras i modellen har sitt ursprung i hushåll, verksamheter och industrier. Dessutom kan andra material som inte är avfall men som sambehandlas med avfall i syfte att öka en anläggnings kapacitet, t.ex. vallgröda och gödsel som samrötas med avfall, infogas i modellen. De olika avfallen delas sedan upp i mindre fraktioner som exempelvis organiskt avfall, brännbart avfall, förpackningar av metall, kartong, glas mm. beroende på hur avfallet är beskaffat.

Parametrar som är platsspecifika är mängderna avfall och hur olika avfallsfraktioner är sammansatta. Som exempel kan hushållsavfall användas. Hushållen genererar en mängd avfall som matavfall, förpackningar, brännbar och icke brännbar rest, m.m. Den information som krävs är hur mycket som finns av respektive fraktion och hur stor andel som sorteras ut för biologisk behandling och till materialåtervinning, och hur stor andel som hamnar i brännbar rest respektive eventuell inert fraktion. Övriga avfallskategorier hanteras på likartat vis.

Insamling och transporter

Avfall och andra material samlas in och transporteras till, från och mellan olika anläggningar för behandling eller omhändertagande. Modellen kan hantera ett antal olika fordon för insamling och transporter: insamlingsfordon, lastbil med eller utan släp etc. Insamlings- och transportfordon i modellen består av indata som är platsspecifika, t.ex. fordonslaster och transportavstånd. Andra parametrar som energiförbrukning per km samt utsläpp från transporter är parametrar som generellt inte skiljer sig mellan olika studier.

Behandlingsanläggningar

Behandlingsanläggningar i ORWARE är förbränningsanläggning, kompost, deponering, rötning, spridning till åkermark, reningsverk samt materialåtervinning av plast- och pappersförpackningar. Modellen är dock flexibel och nya tekniker, åtgärder mm kan relativt enkelt läggas in och studeras med modellen.

De parametrar som är påverkningbara för behandlingsanläggningar är olika prestandaparametrar som verkningsgrader, energianvändning för drift och skötsel av anläggning. Parametrar som inte är påverkningbara är parametrar som påverkar inre processer i anläggningarna t.ex. mikrobiella aktiviteten i röttnings- och komposteringsanläggningar.

Ekonomi

För att belysa det ekonomiska resultatet för systemen kan investeringskostnaderna samt drifts- och behandlingskostnader för respektive anläggningar inventeras. I systemanalysen bedöms kostnader för hela hanteringskedjan, behandling samt eventuell lagring av slutprodukter. Parametrar som är aktuella för resultatet är exempelvis, investeringskostnader, transportkostnader, elpris, pris på fordonsgas samt pris för växtnäring i form av fosfor och kväve.

Studierelaterade parametrar

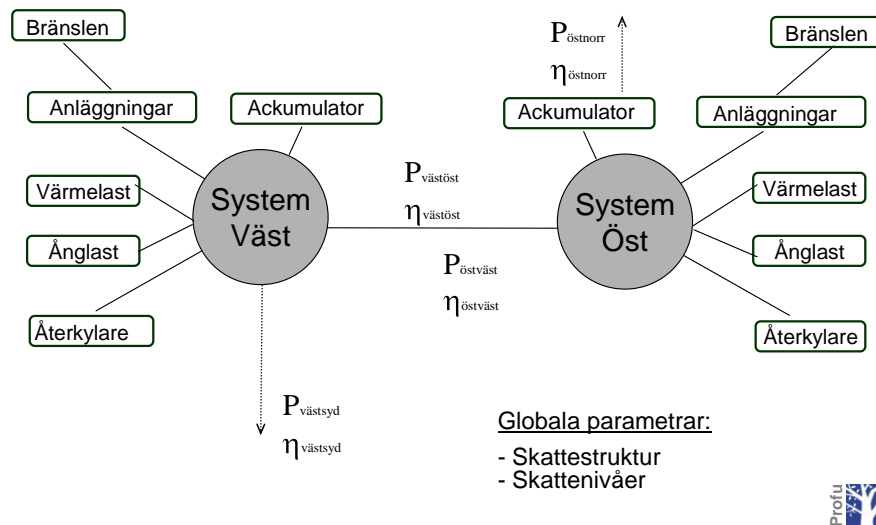
Från modellen genereras stora mängder resultat i form av materialflöden. Materialflödena ut från modellen fördelas sedan som utsläpp till luft, vatten eller mark, kvar i material etc. Dessutom tillkommer energi tillförd till avfallshantering och energi utvunnen från hanteringen.

Resultat kan erhållas som utsläpp av enskilda ämnen t.ex. koldioxid till luft eller utsläpp av övergödande ämnen till vatten. Vidare kan resultat som mängd växtnäring, fosfor eller kväve till åkermark, tungmetaller till mark och vatten m.m. erhållas. Utsläpp av olika ämnen kan med hjälp av viktningsfaktorer från livscykelanalys sammanställas till miljöpåverkanskategorier som växthuseffekt, övergödning etc.

Utifrån de studerade parametrarna analyseras systemen utifrån både företagsekonomiska, samt miljömässiga aspekter. Detta ger en bild av både de direkta kostnaderna och vinsterna av behandlingsanläggningarna samt för de indirekta aspekter som påverkar samhället som helhet.

A.3 Martes för fjärrvärmesystemet

Martesmodellen är ett analysinstrument för frågor kring fjärrvärmeproduktion med ett tidsperspektiv mellan någon vecka till flera år. Exempel på frågeställningar är investeringsanalys, budgetberäkningar, bränsleinköp och lagerhållning, korta och långa elbalanser, skatteanalys m.m. Beräkningarna sker för ett eller flera år, med en tidsindelning på 730 beräkningssteg per år (året indelat i dag/natt-perioder). Alternativt kan beräkningen ske på timbasis med 8760 beräkningssteg. Modellen har i många hänseenden en flexibel detaljeringsgrad, vilket innebär att detaljeringsgraden hos olika beräkningsparametrar styrs av de frågeställningar man önskar analysera. Indatabehovet för modellen framgår schematiskt av figur C nedan.



Figur C Schematisk struktur av Martes-programmet.

Modellen finns med både simulerande och optimerande algoritm. Beräkningsalgoritmen kan beskrivas som en enperiodmodell för analys av ett helt år eller valfri period. Enperiodmodell innebär att beräkningen i varje tidssteg hanteras separat, så när som på ackumulatort som knyter ihop flera tidssteg. Modellen kan därigenom inte automatsikt hantera villkor som sträcker sig över flera tidssteg, såsom volymkrav på bränslen eller utsläppsbegränsningar i absoluta tal (t.ex. ton/år). Den optimerande algoritmen är en linjär programmeringsmodell (LP) med kontinuerliga heltalsvariabler. Målfunktionen är att i varje beräkningssteg minimera den totala värmeproduktionskostnaden inklusive produktionsintäkterna.

Resultaten från modellen är indelat i Energi, Utsläpp och Ekonomi. Nedan ges några exempel på resultat från respektive grupp:

Energi

- Max effektbehov, [MW per månad]
- Drift- & utnyttjningstid, [h]
- Tillförda bränslen, [GWh / månad]
- Produktion per produktionsslag, [GWh/månad och anläggning]

Utsläpp

- Utsläpp per produktionsslag, [ton/månad och anläggning]

Ekonomi [Mkr]

- | | |
|----------------------------|----------------------------------|
| – Fasta intäkter | – Energiskatter |
| – Rörliga intäkter | – CO ₂ -skatter |
| – Fasta kostnader | – Miljöavgifter |
| – Rörliga kostnader | – Återbetalning av miljöavgifter |
| – Bränsle- och elkostnader | – Kostnadsmedelvärden |

Martes nyttjas mer eller mindre kontinuerligt inom Göteborg Energi och Borås Energi och Miljö för att studera olika frågor som rör fjärrvärmeproduktionen. Tack vare detta har vi redan från början haft tillgång till databaser för Martes som beskriver de befintliga systemen.

Bilaga B. Indata rörande flöden och tekniker

B.1 Oavvattnad biogödsel

Mängd totalt. 83 250 m³/år

TS-halt: 4 %

NH₄-N: 0.055 kg/kg TS

Innehåll av fosfor: 0.012 kg/kg TS

Innehåll av kalium: 0,015 kg/kg TS

Ovanstående parametrar är bestämda inom projektgruppen.

B.2 Avvattning

Andel till rejektvatten:

- TS: 0,15
- H₂O: 0,91
- NH₄-N: 0,99
- Fosfor: 0,13
- Kalium: 0,65

Ovanstående parametrar är bestämda inom projektgruppen.

Elkonsumtion: 1,52 kWh/m³ oavvattnad biogödsel (baserat på verkliga data från Borås)

Konsumtion av polymer: 9,2 kg/ton TS i oavvattnad biogödsel (baserat på verkliga data från Borås)

Konsumtion av skumdämpare: 0,082 kg/m³ oavvattnad biogödsel (baserat på verkliga data från Borås)

Investeringskostnad: 48 kr/m³ oavvattnad biogödsel (baserat på data från Läckby Water)

Pris för polymer: 31,25 kr/kg (verkliga data från Borås)

Pris för skumdämpare: 35,5 kr/kg (verkliga data från Borås)

B.3 SBR

Andel av NH₄-N som omvandlas till kvävgas: 0,976 (krävs för att nå krav på renat rejektvatten)

Elkonsumtion: 8,3 kWh/kg omvandlat N (baserat på verkliga data från Borås)

Konsumtion av lut (25 % NaOH): 0,37 kg/kg omvandlat N (baserat på verkliga data från Borås)

Konsumtion av sekundol⁷: 0,04 kg/kg omvandlat N (baserat på verkliga data från Borås)

Investeringskostnad: 247 kr/m³ ingående rejektvatten (baserat på data från Läckby Water)

⁷ Bakterieföda i denitrifikationsanläggning

Drift-, underhålls- och personalkostnad: 4,2 kr/m³ ingående rejektivatten (baserat på verkliga data från Borås)

Pris för polymer: 31,25 kr/kg (verkliga data från Borås)

Pris för skumdämpare: 35,5 kr/kg (verkliga data från Borås)

B.4 DeAmmon

Nedanstående data baseras på data från Läckby Water om inget annat anges.

Andel av NH₄-N som omvandlas till kvävgas: 0,976 (krävs för att nå krav på renat rejektivatten)

Elkonsumtion: 4,3 kWh/kg omvandlat N

Investeringskostnad: 233 kr/m³ ingående rejektivatten

Drift-, underhålls- och personalkostnad: 9,4 kr/m³ ingående rejektivatten

B.5 Luftstripper

Nedanstående data baseras på data från Läckby Water om inget annat anges.

Andel av NH₄-N som omvandlas till AMS: 0,9

Elkonsumtion: 2,0 kWh/kg omvandlat N

Konsumtion av lut (50 % NaOH): 3,0 kg/kg omvandlat N

Konsumtion av svavelsyra (78 % H₂SO₄): 4,4 kg/kg omvandlat N

Investeringskostnad: 219 kr/m³ ingående rejektivatten

Drift-, underhålls- och personalkostnad: 7,3 kr/m³ ingående rejektivatten

Pris för lut: 3000 kr/ton

Pris för svavelsyra: 4000 kr/ton

Försäljningspris för AMS: 2,5 kr/kg AMS (bedömning i projektgruppen)

B.6 Ångstripper

Nedanstående data baseras på data från Läckby Water om inget annat anges.

Andel av NH₄-N som omvandlas till NH₃: 0,9

Elkonsumtion: 1,3 kWh/kg omvandlat N

Konsumtion av lut (50 % NaOH): 3,4 kg/kg omvandlat N

Investeringskostnad: 274 kr/m³ ingående rejektivatten

Drift-, underhålls- och personalkostnad: 8,7 kr/m³ ingående rejektivatten

Pris för lut: 3000 kr/ton

Pris för ånga, Göteborg: 383 kr/MWh (bedömning av Profu utifrån ångproduktion i pelletspanna)

Pris för ånga, Borås: 233 kr/MWh (bedömning av Profu utifrån ångproduktion från ett framtida bioenergikombinat i Borås)

Försäljningspris för NH_3 : 6,6 kr/kg NH_3 (bedömning i projektgruppen)

B.7 Membrananläggning

Nedanstående data baseras på data från Läckby Water om inget annat anges.

Andel av $\text{NH}_4\text{-N}$ som övergår till koncentrat: 0,95

Andel av fosfor som övergår till koncentrat: 1

Andel av kalium som övergår till koncentrat: 1

Elkonsumtion: 11,5 kWh/kg N till koncentrat

Konsumtion av svavelsyra (78 % H_2SO_4): 1,1 kg/kg N till koncentrat

Investeringskostnad: 215 kr/ m^3 ingående rejektivatten

Drift-, underhålls- och personalkostnad: 10,4 kr/ m^3 ingående rejektivatten

Pris för svavelsyra: 4000 kr/ton

Värdering av N i koncentrat: 6 kr/kg (bedömning i projektgruppen)

Värdering av P i koncentrat: 15 kr/kg (bedömning i projektgruppen)

B.8 Behandling av orenat rejektivatten vid Ryaverket i Göteborg

Andel av $\text{NH}_4\text{-N}$ som omvandlas till kvävgas: 0,997 (antas nödvändigt för att det renade rejektivattnet skall komma ned till samma nivåer som det renade avloppsvattnet från Ryaverket idag)

Elkonsumtion: 6,8 kWh/kg inkommande N (uppskattat utifrån [11])

Konsumtion av metanol: 2,7 kg/kg inkommande N [12]

B.9 ”Uppströms” och undvikna emissioner

Nedanstående data baseras på livscykelanalyser av respektive produkt om inget annat anges. Sammanviktningsfaktorer enligt Tabell 3 har i detta projekt använts för att vikta samman olika emissioner.

Handelsgödsel, kväve

Klimatpåverkan: 7,3 kg $\text{CO}_2\text{-ekv.}/\text{kg N}$

Försurning: 0.0076 kg $\text{SO}_2\text{-ekv.}/\text{kg N}$

Övergödning: 0.0046 kg fosfatekv./kg N

Handelsgödsel, fosfor

Klimatpåverkan: 3,3 kg CO₂-ekv./kg P

Försurning: 0.056 kg SO₂-ekv./kg P

Övergödning: 0.013 kg fosfatekv./kg P

Handelsgödsel, kalium

Klimatpåverkan: 0,14 kg CO₂-ekv./kg K

Försurning: 0.0016 kg SO₂-ekv./kg K

Övergödning: 0.00036 kg fosfatekv./kg K

NaOH (100 %)

Klimatpåverkan: 1,2 kg CO₂-ekv./kg

Försurning: 0,016 kg SO₂-ekv./kg

Övergödning: 0,0010 kg fosfatekv./kg

H₂SO₄ (100 %)

Klimatpåverkan: 0,25 kg CO₂-ekv./kg

Försurning: 0,0075 kg SO₂-ekv./kg

Övergödning: 0,00006 kg fosfatekv./kg

Metanol

Klimatpåverkan: 0,50 kg CO₂-ekv./kg

Försurning: 0,0001 kg SO₂-ekv./kg

Övergödning: 0,00005 kg fosfatekv./kg

Ånga, Göteborg

Värden beräknade av Profu baserat på ångproduktion genom förbränning av pellets.

Klimatpåverkan: 6,5 kg CO₂-ekv./MWh ånga

Försurning: 0,17 kg SO₂-ekv./MWh ånga

Övergödning: 0,04 kg fosfatekv./MWh ånga

Ånga, Borås

Värden beräknade av Profu baserat på ångproduktion genom ett framtida bioenergikombinat i Borås.

Klimatpåverkan: 4,8 kg CO₂-ekv./MWh ånga

Försurning: 0,09 kg SO₂-ekv./MWh ånga

Övergödning: 0,02 kg fosfatekv./MWh ånga

AMS

Klimatpåverkan: 0,41 kg CO₂-ekv./kg

Försurning: 0,0007 kg SO₂-ekv./kg

Övergödning: 0,00008 kg fosfatekv./kg

NH₃

Klimatpåverkan: 2,7 kg CO₂-ekv./kg

Försurning: 0,003 kg SO₂-ekv./kg

Övergödning: 0,0004 kg fosfatekv./kg

B.10 Övriga parametrar

Nedanstående taxor avser aktuella förhållanden i respektive stad.

Avloppstaxa, Göteborg: 5,27 kr/ m³ + en fast avgift på 10 000 kr/år

Avloppstaxa, Borås: 7,66 kr/ m³



WASTE REFINERY

SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut
Box 857, 501 15 Borås
wasterefinery@sp.se
www.wasterefinery.se