



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för norrländsk jordbruksvetenskap

NP-Balans – Växtbehovsanpassade gödselmedel från biogasanläggningar

NP-balance – adaptation of fertilizers from biogas digestate



EUROPEISKA UNIONEN

Interreg
Botnia-Atlantica

Europeiska regionala utvecklingsfonden



region
västerbotten



Österbottens förbund
Pohjanmaan liitto



Sveriges
lantbruksuniversitet

YRKESHÖGSKOLAN
NOVIA

Viveka Öling-Wärnå¹, Cecilia Palmborg², Kenneth Sahlén³, Nina Åkerback¹, Sten Engblom¹, Ann-Sofi Hahlin², Thomas Andersson¹, Monika Fröjdö¹, Tom Lillhonga¹.

- 1) Yrkehögskolan Novia, Forskning och utveckling, Vasa, Finland
- 2) Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för norrländsk jordbruksvetenskap, Umeå, Sverige
- 3) Nilseco AB, Nyliden 113, 89050 Björna, Sverige

Sveriges Lantbruksuniversitet

Rapport 6:2019

Institutionen för norrländsk jordbruksvetenskap

Umeå

Swedish University of Agricultural Sciences
Department of Agricultural Research for Northern Sweden



NP-Balans – Växtbehovsanpassade gödselmedel från biogasanläggningar

NP-balance – adaptation of fertilizers from biogas digestate

Viveka Öling-Wärnå¹, Cecilia Palmberg², Kenneth Sahlén³, Nina Åkerback¹, Sten Engblom¹, Ann-Sofi Hahlin², Thomas Andersson¹, Monika Fröjdö¹, Tom Lillhonga¹.

- 1) Yrkeshögskolan Novia, Forskning och utveckling, Vasa, Finland
- 2) Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för norrländsk jordbruksvetenskap, Umeå, Sverige
- 3) Nilseco AB, Nyliden 113, 89050 Björna, Sverige

Nyckelord: Gödslingseffekt, biogassubstrat, struvitutvinning, biogasrest, växthusförsök, jordbruksförsök, skogsförsök

SLU

Rapport 6:2019

Institutionen för norrländsk jordbruksvetenskap

Umeå

Swedish University of Agricultural Sciences

Department of Agricultural Research for Northern Sweden

Innehållsförteckning

.....	3
1. Inledning och projektmål	6
1.1. Tack till organisationer och personer som har bidragit till projektet	6
2. Biogasproduktion.....	6
2.1. Substrat för biogasproduktion	7
2.2. Biogasproduktion i Finland och Sverige	8
2.3. Regelverk för rötrest och avloppsslam i Finland och Sverige	9
3. Kartläggning av fosforåtervinning ur rötrest	12
3.1. Fosfor	12
3.2. Fosfors naturliga kretslopp och fosforflöden i Finland och Sverige.....	12
3.3. Hållbar användning av fosfor	14
3.4. Biologisk fosforering	16
3.5. Tillgängliga tekniker för fosforåtervinning	16
3.5.1. Struvitutfällning	17
4. Biogödsel inom jord- och skogsbruk	17
4.1. Innehåll och tillgänglighet för kväve och fosfor i biogödsel.....	17
4.2. Långtidseffekter av upprepad gödsling	19
4.3. Risker för mark och gröda jämfört med mineralgödsel.....	19
4.4. Fördelar och risker för miljön	21
5. Biogödsel inom skogsbruk	22
5.1. Erfarenheter av gödsling av boreal barrskog med biogödsel.....	22
5.1.1. Effekter på trädens tillväxt.....	23
5.1.2. Effekter på trädens näringsstatus	23
5.1.3. Effekter på kemiskt innehåll i markvatten	23
5.1.4. Effekter på kemiskt innehåll i humuslagret.....	25
6. Material och metoder	26
6.1. Rötningsexperimentens substrat och startkultur	26
6.2. Rötningprocessen	27
6.3. Fosforåtervinning.....	28
6.4. Jordbruksförsök	30
6.4.1. Biogödsel använd i försöken	31
6.4.2. Försök med korn med vallinsådd.....	32
6.4.3. Försök med vall	34
6.5. Växthusförsök med korn.....	35
6.5.1. Analyser av biogödsel.....	36

6.5.2.	Pilotförsök med olika odlingssubstrat.....	36
6.5.3.	Växthusförsök med olika biogödsel.....	37
6.6.	Växthusförsök med tall- och granplantor.....	39
6.6.1.	Växthusförsök 1.....	39
6.6.2.	Växthusförsök 2.....	44
6.7.	Biogödsling av skog.....	47
6.7.1.	Beskrivning av gödslingsbestånd och gödslingsbehandlingar.....	47
6.7.2.	Egenskaper och innehåll hos använda gödselmedel.....	49
6.7.3.	Mätningar och provtagningar på provytor.....	51
6.7.4.	Trädtillväxtberäkningar.....	54
7.	Resultat.....	54
7.1.	Optimering av näringsbalansen genom samrötning, kvävetillsats samt fosforåtervinning.....	54
7.1.1.	Substratens kol-kväve-fosfor sammansättning.....	54
7.1.2.	Samröttningsresultat.....	56
7.1.3.	Näringsämnesbalansen i rötresten.....	57
7.1.4.	Förekomst av spårämnen (mikronäringsämnen) i rötresten.....	60
7.1.5.	Förekomst av metaller och bakterier i rötresten.....	61
7.1.6.	Fosforåtervinning från rejektvatten och rötrest.....	62
7.2.	Kortsiktiga odlingsförsök med biogödsel.....	64
7.2.1.	Fältförsök med korn och vallinsådd.....	65
7.2.2.	Fältförsök med vall.....	67
7.2.3.	Växthusförsök med korn.....	73
7.2.4.	Växthusförsök med tall och gran.....	81
7.3.	Långsiktiga effekter av biogödsling av skog.....	91
7.3.1.	Effekter på skogens tillväxt.....	91
7.3.2.	Effekter på trädens näringsstatus.....	95
7.3.3.	Effekter på kemiskt innehåll i markvatten.....	98
7.3.4.	Effekter på kemisk sammansättning av humustäcket.....	100
8.	Diskussion och slutsatser.....	105
	Källförteckning.....	108
	<i>Institutionen för norrländsk jordbruksvetenskap.....</i>	116

1. Inledning och projektmål

Biogasproduktion är en allt vanligare form av energiproduktion. Olika typer av avfallsprodukter rötas och energiinnehållet utvinns i form av biogas, medan växtnäringsämnen stannar kvar i rötresten. Rötresten innehåller ofta för mycket fosfor i förhållande till kväve. I NP-Balans projektet undersöktes möjligheterna till att antingen avskilja fosfor, eller att tillsätta kväve, för att få en bättre styrning av näringsbalansen i rötresten. Genom att kunna anpassa rötrestens näringsinnehåll (balansen mellan kväve och fosfor) för olika användningssyften, blir t.ex. gödsling på åker- eller skogsmark så effektivt som möjligt och överflödigt näring utlakas inte till vattendragen.

Inom projektet har rötresten från olika biogasanläggningar använts som växtnäring till jordbruksgrödor och barrträdsplantor och effekten har följts upp både kortsiktigt och långsiktigt. Olika bioavfall har testats och biogasproduktionen har uppmätts och rötrestens näringsinnehåll har analyserats. Ytterligare har en teknik för fosforåtervinning från restprodukter från biogasproduktion utvärderats. Projektet har varit ett samarbete mellan Yrkeshögskolan Novia och Institutionen för norrländsk jordbruksvetenskap vid Sveriges lantbruksuniversitet (SLU).

1.1. Tack till organisationer och personer som har bidragit till projektet

Stort tack riktas till finansiärerna, Botnia-Atlantica, Region Västerbotten och Österbottensförbund för att ha möjliggjort detta projekt. Jordbruksdelen av NP-balans har utförts på Röbbäcksdalens forskningsstation som är en del av SITES infrastruktur, Swedish Infrastructure for Ecosystem Science, vilken finansieras av Vetenskapsrådet och SLU. Detta projekt har möjliggjorts genom forskningsstationens kunniga personal och tillgång till utrustning och försöksfält. Vi tackar även de företag och personer som donerat organiskt material för våra rötningförsök.

2. Biogasproduktion

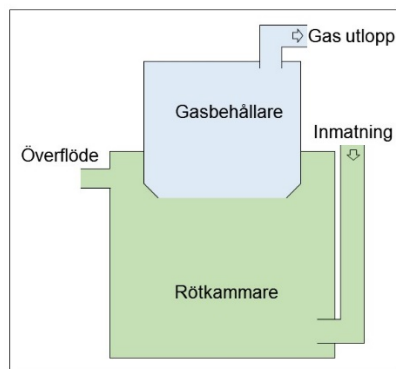
Bildning av biogas sker när organiskt material bryts ner av mikroorganismer utan tillgång till syre (anaerob nedbrytning). Biogasbildningen kan indelas i fyra olika steg, lösningssteget (hydrolys), syrabildningssteget (acidogenes), ättiksyra-steget (acetogenes) och metan-bildningssteget (metanogenes). Biogas består till två tredjedelar av metan och en tredjedel koldioxid (Tabell 1). Metan är en energirik gas som kan användas för el- och värmeproduktion, eller uppgraderas till drivmedel för fordon (fordonsgas, 97% metan) eller som råvara (t.ex. i färger, plaster och möbler) (Ek, 2013).

Tabell 1. Biogasens genomsnittliga beståndsdelar. Bearbetad från "Produktion av biogas på gården" (Ek, 2013).

Ämne	%
Metan, CH ₄	55–75
Koldioxid, CO ₂	25–45
Kolmonoxid, CO	0–0,3
Kväve, N ₂	1–5
Väte, H ₂	0–3
Svavelväte, H ₂ S	0,1–0,5

Biogas produceras främst i biogasanläggningar, där olika typer av organiskt avfall rötas, men även på deponier (soptippar) (Klackenberg, 2018).

Biogasanläggningens hjärta är röt-kammaren där det organiska materialet rötas, under ca 15–30 dagar beroende på processtyp och substrat (organiskt avfall). Röt-kammaren är helt syrefri, isolerad och vanligen försedd med omrörning och uppvärmning. Biogasen som produceras leds via rörledningar från toppen av röt-kammaren för vidare användning (Figur 1). Gasens metanhalt kan variera beroende på substratet, men är oftast mellan 60–70%. Rötningen sker antingen mesofilt vid 32–42 °C eller termofilt vid 50–60 °C (Ek, 2013; Klackenberg, 2018).



Figur 1. Enkel översikt av en rötreaktor. Bearbetad från ”Produktion av biogas på gården” (Ek, 2013).

Valet av mikroorganismer (ymp- / startkultur) som blandas med det avfall som ska rötas är en viktig parameter för hur biogasbildningen ska lyckas. Om möjligt bör mikroorganismerna redan vara anpassade för den typen av organiskt material som ska rötas (Ek, 2013).

Under normal drift av röttningsprocessen är pH-värdet kring 7 i röt-kammaren. Om röttningsprocessen blir sur, t.ex. av för mycket substrattillsats, måste tillförseln av substrat upphöra så att processen får återhämta sig (Ek, 2013).

Efter rötningen återstår en näringsrik rötrest som i många fall kan användas som gödningsmedel, så kallad biogödsel. På så sätt återförs växnäringsämnena tillbaka till jorden och kretsloppet har slutits, vilket medför en stor klimatnytta.

2.1. Substrat för biogasproduktion

Allt organiskt material kan i princip rötas, men biogastekniken passar bäst för material som lätt kan brytas ned. Inom lantbruket handlar det främst om stallgödsel och lantbruksgrödor (t.ex. vall, säd, majs, rotfrukter och sockerbetsblast). Matavfall från livsmedelsindustrin går även bra att använda medan avfall som innehåller mycket fibrer och lignin (t.ex. trä eller halm) är sämre lämpat för rötning. Biogas utvinns även från industriellt och kommunalt avloppsslam och slakteriavfall (Ek, 2013).

Olika typer av bioavfall (substrat) ger olika mängder biogas beroende på substratens sammansättning. Viktigt att beakta vid valet av substrat är kol och kväve förhållandet. Förhållandet mellan kol och kväve bör vara 20:1. Materialet som matas in i biogasanläggningen bör innehålla ungefär 20 gånger mer kol än kväve för att biogasprocessen skall fungera bra. Om substraten innehåller för mycket kol, t.ex. vid användning av bara växtprodukter, leder det till att en stor del av materialet blir outnyttjad. Om substratet innehåller för mycket kväve i relation till kol, t.ex. rötning enbart med höns- eller svingödsel, kan ammoniak börja bildas som hämmar biogasbildningen (Carlsson, M. & Uldal, 2009; Ek, 2013).

Samrötning av flera olika typer av substrat, gör att man får ut mer biogas per ton råvara. Skillnader i näringsförhållanden hos olika substrat kan kompenseras genom samrötning. Till exempel genom samrötning av kväverika substrat såsom höns gödsel, hushållsavfall och slakteriavfall med mer kvävefattiga substrat såsom halm, glycerol och sockerbetor utan blast (Carlsson, M. & Uldal, 2009).

Vissa substrat kräver förbehandling i form av finfördelning, spädning eller separering för att röttningsprocessen ska fungera optimalt. Till exempel, finfördelning av fiberrika substrat gör det mera åtkomligt för de nedbrytande bakterierna och ökar gasbildningen och minskar tiden i röttningskammaren. Även kemisk eller termisk förbehandling kan krävas för svårnedbrytbara substrat och hygienisering ställs som krav på vissa substrat, t.ex. animaliska biprodukter och slakteriavfall (Carlsson, M. & Uldal, 2009).

2.2. Biogasproduktion i Finland och Sverige

I Finland finns det totalt 59 röttningsanläggningar för biogas och ytterligare totalt 38 avfalldeponier som tillvaratar biogas. I västra delen av Finland finns det störst produktion, med totalt 24 röttningsanläggningar för biogas (ej inberäknat biogasproduktion från deponier), varav tre finns i Österbotten, två i Södra Österbotten och två i Mellersta Österbotten (Huttunen, Kuittinen, & Lampinen, 2018), varav två uppgraderar gasen till fordonsgas.

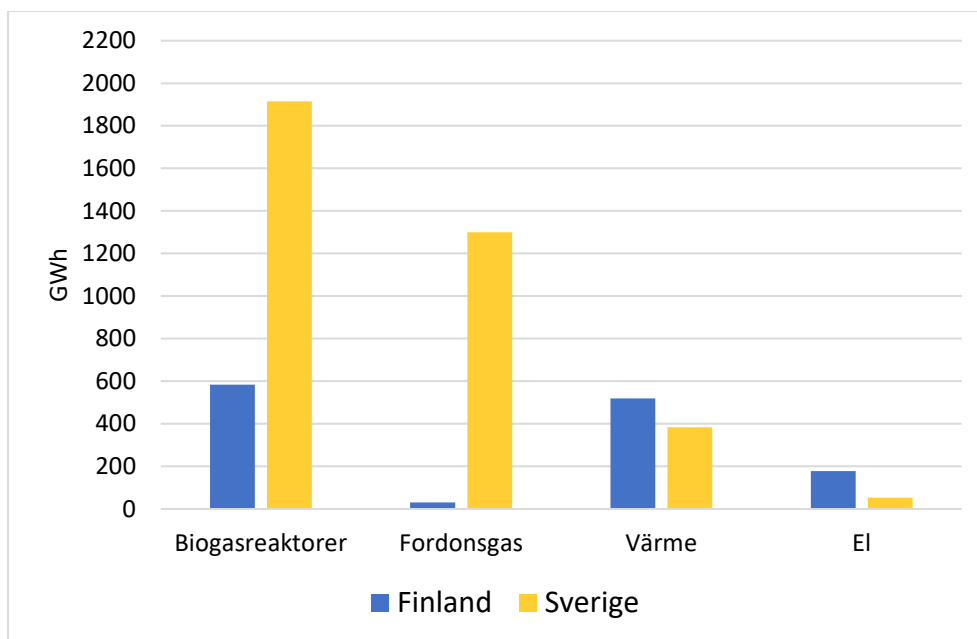
Finlands biogasreaktorer (inkluderar samröttnings-, industri-, gårdsanläggningar och avloppsreningsverk) producerade 99,9 miljoner m³ biogas (ca 584 GWh) och avfalldeponier 72,3 miljoner m³ biogas under år 2017. Av biogasen användes 520 GWh till värme och 178 GWh till el. Biogas som användes som fordonsgas var ca 30 GWh under 2017 (Figur 2), vilket var en ökning med 41% jämfört med föregående år. Det var främst en ökning av tung trafik som använder biogas som bränsle som bidrog till ökningen, t.ex. stadsbussar i Vasa och sopbilar i Jyväskylä som går på biogas togs i användning 2017 (Huttunen et al., 2018).

Under 2016 användes i Finland 50% av rötrest från avloppsreningsverk till grönybyggen, ca 40% användes som gödsel inom jordbruket och <10% användes för lagring och sluttäckning av avfallsdeponier. Den totala slammängden var 832 200 ton (våtvikt) (147 000 ton, torrsvikt) från avloppsreningsverken i Finland år 2016 (Vilpanen & Toivikko, 2017). Motsvarande uppgifter för rötrest från biogasanläggningar i Finland finns inte att tillgå.

I Sverige finns totalt 275 biogasproduktionsanläggningar. Störst produktion finns i södra Sverige, särskilt i storstadsområdena. Stockholms län, Västra Götalands län och Skåne län står för sammanlagt mer än hälften av gasproduktionen. I Västerbottens och Västernorrlands län finns endast 19 biogasanläggningar varav två uppgraderar gasen till fordonsgas (Harrysson, 2018).

Den svenska biogasproduktionen uppgick till 2068 GWh 2017. Det mesta av detta producerades i samröttningsanläggningar (987 GWh) tätt följt av avloppsreningsverk (753 GWh) och tillsammans med industrianläggningar (125 GWh) och gårdsanläggningar (50 GWh) producerade dessa fyra typer av biogasreaktorer totalt 1915 GWh. Samröttningsanläggningar och avloppsreningsverk ökade sin produktion, medan produktionen från deponier och industrier minskade. Andelen biogas som uppgraderas till fordonsgas ökade och uppgick 2017 till 65 % (drygt 1300 GWh) av den producerade gasen. Det finns bara en anläggning som producerar flytande biogas (LBG- Liquefied Biogas). Ytterligare användes 384 GWh (19%) till värme och 53 GWh (3%) till el. (Figur 2) Biogasen producerades till största delen av olika typer av avfall: Avloppsslam 35 %, gödsel 20 %, matavfall 11 %, livsmedelsindustrins avfall 10 % och energigrödor 2 % (Harrysson, 2018).

I Sverige producerade biogasanläggningarna totalt 2,7 miljoner ton rötrest. Nästan all rötrest från certifierade samröttningsanläggningar och gårdsanläggningar (2,04 miljoner ton) användes 2017 som gödselmedel i jordbruket, men endast 31% av rötresten från avloppsanläggningar (187 000 ton). Återstoden användes till anläggningsjord (Harrysson, 2018).



Figur 2. Biogasproduktion från biogasreaktorer (samrättningsanläggningar, avloppsreningsverk, industri- anläggningar, gårdsanläggningar ingår) och andelen som använts till fordonsgas, värme och el av den producerade biogasen i Finland och Sverige under 2017.

2.3. Regelverk för rötrest och avloppsslam i Finland och Sverige

Vilka substrat som rötas påverkar hur rötresten kan användas som biogödsel. Substratens näringsämnen, tungmetaller och eventuella föroreningar finns kvar i rötresten och påverkar kvaliteten. För att undvika smittspridning av sjukdomsalstrare (patogener) finns lagkrav på förbehandling av vissa substrat eller efterbehandling av rötresten innan den får användas som biogödsel. Rötrestens godkända innehåll av tungmetaller regleras via lagar inom respektive land, men vad gäller andra oönskade material (såsom mikroplaster och läkemedelsrester) finns ingen gällande lagstiftning. För att accepteras av lantbrukarna behöver biogödseln vara näringsrik och med få föroreningar och skadliga mikroorganismer (Ljung, Palm, & Rodhe, 2013).

Regelverk i Sverige

Detta garanteras genom certifiering i Sverige. I Sverige finns det två typer av certifieringsorganisationer som har regler som berör biogödsel: De som certifierar biogödsel och produkter från biogödsel är REVAQ (avloppsslam) som drivs av Svenskt Vatten och SPCR 120 (biogödsel) och SPCR 152 (kompost) som drivs av Avfall Sverige. Avfall Sverige har också en hemsida med information om biogödsel (<http://www.biogodsel.se/>). De som certifierar konsumentprodukter är KRAV (ekologisk produktion) och Svenskt Sigill (integrerad produktion).

REVAQ garanterar att avloppsslammet håller sig under vissa gränsvärden för tungmetaller, mikroorganismer och synliga föroreningar (bl.a. plast) och att de anslutna anläggningarna bedriver ett uppströmsarbete för att minimera kemikalier som spolats ned i avloppen. Innehållet av näringsämnen och tungmetaller ska deklarerars. All spridning ska dokumenteras av lantbrukaren och nedbrukning ska ske snarast (Linusson, 2019).

För alla organiska gödselmedel gäller EU-kommissionens förordning EU 142/2011. Vid skörd av vallfoder krävs en väntetid innan skörd på minst 21 dagar efter spridning av andra organiska gödselmedel än stallgödsel.

SPCR 120 specificerar alla substrat och processhjälpmedel som får användas i certifierade biogasanläggningar. Användningen av polymerer för förtjockning begränsas till 0,5 kg per m³ substrat

och får bara användas före röt-kammaren inte för flockulering inför avvattning. Produkten ska uppfylla specificerade krav på organisk substans, smittskydd, föroreningar, metaller (Tabell 2) och ogräsfrön. Minst sex veckor ska passera innan grödan betas av produktionsdjur och minst tre veckor innan skörd av foder (SCPR 120, 2019).

Vid kompostering av rötrest gäller regelverket SPCR 152 i Sverige. Regler finns för tungmetallhalter, synliga föroreningar, vissa bakterier och grobara frön. Hygienisering med viss temperatur en viss tid krävs någon gång i processen. Bara en viss mängd kväve, fosfor eller tungmetaller få spridas och det begränsande ämnet måste anges. En vinterperiod måste ha förflutit efter spridning innan marken betas av produktionsdjur (SPCR, 2018).

KRAV vill gynna en cirkulär ekonomi. Deras certifiering garanterar att tungmetallmängden som sprids är under vissa strikta gränsvärden, att minst 5 % av substratet till certifierade biogasanläggningar kommer från ekologisk produktion och att djuren som levererat konventionell gödsel har haft godkända levnadsvillkoren. Om substratet endast kommer från växtmaterial, ekologisk stallgödsel och andra KRAV-tillåtna gödselmedel behövs ingen KRAV-certifiering. KRAV tillåter inte spridning av biogödsel (annat än stallgödsel) på den åtliga delen av grödorna (även vall) och inte användning av avloppsslam och humanurin (KRAV, 2017).

Svenskt Sigill har strikta regler för spridning av biogödsel. Avloppsslam är inte tillåtet och det krävs en karenstid på 5 år efter spridning innan marken kan ingå i certifierad mark. Biogödsel ska vara SPCR 120-certifierad och får bara spridas till livsmedel som upphettas; spannmål, potatis och konservärt. Biogödsel får heller inte spridas till grovfoder av denna anledning. Biogödsel som bara innehåller stallgödsel och material från växtodling är undantagen. Man kräver också att produktspecifikation för gödselmedlet finns och att en kadmiumbalans görs (Sigill Kvalitetssystem, 2018).

Mejeribranschen har en egen policy som bl.a. omfattar rötrest. Där anger man att rötrest ska vara SPCR 120 certifierad om den inte kommer från en gårdsanläggning med bara godkända substrat. För icke godkänd restprodukt gäller en karenstid på ett år vilket innebär att sådan kan användas till spannmålsproduktion även på mjölkgårdar dock inte till grovfoder (LRF, 2017).

Anläggning som rötter animaliska biprodukter (även hushållsavfall) måste i Sverige vara godkänd av jordbruksverket, som kräver en hygienisering vid 70° C i minst en timme (Jordbruksverket, 2016).

Regelverk i Finland

I Finland faller biogödsel under Finlands lag om gödsel-fabrikat 536/2006 och Jord- och skogbruksministeriets förordning om gödsel-fabrikat 24/11 (och dess förändringar) (Finlands Lag, 2006; JSM 24/11, 2011). I dessa förordningar delas gödsel-fabrikaten in i olika typbeteckningsgrupper med krav på kvalitet, märkning, förpackning, transport, lagring och användning samt krav på råvarorna till gödsel-fabrikat. Likaså ingår förteckning över de högsta tillåtna halterna av skadliga ämnen (såsom metaller), sjukdomsalstrare som kan drabba människor, djur och växter samt de begränsningar som gäller skadliga organismer i gödsel-fabrikat. Största delen av biogödsel går under typbeteckningsgruppen 1B organiska gödselmedel (som består av organiska ämnen eller preparat av animaliskt och/eller vegetabiliskt och/eller mikrobiellt ursprung) och 3A2 organiska jordförbättringsmedel (som består av biologisk eller mekanisk bearbetning eller blandning av organiska råvaror). Organiska gödselmedel får användas i åker och trädgård samt inom landskapsarkitektur och vid underhåll och anläggning av grönområden, om inget annat specifikt har angetts i typbeteckningsgruppen, enligt Jord- och skogbruksministeriets förordning (JSM 24/11, 2011).

I Finland krävs hygienisering vid användning av till exempel animaliska biprodukter till gödsel-fabrikat. Oftast räcker det med upphettning av råmaterialet till 70 °C under en timme (partikelstorlek < 12 mm) för material enligt kategori 3 i Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 1069/2009. Detta gäller till exempel hushållsavfall/matavfall. Trycksterilisering (133°C, 3 bar, 20 min., < 50 mm) krävs av material enligt kategori 2, till exempel mag- och tarminnehåll från slaktdjur (EG nr 1069/2009, 2009; Tampio, Vainio, Virkkunen, Rahtola, & Heinonen, 2018).

I organiska gödselmedel som framställts av biprodukter från läkemedelsindustrin får mängden antibiotikarester inte överskrida 0,1 mg/kg torrsbstans (mätt med HPLC-metoden) enligt Jord- och skogsbruksministeriets förordning 24/11. Angående orenheter som glas, metall, plast, ben och sten i organiska gödselmedel är den högsta tillåtna mängden 0,2% av den råa volymvikten för förpackade produkter och 0,5% av den råa volymvikten för produkter som säljs oförpackade (JSM 24/11, 2011).

I Finland övervakas gödselmedel av Livsmedelsverket Evira och sedan 1.1.2019 av Livsmedelsverket. En verksamhetsutövare som tillverkar eller tekniskt bearbetar organiska gödselmedel eller råvaror till sådana ska vara godkänd av Livsmedelsverket. Livsmedelsverket upprätthåller även den lista över produkter som lämpar sig som gödselmedel och anger gränsvärdena för de högsta tillåtna halterna av skadliga ämnen (arsenik, kvicksilver, kadmium, koppar, bly, nickel, zink) i gödselmedel och andra gödselmedel som används i Finland (Tabell 2) (Livsmedelsverket - skadliga ämnen, 2019).

För tillfället finns det inget certifieringssystem i Finland för biogödsel, men ett kvalitetssystem är under uppbyggnad. Med LARA-kvalitetssystemprojektet (LARA-laaturavinnehanke) strävar man till att sammanställa kvalitetssystemets regler, organisation och upprätthållning. Projektet utförs av Finlands förening för bioanläggningar (Biolaitosyhdistys ry) i samarbete med Finlands biogasförening och Finlands Vattenverksförening under tiden 2.7.2018–30.11.2019 (LARA laaturavinnehanke, 2018).

Användningen av avloppsslam i jordbruket har minskat under de senaste åren i Finland. Många livsmedelsproducenter som exporterar sina produkter till Mellanuropa har från och med den 1.1.2017 förbjudit sina avtalsodlare i Finland att använda gödsel baserat på avloppsslam från reningsverk. Man är rädd för att eventuella föroreningar (t.ex. läkemedelsrester, mikroplaster, kemikalier från kosmetik och brandskyddskemikalier) ska spridas och möjligen upptas i grödorna (Nylund, 2017).

I Finland gäller användning av avloppsslam i jordbruket under Finlands lag om gödselmedel 536/2006. EU:s avloppsslamsdirektiv har implementerats i Jord- och skogsbruksministeriets förordning om gödselmedel 12/12 och 7/13 (Finlands Lag, 2006; JSM 12/12, 2012; JSM 7/13, 2013). Avloppsslam får användas i jordbruket endast om det uppfyller kraven på gödselmedel i typbeteckningsgrupp 3A5 och 1B4 i Jord- och skogsbruksministeriets förordning om gödselmedel (se ovan nämnda). Livsmedelsverket upprätthåller information om användning av avloppsslam inom jordbruket och anger maximal ackumuleringstakt i åkermark av tungmetaller och andra spårämnen vid spridning av slam. Avloppsslam får spridas endast på odlingsjord vars pH-värde är högre än 5,8 (vid användning av kalkstabiliserat slam ska odlingsjordens pH-värde vara högre än 5,5) (Livsmedelsverket - avloppsslam, 2019). Slam från slamavskiljare eller avfallet från toalett som är avsett för en gårdsbruksenhet måste före användningen behandlas med någon av följande metoder: kalkstabilisering, kompostering, termofil rötning eller mesofil rötning. Mesofilt rötat slam ska före eller efter rötningen genomgå hygienisering, kompostering, termisk torkning eller behandlas på motsvarande sätt (JSM 12/12, 2012).

I Finland får avloppsslam användas endast på odlingsjord där det odlas spannmål, sockerbeta eller oljeväxter, eller sådana växter som i regel inte används som människoföda färsk eller genom att deras underjordiska delar äts, eller som djurfoder (JSM 7/13, 2013). Karenstiden är fem år för användning av avloppsslam, under denna tid får man inte odla potatis, rotsaker, grönsaker eller rot- och örter. På vallar får slam spridas bara vid anläggning av vall tillsammans med skyddssäd och så att slammet omsorgsfullt myllas ned. Avloppsslambaserade produkter får användas endast till anläggning av trädgård och grönområden. Det är förbjudet att sprida avloppsslam i skog (Livsmedelsverket - avloppsslam, 2019).

Avloppsslammet kan innehålla många olika komponenter, så som bromerade flamskyddsmedel, vattenavstötande fluorerade föreningar, PCB (polyklorerade bifenyler), dioxiner, läkemedelsrester, rengöringsmedel, mikroplaster. Det finns inga gränsvärden för organiska miljöföroreningar i gödselmedel i Finland eller på EU-nivå, men är på kommande i det nya LARA-kvalitetssystemet (Pirkkamaa, 2019) och i en ny EU förordning om gödselmedel som är under beredning (2018–2020).

Tabell 2. Gränsvärden för metallinnehåll i biogödsel enligt Sveriges certifieringsregler SPCR 120, Finlands Jord- och skogsbruksministeriets (JSM) förordning 24/11 (JSM 24/11, 2011) och den nya kommande LARA-kvalitetssystemet i Finland (Pirkkamaa, 2019).

Metall	SPCR 120 maximal halt mg/kg TS	JSM 24/11 maximal halt mg/kg TS	LARA-kvalitetssystem maximal halt mg/kg TS
Arsenik (As)		25	25
Bly (Pb)	100	100	70
Kadmium (Cd)	1,0	1,5	1,0
Koppar (Cu)	600	600	500
Krom (Cr)	100	300	200
Kvicksilver (Hg)	1,0	1,0	0,75
Nickel (Ni)	50	100	50
Zink (Zn)	800	1500	1000

3. Kartläggning av fosforåtervinning ur rötrest

3.1. Fosfor

Fosfor (P) är ett grundämne som bildar både oorganiska och organiska föreningar och är en av byggstenarna för allt liv. Fosfor finns i alla levande cellers nukleinsyror och fosfolipider. I jordskorpan är fosfor det elfte vanligaste grundämnet och ingår alltid i förening med andra ämnen i form av olika fosfater. Kalciumfosfat eller apatit är det vanligaste mineralet (Selinus, 2011). I kroppen är fosfor det sjätte vanligaste grundämnet och ca 85 % finns i skelettet i form av hydroxyapatit ($\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$). Av den fosfor som människor och djur får i sig är större delen löslig i form av fosfat som tas upp i tunntarmen. I naturen är fosfor ofta bundet till syre som fosfat (Snarprud, 2010). Överskott fosfat utsöndras via njurarna i urinen och en del försvinner med avföringen (Söderhäll, 2011).

3.2. Fosfors naturliga kretslopp och fosforflöden i Finland och Sverige

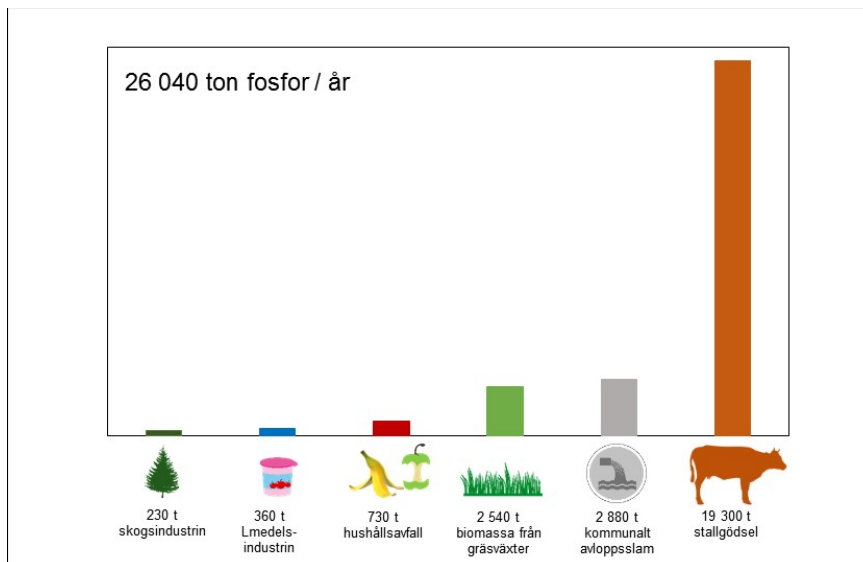
Man kan säga att fosfor har tre naturliga kretslopp. Det första är vittring av berggrunden. Det ger löslig fosfor och man räknar med att vittringen ger 13 miljoner ton fosfor per år. Fosfor kommer ut i floder, sjöar och hav där det bildar olösligt kalciumfosfat och så småningom blir det nya sedimentära bergarter. Det här kretsloppet tar miljontals år. Den andra cykeln är landbaserad i och med att fosfor i marken tas upp i växterna. Från växterna flyttas fosfor över till djur. Den här cykeln tar något år. Den tredje cykeln är vattenbaserad och fosfor flyttas från floder till vattenbaserade växter och organismer och tillbaka till vattnet igen. Den här cykeln tar några veckor (Selinus, 2011).

Fosfor är viktig för världens matproduktion och det finns inget annat ämne som kan ersätta fosfor. Idag är majoriteten av jordbruken i världen beroende av gödselmedel som härrör från oorganiska mineraler, så som råfosfat. Råfosfatreserven är starkt geografiskt koncentrerad till ett litet antal länder däribland Kina, Marocko (som kontrollerar Västsaharas reserver) och Algeriet. Enligt USGS (US Geological Survey / USA:s geologiska undersökning) uppgår den globala fosfatreserven till 70 gigaton, varav 50 gigaton finns i Marocko/Västsahara, 3,2 gigaton i Kina och 2,2 gigaton i Algeriet. I Finland beräknas

fosfatreserven uppgå till 1 gigaton (Jasinski, 2019). I Siilinjärvi i Finland finns Europas enda i bruk varande fosforgruva och gruvdriften har varit kring 1 000 000 ton apatit per år (Jasinski, 2019; Yara Suomi, 2019). Industrierna som är belägna bredvid gruvan producerar ca 300 000 ton fosforsyra och ca 500 000 ton gödsel varje år (Yara Suomi, 2019).

Finlands och Sveriges fosforflöden uppskattas vara ganska likställda. En stor del av fosfor används inom jordbruket, där den används i form av stallgödsel och foder till djuren. Andra användningsområden är inom anläggning av trädgård och grönområden, skogsbruk och fiskodling (Åstrand, 2013; Berninger et al., 2017).

I Finland beräknas den totala återvinningsbara biomassan innehålla 26 000 ton fosfor per år (inkluderar: stallgödsel, kommunalt avloppsslam, biomassa från gräsväxter, bioavfall från hushåll och industrin, biprodukter från livsmedelsindustrin, slam från skogsindustrin) (Figur 3). Stallgödseln utgör den största källan, 19 300 ton fosfor per år (2014–2016). I Finland används inom jordbruket uppskattningsvis 11 300 ton fosfor per år, som härstammar från oorganiska gödselmedel (Marttinen et al., 2017). I Sverige beräknas tillförseln av fosfor i form av stallgödsel vara 25 000 ton per år och 9 400 ton fosfor i form av mineralgödsel (Åstrand, 2013).



Figur 3. Fosformängd i olika biomassor i Finland under 2014–2016. Inkluderar stallgödsel, kommunalt avloppsslam, biomassa från gräsväxter, bioavfall från hushåll och industri, biprodukter från livsmedelsindustrin, slam från skogsindustrin/massa- och pappersindustrin. (Figur bearbetad från (Marttinen et al., 2017; Tampio et al., 2018).

Sverige har ett litet fosforöverskott i europeisk jämförelse. En studie av fosforflöden i livsmedelskedjan fann att de största inflödesposterna var mineralgödsel, foder och livsmedel och att nettoöverskottet ungefär var lika stort som importen av mineralgödsel (Tabell 3) (Linderholm & Mattsson, 2013). Det är således teoretiskt möjligt att ersätta en stor andel av mineralgödsel med gödselmedel från återcirkulerad fosfor förutsatt att importen av livsmedel och foder fortsätter vara hög och att kretsloppsgödseln/biogödseln är lika växttillgänglig som mineralgödsel.

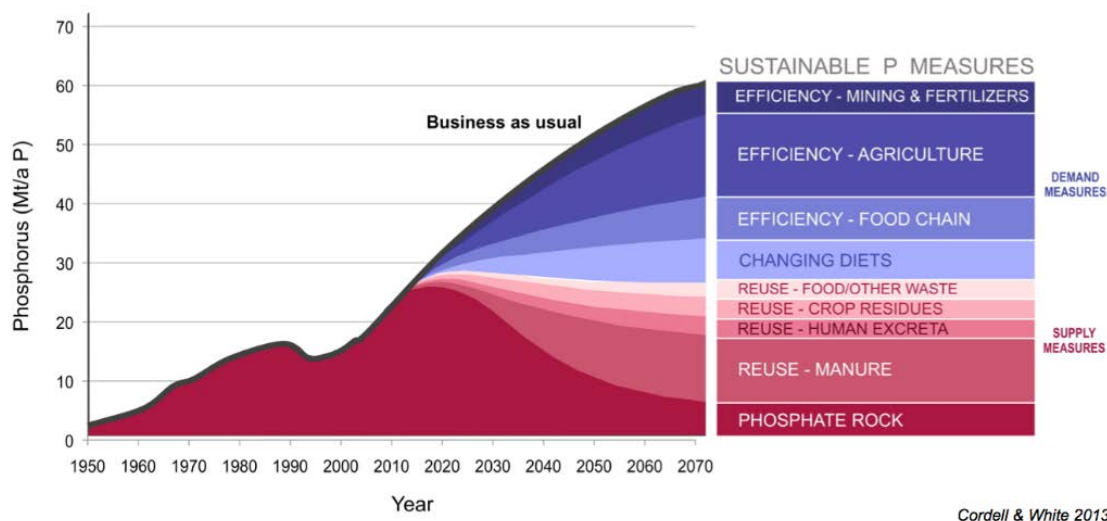
Tabell 3. Fosforflöden till och från svenskt jordbruk och livsmedelskedja bearbetad från (Linderholm & Mattsson, 2013).

Inflöde	ton P/år
Mineralgödsel, import	9 400
Kött- o benmjöl, import	600
Växtskyddsmedel	1
Importerat foder	5 800
Fodermineraler	1 600
Atmosfärisk deposition jordbruk	123
Levande djur, import	3
Import livsmedel exklusive fisk	6 100
Livsmedelstillsatser	200
Fisk, vilt och ren	300
Övrigt till avloppsvatten	500
Summa in	24 627
Utflyde	ton P/år
Export jordbruksprodukter inkl. spannmål	5 149
Förluster från åkermark till vatten	925
Katt- och hundmat	430
Livsmedelsindustri, slakt, hushåll, avfall eller ej nyttjat P	2 195
Etanolproduktion, export av biprodukt	740
Enskilda avlopp	650
Reningsverk utsläpp	290
Slam till icke produktiv mark	4 460
Summa ut	14 839
Netto in, totalt	9 788

Nettoflödet av 9 788 ton fosfor per år till svenskt jordbruk innebär en genomsnittlig årlig upplagring av 3,2 kg fosfor per hektar jordbruksmark.

3.3. Hållbar användning av fosfor

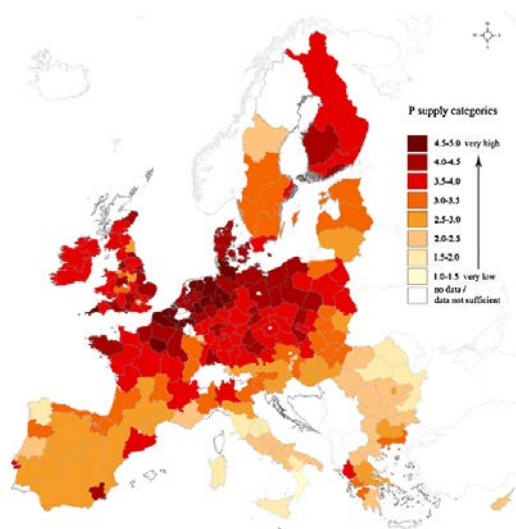
Oavsett hur länge fosfortillgångarna beräknas räcka, så är det ett faktum att världens tillgångar av fosfor är begränsade (Phosphorus Futures, 2019). En annan faktor som talar för hushållning av fosforresurserna är att fel utnyttjad fosfor kan orsaka övergödning i sjöar, hav och kustområden. Det krävs en mer ansvarsfull och hållbar användning av fosfor inom alla samhällsområden och speciellt inom jordbruket (Figur 4) (Cordell & White, 2013).



Figur 4. Hållbar användning av fosfor: effektivitet, återvinning och byte av diet enligt (Cordell & White, 2013).

Fosfortillförseln har minskat med 33 % (15 000 ton) och kvävetillförseln med 22 % (250 000 ton) till Östersjön sedan 1995, men för att uppnå målen i Helsingforskommissionens (HELCOM) handlingsplan för Östersjön krävs ytterligare minskning av fosfor- och kvävetillförseln (fosfor 55 % 14 000 ton; kväve 12 % 122 000 ton) (HELCOM, 2014).

Ineffektiv användning av fosfor inom jordbruket under flera decennier har lett till ackumulering av stora mängder näringsämnen i jordbruksmarken. I flera regioner innehåller jordbruksmarken så mycket fosfor att endast små mängder behöver spridas för att ge bra skördar (Figur 5) (Tóth, Guicharnaud, Tóth, & Hermann, 2014). Specialisering på spannmålsodling och djurproduktion inom vissa landskap har orsakat alltför hög fosforgödning i djurtäta regioner, som har stora mängder stallgödsel att tillgå. En möjlig ökad användning av stallgödsel är relativt svåruppnådd, eftersom det mesta av stallgödseln redan används i jordbruket. Däremot kunde stallgödseln användas mera effektivt om ”överskott” av stallgödseln kunde omfördelas till regioner med spannmålsodling. Nackdelen är ökade transporter, vilket skulle medföra mera kostnader och utsläpp av föroreningar till luft (Åstrand, 2013; Tampio et al., 2018).



Figur 5. Medeltal av växttillgänglig fosfor i jordbruksmark inom EU regionen. Baserad på Storbritanniens gödselrekommendationssystem DEFRA, 2010 (Tóth et al., 2014).

Avloppsslam från vattenreningsverk är en annan möjlig källa för fosfor. I det avloppsslam som produceras i Sverige finns ca 5800 ton fosfor. I Finland beräknas avloppsslammet innehålla 2880 ton

fosfor (Åstrand, 2013; Marttinen et al., 2017). Ytterligare fosfor skulle kunna återvinnas härifrån, men det kräver att innehållet av många oönskade ämnen i slammet minskas betydligt.

Från slam kan fosfor utvinnas genom förbränning eller framställning av struvit. Fördelen med förbränning av slam är att den återvunna produkten har hög fosforhalt och låg kadmiumhalt, däremot går kvävet förlorat. Vid struvitutfällning innehåller slutprodukten både fosfor och kväve. Metoden är däremot begränsad till avloppsreningsverk som använder sig av biologisk fosforreduktion.

Fosforpotential finns också i askan som bildas efter förbränning av slakteriavfall. I Sverige beräknas ca 900 ton fosfor kunna utvinnas från askan av slakteriavfall. Likaså finns en fosforkälla i de rötresterna som bildas och används vid framställning av biogödsel, vilket motsvarar ca 360 ton fosfor per år i Sverige (Åstrand, 2013). I Finland beräknas fosfor uppgå till 730 ton per år i bioavfall från hushåll och industri (Marttinen et al., 2017). Resurser för ökad återvinning finns, men det beror till viss del på hur mycket hushållsavfall / bioavfall som kommer att rötas i framtiden.

Det finns flera möjligheter för hållbar användning av fosfor från avloppsslam och andra bioavfallsprodukter. Europakommissionen beräknar att 30 % av mineralfosforgödseln kan ersättas med återcirkulerad fosfor till följd av en ny överenskommelse om harmonisering av regler som ska underlätta handeln med kretsloppsgödsel över nationsgränserna (Europakommissionen, 2018). Fortsatt utveckling av tekniker för både rening, utvinning och återcirkulering av fosfor och högre priser på mineralfosfor kan framöver leda till att importerad fosforgödsel mer och mer ersätts av återcirkulerad fosfor.

3.4. Biologisk fosforrening

Biologisk fosforrening, också kallad bio-P, är en metod som utvecklades av en slump redan på 1960-talet. Ett förhöjt nettoupptag av fosfor kunde observeras i aktivslamprocessen på reningsverk under vissa processbetingelser. Det huvudsakliga syftet med aktivslamprocessen var då att rena spillvatten från organiskt material (BOD), inte näringsämnen såsom fosfor. De omväxlande anaeroba och aeroba förhållanden visade sig gynna naturligt förekommande mikroorganismer som ackumulerar fosfor. De här specifika bakterierna tar upp löst fosfor från vattnet. Fosfor lagras i bakteriernas cellstruktur i större utsträckning än vad vanliga bakterier gör. Cellmassan, som utgör biomassan, avlägsnas ur systemet och en betydande mängd fosfor avlägsnas då från vattenströmmen. På 1980-talet ställde många reningsverk om till biologisk kväverening och många införde då också en bio-P process. I och med ökade krav från EU på minskad tillförsel av fosfor till naturen har intresset för bio-P ökat som ett alternativ till konventionell kemisk fosforavskiljning. Det kemiskt fällda slammet innehåller mer metallsulfater och metallhydroxider. Dessa metallkomplex binder sig kemiskt till vattenmolekylen, vilket resulterar i att det kemiskt fällda slammet kan vara svårare att avvattna än bio-P slammet. Bio-P processen gynnar flockormande bakterier framför filamentbildande. Det här betyder att slamegenskaper som gör att slammet lättare sedimenterar främjas. Fosfor är mer biotillgänglig då den inte är uppbunden i ett metallkomplex, halterna av tungmetaller i slammet minskar och slammet får ett bättre näringsinnehåll (Finnson, 2016; Svenska Vatten, u.å.).

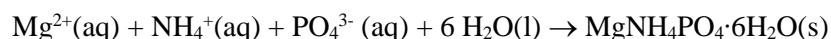
3.5. Tillgängliga tekniker för fosforåtervinning

Det finns många olika tekniker för återvinning av fosfor. Tyréns gjorde 2013 på uppdrag av Naturvårdsverket en kartläggning och kunskapssammanställning av befintliga tillämpbara tekniker för utvinning av fosfor. Behandlingsteknikerna indelades efter utgångsmaterial och huvudprincip i följande fem grupper: 1. Löst fosfor i vätska, 2. Fosfor i rötat slam utan utlakning, 3. Fosfor i rötat slam/biomassa med utlakning, 4. Fosfor i slamaska med utlakning samt 5. Fosfor i slamaska, termisk behandling (Carlsson, H., Hagerberg, Robinson, & Tideström, 2013). Vi fokuserar på struvitutfällning som är en behandlingsteknik för löst fosfor i vätska. Den fungerar bevisligen i praktisk skala och den pilotanläggning som under detta projekt har upprättats vid Yrkeshögskolan Novia är baserad på denna teknik. Sammanfattning av övriga tekniken återfinns i slutrapport för "Optimering av näringsbalans i bionäring – en förstudie" (Andersson, T., Engblom, Sahlén, & Åkerback, 2014).

3.5.1. Struvitutfällning

I Tyréns rapport ingår struvitutfällning som en möjlighet bland flera under rubriken Löst fosfor i vätska. Ett exempel på en kommersiell teknik som är baserad på struvitutfällning är Pearl®-processen som utvecklats vid University of British Columbia i Kanada (Adnan, Koch, & Mavinic, 2003) och som marknadsförs av företaget Ostara (Ostara, 2019), men det finns flera andra närbesläktade kommersiella processer.

Det fosforhaltiga vattnet pumpas till en reaktor. Vid inloppet till reaktor doseras magnesiumklorid och pH justeras till ett värde som vanligen ligger i intervallet 8–9 med hjälp av t.ex. natriumhydroxid. Struvit bildas enligt följande reaktion (Galbraith & Schneider, 2009):



Det relativt höga pH-värdet är nödvändigt, liksom ett överskott av magnesium, för att åstadkomma en övermättnad med avseende på struvit och därmed utfällning (Adnan et al., 2003). Struviten är ett långsamt verkande NP-gödselmedel; risken för läckage till vattendrag är liten och tungmetallhalterna är låga (Kataki, West et al., 2016; Liu, R. & Lal, 2017).

Den reaktor som utvecklats i Kanada är cirkulär med en mindre diameter nedtill än upptill. Vätskeströmmen i reaktorn är uppåtgående. Strömningshastigheten är som högst i den nedersta delen av reaktorn, och avtar högre upp där också volymen är som störst. Struvitkristallerna som bildas sjunker småningom till botten, när de är tillräckligt stora, där de också tas ut. Det utgående vattnet leds från toppen av reaktorn tillbaka till t.ex. reningsverkets inkommande vatten. Ett recirkulationsflöde med ymp-kristaller tas från toppen och förs tillbaka till kristallisationsreaktorn (Adnan et al., 2003).

I ett exempel från Japan, kunde man visa att ca 90 % av löst fosfatfosfor i vätskefasen av rötat slam från ett bio-P reningsverk kunde återvinnas, eller ca 40 % av totalfosforhalten, i form av struvit (Koga, 2019). Återvinning av ammonium sker samtidigt eftersom ammoniumkväve ingår i struvit, men ofta är andelen återvunnet ammonium ganska liten på grund av relativt höga ammoniumkvävehalter i rötrest (Adnan et al., 2003). Struvitåtervinning kan därför med fördel kombineras med annan teknik för kväveåtervinning (se t.ex. (EkoBalans, 2019)).

4. Biogödsel inom jord- och skogsbruk

4.1. Innehåll och tillgänglighet för kväve och fosfor i biogödsel

Denna studie fokuserade på effekter av biogödsel i kallt klimat, som det i Botnia Atlantica-området. Det finns dock få studier gjorda så långt norrut så vi har sammanställt studier som gjorts utomhus i Sverige, Norge och Finland.

Generellt gäller att skördarna är lägre längre norrut, särskilt gäller detta skörden av spannmål. Därför kräver grödorna inte lika mycket näringsämnen och de är då någon annan faktor, som till exempel temperatur eller vattentillgång, begränsar tillväxten hos grödorna kan skörderesponsen av gödsling bli liten. I en studie av olika organiska gödselmedel i Halland, Västergötland och Uppland fick man större gödslingseffekter vid de två sydligare försöksplatserna (Delin & Engström, 2016).

Sammansättningen av biogödseln varierar kraftigt beroende på vilka substrat som används. En studie 2009 av samröttningsanläggningar där hushållsavfall dominerade hade biogödsel i medel en torrsubstanshalt på 1,71 %, kvävehalt på 3,13 kg/m³ och fosforhalt på 0,29 kg/m³ (Ljung et al., 2013). Övriga samröttningsanläggningar (oftast med slakteriavfall som dominerande substrat) hade i medel

högre torrsubstanshalt, 3,3 %, och därmed också högre innehåll av kväve, 4,7 kg/m³ och fosfor 0,52 kg/m³.

Kväveeffekter

I en sammanställning av försök med vårsäd i Sverige och Norge har biogödsel haft kväveeffekter på mellan 54 och 105 % räknat på totalkvävet i gödseln jämfört med mineralgödsel (Bergström Nilsson, 2015). Ofta motsvarar det ammoniumkvävet i biogödseln, men ibland kan också en del av det organiska kvävet hinna mineraliseras och tas upp av grödan. I en studie av många olika organiska gödselmedel fanns ett tydligt samband mellan låg C/N-kvot och god kvävetillgänglighet. I vissa fall var gödselvärdet hos biogödsel till och med högre än för mineralkväve (Delin & Engström, 2016). Både skörd och proteinhalt i korn var, i en finsk studie, högre efter injicering av biogödsel än efter mineralgödsling vid likartad ammoniumgiva (Perälä, Kapuinen et al., 2006).

Vid spridning till vall var kväveeffekten av ammonium 86 % av skörden med myllning och 80 % vid bandspridning av rötad nötflytgödsel jämfört med mineralgödsel. Dessutom krävdes både rötning och myllning för att ge tillräckligt hög proteinhalt vid enbart biogödsling (Kapuinen, Perälä, & Regina, 2007).

En sammanställning visar att tillgängligheten av kväve ökar under biogasprocessen. Den ökade tillgängligheten av kväve beror på högre halter av ammonium och eftersom också pH ökar finns risk för ökad ammoniakavgång vid lagring och spridning. Man bör därför begränsa ammoniakavgången genom gastät lagring och genom nedmyllning av gödseln under eller direkt efter spridning (Möller & Müller, 2012). I vall orsakar nedmyllning skador på grödan och där kan surgörning vara effektivt. I två försök i södra Sverige gav surgjord biogödsel en kväveeffekt på 60–80 % jämfört med mineralgödselkväve vilket var en signifikant ökning jämfört med obehandlad biogödsel (Gustafsson, Delin, Hallin, & Wiklund, 2014).

En manual för användning av biogödsel som tagits fram av bl.a. Agraria och Hushållningssällskapet Halland anger som tumregel att kväveeffekten från biogödselns ammonium är högre än från ammonium i nötflytgödsel och ungefär likvärdig med ammonium i svinflytgödsel (Blomquist, Nilsson, Melin, & Bramstorp, 2014). Dock varierar biogödseln mycket i sammansättning beroende på substratets egenskaper.

Fosforeffekter

På kort sikt har organiska gödselmedel lägre tillgänglighet av fosfor än oorganiska eftersom organiskt bunden fosfor måste mineraliseras innan det kan tas upp av växterna. I vissa jordar med höga järn- och aluminiumhalter kan oorganisk fosfor dock bindas så hårt till järn och aluminium att växterna inte kommer åt det. I dessa fall är organiska gödselmedel överlägsna eftersom organiskt bunden fosfor kan frigöras i den takt som växterna behöver den (Vaneckhaute, Janda et al., 2016). Bruket av fällningskemikalier av järn och aluminium i t.ex. reningsverk minskar också direkt tillgängligheten av fosfor i biogödsel.

En sammanställning av effekten av rötning av stallgödsel och skörderester visade ingen skillnad i växtupptag av fosfor och kalium jämfört med orötat material. Dessutom är det låga halter av vattenlöslig oorganisk fosfor i rötrest (Möller & Müller, 2012). Dock minskade biogasrötning tvärtom tillgängligheten av fosfor i både nötflytgödsel och avloppsslam för rajgräs i ett krukförsök, medan kompostering av biogasresten tillsammans med torv höjde tillgängligheten (Kahiluoto, Kuisma et al., 2015). Detta kan bero på en pH-höjning i gödselmedlet under rötningen vilken kan ge utfällning av kalciumfosfat. En växthusstudie med många olika kretsloppsgödsel visade lika stor tillgänglighet för fosfor i struvit som superfosfat, medan biogödsel hade en tillgänglighet av 64–67 % av superfosfat. Lägst tillgänglighet hade aluminium- och kalkfällt avloppsslam (Delin, Nyberg, & Sarajodin, 2014).

Jordens pH påverkar också tillgängligheten hos fosfor och effekten kan vara olika för olika gödselmedel (Brod, Ogaard et al., 2015).

4.2. Långtidseffekter av upprepad gödsling

Gödsling med organiska gödselmedel har ofta en positiv effekt på markens bördighet som kan förklaras av en positiv effekt på mullhalten. Kopplat till detta har man också observerat ökad mikrobiologisk aktivitet i marken. För att långtidseffekterna ska bli tydliga måste i allmänhet försök pågå i mer än tio år i nordiskt klimat. Effekterna på mullhalt och bördighet var ungefär likvärdiga för biogödsel och stallgödsel (Möller, 2015).

I Skåne har två försök gödslats med avloppsslam vart fjärde år sedan 1981 (Andersson, P. G., 2015). Samtliga grödor som odlats (höstvet, havre, vårkorn, vårvete, höstraps, konservärt, rödsvingelfrö och sockerbetor) har fått högre skördar med gödsling med avloppsslam oavsett hur mycket mineralgödsel som tillförts. Skördeökningen varierade mellan 5 och 11 % beroende på gröda för 1 ton torrsbstans i avloppsslam per ha och år. Effekterna av avloppsslammet var större utan mineralgödsel och med hälften av den rekommenderade mineralgödselgivan än med full mineralgödselgiva. Både slamtillförsel och mineralgödsling gav högre mullhalter i marken än den ogödslade kontrollen, men effekten av slamgödsling var större än av mineralgödsel. På den ena försökslokalen, som hade hög mullhalt i jorden från början minskade mullhalten i alla behandlingar. På den andra försöksplatsen ökade mullhalten i den gödslade jorden och ökningen var störst där man spridit tre ton TS i slam varje år. Halterna av växttillgänglig fosfor i jorden (P-AL) mer än fördubblades vid tillförsel av ett ton TS i slam per år på grund av att slammet innehöll mer fosfor än grödorna behöver. Halterna av växttillgängligt kväve var högre i den slamgödslade jorden både på hösten och på våren. De högre skördarna förklaras med både högre växtnäringstillgång och bättre markstruktur på grund av högre mullhalt.

När hälften av mineralgödseln ersattes med rötrest eller avloppsslam blev skörden 88 % jämfört med skörden efter rekommenderad mineralgödsling i ett åttaårigt försök utanför Västerås. Denna skillnad var dock inte signifikant. Alla organiska gödselmedel gav en förhöjd mullhalt jämfört med både mineralgödslad och ogödslad kontroll (Odlare, Pell et al., 2014). Rötrest gav ökad andel aktiva mikroorganismer i jorden, medan avloppsslam ökade mängden växttillgängligt fosfor och mineraliseringen av kväve från jorden.

Separering av rötrest i en flytande och en fast del kan öka effektiviteten hos den flytande gödseln. Den flytande fraktionen av rötad nötflytgödsel gav lika höga vallskördar som NPK-gödsling i en brittisk treårig studie med upprepad gödsling av vall (Walsh, Jones et al., 2018). Det fanns också en tendens till en mer positiv effekt av biogödseln med tiden. För flytgödsel som inte är behandlad är det annars etablerad kunskap att den inte kan ersätta mineralgödselkväve vid spridning till vall eftersom större mängder gödsel skadar grödan.

4.3. Risker för mark och gröda jämfört med mineralgödsel

De risker som främst brukar framhållas med biogödsel är tungmetaller, organiska ämnen inklusive läkemedelsrester, oönskade organismer och plast. Plastförekomsten har vi inte kunnat hitta information om, men mängden synlig plast är begränsad av reglerna för certifiering av biogödsel och avloppsslam.

Tungmetaller

Tungmetaller binder oftast hårt till humuspartiklar i jorden. Detta gör att de stannar kvar i jorden mycket länge. Därför finns det regler för tillförsel av gödselmedel som innehåller tungmetaller både för hur mycket tungmetaller en jord får innehålla och hur mycket tungmetaller ett gödselmedel får innehålla. Tungmetaller kan orsaka en hel del problem, både för de organismer som finns i jorden och om de tas upp av växter som sedan används som foder eller mat. Många mikroorganismer är mer känsliga för tungmetaller än växter och djur. Den grupp som är mest känslig av de grupper som studerats är de kvävefixerande bakterier som samverkar med baljväxter i symbios i deras rotknölar (Giller, Witter, & McGrath, 1998).

Kadmium (Cd) är en tungmetall som anses problematisk för människors hälsa och som därför är mycket välstuderad. Kadmium tas upp av växter, men hur mycket är väldigt olika för olika växter. Det som tagits upp fördelas sedan inte jämnt i växten utan avsätts mer eller mindre nära där det tagits upp, vilket t.ex. innebär att kornkärnor har lägre halter av Cd än kornhalm i ett långtidsförsök med rötslams gödsling (Bergkvist, Jarvis et al., 2003). Kadmium är mer lösligt och därmed mer växttillgängligt i jordar med lågt pH (Bergkvist, Berggren, & Jarvis, 2005). I det experimentet var pH lägre i jorden som behandlats med rötslam vilket ledde till ökad löslighet hos Cd och ökat upptag i kornet. En annan faktor som kan påverka växternas upptag av Cd är gödselmedlets konduktivitet vilken är mycket beroende av salthalten (De Brouwere & Smolders, 2006). Kadmiumhalterna i svensk åkermark har stabiliserats på senare tid efter att ha ökat med 30 % under nittonhundratalet (Eriksson, 2009). Orsaken till stabiliseringen anses vara striktare regler för halten av Cd i olika gödselmedel och i foder. Förutom de EU-gemensamma reglerna finns striktare regler i Sverige för Svenskt Sigill, KRAV och konstgödselindustrin.

Ett mått på ett gödselmedels kvalitet är kvoten mellan fosfor och kadmium. I en tysk jämförelse mellan olika fosforgödselmedel för ekologisk produktion hade struvit, Mephrec slag, kalcinerad aska och kött och benmjöl högst fosfor/kadmium-kvot. Av substraten för biogödsel var cateringavfall bäst följt av avvattnat rötslam från avlopp (Weissengruber, Moller et al., 2018). Vid en svensk jämförelse mellan olika organiska fosforgödselmedel var kvoterna metall/fosfor i rötrest jämförbara med stallgödsel för kadmium och högre än stallgödsel men lägre eller lika höga som kompost och avloppsslam för krom, koppar, kvicksilver, nickel och bly samt högre än de andra gödselmedlen för zink (Frankki & Sternbeck, 2013).

I långtidsförsöken med avloppsslam i Skåne ökade inte kadmiumhalterna i vare sig jorden eller grödan på den ena lokalen, medan på den andra lokalen ökade halterna något både i mineralgödslad och slamgödslad jord (Andersson, P. G., 2015). På båda lokalerna gav däremot NPK-gödslingen ökade kadmiumhalter i grödorna. Av övriga tungmetaller i grödorna ökade zink och kopparhalterna efter slamgödsling på den ena lokalen och zink och mangan på den andra lokalen. Dessa ämnen är dock också mikronäringsämnen så de ökade halterna kan ses som en fördel. Kadmium och zinkhalterna i havre ökade också efter spridning av avloppsslam i en dansk studie, men bara efter spridning av mängder som var tjugo gånger de tillåtna (Lopez-Rayo, Laursen et al., 2016).

Organiska föroreningar

Mer än 250 organiska ämnen har analyserats regelbundet i svenskt avloppsslam. Biogödsel och substrat till denna är inte lika väl undersökt. Halterna av organiska föroreningar, normaliserade för fosforhalt jämfördes i matavfall, kompost, biorest och avloppsslam i en svensk sammanställning. Ftalater, PAH (polycykliska aromatiska kolväten) och nonylfenol hittades i ungefär lika höga halter i alla substraten medan LAS (linjära alkylbensensulfonater), trikelosan och PCB (polyklorerade bifenyler), hade betydligt högre halter i avloppsslam. Matavfall hade lägre halter av glyfosat och flamskyddsmedel än biorest (Frankki & Sternbeck, 2013).

I försöken med avloppsslam i Skåne har följande organiska ämnen analyserats i grödorna vid några tillfällen: BTEX (bensen, toluen, etylbensen och xylen), PCB, dioxiner, PAH, trikelosan, bisfenol-A, oktyl och nonylfenol, PFOS (perfluoroktansulfonat) och PFOA (perfluoroktansyra). För oktyl- och nonylfenoler uppmättes halter strax över detektionsgränsen där den högre slamgivan kombinerats med mineralgödsling, vilket var förhöjt jämför med de andra behandlingarna. Övriga ämnen som kunde detekteras var dock inte förhöjda vid slamgödsling och man drog slutsatsen att de troligen kommit dit med atmosfäriskt nedfall. Studier med avloppsslam i Danmark och USA fann inga förhöjda halter av DEHP (bis(2-ethylhexyl) ftalater), LAS, nonylfenol och PDBE (dekabromdifenyleter) trots upprepad slamgödsling. I laboratoriestudier där organiska ämnen tillsatts direkt till jord har man kunnat mäta upptag och även ackumulation av vissa av dessa i växterna. Dock har endast upptag av PFC (perfluorerade ämnen) i växter kunnat påvisas från förorenat slam (Sternbeck & Österås, 2013).

Antibiotika har hittats i biogödselprover med fjäderfägödsel som substrat i Tyskland (Bergström Nilsson, 2015). Dock används inte antibiotika lika mycket i animalieproduktion i Sverige och Finland så riskerna borde vara lägre här.

Plast och mikroplast kan innehålla föroreningar vars verkan i jorden man inte känner till. Assured Biosolids, ett brittiskt certifieringsorgan, konstaterar att det inte finns mycket forskning om effekten av plastföroreningar i avloppsslam, men att man hittills inte observerat några negativa effekter av mikroplaster. Dessa kan också hamna i jordbruksmark på andra vägar (Assured, 2018).

Andra potentiellt farliga ämnen i biogödsel

Polyakrylamider är tillåtna för att förtjocka substrat innan det går in i röt-kammaren enligt SPCR 120. Det är dock inte tillåtet att användas efter rötning. Enligt en litteraturstudie är nedbrytbarheten av denna typ av polymerer i jord inte tillräckligt undersökt (Henriksson et al., 2010).

Smittor och ogräs

Förekomsten av sjukdomar och ogräsfrön minskar vid rötning av gödsel, särskilt vid termofil rötning (50 °C) (Bergström Nilsson, 2015). I certifierad rötrest och avloppsslam sker hygienisering och provtagning av *E. coli* och *Salmonella*.

4.4. Fördelar och risker för miljön

Fördelar

En fördel för miljön som brukar framhållas är att man ersätter mineralgödsel och därmed minskar växthusgasutsläpp och utnyttjande av ändliga resurser. En annan är att humushalten i marken höjs vid upprepad gödsling och att marken därmed lagrar kol som annars skulle hamnat i atmosfären.

En livscykelanalys jämförde mineralgödsel med direktspredning av avloppsslam, användning av struvit eller fosfor extraherad från aska från avloppsslam. Man fann att både energianvändningen och utsläppet av växthusgaser var betydligt lägre för direktanvändning av avloppsslam än för de andra alternativen vid ett transportavstånd på 40 km. Nackdelen var en högre tillförsel av kadmium (Linderholm, Tillman, & Mattsson, 2012). En annan svensk livscykelanalys visade på lägre negativa effekter av direktanvändning av slam jämfört med mineralfosfor eller fosfor extraherad från aska både på eutrofiering, försurning, global uppvärmning och abiotiska tillgångar, men högre negativ effekt på toxicitet (Kalmykova, Palme et al., 2015).

Fördelar med rötrest kan ses i jämförelse med gödsel som inte rötats. Vid spridning sker ammoniakavgång i båda fallen och på grund av högre ammoniumhalter och pH i rötrest rekommenderas nedmyllning eller andra åtgärder för att begränsa ammoniakavgången. Vid spridning till vall kan ammoniakavgången vara lägre för biogödsel än för nötflytgödsel på grund av lägre fiberinnehåll som gör att gödseln tränger ned i marken bättre, men detta motverkas av högre ammoniakinnehåll och pH (Möller, 2015). Eftersom rötrest har mer växttillgängligt kväve så utnyttjar grödan en större del av kvävet, vilket också leder till att mindre organiskt kväve mineraliseras under hösten och vintern och både nitratutlakning och lustgasavgång blir lägre jämfört med orötad stallgödsel (Nkoa, 2014). I Kanada, där man har spridit mer organisk gödsel per gång än vad som är tillåtet i Sverige, har man tvärtom kunnat se ökad lustgasavgång vid spridning av rötad nötgödsel på grund av överskott av kväve (Thomas & Hao, 2017). Det är således viktigt att följa rekommendationerna. I samma experiment fann man också att biogödsel minskade ackumuleringen av fosfor i marken på grund av högre kvot av växttillgängligt kväve/fosfor jämfört med stallgödsel (Thomas, Li et al., 2017). Höga halter av fosfor i marken leder till högre risk för fosforutlakning särskilt på sandiga jordar (Glaesner, Kjaergaard et al., 2013).

En fördel för miljön, som dock inte är en fördel för växterna, är att järn- eller aluminium i biogödsel till och med kan öka jordens fosforbindande förmåga. Då minskar både utlakning av fosfor och växternas tillgång på fosfor. Torkning av biogödsel med värme kan också minska fosfors löslighet och därför ge lägre utlakning på kort sikt jämfört med mineralfosfor. Upprepad spridning av biogödsel som är rik på fosfor kan å andra sidan leda till att jordens egen förmåga att absorbera fosfor mätts, vilket kan leda

till ökat läckage av fosfor. Denna risk är störst för biogödsel från biologisk fosforrening (Torri, Correa, & Renella, 2017). Även av denna anledning är det således viktigt att följa rekommendationerna för olika grödors behov av fosfor beroende på fosforstatus i jorden och vara särskilt noga med att inte överdosera biogödsel från biologisk rening.

För ekologisk växtproduktion kan det vara en fördel med rötning istället för grön gödsling av material från de vallar som man måste ha för att upprätthålla markens bördighet. Man kan då styra tillgängligheten av näring för grödan på ett bättre sätt. Även i detta sammanhang är det viktigt att undvika hantering av rötresten som leder till ammoniakavgång (Råberg, Carlsson, & Jensen, 2017). En tysk studie visade dock att det viktigaste för att få en effektiv ekologisk växtproduktion var att ersätta näring i sålda produkter med näring utifrån, t.ex. genom rötning av hushållsavfall eller röt slam från avlopp (Möller & Stinner, 2010).

Risker

Organiska gödselmedel är generellt förknippade med större läckage av kväve och fosfor än mineralgödsel. Å andra sidan fann man ingen förhöjd risk för fosforutlakning från sandjord som långvarigt gödslats med fosfor i svinflytgödsel jämfört med mineralgödsel. Utlakning av fosfor var också mer beroende av historiska gödslingsnivåer som lett till ökat förråd av fosfor i marken än av en enstaka gödsling med svinflytgödsel (Liu, J., Aronsson et al., 2012). För fosfor kan denna risk minskas genom nedmyllning eftersom fosfor då kommer bättre i kontakt med jorden och binds till jordpartiklarna (Bång et al., 2012). Den största risken för kväveläckage är för nitrat som är väldigt vattenlösligt och inte binds till markpartiklarna. Både mineralisering av organiskt kväve och nitrifikation kan fortgå efter att grödan skördats långt in på hösten tills marken fryser och det är denna frigörelse av kväve när ingen gröda behöver det som leder till risk för läckage. Dessutom ökar också risken för emissioner av växthusgasen lustgas N_2O .

En brittisk studie av gårdar som regelbundet använt avloppsslam visade stora skillnader i risken för fosforläckage, mätt som vattenlöslig fosfor i jorden. Risken var liten för lerjordar och när slam som innehöll tillsatt kalcium, järn eller aluminium använts. Däremot fanns mycket vattenlöslig fosfor där komposterat slam eller obehandlat slam använts på sand- och mo-mjälajordar (Withers, Flynn et al., 2016).

Andra ämnen som kan läcka ut i vatten är tungmetaller. Studier i Irland och Danmark har visat att det finns en viss risk för läckage av koppar efter gödsling med stora mängder avloppsslam, komposterat hushållsavfall och nötkreatursgödsel, men ingen ökning av övriga analyserade tungmetaller (Galbally, Ryan et al., 2013; Lekfeldt, Holm et al., 2017). De flesta tungmetaller binds hårt till humusämnen i marken och det är bara vid låga pH som t.ex. kadmium blir lösligt.

Det kan finnas mikroplaster i både rötrest från hushållsavfall och från avloppsslam. Effekten av detta på markens organismer är väldigt lite studerad. Två studier med dagmaskar visar att dagmaskar inte tar skada av måttliga mängder mikroplast, men när 28 % eller mer av föran som var deras mat var mikroplast så ökade mortaliteten (Hodson, Duffus-Hodson et al., 2017; Lwanga, Gertsen et al., 2016).

5. Biogödsel inom skogsbruk

5.1. Erfarenheter av gödsling av boreal barrskog med biogödsel

Bara någon enstaka vetenskaplig undersökning om gödsling av boreal barrskog med biogödsel har hittats med hjälp av SLU:s bibliotekssystem Primo, för den senaste tioårsperioden. En omfattande litteraturreview om effekter av användning av olika typer av avloppsbaseerade gödselmedel för barrskog i de nordiska länderna och Nordamerika publicerades 2006 med genomgång av 82 referenser (Sahlén,

2006). Följande sammanfattande beskrivning av erfarenheterna av effekterna vid gödsling av barrskog med biogödsel är därför hämtade från den publikationen. Sammanställningen omfattar både gödslingsförsök med rötat och med orötat avloppsslam och även torkat slam.

5.1.1. Effekter på trädens tillväxt

Gödsling av skog med avloppsslam resulterar vanligen i en ökad träd tillväxt. I medelålders Douglasgran i västra USA har tillväxtökningar på 15–65 % efter 14 år erhållits efter gödsling med 2000 kg N/ha. Betydande tillväxtökningar har också erhållits i yngre skog med lägre kvävedoser. Liknande effekter har också erhållits för andra barrträdsarter i östra USA och Kanada efter gödsling med doser mellan 250 och 2000 kg N/ha. Red pine (*Pinus resinosa*) har visat en motsatt reaktion, med sänkt tillväxt efter gödsling, sannolikt beroende på kaliumbrist. Även i de nordiska länderna har gödsling med avloppsbaseerade gödselmedel resulterat i ökad tillväxt. På låg- till medelproduktiva marker har tillväxtökningar på 15–70 % erhållits under en 5–10-årsperiod för tall (*Pinus silvestris*) i mogna bestånd. I ungskog har höjdtillväxtökningar på 80 % erhållits under en 18-årsperiod i Norge efter gödsling med avvattnat slam, 2500 kg N/ha. Liknande tillväxtresultat efter gödsling har även erhållits för gran (*Picea abies*) i Danmark. Erfarenheterna från både Nordamerika och de nordiska länderna är att varaktigheten av den tillväxthöjande effekten efter gödsling med olika typer av biogödsel förmodligen överskrider 15 år, d.v.s. mycket längre än efter gödsling med mineralgödsel.

5.1.2. Effekter på trädens näringsstatus

Gödsling med biogödsel resulterar i en snabb respons med ökat kväveinnehåll i barren redan året efter gödsling, som kan fördubblas från 1 till 2 % för tall och gran i Sverige och gran i Danmark. En förhöjd kvävehalt kan kvarstå så länge som 11 år efter gödsling av tall i både Norge och norra Sverige, vilket indikerar att gödslingen resulterat i en långsiktigt ökad kvävetillgång. Liknande effekter är också vanliga 1–5 år efter gödsling av andra tallarter i Nordamerika, men kvävehalterna är vanligen lägre (1–1,8 %), även efter tillförsel av höga kvävedoser. Effekten av gödsling på halterna av andra näringsämnen är mera varierande. Fosforhalterna tenderar att öka med ökande tid efter gödsling, med förhöjda halter först tre år efter gödsling. Förhöjda fosforhalter har erhållits i Danmark i granplanter som planterats efter slutavverkning av ett bestånd som gödslats 18 år tidigare. Halterna av baskatjonerna K, Mg och Ca kan vara tillfälligt förhöjda under några år efter gödsling, men kan även förbli förhöjda mer än 10 år efter gödsling med avvattnat avloppsslam. Tillförsel av höga kvävedoser kan medföra brist på kalium och magnesium hos träden.

5.1.3. Effekter på kemiskt innehåll i markvatten

Kvävetillförsel som överskrider assimilationskapaciteten hos skogsekosystemet kan resultera i nitrifikation och tillfällig försurning och nitratutlakning under de första åren efter gödsling. Nitrifikation och nitratutlakning ökar med ökande kvävetillförsel och är högre från flytande slam som innehåller en högre andel av oorganiskt kväve. Nitrifikation och nitratutlakning kan åtföljas av en utlakning av baskatjoner om nitrifikationen är kraftig. Maximikoncentrationerna av nitrat i markvatten eller grundvatten överskrider sannolikt inte 10 mg/l, om kvävedosen vid gödsling med avvattnat slam inte överskrider 1000 kg N/ha. Orsaken till att höga kvävedoser med olika typer av biogödsel inte resulterar i kväveutlakning är att en stor del av kvävet är organiskt bundet och inte vattenlösligt. Det organiskt bundna kvävet mineraliseras under många år till framförallt ammoniumkväve, och i en takt som gör att träd och annan vegetation kan ta upp det mesta av kvävet, istället för att det lakas ut. Om man gödslar med torra slampellet eller granuler, för vilka mer än 80 % av kvävet är i organisk form, och använder kvävedoser på högst 600–800 kg N/ha, är utlakningsrisken av kväve mycket liten. Därför bedöms risken för förorening av näraliggande vattendrag med fosfor, ammonium eller nitrat till följd av ytavrinning från skogsmark, vara låg efter gödsling med biogödsel, även från sluttande mark.

5.1.3.1. Resultat från projekt "Från Bioavfall till Bionäring"

I projekt "Från Bioavfall till Bionäring", som pågick mellan 2009 och 2013, sammanställdes bl.a. analysresultaten från markvattenprovtagningar under sju år efter gödning i försöken i Bäcksjön och under fem år efter försöken med gödning i Jädraås. Begreppet Bionäring infördes för den rötrest som användes i försöken för att förtydliga att det inte sprids slam eller rötrest som endast är avvattnad i dessa skogsgödslingsförsök. (Sahlén, Andersson, & Åkerback, 2013). Resultaten redovisas i avsnitt 5.1.3.1.1, 5.1.3.1.2 och 5.1.3.1.3.

Tabell 4. Innehåll av ammonium- och nitratkväve i markvattnet på 50 cm djup i gödslingsförsöket med Bionäring i Bäcksjön, under de sju första åren efter gödning och för de fem provtagningstidpunkterna i kolumnen längst till vänster. Gödning gjordes 2003–06. Totala antalet vattenprover var 15 för ogödslat och SkogCan och 35 prover för Bionäring. Detektionsgränsen var 0,05 mg/l. Mv = medelvärde.

			NH ₄ -N, mg/l			NO ₃ -N, mg/l		
			<0,05		>0,05		<0,05	
Provtagnings-tid er år mån.	Behand-ling	Kväve-dos, kg N/ha	Antal ytor	Antal ytor	mv	Antal ytor	Antal ytor	mv
2006-07 2006-09 2007-09 2008-10 2010-10	Ogödslat	0	5	0	-	4	0	-
	SkogCan	150	4	1	0,09	2	2	0,57
	SYVAB	300	5	0	-	4	0	-
	"	600	5	0	-	5	0	-
	"	900	4	1	0,05	3	2	0,08
	Träaska	0	5	0	-	5	0	-

5.1.3.1.1. Kvävehalter i markvatten efter gödning med Bionäring

Både i Bäcksjön och Jädraås låg halterna av ammonium- och nitratkväve under detektionsgränsen 0,05 mg/liter för alla provtagningar på ogödslade ytor (Tabell 4 och 5). På ytor gödslade med SkogCan överskreds detektionsgränsen i sammanlagt 2 av 15 prover för ammoniumkväve och i 3 av 14 prover för nitratkväve. De uppmätta nitralthalterna var som högst 0,57 mg/liter. För Bionäring var ammoniumkvävehalten över detektionsgränsen i 11 av 35 prover från Bäcksjön och i ett av 15 prover från Jädraås. Medelhalterna av kväve i dessa prover varierade i Bäcksjön mellan 0,2 och 0,7 mg/liter. Nitratkvävehalterna för den högsta kvävedosen 522 kg N/ha, översteg detektionsgränsen i endast 3 av 35 prover i Bäcksjön med medelhalter på som mest 0,2 mg/l. I Jädraås var den uppmätta halten nitratkväve efter gödning med Bionäring 0,08 mg/liter för den högsta doseringen. För träaska uppmättes inga värden över detektionsgränsen.

Tabell 5. Innehåll av ammonium- och nitratkväve i markvattnet på 50 cm djup i gödslingsförsöket med Bionäring i Jädraås, under de fem första åren efter gödsling 2006–06 och för de fem provtagningstidpunkterna i kolumnen längst till vänster. Totala antalet vattenprover var 12 för ogödslat och SkogCan och 15 prover för Bionäring. Detektionsgränsen var 0,05 mg/l. Mv = medelvärde.

			NH ₄ -N, mg/l			NO ₃ -N, mg/l				
			<0,05		>0,05		<0,05		>0,05	
Provtagnings-tider år mån.	Försöks-led	Kväve-dos, kg/ha	Antal ytor		Antal ytor	mv	Antal ytor		Antal ytor	mv
2004-06	Ogödslat	0	9		0	-	9		0	
	SkogCan	150	9		1	0,05	9		1	0,06
2004-09	SYVAB	174	5		3	0,19	8		0	-
2005-08	"	522	5		3	0,71	5		3	0,21
2007-09	UMEVA	160	7		2	0,23	9		0	-
2010-09	"	479	7		3	0,74	10		0	-

5.1.3.1.2. Halter av fosfor, kalium och magnesium

Fosforhalten i markvattnet var i medeltal 5 µg/liter för alla provtagningar i Bäcksjön för ogödslat, SkogCan och Bionäring från Umeva. För Bionäring från SYVAB var variationen i fosforhalt stor och i medeltal 17–21 µg/liter. I Jädraås var fosforhalten avsevärt lägre, 2–7 µg/liter för alla behandlingar, och 3–4 µg/liter för så hög dos som 900 kg N/ha av Bionäring från SYVAB, motsvarande 20 ton Bionäring per hektar. Kaliumhalten var ungefär densamma för alla behandlingar i Bäcksjön, ca 1 mg/liter, medan halterna och variationen var avsevärt större i Jädraås, 3 mg/liter för ogödslat, 4,5 mg/liter för SkogCan och < 0,4–2 mg/l för Bionäring. Kaliumhalten var lägst för träaska.

I Bäcksjön var magnesiumhalten 0,6 mg/l g för ogödslat och 1–1,2 mg/liter för de flesta gödslingsbehandlingarna. I Jädraås var magnesiumhalten bara hälften så hög, 0,3–0,5 mg/liter, och med obetydlig skillnad mellan behandlingarna.

5.1.3.1.3. Halter av tungmetaller

Kadmiumhalten i markvattnet var i medeltal 0,10–0,14 µg/liter för alla provtagningar i Bäcksjön, och det var ingen skillnad mellan behandlingarna. Inga förhöjda halter av kobolt, krom, koppar, kvicksilver, mangan, nickel, bly och zink kunde påvisas i förhållande till halterna för ogödslat och/eller gödsling med SkogCan.

I Jädraås var kadmiumhalten i medeltal ca 0,02 µg/liter för alla behandlingar utom SkogCan med en halt på 0,06 µg/liter. För kobolt, krom, koppar, kvicksilver, mangan, nickel, bly och zink kunde inga förhöjda halter påvisas i förhållande till metallhalterna för ogödslat och eller gödsling med SkogCan eller träaska.

5.1.4. Effekter på kemiskt innehåll i humuslagret

Erfarenheterna från många skogsgödslingsförsök med rötat och orötat avloppsslam i Nordamerika och de nordiska länderna, har visat att gödslingen resulterar i en ökning av kvävepoolen i humustäcket som

är proportionell mot mängden tillfört kväve (Sahlén, 2006). Ammoniumkoncentrationen ökar snabbt i humustäcket efter gödsling till följd av tillförseln från gödseln och ökad mineralisering. C/N-kvoten i humuslagret sänks och pH höjs och dessa förändringar kan kvarstå under mer än 10 år efter gödsling. Även koncentrationerna av P, Ca and Mg i humustäcket är vanligtvis förhöjda efter gödsling med slam och kan vara det upp till mer än 10 år efter gödsling, om de inte utlakas till följd av nitrifikation.

Även halterna av tungmetaller i humustäcket ökar till följd av gödsling med slam. Den samlade erfarenheten av många skogsgödslingförsök med slambaserade gödselmedel, visar att tungmetallerna förblir bundna i den tillförda gödseln eller bundna till humustäcket, och lakas inte ut. Det gäller för gödsling med doseringar upp till 500 ton slam/ha och under minst 15 år efter gödsling. Det ökade pH-värdet efter gödsling resulterar i att tungmetallerna binds mycket hårt i marken. Vid pH över 4 bedöms utlakningen av kadmium, som är den mest lättlösliga av tungmetallerna, till mindre än 0,5 % per år, och för andra metaller som Cu, Cr and Pb till mindre än 0,1 % per år. Med nuvarande tänkbara gödseldoser på 10–20 ton/ha av Bionäring och avsevärt lägre tungmetallhalter i gödseln än i här refererade undersökningar, bedöms mängden tungmetaller som lakas ut från humustäcket efter gödsling som ytterst liten.

6. Material och metoder

6.1. Rötningsexperimentens substrat och startkultur

Till rötningsexperimenten inom detta projekt vid Yrkeshögskolan Novia har substrat insamlats från olika lantgårdar i Österbotten, så som stallgödsel (räv- och grisgödsel), gräs och klöverrik vall. Rågvete (*Triticale rimpai*) var ensilerat och kom från en lantgård i Perho, via en kontakt vid Vasa universitet. Kogödsel (innehöll även halm) fick vi från Yrkesakademien i Österbotten, enheten i Vasa. Tomat- och gurkblast har mottagits från växthusodlare och hönsgödsel från hönseri i Österbotten (hönsgödseln innehöll foderrester). Likaså fiskrens har vi fått från en närliggande fiskaffär och en fiskare i Österbotten. Hushållsavfall har erhållits från Ab Stormossen Oy. Härslam (från läderindustri), äggskal och slakteriavfall var från Jeppo Biogas Ab. Makroalger (*Mastocarpus stellatus*, *Fucus vesiculosus*, *Pelvetia canaliculata*, *Porphyra/Pyropia spp.*) var från ”Norsk institutt for bioøkonomi” (NIBIO) och testades i samarbete med Botnia-Atlantica projektet TransAlgae.

Förbehandling av substraten gjordes med en köksmixer (Bosch) för att finfördela tomat- och gurkblast, äggskal och fiskrens. Gräs, klöverrik vall och rågvete klipptes i ca 1–2 cm bitar med sax. Även kogödsel mixades eftersom den innehöll halm. De fyra typerna av makroalger klipptes och mixades i matberedare. Alla makroalger blandades sedan ihop till en gemensam blandning.

Startkulturerna som användes vid försöken var endera från Ab Stormossen Oy eller från Jeppo Biogas Ab, beroende på vilka substrat som skulle samrötas. Startkultur från Ab Stormossen Oy är lämpad för termofil rötning (55 °C) och startkultur från Jeppo Biogas Ab är avsedd för mesofil rötning (37 °C). Före start av ett nytt försök inkuberas startkulturen i minst 3–7 dygn för avgasning, för att undvika att gasbildningen från startkulturen är för stor jämfört med de senare tillsatta substraten (undantag vid försök 7, med startkultur som avgasats 18 dygn). Startkulturen för försök 4 var hygieniserad, vilket vi fick veta i efterhand och försöket upprepades därför. Stormossens startkulturer i försök 1 och 2 var från röttningsreaktorn för avloppsslam och i försök 8, 9 och 11 var startkulturen från röttningsreaktor med bioavfall/hushållsavfall.

Vid varje försök samrötades tre olika substrat. Före start av nytt röttningsförsök bestämdes startkulturens och substratens torrsbstanshalt (TS, torkning i 105 °C under minst 16h) (SFS-EN 12880) och Volatile solids (VS) (SFS-EN 12879). Volatile solids eller glödgningsförlust, är skillnaden i massa mellan torkat material och återstoden efter glödgning till 550 °C under två timmar. Tre parallella prov av startkultur och alla substrat analyserades och medeltalet av respektive material användes för att ta fram TS- och VS-halten. Efter att total VS % uträknats kunde de faktiska mängderna av startkultur och substrat

beräknas enligt en matematisk försöksdesign för de tolv olika blandningarna (Tabell 6). Ytterligare testades startkulturerna och substraten på näringsämnesbalansen [C/N-kvot och totalfosfor (SFS-EN ISO 16948:2015; SFS-EN ISO11885:09)] och i vissa fall för *Salmonella* (NMKL 71:1999 eller ISO 6579/Amend.1:2007). Analyserna utfördes vid Eurofins Ahma Oy, ett FINAS ackrediterat laboratorium (T131), Uleåborg, Finland.

6.2. Rötningsprocessen

Vid rötningsförsöken användes en s.k. Automatic Methane Potential Test System II (AMPTS II) apparatur (Bioprocess Control Sweden AB), med vilken biometanpotentialen (BMP) uppmäts. BMP är ett mått på hur användbart ett organiskt substrat är i rötningsprocessen, d.v.s. hur mycket metangas substratet / -blandningen producerar. BMP mäts i normal milliliter per gram glödningsförlust. BMP visar den totala ackumulerade metanproduktionen över tid i ml vid standardförhållanden relaterad till tillförd mängd organiskt material i form av glödningsförlust.

Mängden substrat varierade i tolv olika sammansättningar, gjorda enligt en matematisk försöksdesign (Tabell 6). Substratmängderna för de tolv substratblandningarna omräknades till gram Volatile solids (g VS). Respektive substratmängd uppvägdes och sattes i 500 ml glasflaskor och sedan tillsattes startkultur upp till totalvikten på 400 g. Ytterligare uppmättes BMP också från tre flaskor med endast startkultur (400 g / flaska) vid varje försök.

Gummikorkar sattes på flaskorna och en plastkork med motor och omrörningsstav sattes på. Flaskorna placerades därefter i uppvärmt vattenbad (37 °C eller 55 °C) och el-kablar kopplades mellan flaskorna och en transformator. Tygonslangar kopplades ytterligare mellan flaskorna via CO₂-indikatorflaskor till gasmätar-enheten (Figur 6). Alla flaskor sköljdes med N₂ ungefär i 30 sekunder för att uppnå syrefri miljö i flaskorna. Sedan startades omrörningen och registreringen av metangashalten (AMPTS II mjukvara). Försöken pågick tills metangansproduktion var under 1 % av den totalt ackumulerade gasmängden under tre dagar i följd. Försökstiden varierade från 29–41 dygn, i medeltal 36 dygn.

Tabell 6. Översikt över blandningar med tre olika substrat. Andelen substrat per blandning är angett i procent (%) av mängd VS.

Blandning:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Substrat 1	45,0	21,7	33,3	10,0	33,3	33,3	56,7	10,0	10,0	80,0	21,7	45,0
Substrat 2	45,0	56,7	33,3	10,0	33,3	33,3	21,7	45,0	80,0	10,0	21,7	10,0
Substrat 3	10,0	21,7	33,3	80,0	33,3	33,3	21,7	45,0	10,0	10,0	56,7	45,0



Figur 6. AMPTS II apparatur. 1 – termostatiskt vattenbad, 2 – glasflaskor och motor med omröringsstav, 3 – CO₂-fällor, 4 – gasmätarenhet. Fotograf Viveka Öling-Wärnå.

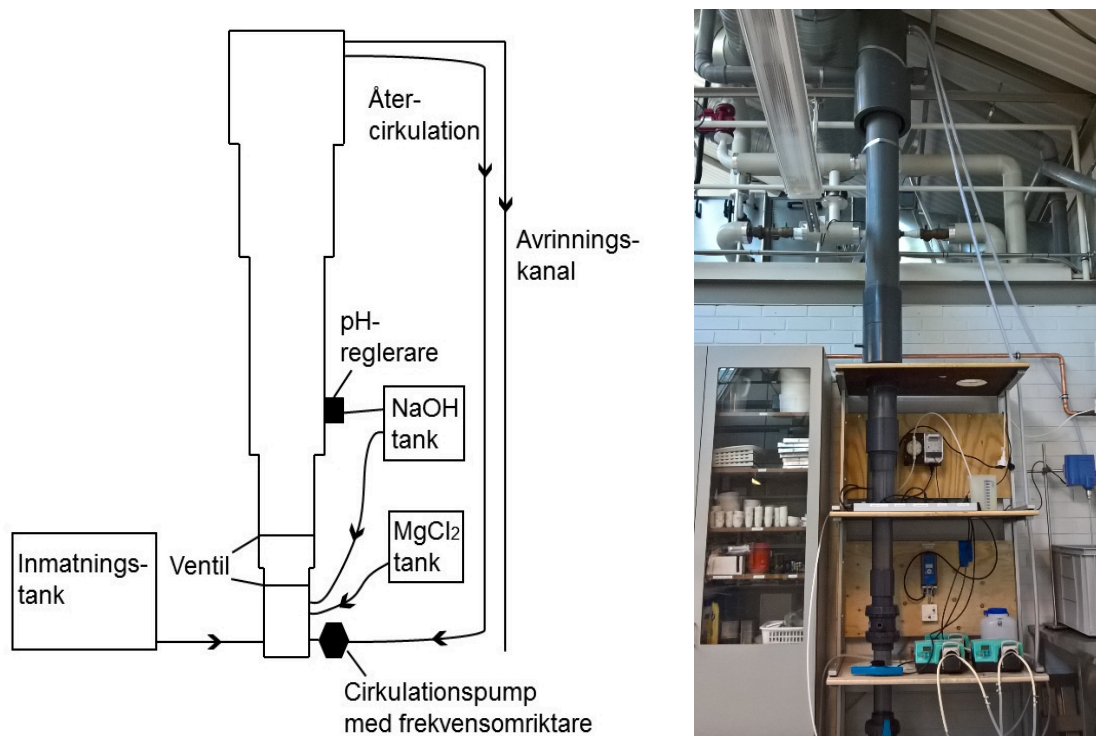
Efter att röttningsförsöket avslutats bestämdes rötresternas torrsubstanshalt (TS) och glödningsförlust. (Triplikat av varje samröttningsblandning analyserades). Alla rötresters testades även efter avslutat försök på näringsämnesbalansen [vattenlösligt N och P, totala N och P (SFS-EN 13652; SFS-EN 13654-1:en 2002; SFS-EN ISO 11885:09)], metaller och spårämnen [Al, As, B, Ba, Be, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, Pb, S, Sb, Se, Sn, V, Ti, Zn (SFS-EN ISO 11885:09), Hg (ISO 16772:2004)] samt förekomst av *Escherichia coli* (NMKL 125 mod.) och *Salmonella* (NMKL 71:1999 eller ISO 6579/Amend.1:2007).

Statistik analyser

Geometriskt medelvärde (geomean) beräknades för substratblandningarnas rötrest. Detta för att få ett representativt lägesmått för hela försöket. Värderna under detektionsgränsen ersattes med ett värde 65% av detektionsgränsen (vid beräkning av geometriskt medelvärde för As, Cd, Hg, Pb).

6.3. Fosforåtervinning

Pilotanläggningen som under detta projekt har upprättats vid Yrkeshögskolan Novia är drygt fyra meter hög (PVC-rör) och rymmer 110 liter (Figur 7). Från en behållare pumpades testlösningen in i reaktorn. När pilotanläggningen var full uppmättes redox- och pH-värdena. Cirkulationspumpen (Mono CML263) i kombination med en frekvensomriktare (Vacon 20) startades, hastigheten på pumpen under försöken var 10 Hz. Därefter ställdes pH in till 8,5 med NaOH-lösning (0.5 M) med hjälp av ett pH mätning- och doseringssystem (Hanna Instruments, Black Stone, BL7916 tillsammans med en Hanna Instruments HI 1001 pH-elektrod). Samtidigt som pumpen startades inleddes även tillsatsen av MgCl₂-lösning (0,0355 mol / liter) i en hastighet av 4 rpm. Under försöken tillsattes testlösningen i en hastighet av 40 rpm. Doserpumparna för tillsats av MgCl₂-lösning och rejektivatten var av märket Watson-Marlow 323S. En avrinningskanal fanns i toppen av reaktorn. Vätskeströmmen i reaktorn var uppåtgående och struvitkristallerna som bildades sjönk till de nedre delarna av reaktorn, när de blev tillräckligt stora. Redox och pH-värden registrerades dagligen under hela försöket (VWR pH 1100H; redoxelektrod Hamilton Polyplast ORP; pH-elektrod Hamilton FlaTrode).



Figur 7. Schematisk bild (inte i skala) och fotografi av pilotanläggningen för fosforåtervinning (inte i skala). Fotograf Viveka Öling-Wärnå.

När all testlösning hade pumpats in påbörjades avslutningen av försöket. Cirkulationspumpen stängdes av och lösningen i reaktorn fick sedimentera minst ett dygn. Därefter stängdes den nedersta ventilen och den nedersta delen på piloten tömdes på fällning. Detta upprepades ett par gånger tills fällningen minskade. Pilotanläggningen tömdes slutligen på all testlösning och fylldes med sköljvatten och cirkulationspumpen startades för en stund. Pilotanläggningen tvättades noggrant efter varje försök. Totalt gjordes fem försök (Tabell 7).

Tabell 7. Översikt över de försök som gjorts med pilotanläggningen för fosforåtervinning.

Försök	Typ av testlösning	Mängd (l)
1	Syntetisk lösning (800 mg /l NH ₄ -N och 80 mg/l PO ₄ -P)	450
2	Rejektvatten (Ab Stormossen Oy, bioavfallsreaktor)	431
3	Rötrest (Jeppo Biogas Ab), för tjockflytande och späddes ut med vatten	387 rötrest + 258 vatten
4	Rötrestens vätskefas (Jeppo Biogas Ab)*	386
5	Rötrestens vätskefas (Jeppo Biogas Ab)*	394

*Rötrestens vätskefas = rötrest som fick sedimentera en vecka, därefter pumpades vätskefasen över till en ny tank och fick sedimentera ytterligare ca 3 dygn före inpumpning i reaktorn.

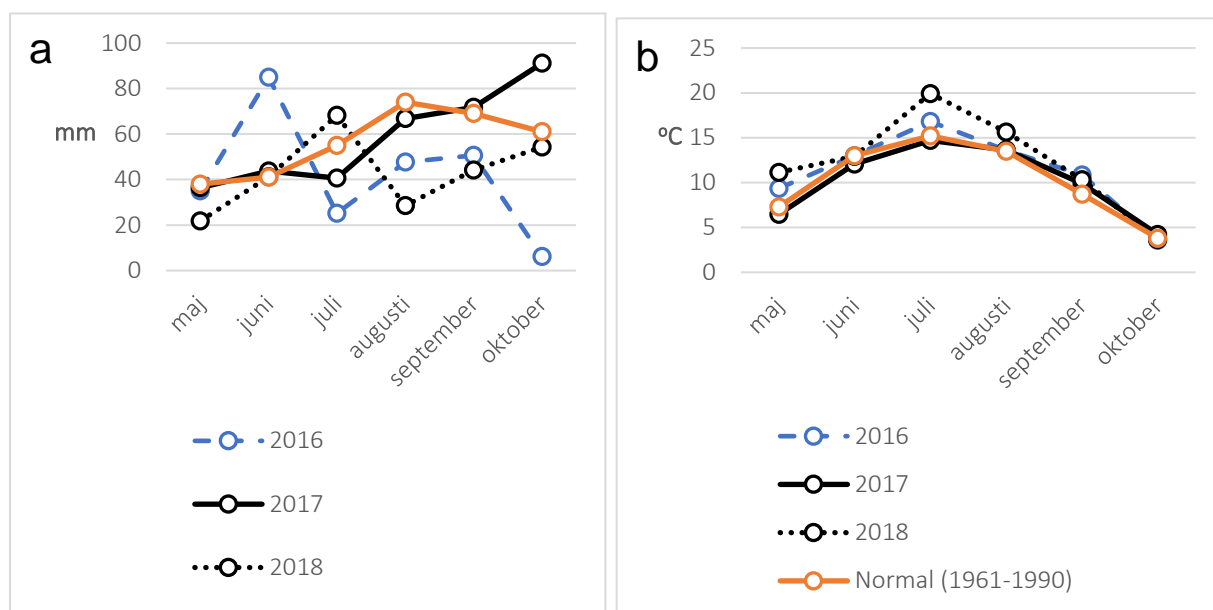
Prov på testlösningen togs före och efter försöken och ett prov togs efter försöket med syntetisk lösning. Dessa prover analyserades på vattenlösliga halten av fosfor (i huvudsak PO₄-P) (SFS-EN 13652), ammonium (NH₄-N) (SFS-EN 13652), totala halten fosfor, magnesium och kväve (SFS-EN ISO11885:09; SFS-EN 13654-1:en 2002). Analyserna utfördes vid Eurofins Ahma Oy, ett FINAS-ackrediterat laboratorium (T131), Uleåborg, Finland. Fällningarna som producerats under försöken

analyserades med SEM- (svepelektronmikroskop) och EDS- (energidispersiv röntgenspektroskopi) analys för att få information om vilka grundämnen olika delar av fällningen innehåller. SEM/EDS-analyserna utfördes vid Åbo Akademi, Åbo, Finland.

6.4. Jordbruksförsök

Fältförsöken utfördes på Röbbäcksdalens försöksstation i Umeå (latitud 63.81, longitud 20.24) under 2016–2018. Marken består av marina sediment av mo-mjåla med en lerhalt på 5–10 % och en mullhalt på 3–6 %, vilket gör att bördigheten är god. Fältförsöken lades på två platser på stationen. Det försök som startades 2016 låg inom ett område där avrinningen i både dräneringsrör och med ytvatten mäts kontinuerligt. Det försök som startades 2017 låg på ett annat fält inom några hundra meter från det första fältet. Försöken beskrivs närmare i avsnitt 6.4.2 och 6.4.3.

De tre odlingssäsongerna var mycket olika (Figur 8). År 2016 var något varmare än normalt. Nederbörden var under det normala utom i juni då det regnade mer än normalt, vilket försenade vårbruket. År 2017 var något kallare än normalt i början av säsongen med nederbörd något under det normala medan augusti till september var något varmare än normalt med normal nederbörd och oktober hade mer än normal nederbörd. År 2018 var extremt varm i maj och juli medan juni, augusti och oktober var något varmare än normalt. Det kom lite nederbörd i maj och på hösten, medan juni och juli hade normala nederbördsmängder. Nederbörden kom dock som några få störskurar med långa torrperioder emellan vilket tillsammans med den höga temperaturen gjorde att sommaren upplevdes som mycket torr.



Figur 8. A) Månatlig summa av nederbörd under odlingssäsongerna uppmätt på försöksstationen. B) Månatligt medelvärde av temperaturen uppmätt vid Umeå flygplats 2 km från försöken.

Jordprover togs med en maskinell jordprovtagare från 5 provpunkter diagonalt över försöksrutan från 30–60 och 60–90 cm djup och 10 provpunkter (fem med maskin och fem för hand) i matjorden (0–30 cm djup). Jordprover togs i försöket som startades 2016 före varje gödslingstillfälle, på senhöstarna och vid försökets avslutning. Vid det sista tillfället togs prover bara från 0–30 cm eftersom det hade regnat så lite försommaren 2018 att näringen inte kan ha transporterats till djupare jordlager med dräneringsvattnet. I kornet provtogs fyra behandlingar (flytande biogödsel, Minorga, ogödslad och fullgödslad kontroll). I vallen provtogs 4–7 led för att också följa upp effekten av spridningstid och spridningsmetod för biogödseln. Jordproverna analyserades med avseende på ammonium-N och nitrat-N genom extraktion med KCl.

Resultaten av alla olika mätningar och analyser utvärderades statistiskt med variansanalys i programmet NCSS 8. När bara en provtagning gjorts användes modulen General Linear Model. När upprepade provtagningar gjorts användes modulen Repeated Measures Analysis of Variance. Interaktionen mellan behandling och provtagningsdatum togs med i modellen när det fanns tillräckligt med frihetsgrader. Skillnader till de mineralgödslade kontrollerna beräknades med Dunnett's Lower One Sided Multiple Comparison Test With Control när man kan förvänta sig lägre värden än med mineralgödsel och till de ogödslade kontrollerna med Dunnett's Higher One Sided Multiple Comparison Test With Control när man kan förvänta sig högre värden än ogödslat. När inga sådana förväntningar fanns användes Bonferroni (with Control) Multiple Comparison Test. När variationen i en provtagning var mycket större än i en annan eller det fanns signifikanta interaktioner mellan provtagning och behandling analyserades också provtagningarna också var för sig med General Linear Model.

Biomassan av de olika arterna räknades ut genom att använda medelvärdena av andelen av arten för varje behandling multiplicerat med skörden för varje försöksyta. Detta gjordes eftersom variationen mellan ytor blir mycket större när man bara provtar en liten yta och därför blir medelvärdet från flera ytor en bättre uppskattning än värdet från en enskild yta.

Mängd näringsämnen i skörden efter de olika behandlingarna räknades ut genom att multiplicera mängden biomassa av vardera korn, klöver och sått gräs+ogräs med koncentrationen av näringsämnet i korn, klöver och gräs (det mesta ogräset var gräs).

Kvävefixeringen i klöver i vallen räknades ut enligt formeln:

$\text{Kg fixerat N} = 0,8 * \text{kg N i klöver}$ (Carlsson, G. & Huss-Danell, 2003).

Kvävegödslingsvärdet hos biogödseln räknades ut genom att jämföra kväveupptaget i biomassan efter gödsling med biogödsel och efter gödsling med ammoniumnitrat enligt (Delin & Engström, 2016) men med justering för kvävefixeringen:

$\text{Kg kväveupptag i biomassa} = \text{kg kväve i biomassa} - \text{kg kvävefixering i klöver 2017-2018}$.

6.4.1. Biogödsel använd i försöken

Den flytande biogödseln till försöken levererades 2016 från Skellefteå kommuns biogasanläggning med rötning av hushållsavfall och 2017 och 2018 från Norrmejerier med rötning av vassle och annat mejeriavfall. Biogödselns mängd och näringsammansättning redovisas i Tabell 8 och dess halter av tungmetaller i Tabell 1 i bilagan. Den granulerade biogödseln Minorga 10-1-5 från Minorga Vekst i Norge användes. Granulerna består av torkat avloppsslam som ytbehandlats med urea och KCl för att få bättre sammansättning. Redovisade data har erhållits från Minorga Vekst. Analyser av flytande biogödsel utfördes år 2016 av Eurofins Sverige, år 2017 av Eurofins Oulu, Finland och 2018 av Agrilab i Uppsala, Sverige. Analys av tungmetaller, K, Ca, Mg, P och S analyserades år 2016 enligt analysprotokoll SS028150-2 (uppslutning i salpetersyra), år 2017 enligt analysprotokoll EPA3051 (uppslutning i salpetersyra/saltsyra), SFS-EN ISO11885:09/OUL, och år 2018 SS 028311 (uppslutning i salpetersyra). Analys av totalkväve och ammoniumkväve gjordes år 2016 med Kjeldahlanalys (mod NMKL nr. 6 Kjeltec, och KLK 65:1) Totalkväve analyserades år 2017 SFS-EN 13654-1:en 2002 / OUL med elementaranalys år 2018 enligt standarden ISO 13878. Ammoniumkväve analyserades år 2017 enligt SFS-EN 13652 och år 2018 på en FOSS TECATOR FIAstar 5000 Analyser med en modifierad metod av Tecator, Application Notes, AN 65/84, ASN 01/92 och ASN 02/92.

Tabell 8. Mängd biogödsel och näringsämnen använt i fältförsök på Röbbäcksdalen 2016-2018. Skellefteå hushållsavfall och Norrmejerier är flytande och Minorga 10-1-5 är granulerat och berikat med urea och kalium.

Biogödsel	Spridning datum och gröda	Mängd Ton/ha	Torrsubstans % av våtvikt	Total N kg/ha	NH4-N+urea kg/ha	P kg/ha	K kg/ha	Mg kg/ha
Skellefteå hushållsavfall	8/6/2016 Korn m. vallins.	40	0,7	68	54	3,4	28	2,6
Norrmejerier	19/6/2017 Korn m. vallins.	19	1,7	48	13,7	13,6	27,4	1,7
Norrmejerier	7/7/2017 Vall e. skörd 1	30	2,3	119	24	32,5	37,7	3,8
Norrmejerier	29/8/2017 Vall e. skörd 2	30	2,3	124	32	33,6	39,5	3,8
Norrmejerier	Maj 2018 vårspridning	30	3,9	139	62	41,7	68,8	4,8
Minorga 10-1-5	Vår 2016 Korn m. vallins.	0,4	85	41.2	32,1	5,6	20	0,8
Minorga 10-1-5	19/6/2017 Korn m. vallins.	0,4	85	41.2	32,1	5,6	20	0,8
Minorga 10-1-5	7/7/2017 Vall e. skörd 1	0,8	85	82.4	64,2	11,2	40	1,6



Bild 1. Gödselspridare för direktmyllning av biogödsel till enskilda försöksrutur. Fotograf Malin Barrlund.

6.4.2. Försök med korn med vallinsådd

Två försök med korn med vallinsådd genomfördes. År 2016 startades ett försök med nio planerade gödslingsbehandlingar som utfördes på vardera fyra försöksytor som mätte 3*12 m (Bilaga, Tabell 2). År 2017 gjordes ett uppföljande försök med bara 5 behandlingar (Bilaga, Tabell 3). Försöksrutorna fördelades slumpmässigt enligt en blockdesign så att alla behandlingarna utfördes i varje block. Rutorna låg på två rader på upphöjningar i fältet för att underlätta övervintringen av gräs och klöver. Varje rad bestod av två block. I försöket som startades 2017 låg alla block i samma rad. Datum för gödning, sådd och skördar av försöken redovisas i Tabell 4 i bilagan. Utsädet var korn av sorten Severi och 20 kg/ha gräs/klöver blandning Ara 22 20 (Yngve rödklöver, Rakel och Grindstad timotej och Revansch

ängssvingel). Den flytande rötresten direktmyllades, se Bild 1. Ogräsbekämpning gjordes med Basagran SG 0,6 l/ha när klöveren passerat trebladsstadiet. Gradering av utvecklingsstadium och stråstyrka i kornet gjordes före skörd.

Botanisk analys utfördes på material från smårutor (50*50 cm) i varje försöksruta som klipptes på 7 cm höjd vid två tillfällen 2016: Den 29/7 klipptes ogödslade och mineralgödslade kontroller och 31/8 klipptes en småruta i samtliga av de stora rutorna. Dessa prover sorterades på korn, klöver, gräs och ogräs innan de torkades i 60 °C i 48 timmar och sedan vägdes. År 2017 klipptes smårutor en gång före skörd den 28/8. Ogräsproverna analyserades inte och eftersom det mesta av ogräset var gräs av andra arter än de sådda arterna antog vi att ogräset hade samma sammansättning som det sådda gräset.

Det sorterade materialet från smårutorna maldes i en knivkvarn med ett 0,5 mm såll. Kvarnhuset var av volframkarbid och sållet av härdat stål och proverna klipptes vid behov med en keramisk sax före malning för att inte förorena provet med tungmetaller. Många av klöverproverna var för små för att malas i knivkvarn och då användes en kulkvarn med kapsel och kulor av agat för att mala materialet till ett fint pulver. Proverna analyserades på ALS Scandinavia med elementaranalys med förbränning och analys med termisk konduktivitetsskärare för C och N och för övriga näringsämnen och tungmetaller med uppslutning i mikrovågsugn i slutna teflonbehållare med HNO₃/ H₂O₂ och analys med ICP-SFMS enligt SS EN ISO 17294-2: 2016 samt EPA-metod 200.8: 1994.

En nettoskörderuta som var 10*1,5 m skördades mitt i försöksrutan med Haldrup försöksskördemaskin som väger skörden i fält och tar ut ett prov för bestämning av torrs substanshalten i varje ruta. Vid skörden av korn med vallinsådd 2017 fungerade inte den automatiska provtagningen och proverna togs för hand från flera ställen i högen med skördematerial istället. Proverna torkades i 60 °C i minst 48 timmar i perforerade plastpåsar för bestämning av torrs substanshalten.

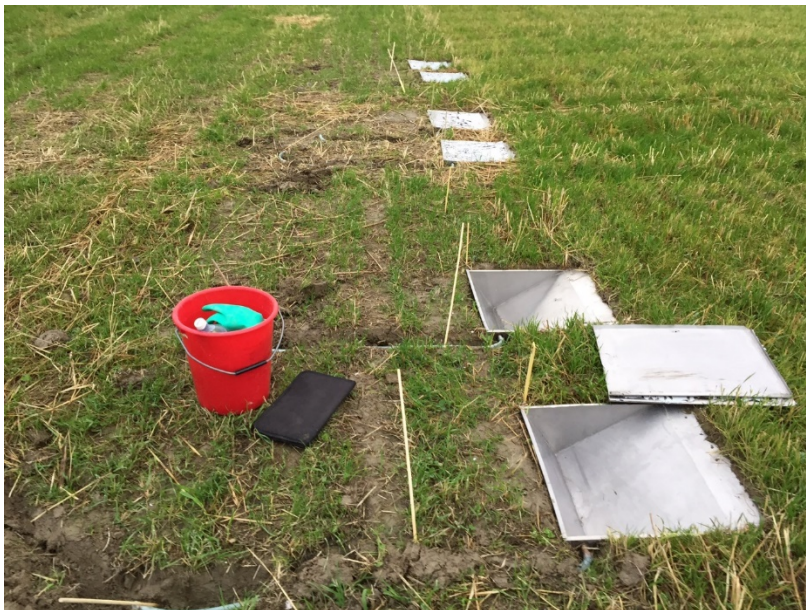


Bild 2. Gerlachtråg för uppsamling av ytvatten från försöksytorna. Fotograf Cecilia Palmberg.

Efter skörden 2017 installerades så kallade Gerlachtråg av rostfri plåt som samlar upp ytvatten (Bild 2) i kanten av försöksrutor från behandlingarna med biogödsel och full mineralgödsling (behandling 1, 5, och 9 i Tabell 3 bilaga). I de flesta rutorna installerades två tråg, ett där det syntes spår i marken och ett mellan spåren, men i det sista blocket installerades Gerlachtråg bara mellan spåren. När tillräckligt med nederbörd väntades tömdes och rengjordes trågen dagen före. Provtagning från trågen skedde vid två tillfällen; den 4/10 och den 24/11 2017. Vid provtagning sköljdes flaskorna med vatten från tråget innan provet togs genom nedsänkning av flaskan. Vid provtagningen den 24/11 togs också två prover av snö vid sidan om försöket. Provtagningsflaskan användes som skopa och snön fick smälta inomhus innan

flaskorna skickades till analys. Proverna skickades samma dag till ALS Scandinavia som filtrerade dem och analyserade närsalter (nitrat-N, ammonium-N (intern metod), total-N (DS/ISO 29441:2010), fosfat-P och Total-P DS/EN ISO 6878:2004) och tungmetaller (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb och Zn efter surgörning med 1 ml salpetersyra per 100 ml och analys med ICP-SFMS enligt SS EN ISO 17294-1, 2 (mod) samt EPA-metod 200.8 (mod) och ICP-AES enligt SS EN ISO 11885 (mod) samt EPA-metod 200.7 (mod)).

6.4.3. Försök med vall

Vallen behöver mycket kväve och biogödseln från Norrmejerier hade inte tillräckligt med kväve i förhållande till fosfor. Därför gödslades vallen med Axan ammoniumnitrat på våren till förstaskörd 2017 (Bilaga, Tabell 2). Till andraskörd spreds Minorga och flytande biogödsel från Norrmejerier på ytan och till förstaskörden 2018 jämfördes spridning med eller utan användning av släpfot (Bild 3) som ska underlätta att biogödseln rinner ned i marken och spridning på hösten eller på våren. Vid förstaskörd 2018 undersöktes också om Minorga hade någon långtidseffekt genom att behandling 6 gödslades med Axan våren 2018 och behandling 5 var ogödslad.



Bild 3. Spridning av biogödsel med släpfot som skär ett spår i grässvålen där gödseln kan rinna ned. Fotograf Cecilia Palmborg.

I vallarna graderades klöverhalt, planttäthet och körspår på våarna och klöverhalten före skördarna. Provtagning av smårutor, analys av materialet från dessa och skörd med Haldrup gjordes på samma sätt som i korn med vallinsådd men med kortare skörderutor eftersom vallen hade utvintrat i kanterna på rutorna på grund av isbildning vintern 2016–2017.

Markvattnet i led 1, 3, 5, 9 (Bilaga, Tabell 2) provtogs med hjälp av sugceller Prenart Super Quartz standard som är anpassade för att provta näringsämnen och tungmetaller. Dessa installerades på långsidan av rutorna i ett 50 cm hål som gjordes med 45° vinkel in under försöksytan. Detta innebar att sugcellerna satt 35 cm in i rutan på 35 cm djup, vilket är just under matjorden. Två sugceller installerades i varje ruta 8–9/5 2017 enligt instruktioner från tillverkaren. En satt 1 meter från kortsidan på rutan och en satt 2 meter från kortsidan på rutan. Vatten sögs upp genom cellerna två veckor före provtagningarna startade för att se att de fungerade och för att ta bort gammalt vatten. Provtagning gjordes den 9/10, 24/10 och den 6/11 genom att applicera undertryck i glasflaskor några timmar tills den sammanlagda vattenmängden från de två sugcellerna var tillräcklig. Provflaskor av plast sköljdes

med ca 50 ml provvatten innan provet överfördes. Proverna skickades samma dag till ALS Scandinavia som analyserade närsalter (nitrat-N, ammonium-N (intern metod), total-N (DS/ISO 29441:2010), fosfat-P och Total-P DS/EN ISO 6878:2004) och tungmetaller (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb och Zn efter surgörning med 1 ml salpetersyra per 100 ml och analys med ICP-SFMS enligt SS EN ISO 17294-1, 2 (mod) samt EPA-metod 200.8 (mod) och ICP-AES enligt SS EN ISO 11885 (mod) samt EPA-metod 200.7 (mod)).



Bild 4. Kornet har börjat mogna, 31 maj 2017. Fotograf Ann-Sofi Hahlin.

6.5. Växthushärsök med korn

Två växthushärsök med korn har genomförts under projektet. Det första var ett pilothärsök då vi jämförde två olika odlingssubstrat och olika gödslingsnivåer med mineralgödsel och biogödsel (granuler av avloppsslam från SYVAB och flytande biogödsel från Norrmejerier) för att ta fram en bra metod att undersöka tillgängligheten av både kväve och fosfor i biogödsel. Det andra härsöket var en screening av kväve- och fosfortillgänglighet hos sju olika flytande biogödsel.

Vi använde roskrukor av plast som rymmer tre liter jord med nät av nylon med 0.1 mm maskvidd i botten. Per kruka var den sammanlagda vikten av sand/vermikulit 2,364 kg och av mulljord 2,46 kg. Krukorna fylldes först till hälften med ogödslad jord, resterande jord blandades med gödselmedel och hälften av detta fylldes i krukorna. Jorden trycktes till och 12 st (10 st 2017) frön av korn av sorten Severi såddes i varje kruka. Resterande jord fylldes på och jorden trycktes ihop till 2 cm under kanten på krukorna. Substratet vattnades upp till 60 % av sin vattenhållande förmåga i omgångar. Under den processen tillsattes också 200 ml av en lösning med kalium, magnesium, kalcium, svavel och mikronäringämnen (Bilaga, Tabell 5) (Antonini, Arias et al., 2012). Krukorna placerades på rullbord i en växthuskammare inställd på 20 °C på dagen och 15 °C på natten. Lampor som ger 170–200 mikromol ljus per kvadratmeter vid bordshöjd var tända 18 timmar per dygn när det naturliga ljuset var under 200 mikromol per kvadratmeter. Temperaturen mättes en gång per timme. År 2017 varierade temperaturen från 13,7–30,0 °C med ett medelvärde på 20,6 °C och 2018 varierade den från 14,3–32,0 °C med ett medelvärde på 21,2 °C.

6.5.1. Analyser av biogödsel

Biogödseln sparades fryst och sändes i frigitlåda till Eurofins Ahma Oy, ett FINAS ackrediterat laboratorium (T131), Uleåborg, Finland. Den analyserades med avseende på vattenlösligt N ($\text{NH}_4\text{-N}$ och $\text{NO}_3\text{-N}$) och $\text{PO}_4\text{-P}$, total N (SFS-EN 13652; SFS-EN 13654-1:en 2002), samt utvalda grundämnen och tungmetaller (Ca, Cd, Co, Cr, Cu, K, Mg, Pb, P, S, och Zn (Bilaga, Tabell 6). De senare efter uppslutning i mikrovågsugn i en blandning av HNO_3 och HCl (SFS-EN ISO 11885:09).

6.5.2. Pilotförsök med olika odlingssubstrat

De substrat som testades var 1) en blandning av finkornig kvartssand och vermikulit och 2) en mullrik sandig matjord från en åker som tidigare använts till gödslingsförsök på grund av att den hade dålig tillgänglighet på fosfor. Jordens och sand/vermikulitens vattenhållande förmåga analyserades enligt (Alef & Nannipieri, 1995). För mulljorden fanns både gödslade (olika gödslingsnivåer av N och P) och ogödslade kontroller, för sand/vermikuliten bara gödslade kontroller med olika gödslingsnivåer av N och P. En grundgödsling med alla näringsämnen som växten behöver utom kväve och fosfor gjordes före sådd och en månad efter sådd (Bilaga, Tabell 5). Mineralnäring i form av ammoniumnitrat och superfosfat, flytande biogödsel från Norrmejerier och granuler från SYVAB användes till de olika behandlingarna (Tabell 9). Varje behandling upprepades tre gånger.

Krukorna såddes den 21/3 2017. Krukorna ställdes i backar med sex krukor i varje som placerades på tre rullbord (Bild 4). Varje upprepning fanns representerad på varje bord. Borden flyttades i rummet varje vecka och backarnas och krukornas placering ändrades också vid några tillfällen för att alla krukor skulle få likadana ljus och fuktighetsförhållanden. En vecka efter kornets uppkomst gallrades krukorna så att varje kruk fick åtta plantor och eventuellt ogräs togs bort. Krukorna vattnades tre gånger i veckan genom att väga dem och ersätta det avdunstade vattnet. Vattnet tillsattes i omgångar och över hela ytan på krukorna för att ge substratet tid att suga upp det. En plastpåse utanpå krukorna fångade upp eventuellt vatten som rann ut och om det syntes vatten i påsen tömdes den i krukorna.

Under tillväxtperioden dokumenterades fläckar, gula spetsar och bleka blad vid flera tillfällen. Längden mättes vid fyra tillfällen: De första två var i samband med fotografering och det sista i samband med skörd. Vid ett tillfälle dokumenterades vattenförbrukningen för varje kruk. Krukorna fotograferades individuellt eller i grupper vid fem tillfällen varav ett var i samband med axgång och ett i samband med skörd. När axgången hade börjat dokumenterades axens framväxt i varje kruk vid varje vattning.

Krukorna skördades efter 93 dagar. Plantorna klipptes av vid jordytan och längden på varje strå mättes. Antal plantor och antal ax och sidokott noterades också. Axen från varje kruk och kornen tröskades för hand. Kornen och all övrig ovanjordisk biomassa från varje kruk torkades för sig i papperspåsar respektive i perforerade plastpåsar i $60\text{ }^\circ\text{C}$ i minst 48 timmar och vägdes både före och efter torkning. I två av rötrestbehandlingarna och det fullgödslade mineralgödselledet tvättades rötterna fram från sand/vermikulitkrukorna och torkades som ovan, men det visade sig vara så svårt att få bort allt substrat att vägningen inte blev tillförlitlig. Jordprover från alla behandlingar av mulljorden togs med fyra stick per kruk med jordprovtagare och sparades i frys för senare mätning av pH. Kornet maldes i kulkvarn Retch 200 med 25 ml stålkapsel och stålkula (1,5 min, 25 varv/s) och halm och övrigt maldes i Cyclotec kvarn med såll 0,5 mm. Växtproverna analyserades med avseende på näringsämnen av ALS Scandinavia. C och N analyserades genom förbränning och analys med termisk konduktivitetsskärare och övriga näringsämnen med uppslutning i mikrovågsugn i slutna teflonbehållare med $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ och analys med ICP-SFMS enligt SS EN ISO 17294-2: 2016 samt EPA-metod 200.8: 1994.

Jordprover från mulljorden torkades, sållades på 2 mm nylonnät och pH mättes i vatten efter att ha fått stå över natten (Markinventeringen 2019).

Tabell 9. Mängd gödsel, totalkväve, oorganiskt kväve (ammonium-N) och fosfor i biogödsel och i mineralnäring omräknat till kg/ha i växthusförsök 2017.

Gödselmedel			Giva ton/ha	Total-N kg/ha	Ammonium-N kg/ha	P kg/ha	N/P
Biogödsel	BN2	Norrmejerier flytande	44,6	80,4	36,6	21	3.8
	BN1	Norrmejerier flytande	14,8	26,8+80*	12,2+ 80*	7,0	15.3
	BS	SYVAB granuler	2,8	127	3,0	79	1.6
Mineralgödsel	0	Låg dos N och P (bara i sand/vermikulit ogödsblad i mulljord)		10	10	1,85	5.4
	N1P2	Halv dos N, full dos P		40	40	18,5	2.2
	N2P2	Full dos N, full dos P		80	80	18,5	4.3
	N2P1	Full dos N, halv dos P		80	80	9,26	8.6

*ammoniumnitrat tillsatt för att undersöka tillgänglighet av P

6.5.3. Växthusförsök med olika biogödsel

Försöket använde den metod med odling i sand/vermikulit och gödsling med olika gödslingsnivåer av ammoniumnitrat och superfosfat som togs fram året innan. Erfarenheten av försöket 2017 visade dock att flera olika nivåer av kväve och fosfor behövdes för att få säkerhet i bestämningen av tillgänglighet av kväve och fosfor. Därför användes fyra nivåer av kväve och fyra nivåer av fosfor kombinerat med full gödsling av det andra näringsämnet (Tabell 10). Alla biogödsel gavs i två olika doser. En som var tänkt att motsvara 120 kg totalkväve/ha och en som var tänkt att motsvara 40 kg totalkväve/ha. Den senare nivån var tänkt att bli fosforbegränsad och kompletterades därför med 80 kg kväve från ammoniumnitrat/ha för att kväve inte skulle vara begränsande för tillväxten. De biogödsel som testades var A, B och C: rötningssatser från Novia med blandningar som resulterat i både bra metanproduktion och bra N/P-kvot och D, E, F och G: rötresten från olika biogasanläggningar i Österbotten och Västerbotten (Tabell 10).

Vi utgick från tidigare analyser av biogödsel från biogasanläggningarna när vi räknade ut gödslingsnivåerna, men när vi fick analysvaren visade det sig att vi gett för mycket biogödsel. Detta gällde särskilt biogödseln A-D. Gödsling, sådd och vattning utfördes på samma sätt som 2017. För att spara tid såddes dock bara 10 frön per kruka 16/2 och dessa gallrades till 7 plantor per kruka den 8 mars. Detta var dock ett misstag eftersom groningen hämmades i behandlingarna med de större mängderna biogödsel. Därför lades en omgång korn på groningen i en petriskål och fem krukor som inte hade tillräckligt många plantor kompletteringsplanterades den 2/3 (en kruka av A2, en kruka av B2 och tre krukor av D2).

Bladen drabbades av fläcksjuka och många blad fick också gula spetsar. Detta dokumenterades vid två tillfällen 26 mars och 5 april genom gradering av procent bladbiomassa med fläckar och procent gula spetsar. Axgången följdes genom att notera när axen kom fram ur flaggbladets skida och när ståndarna kom fram. Detta noterades i samband med vattningen. Försöken fotodokumenterades vid fyra tillfällen varav ett var i samband med axgång och ett var vid försökens avslutande.

Krukorna skördades efter 96 dagar på samma sätt som året innan, utom att rotsystemen och jorden inte provtogs eller dokumenterades. Proverna behandlades och analyserades också på samma sätt som året innan.

Tabell 10. Giva av totalkväve, oorganiskt kväve (ammonium) och totalfosfor i biogödsel och i mineralnäring omräknat till kg/ha i växthusförsök 2018.

Gödselmedel		Ton/ha	Totalkväve kg/ha	Oorg. kväve kg/ha	Fosfor Kg/ha	N/P
Hushållsavfall 12 %, råvgödsel 12 %, gurkblast 76 %	A2	74	173	103	67	2,6
	A1	25	58+80*	34+ 80*	22,3	6,2
Hushållsavfall 32%, råvgödsel 25 %, gurkblast 43 %	B2	86	185	116	61	3,0
	B1	29	62+80*	39+80*	20,2	7,0
Hushållsavfall 70%, grısgödsel 20 %, tomatblast 43%	C2	71	178	101	77	2,3
	C1	24	59+80*	34+80*	25,7	5,4
Rötrest från Stormossen	D2	71	252	126	24	10,5
	D1	24	84+80*	42+80*	8,1	20,2
Rötrest från Jeppo Biogas	E2	30	151	103	28	5,4
	E1	10	50+80*	34+80*	9,4	13,8
Rötrest från nötflytgödsel	F2	29	117	60	18	6,5
	F1	10	39+80*	20+80*	5,8	20,5
Rötrest från Norrmejerier	G2	44	132	39	38	3,5
	G1	15	44+80*	13+80*	12,7	6,2
Mineralgödsel	N1P4		10	10	23	0,4
	N2P4		50	50	23	2,2
	N3P4		90	90	23	3,9
	N4P4		130	130	23	5,7
	N4P1		130	130	2	65,0
	N4P2		130	130	9	14,4
	N4P3		130	130	16	8,1

*ammoniumnitrat tillsatt för att undersöka tillgänglighet av P.

6.6. Växthusförsök med tall- och granplantor

Vid odling av skogsplantor tillförs vatten och flytande kvävegödsel kontinuerligt under odlingsperioden (ArGrow) vid Holmens plantskola i Gideå. För att undersöka möjligheten att blanda in de näringsämnen som plantorna behöver under hela odlingstiden, i odlingssubstratet redan före sådd, gjordes två orienterande undersökningar i växthus med odlingskassetter, torv och frö från Holmen AB:s plantskola i Gideå.

6.6.1. Växthusförsök 1

6.6.1.1. *Frö och odlingssubstrat*

Till försöket användes tallplantagefrö från plantage Dal från Gideå plantskola och granfrö från plantage FP-502 Lilla Istad.

Två torvsubstrat användes till försöket. Till försöksled 1–4 (Tabell 13) användes Holmen AB:s egen ogödslade torv, som man eventuellt vill introducera som standardsubstrat i plantskolan i Gideå. Till försöksled 5 användes odlingstorv Superbale från Svenarums Torvprodukter AB med fukthalt ca 53 % och med tillsats av 2 kg dolomit och 0,7 kg multimix per m³. Det är den torv som 2017 användes som standardsubstrat i plantskolan.

6.6.1.2. *Gödselmedel*

Till försöksled 2–4 användes torkad och granulerad rötrest (Bionäring) från Sydvästra stockholmsregionens VA-verksaktiebolag – SYVAB. Gödselmedlets egenskaper beskrivs i Tabell 11. Bionäringen krossades och sållades genom 1,25 mm såll före användningen (Bild 5).

Till försöksled 5 användes ett flytande gödselmedel, ArGrow Complete (Tabell 12)

Tabell 11. Egenskaper hos den Bionäring som användes i växthusförsök 1 och den jordnärlösning som tillfördes varje måndag, efter utspädning 1000 gånger.

Torrsubstans (105 °C)	%	90,1
Återstod efter glödning (450 °C)	% DW	33,7
Vattenlösligt N	mg/kg DW	1200
Vattenlösligt NH ₄ -N	mg/kg DW	1200
Vattenlösligt NO ₃ -N	mg/kg DW	<2
Vattenlösligt P	mg/kg DW	150
Totala N	mg/kg DW	50600
B	mg/kg DW	14
Ca	mg/kg DW	28300
Cd	mg/kg DW	0,59
Cr	mg/kg DW	27
Cu	mg/kg DW	290
K	mg/kg DW	2820
Mg	mg/kg DW	3460
Ni	mg/kg DW	21
P	mg/kg DW	31300
Pb	mg/kg DW	9,4
S	mg/kg DW	12200
Zn	mg/kg DW	460

Jordnärlösning	
Kemikalie	Näringsämne g/liter
K ₂ SO ₄	7,30
MgSO ₄ *7H ₂ O	7,45
FeSO ₂	1,19
Cu SO ₄ *5	0,14
MnSO ₄ *H ₂ O	0,11
ZnSO ₄ *7H ₂ O	0,16
H ₃ BO ₃	0,05
CoSO ₄ *7H ₂ O	0,04
NaMoO ₄ *2H ₂ O*24	0,02
CaCl	1,51



Bild 5. Krossad Bionäring som blandades med torv till odlingssubstraten i försöksleden 2–4. Fotograf Kenneth Sahlén.

Tabell 12. Innehåll av näringsämnen i ArGrow Complete.

Ämne	N	P	K	Mg	S	B	Cu	Fe	Mn	Mo	Zn
Halt i g/liter	65	11	45	4	9	0,22	0,03	1,1	0,5	0,04	0,16

6.6.1.3. Framställning av odlingssubstrat och fyllning av plantbehållare

I försöksled 1 användes Holmen torv, ogödsblad som odlingssubstrat. Substraten till försöksled 2–4 skapades genom att blanda in den krossade Bionäringen med torven. Plantkassetter med 60 odlingsbehållare användes för odlingen. Genom provfyllning bedömdes att en torvmängd på 15 g fw per odlingsbehållare skulle vara en lämplig mängd. För försöksled 2–4 blandades det till tre olika blandningar med tillsatt Bionäring så att det till varje krukans torvmängd på 15 g, tillsattes 1, 2 och 3 g Bionäring, respektive för de tre försöksleden. Mängden Bionäring per kruka blev då 0,9, 1,8, och 2,7 g respektive för försöksled 2–4, vilket motsvarade 46, 92 och 138 mg N/behållare. Den beräknade kvävemängden under hela odlingstiden för ArGrow var 58 mg/planta (Tabell 13). TS-halten för de färdigblandade substraten varierade mellan ca 44 och 55 %.

Tabell 13. Substrat- och kvävemängder för försöksleden. Mängden ArGrow avser sammanlagt under hela odlingsperioden.

Försöksled	g torv/behållare	Bionäring g /behållare	Bionäring g TS/behållare	Kväve i Bionäring /behållare, mg	TS-halt vid odlingsstart %
1 Ogödsblad	15	0	0	0	49,5
2 B 0,9	15	1	0,91	46	50,5
3 B 1,8	15	2	1,82	92	54,5
4 B 2,7	15	3	2,74	138	55,2
N i ArGrow, mg/planta					
5 ArGrow	8	0	0	58	43,7

Mängden substrat till varje kruka vägdes i samband med fyllningen (Bild 6.). Under tiden fyllningen gjordes förvarades de blandade substraten i en plastpåse som hölls stängd för att förhindra viktminskning p.g.a torkning under fyllningstiden.

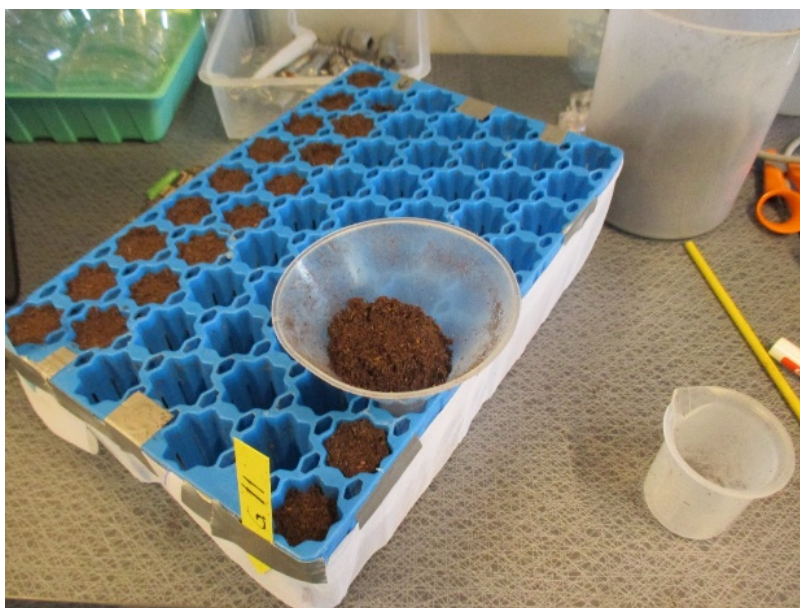


Bild 6. Plantkassett under pågående substratfyllning. Fotograf Kenneth Sahlén.

6.6.1.4. *Försöksdesign*

I varje plantkassett odlades i 16 plantbehållare på vardera sidan med tall på ena sidan och gran på den andra. Varje försöksled upprepades i tre sådana kassetter, vilket innebar 3 * 16 plantbehållare för varje behandling och träslag, och sammanlagt 15 kassetter.

6.6.1.5. *Odlingsbetingelser*

Sådden av plantbehållarna gjordes den 30/3 2017 med två frön per kruka av tall resp gran, efter att torvsubstraten uppvattnats så att de var genomfuktiga. Odlingsförsöket genomfördes i växthus med inställning av dagtemperatur på 20 °C och nattetemperatur på 15 °C och lampor som gav 170–200 mikromol ljus per kvadratmeter, tända 18 timmar per dygn när det naturliga ljuset var lägre än 200 mikromol per kvadratmeter. Temperaturen mättes en gång i timmen och var i medeltal 20,9 °C och maximum 30,8 °C.

Odlingskassetterna vattnades måndag, onsdag, och fredag varje vecka. Måndagar tillfördes dessutom 4,8 ml jordnäringslösning, utspädd 1000 ggr till varje kruka med hjälp av dispensett till försöksled 1–4. Till försöksled 5 tillfördes med dispensett ArGrow som dessförinnan hade utspåtts 100 ggr. Doseringen av ArGrow anpassades efter ett schema för kvävetillförseln. Gödslingen startade två veckor efter sådd den 18/4, med tillförsel av 1,6 mg N/planta vecka 3–5. Därefter 3,2 mg N/planta under vecka 6–21 och 1,6 mg N/planta de två sista veckorna 22 och 23 av försöket. Den sammanlagda tillförda kvävemängden med ArGrow under odlingstiden blev 58 mg/planta. Försöket avslutades den 4/9 2017.

6.6.1.6. Uppföljning 1

Den 18/4 gjordes den första uppföljningen av resultatet (Bild 7) Då räknades alla groddplantor och enkelställdes alla plantbehållare så att det återstod en planta per behållare. Då startade också näringsbevattningen med ArGrow.



Bild 7. Plantstorlek vid uppföljning 1. Fotograf Kenneth Sahlén.

6.6.1.7. Uppföljning 2 och avslutning av försöket

Den 4/9 skördades alla plantor, med avklippning jäms med överkanten på plantbehållaren, och klassificerades i någon av klasserna (Bild 8):

Levande, gröna och upprättstående

Levande och liggande

Döda eller gul/gulgrönfärgade

Alla plantor i varje försöksled och upprepning fotograferades i grupp efter att de skördats.

De skördade levande, gröna och upprättstående plantorna torkades sedan under 64 timmar vid +70 grader, varefter de får svalna i exsickator två timmar, och plantorna från varje försöksled och upprepning vägdes därefter i grupp. Barren separerades från plantorna och de kala stammarna vägdes tillsammans för varje trädslag, försöksled och upprepning. Barrvikten beräknades sedan som skillnaden mellan vikten av de hela plantorna och vikten av plantstammarna. Medelbarrlängden för varje trädslag, försöksled och upprepning uppskattades genom att alla barr samlades i grupp och medellängden bedömdes med linjal (Bild 9).

Barren maldes sedan och förvarades i frys fram till dess att de analyserades med avseende på näringsämnen.



Bild 8. Avklippning av plantorna. Fotograf Ann-Sofi Hahlin.



Bild 9. Bestämning av medelbarrlängden för gran (G32) och tall (T33) till 24 mm respektive 100 mm. Fotograf: Ann-Sofi Hahlin.

6.6.2. Växthusförsök 2

6.6.2.1. Frö och odlingssubstrat

Till försöket användes tallplantagefrö från plantage Dal från Gideå plantskola och Holmen AB ogödslade torv.

6.6.2.2. Gödselmedel

Till försöksled 1 – 6 användes torkad och granulerad rötrest (Bionäring) från Sydvästra stockholmsregionens VA-verksaktiebolag – SYVAB. Gödselmedlets egenskaper beskrivs i Tabell 14. Bionäringen krossades och sållades genom 1,25 mm såll före användningen på samma sätt som i växthusförsök 1.

Tabell 14. Egenskaper hos den Bionäring som användes i växthusförsök 2 och jordnärlösningen som tillfördes varje onsdag för försöksled 2, 4 och 6 utspädd 1000 ggr.

Volymvikt	g/l	790
Torrsubstans (105 °C)	%	87,6
Återstod efter glödning (450 °C)	% DW	33,5
Vattenlösligt N	mg/kg DW	1400
Vattenlösligt NH4-N	mg/kg DW	1400
Vattenlösligt NO3-N	mg/kg DW	<2
Vattenlösligt P	mg/kg DW	180
Totala N	mg/kg DW	50700
B	mg/kg DW	14
Ca	mg/kg DW	29100
Cd	mg/kg DW	0,61
Cr	mg/kg DW	28
Cu	mg/kg DW	290
K	mg/kg DW	2690
Mg	mg/kg DW	3590
Ni	mg/kg DW	21
P	mg/kg DW	31400
Pb	mg/kg DW	9,2
S	mg/kg DW	12000
Zn	mg/kg DW	460

Jordnärlösning	
Kemikalie	Näringsämne g/liter
K2SO4	7,30
MgSO4*7H2O	7,45
FeSO2	1,19
Cu SO4*5	0,14
MnSO4*H2O	0,11
ZnSO4*7H2O	0,16
H3BO3	0,05
CoSO4*7H2O	0,04
NaMoO4*2H2O24	0,02
CaCl	1,51

6.6.2.3. Försöksled

Försöket bestod av följande sju försöksled:

- T1: Holmen torv gödslad med SYVAB Bionäring dos 1 utan tillförel av jordnärlösning.
- T2: Holmen torv gödslad med SYVAB Bionäring dos 1 med veckovis tillförel av jordnärlösning.
- T3: Holmen torv gödslad med SYVAB Bionäring dos 2 utan tillförel av jordnärlösning.
- T4: Holmen torv gödslad med SYVAB Bionäring dos 2 med veckovis tillförel av jordnärlösning.
- T5: Holmen torv gödslad med SYVAB Bionäring dos 3 utan tillförel av jordnärlösning.
- T6: Holmen torv gödslad med SYVAB Bionäring dos 3 med veckovis tillförel av jordnärlösning.
- T7: Holmen torv veckovis gödslad med ArGrow.

6.6.2.4. Framställning av odlingssubstrat och fyllning av plantbehållare

Samma metodik för fyllning av odlingsbehållare användes som i växthusförsök 1.

6.6.2.5. Försöksdesign

Varje försöksled omfattade tre upprepningar om 26 plantbehållare. Två upprepningar var i samma plantkassett och den tredje i en egen kassett.

6.6.2.6. Substratmängder och innehåll

Substratmängder och kväveinnehåll framgår av Tabell 15.

Tabell 15. Substratmängder och mängd tillfört kväve per plantbehållare under hela odlingstiden.

Försöksled	g torv/kruka	Bionäring g /kruka	Bionäring g TS/kruka	Kväve i Bionäring /kruka, mg
T1	15	1,5	1,31	66
T2	15	1,5	1,31	66
T3	15	2,0	1,75	89
T4	15	2,0	1,75	89
T5	15	2,5	2,19	127
T6	15	2,5	2,19	127
				N i ArGrow, mg/planta
T/	15	0	0	58

6.6.2.7. Odlingsbetingelser

Sådden av plantbehållarna gjordes den 8/2 2018 med tre tallfrön per kruka, efter att torvsubstraten uppvattnats så att de var genomfuktiga. En kruka per försöksled och upprepning såddes ej, för att utvärdera förändring av substratets kemiska sammansättning under odlingstiden.

Odlingsförsöket genomfördes i växthus med inställning av dagtemperatur på 20 °C och nattemperatur på 15 °C och lampor som gav 170–200 mikromol ljus per kvadratmeter tända 18 timmar per dygn när det naturliga ljuset var lägre än 200 mikromol per kvadratmeter. Temperaturen mättes en gång i timmen och var i medeltal 22,5 °C med minimum på 13,6 °C och maximum på 34,7 °C.

Alla försöksled vattnades måndag, onsdag och fredag varje vecka. För försöksled 2, 4, 6 som näringsbevattades på onsdagar byttes vatten ut mot jordnärlösning, utspädd 1000 gånger dessa dagar. Mängden som tillfördes till varje plantbehållare med dispensett var: Vecka 9–11 och 28–29; 2,5 ml och vecka 12–27; 4,9 ml. Doseringen av ArGrow i försöksled 7 anpassades efter ett schema för kvävetillförseln. Gödslingen gjordes med ArGrow, utspädd 100 gånger och startade tre veckor efter sådd den 28/2, med tillförsel av 2,5 ml (=1,6 mg N)/planta vecka 9–11. Därefter 4,9 ml (= 3,2 mg N)/planta vecka 12–27 och åter 2,5 ml vecka 28–29. Den sammanlagda tillförda kvävemängden med ArGrow under odlingstiden blev 58 mg/planta. Försöket avslutades den 16/7 2018.

6.6.2.8. Uppföljning 1

Den 28/2 räknades alla groddplantor och odlingsbehållarna enkelställdes så att det blev kvar en planta per behållare. Då startade även näringsbevattningen med ArGrow.

6.6.2.9. Uppföljning 2 och avslutning av projektet

Den 16/7 avslutades försöket. Då räknades alla plantor och klassificerades i någon av klasserna:

Levande, gröna och upprättstående

Levande och liggande

Döda eller gul/gulgrönfärgade.

Detta försök mätte kvalitetsparametrar som används vid utvärdering av plantor på plantskolor. Var tredje planta i varje upprepning om 25 plantbehållare klipptes av vid substratytan, och diameter vid kapstället och höjden mättes. Plantorna från alla upprepningar slogs ihop till ett samlingsprov för varje försöksled, som sedan torkades i 64 timmar vid 70 grader. Efter avkylning i exsickator avlägsnades alla barr och maldes och frystes in till dess analys av innehåll av näringsämnen gjordes.

6.7. Biogödsling av skog

6.7.1. Beskrivning av gödslingsbestånd och gödslingsbehandlingar

Försökslokalerna 1–4 var storskaliga försök med traktorgödsling (Tabell 16 och Bild 10). De låg i Norrbotten strax söder om polcirkeln i Överkalix kommun. I alla försöksbestånd var tall det klart dominerade trädslaget, men visst inslag av gran fanns i Hällberget och Jädraås. Trädåldern vid gödsling varierade mellan 19 år i Hällberget och 77 år i Mörttjärn. Lokalerna 5–7 var provytteförsök, med utlottade försöksbehandlingar, där gödslingen gjordes för hand på i förväg utstakade och markerade provytor i Bäcksjön och Lycksele och med traktor i Jädraås.

På lokalerna 1–4 delades försöksbestånden upp i tre delar, till vilka behandlingarna ogödslat, SkogCan och Bionäring lottades ut (Tabell 17). Behandlingsdelarnas areal varierade mellan 11 och 44 ha, och totalarealen var 240 ha. Gödslingen gjordes med traktorspridare på hösten 2006. På 5–8 ställen inom området för Bionäring spreds på alla lokalerna i Norrbotten utom Mörttjärn en 30 % högre gödseldos, så att två behandlingsdoser (dos 1 och dos 2) av Bionäring erhöles. Gödslingen med SkogCan upprepades 2009, då ytterligare 150 kg N/ha tillfördes. I Lycksele gjordes gödslingen i juni 2001, i Bäcksjön i slutet av maj 2003 och i Jädraås i maj 2006. Gödslingsdoserna varierade mellan försökslokalerna från 64 till 900 kg N/ha för Bionäring och mellan 150 och 300 kg N/ha för SkogCan. I Jädraås spreds även 3 ton träaska/ha i en behandling.

Tabell 16. Beskrivning av de sju försökslokalerna som ingår i undersökningen.

Nr	Lokal	Gödslat år	Bionäring dosering, kg kväve/ha	SkogCan dosering, kg N/ha	Ålder vid gödsling, år	Trädslag	Ståndortsindex, m
1	Furuberget	H 2006	617 ¹ och 821 ²	2*150	55	Tall	T20
2	Mörttjärn	H 2006	507	2*150	77	Tall	T20
3	Hällberget	H 2006	562 ¹ och 747 ²	2*150	19	Tall	T19
4	Näverberget	H 2006	609 ¹ och 810 ²	2*150	64	Tall	T18
5	Bäcksjön	V 2003	522, 479, 174, 160	150	62	Tall	T25
6	Lycksele	V 2001	64, 127, 254	150	36	Tall	T18
7	Jädraås	V 2006	300, 600, 900	150	37	Tall	T20

¹ = dos 1; ² = dos 2

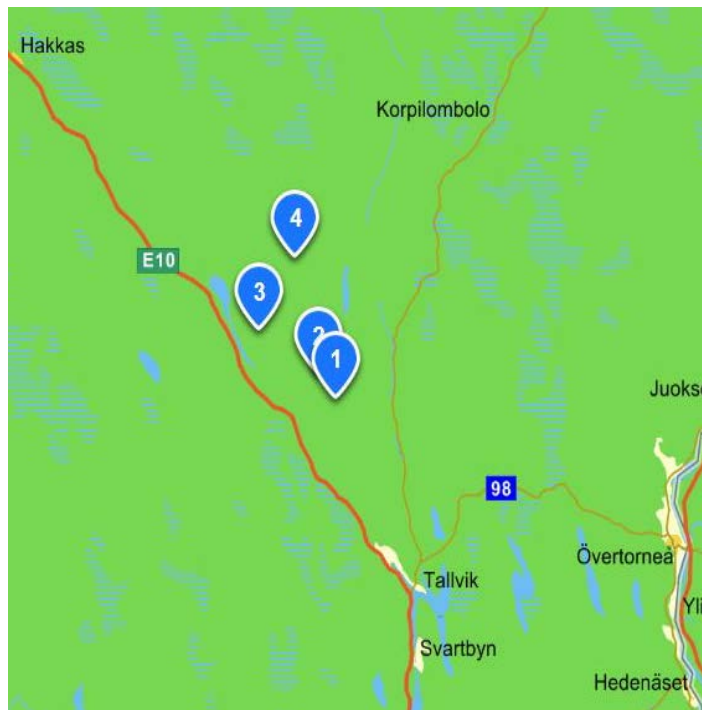
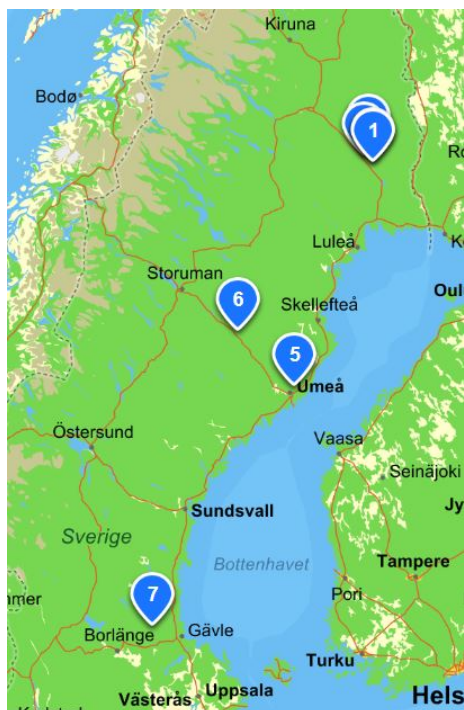


Bild 10. Försökslokalernas läge.

Tabell 17. Arealer för gödslingsbehandlingarna på de fyra lokalerna i Norrbotten.

Försöks- lokal	Areal ha			Summa
	Ogödslat	SkogCan	Bionäring	
Furuberget	13	16	11	40
Hällberget	25	44	31	100
Näverberget	11	20	14	45
Mörttjärn	15	20	20	55
Summa	64	100	76	240

6.7.2. Egenskaper och innehåll hos använda gödselmedel

6.7.2.1.1. Bionäring

Begreppet Bionäring infördes för den rötrest som har använts som gödsel i försöken för att förtydliga att det inte sprids slam eller rötrest som endast är avvattnad i dessa skogsgödslingsförsök. För Bionäring gäller följande krav:

Torkad och pelletterad eller granulerad rötrest efter rötning organiskt material som t ex matavfall eller avloppsslam

TS-halt > 90 %

Kväveinnehåll >3 %

Uppfyller samma krav på gränsvärden för högsta halter av tungmetaller och syntetiska organiska ämnen samt hygieniseringskrav som vid användning på åkermark.

I Tabell 18 och 19 redovisas TS-halt, halt av organiskt material, pH och innehållet av näringsämnen och tungmetaller i de använda gödselmedlen, och i Bild 11 visas de använda typerna av Bionäring. Den låga kvävehalten i Lycksele berodde på askinblandning som ledde till ammoniakavdunstning under tillverkningen, en teknik som sedan övergavs.

Tabell 18. Halter av näringsämnen och andra egenskaper hos de gödselmedel som använts i försöken.

Försöks-plats	Gödsel	Ts ¹	Org.-mtrl	pH	N	NH ₄ -N	P	K	Ca	Mg	S	B
		%	%	-	%	%	%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Lycksele	Lycksele	95	45	8,0	1,1	0,002	1,2	27000	95000	9200	3900	1,6
Bäcksjön	SYVAB	95	57	7,9	3,8	0,72	4,2	2000	2500	5200	10000	0,8
	UMEVA	95	55	6,3	3,0	0,20	4,1	930	1800	2600	13200	0,3
Jädraås	SYVAB	92	61	6,8	4,5	0,46	3,2	2100	2200	3400	-	-
	Träaska	61	11	12	0	0	1,2	50000	150000	13000	19300	190
Norr-botten	SYVAB	92	61	6,8	4,2	0,46	3,2	2100	2200	3400	-	-
	SkogCan %	-	0	-	27	13,5	0	0	5	2,4	0	0,2

- = ej analyserat

De analyserade halterna av ammoniumkväve i Bionäringen, som användes i försöken innebar att mängden lättillgängligt ammoniumkväve som tillfördes marken vid gödslingstillfället, var 55–90 kg/ha i norrbottensförsöken, 0,10–0,45 kg/ha i Lycksele, 11–32 kg/ha för UMEVA och 33–100 kg/ha för SYVAB i Bäcksjön och 30–90 kg/ha för SYVAB i Jädraås.

Tabell 19. Innehåll av vissa metaller i den Bionäring och träaska som använts i försöken.

Försöks-lokal	Bionäring typ	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
		mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Lycksele	Lycksele	5,5	11,0	71	275	-	17	140	120
Bäcksjön	SYVAB	1,3	8,0	41	390	-	24	32	880
Bäcksjön	UMEVA	0,9	8,6	18	133	-	19	14	445
Jädraås	SYVAB	0,85	-	35	290	0,84	23	39	670
Jädraås	Träaska	10	5	28	56	0,35	11	58	2000
Norrbotten	SYVAB	0,85	12	35	290	0,84	24	41	680



Bild 11. De tre typerna av Biogödsel som användes i försöken. Biogödseln från Lycksele avvek från de två andra, genom att den innehöll träaska och att kvävehalten var endast 1,1 %. Fotograf Kenneth Sahlén.

6.7.3. Mätningar och provtagningar på provytor

6.7.3.1.1. Provytstorlekar och -antal

Provytorerna var utlagda med placeringen bestämd med en kombination av systematiskt och slumpvis tillvägagångssätt. Provytorernas storlek och antal redovisas i Tabell 20 för de fyra försöken i Norrbotten. I provyfeförsöken var provytstorleken 30*30 =900 m² och antalet provytor 15 i Lycksele och 12 i Bäcksjön. I Jädraås var det 18 provytor med storleken 154 m².

Tabell 20. Storlek och antal på provytorerna i norrbottensförsöken.

Försöks- lokal	Provyte- storlek m ²	Antal undersökta provytor				Summa
		Ogödslat	SkogCan	Bionäring dos1	Bionäring dos 2	
Furuberget	480	8	8	5	5	26
Hällberget	480	8	8	8	8	32
Näverberget	400	8	8	7	7	30
Mörttjärn	480	8	8	8	-	24
Summa	-	32	32	28	20	112

6.7.3.2. Trädmätningar

Trädens stamdiameter mäts på 1,3 meters höjd med dataklave med digital registrering hösten 2017 på alla träd inom provytorerna. Totalt mäts drygt 4000 träd. Sådana mätningar var tidigare utförda på

samma provytor på hösten 2007 och 2012 i försöken i Norrbotten och tidigare mätningar fanns även för provyfeförsöken.

6.7.3.3. *Provtagning och beredning av barr, humus och markvatten*

På alla provytor med trädmätning togs även prover på barr och humus. För barr togs 5–10 fjolårsskott med stångsekatör i den övre tredjedelen av trädkronan från ett träd per provyta (Figur 9), förutom i Lycksele och Bäcksjön där prov togs från två träd per provyta, som slogs samman. Proven förvarades torrt och svalt under någon vecka och sattes sedan i frys. Före analys torkades de vid 70 grader i 48 timmar, varefter barren repades loss. Därefter slogs barrprover från parvis näraliggande ytor inom samma behandling ihop till ett gemensamt prov som maldes och analyserades av ALS med avseende på näringsämnen.

På tre slumpvis valda punkter på varje provyta togs ett humusprov med hjälp av borrhål som trycktes ner till mineraljorden och gav humusproppar med 10 cm diameter (Figur 9). Levande vegetation och grövre rötter rensades bort från propparna, liksom eventuellt medföljande mineraljord. De tre propparna lades tillsammans i plastpåsar som sedan förvarades på samma sätt som barrproverna. Före provberedningen slogs humusproverna från parvis näraliggande provytor inom samma behandlingar ihop till ett gemensamt prov som analyserades. Antalet insamlade och analyserade prover redovisas i Tabell 21. Från Lycksele analyserades 15 prover (3 per behandling), från Bäcksjön 12 prover (2 per behandling) och från Jädraås 15 prover (3 per behandling) av barr och humus.

Tabell 21. Antal provytor från vilka prover på barr och humus togs och antalet sammanslagna prov som analyserades i norrbottensförsöken.

Försöks- Lokal	Antal provytor med insamlade barr- och humusprov /och antal sammanslagna och analyserade prov			Summa
	Ogödslat	SkogCan	Bionäring	
Furuberget	8/4	8/4	10/6	26/14
Hällberget	8/4	8/4	16/8	32/16
Näverberget	8/4	8/4	14/8	30/16
Mörttjärn	8/4	8/4	8/4	24/12
Summa	32/16	32/16	48/26	112/58

Humusproverna sönderdelades sedan på lab. och rensades noggrant från rötter, stenar och mineraljord och siktades med 2 mm såll. För bestämning av pH värdet togs ett representativt delprov på ca 1 g, som vägdes in i 50 ml plastburk. 25 ml avjoniserat vatten tillsattes och locket till plastburken stängdes och skakades så att jordprovet suspenderas upp i vattnet. Lösningen fick stå över natten och pH mättes med glaselektrod i vattenlösningen som då hade kommit i jämvikt med jordprovet. Resterande humus torkades i en vecka i rumstemperatur och analyserades sedan med avseende på näringsämnen och tungmetaller av ALS. Beredningen av humusproverna och pH-bestämningen utfördes av personal på SLU:s lab i Röbbäcksdalen.

Markvattenprover togs på 50 cm djup med hjälp av undertryckslysimetrar, som sedan tidigare var installerade på alla lokaler utom Mörttjärn. Där sattes 15 nya lysimetrar ut i september 2017. Vattenprover togs under sommaren 2017 i Jädraås, i oktober 2017 i Norrbottensförsöken, och i Bäcksjön i oktober 2018. Upprepade vattenprover togs även i september 2018 i Mörttjärn, efter att beståndet avverkats i december 2017. Vattenproverna frystes in inom ett par dagar efter provtagningen, och hölls frysta till dess de analyserades med avseende på N, P och tungmetaller,

Antalet insamlade och analyserade vattenprover från norrbottensförsöken redovisas i Tabell 22. I Bäcksjön togs 18 markvattenprover och i Jädraås 11 prover.

Tabell 22. Antalet insamlade vattenprover i försöken i Norrbotten. Fotograf Kenneth Sahlén.

Försöks- lokal	Antal markvattenprover			
	Ogöd- slat	SkogCan	Bionäring dos1	Bionäring dos 2
Furuberget	3	-	4	3
Hällberget	5	-	5	5
Näverberget	3	-	5	5
Mörttjärn 2017	5	5	5	-
Mörttjärn 2018 ¹	4	5	5	

¹Efter slutavverkning i december 2017



Figur 9. Provtagningar

- 1 Barrprov med stångsekator
- 2 Avklippt gren
- 3 Humusprovtagning
- 4 Färdiga humusprover
- 5 Vacuumpumpning av provflaska
- 6 Vattenfylld provflaska

6.7.4. Träd tillväxtberäkningar

För försöken i Norrbotten och Jädraås beräknades stambiomassan i kg torrsubstans av varje diametermätt träd med Marklunds biomassa-funktioner för tall gran och björk (Marklund, 1988) och den totala biomassan för varje provyta beräknades som summan av alla trädets biomassa. För försöken i Lycksele och Bäcksjön användes stamvolymen i m³sk som mått. Trädbiomassan per provyta räknades sedan om och uttrycktes som ton ts /ha respektive m³sk/ha för alla provytor som inventerades hösten 2017. Därefter gjordes motsvarande beräkningar för data från tidigare inventeringar av samma provytor. Tillväxten mellan två inventeringstillfällen beräknades sedan som skillnaden i biomassa mellan de två inventeringarna för varje provyta och behandling, och skillnaden mellan behandlingar på varje lokal som medelvärde av skillnaderna mellan provytor. Signifikansnivån för tillväxtskillnader mellan gödslingsbehandlingar och gödslat beräknades med t-test.

För försöken i Norrbotten användes ANOVA, modulen General Linear Model, i programmet NCSS 8 för statistisk analys med medelvärden för de olika lokalerna av tillväxt och kemiska analyser av barr, markvatten och humus som ingångsdata. Försökslokal sattes till slumpmässig faktor och behandlingarna Dos 1 av biogödsel, Dos 2 av biogödsel, CAN och ogödslad var fix faktor.

7. Resultat

7.1. Optimering av näringsbalansen genom samrötning, kvävetillsats samt fosforåtervinning

Näringsinnehållet i rötresten optimerades genom samrötning av olika substrat, tillsats av kväverikt substrat och genom återvinning av fosfor från rejektvatten och rötrest.

7.1.1. Substratens kol-kväve-fosfor sammansättning

Elva samrötningförsök gjordes vid Yrkeshögskolan Novia under projektiden. I Tabell 23 beskrivs de olika substratblandningarna, vilken startkultur som användes, rötningsstemperaturen och rötningstiden för respektive försök. Försök 4 upprepades (försök 6), eftersom startkulturen visades sig vara hygieniserad vid första försöket. Därför har försök 4:s resultat inte beaktats i analyserna.

Tabell 23. Sammanfattning av samröttningsförsöken, vilka substrat som används per försök och startkultur, respektive rötningstemperatur och rötningstidens längd.

Försök	Substratblandning	Startkultur	Rötningstemp.	Rötningstid
1	Hushållsavfall, råvgödsel, gurkblast	Stormossen	55 °C	35 dygn
2	Hushållsavfall, grisgödsel, tomatblast	Stormossen	55 °C	35 dygn
3	Gräs, råvgödsel, hårslam	Jeppo Biogas	37 °C	39 dygn
4	Hushållsavfall, råvgödsel, gurkblast	Jeppo Biogas (hygieniserat)	37 °C	40 dygn
5	Gräs, råvgödsel, äggskal	Jeppo Biogas	37 °C	34 dygn
6	Hushållsavfall, råvgödsel, gurkblast	Jeppo Biogas	37 °C	34 dygn
7	Gräs, kogödsel, fiskrens (sik)	Jeppo Biogas	37 °C	29 dygn
8	Tomatblast, hönsgödsel, fiskrens (lax)	Stormossen	55 °C	41 dygn
9	Klöver, äggskal, fiskrens (lax)	Stormossen	55 °C	36 dygn
10	Rågvete, kogödsel, fiskrens (lax)	Jeppo Biogas	37 °C	41 dygn
11	Slakteriavfall, grisgödsel, makroalger	Stormossen	55 °C	40 dygn

Substrat som användes vid försöken analyserades separat innan de blandades ihop med varandra. Koncentrationer av kol, kväve och fosfor undersöktes och kol/kväve-kvoten (C/N-kvot, m/m) och kväve/fosfor-kvoten (N/P-kvot, m/m) beräknades. Kol/kväve- och kväve/fosfor-kvoten är förhållandet mellan kol och kväve respektive kväve och fosfor i det organiska materialet. Substrat och startkulturer har även testats för *Salmonella*, men ingen *Salmonella* har kunnat påvisas före rötning.

Slakteriavfall (620 g/kg TS), fiskrens av lax (560 g/kg TS) och hushållsavfall (513 g/kg TS) hade de högsta kolkoncentrationerna, medan äggskal hade den lägsta (175 g/kg TS). De högsta kvävekoncentrationerna hade fiskrens av sik (79 g/kg TS), hårslam (72 g/kg TS) och fiskrens av lax (65 g/kg TS). Äggskal (17 g/kg TS) och gräs (6 g/kg TS) hade de lägsta uppmätta koncentrationerna av kväve. Råvgödsel (50 g/kg TS), fiskrens av sik (50 g/kg TS) och lax (24 g/kg TS) hade de högsta koncentrationerna av fosfor (Bilaga, Tabell 7). Kol/kväve-kvoten för varje substrat anges i Tabell 24 A och kväve/fosfor-kvoten i Tabell 24 B. Optimal kol/kväve-kvot för rötning uppmättes för hushållsavfall från Ab Stormossen Oy (19,1 och 17,1) och för kogödsel (innehöll halm) (20,2). Hårslam hade den högsta kväve/fosfor-kvoten (88,2) medan råvgödsel (0,9) hade den lägsta.

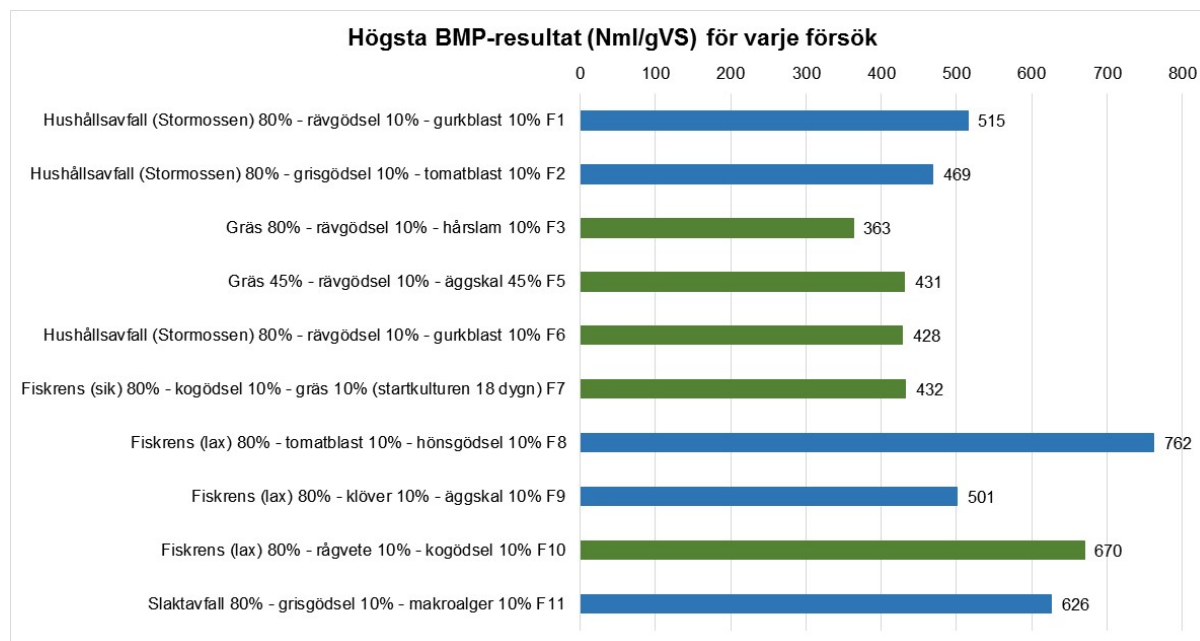
Tabell 24. Kol/kväve-kvoten (C/N-kvot, m/m) (A) och kväve/fosfor-kvoten (N/P-kvot, m/m) (B) för de substrat som används vid försöken. F står för försök och anger vilket försök som substratet ingick i. Bör observeras att kogödseln innehöll halm och höns gödseln innehöll foderrester.

A. Substrat	C/N-kvot
Fiskrens lax F8	8,6
Fiskrens sik F7	5,5
Grisgödsel F2	13,1
Gräs F3	85,3
Gurkblad F1	7,6
Hushållsavfall F1	16,5
Hushållsavfall F2	17,1
Hushållsavfall F4	16,5
Hushållsavfall F6	19,1
Hårslam F3	4,0
Höns gödsel F8	17,0
Klöverrik vall F9	16,6
Kogödsel F7	20,2
Makroalger F11	16,6
Rågvete F10	26,2
Rävgödsel F1	10,3
Slakteriavfall F11	28,2
Tomatblad F2	8,2
Äggskal F9	10,2

B. Substrat	N/P-kvot
Fiskrens lax F8	2,8
Fiskrens sik F7	1,6
Grisgödsel F2	2,6
Gräs F3	2,9
Gurkblad F1	5,4
Hushållsavfall F4	6,5
Hushållsavfall F6	9,1
Hårslam F3	88,2
Höns gödsel F8	1,6
Klöverrik vall F9	11,4
Kogödsel F7	3,9
Makroalger F11	14,6
Rågvete F10	6,9
Rävgödsel F1	0,9
Slakteriavfall F11	2,8
Tomatblad F2	4,8
Äggskal F9	9,9

7.1.2. Samrötningsresultat

Totalt redovisas tio olika samrötningsförsök, vilket resulterade i 120 olika substratblandningar (Tabell 6). De högsta uppmätta ackumulerade BMP-resultaten vid varje försök visas i Figur 10. Den ackumulerade BMP-produktionen för varje blandning i respektive försök visas i bilagan, Figur 1.



Figur 10. De högst uppmätta ackumulerade BMP (biometanpotential) -resultaten för varje enskilt försök. Startkulturer vid försöken från Ab Stormossen Oy (blå stapel) eller från Jeppo Biogas Ab (grön stapel). Startkulturens produktion har ej inkluderats i uträkningen av BMP för respektive substratblandning. F står för försök.

Fiskrens gav den bästa metangasproduktionen i samrötningarna. Blandningen med 80 % fiskrens av lax, 10 % tomatblast och 10 % hönsgödsel gav det högsta totala BMP resultatet (762 Nml/g VS) av alla försöken. Fiskrens av lax (80 %) blandat med rågvete (10 %) och kogödsel (10 %) gav även det högt BMP resultat, 670 Nml/g VS. Vidare fann vi att mycket slakteriavfall (80%) tillsammans med en liten mängd griseködsel (10 %) och makroalger (10 %) producerade även bra med metangas, totala ackumulerade BMP uppgick till på 626 Nml/g VS. I de samrötningar hushållsavfallet uppgick till 80% producerades även större mängder metangas. Däremot uppmättes lägre värden för metanproduktion under samrötningen med hårslam, råvgödsel och gräs, t.ex. 363 Nml /g VS uppmättes för blandning med 10 % hårslam, 10 % råvgödsel och 80 % gräs.

Fyra olika typer av gödsel testades vid samrötningarna, griseködsel, hönsgödsel, kogödsel och råvgödsel. Samrötningar med griseködsel (försök 2 och 11) visade på en jämn gasutveckling i de blandningar som griseködseln dominerade (57 % eller 80 %), metangasproduktionen var bland de högre jämfört med de andra blandningsförhållandena i försöken (370–418 Nml/g VS). För hönsgödseln i försök 8, gav 80 % hönsgödsel, 10 % tomatblast och 10 % fiskrens av lax en snabb och relativt hög gasproduktion (418 Nml/g VS). Blandningar med mycket kogödsel (57 % eller 80 %) gav däremot lite lägre metangasproduktion jämfört med de andra blandningarna i försök 7 (278 och 246 Nml/g VS). Blandningar med mycket råvgödsel (57 % eller 80 %) gav även de lägre metangasproduktion (206–345 Nml/g VS) jämfört med de andra blandningarna i försök 1, 3, 5, och 6.

Samrötningar med tomat- och gurkblast visade på lägre metanproduktion, troligen främst för att tomat- och gurkblasten var svårare nedbrytbara. Vid försöken 1 och 6 med hushållsavfall – råvgödsel – gurkblast (ena med startkultur från Ab Stormossen Oy och andra från Jeppo Biogas Ab) tog det flera dygn (elva respektive sju dygn) innan metanproduktionen kom igång i de blandningar där gurkblasten fanns i högre koncentrationer (80 %) och hushållsavfalls- och råvgödselmängden var mindre (10 %) (252 och 325 Nml/g VS, respektive). Samma tendens såg man för blandningar med 45 % och 57 % gurkblast och mindre mängd (10 % eller 22 %) hushållsavfall (193–276 Nml/g TS). För tomatblasten observerades en snabbare start av metangasutvecklingen än hos gurkblasten, men metangasproduktionen var låg jämfört med andra blandningar i samma försök. I försök 2 med hushållsavfall – griseködsel – tomatblast producerade blandningen med högst mängd tomatblast (80 %) och små mängder hushållsavfall och griseködsel (10 %) den minsta mängden metangas (248 Nml/g VS). I ett annat försök med tomatblast blandat med hönsgödsel och fiskrens av lax, gav blandningarna med 45 %, 57 % och 80 % tomatblast de lägsta BMP resultaten (228, 228 och 219 Nml/g VS, respektive), då mängden fiskrens av lax var 10 %, 22 % och 10 % i respektive blandning.

Vid försöken med äggskal (försök 5 och 9) observerade vi skumbildning främst under början av rötningen. Mycket äggskal (80 %) gav en låg metanproduktion (314 Nml/g VS) vid blandning med låga halter klöver (10 %) och fiskrens av lax (10 %), däremot gav blandningen 80 % äggskal, 10 % gräs och 10% råvgödsel bättre metangasproduktion (402 Nml/g VS).

7.1.3. Näringsämnesbalansen i rötresten

Halten av följande växtnäringsämnen har bestämts i rötresterna: kväve (N), fosfor (P), kalium (K), kalcium (Ca), magnesium (Mg), natrium (Na) och svavel (S). För växtnäringsämnenas koncentrationer har geometriskt medelvärde (geomean) beräknats för de tolv blandningar som ingått i varje försök. Detta för att få ett representativt lägesmått för hela försöket. Startkulturen som använts i respektive försök rapporteras skilt, eftersom den utgör en stor del av blandningen och påverkar således rötrestens näringsinnehåll. Kväve, fosfor och kalium undersöktes i rötresterna från försök 1–3 och 5–11 (Tabell 25). De högsta och lägsta uppmätta kväve/fosfor-kvoter (N/P-kvot, m/m), kväve-, fosfor- och kaliumhalter (g/kg TS) för rötresterna från samrötningar och startkultur är angivna i Tabell 25 C och D.

Mängden näringsämnen i samrötningar och respektive startkultur var i många försök överensstämmande. Startkulturens påverkan på samrötningarnas näringsinnehåll framgår t.ex. i försök 3 och 8. I försök 3 uppmättes både i startkulturen och i samrötningarna högre halter av kväve. Den höga kvävehalten kan troligtvis förklaras med tillsats av hårslam till biogasanläggningen varifrån startkulturen hämtades. Hårslam tillsattes även under själva försöket. I försök 8 uppmättes högre kaliumkoncentration både i startkulturen och i samrötningarna. Eftersom startkulturen var från en bioavfallsreaktor, kan den största kalium tillsatsen härstamma därifrån. T.ex. större tillsats av ett kaliumrikt råmaterial kan ha höjt kaliumhalten i startkulturen.

Tabell 25. Kväve-, fosfor- och kaliumkoncentrationen (g/kg TS) i rötresten från samrötningar (A) och respektive försöks startkultur (B). Samt högsta och lägsta uppmätta kväve/fosfor-kvoterna (N/P-kvot, m/m) och kväve-, fosfor- och kaliumhalterna (g/kg TS) för rötresterna från samrötningar (C) och startkultur (D). Resultat från försök 1–3, 5–11. Resultat från samrötningarna angivet som geometriskt medelvärde (geomean) av de tolv blandningar som ingått i varje försök. F står för försök. S och JB anger från vilken biogasanläggning startkulturen var från (S = Ab Stormossen Oy bioavfallsreaktor, S* = Ab Stormossen Oy avloppsslamreaktor, JB = Jeppo Biogas Ab.)

A. Försök	Kväve (geomean per försök)	Fosfor (geomean per försök)	Kalium (geomean per försök)
Hushållsavfall - råvgödsel - gurkblast F1	58	30	11
Hushållsavfall - gravgödsel - tomatblast F2	62	27	11
Gräs - råvgödsel - hårslam F3	218	24	36
Gräs - råvgödsel - äggskal F5	142	22	30
Hushållsavfall - råvgödsel - gurkblast F6	131	25	41
Gräs - kogödsel - fiskrens (sik) F7	131	23	38
Tomatblast - hönsgödsel - fiskrens (lax) F8	129	15	54
Klöver - äggskal - fiskrens (lax) F9	170	14	52
Rågvete - kogödsel - fiskrens (lax) F10	120	18	32
Slakteriavfall - gravgödsel - makroalger F11	110	12	44

B. Startkultur för respektive försök	Kväve	Fosfor	Kalium
Hushållsavfall - råvgödsel - gurkblast F1 S*	56	28	3
Hushållsavfall - gravgödsel - tomatblast F2 S*	85	30	9
Gräs - råvgödsel - hårslam F3 JB	224	26	50
Gräs - råvgödsel - äggskal F5 JB	137	22	38
Hushållsavfall - råvgödsel - gurkblast F6 JB	153	25	39
Gräs - kogödsel - fiskrens (sik) F7 JB	162	24	46
Tomatblast - hönsgödsel - fiskrens (lax) F8 S	194	10	80
Klöver - äggskal - fiskrens (lax) F9 S	124	16	50
Rågvete - kogödsel - fiskrens (lax) F10 JB	123	20	34
Slakteriavfall - gravgödsel - makroalger F11 S	109	13	49

C.	N/P-kvot	Kväve	Fosfor	Kalium
Min.	1,0	37	11	7
Max.	29,2	770	37	80

D.	N/P-kvot	Kväve	Fosfor	Kalium
Min.	2,0	56	10	3
Max.	19,6	224	30	49

Rötresten med kväve/fosfor-kvoter mellan 3–6, som skulle vara passande biogödsel för fosforfattiga jordar var främst från försök 5, 6 och 7. Försök 5 innehöll blandningar med gräs, råvgödsel och äggskal, försök 6 utfördes med hushållsavfall, råvgödsel och gurkblast och försök 7 bestod av blandningar med

gräs, kogödsel och fiskrens av sik. Dessa försöks startkulturer hade en N/P-kvot kring 6. Rötresten med kväve/fosfor-kvoter mellan 10–20, var däremot främst från försök 3 och 9. Dessa samröttningsförsök gjordes med gräs, råvgödsel och hårsлам eller med klöverrik vall, äggskal och fiskrens av lax (Bilaga, Tabell 8). Startkulturerna i försök 3 och 9 hade en N/P-kvot kring 8.

Kalcium, magnesium, natrium och svavel undersöktes i rötresten från försök 1–3 och 5–9. Geometriskt medelvärde har beräknats för de tolv blandningar som ingått i varje försök och startkulturen är angiven skilt (Tabell 26 A och B). De högsta och lägsta uppmätta halterna (g/kg TS) av kalcium, magnesium, natrium och svavel i rötresten från samrötningarna och startkultur är angivna i Tabell 26 C och D.

Även här uppmättes liknande näringsinnehåll i samrötningar och i respektive försöks startkulturer. Däremot i försök 5 (samrötning med gräs, råvgödsel och äggskal) uppmättes högre kalcium halt (geometriskt medelvärde var 65 g/kg TS) i samrötningarna, medan startkulturen för detta försök hade betydligt lägre kalcium halt (24 g/kg TS). Äggskalet som ingick i försöksblandningarna kan ha bidragit till den höjda kalciumhalten. Emellertid i försök 9 ingick även äggskal, men här ses ingen höjning av kalciumhalten i samrötningarna jämfört med startkulturen i försöket. Skillnaderna mellan försöken var att försök 5 utfördes vid 37 °C och med startkultur från biogasanläggning med mesofil nedbrytning. Försök 9 utfördes vid 55 °C med startkultur från biogasanläggning med termofil nedbrytning.

Tabell 26. Kalcium-, magnesium-, natrium- och svavelkoncentrationerna (g/kg TS) i rötresten från samrötningar (A) och i respektive försöks startkultur (B). Resultat från samrötningarna angivet som geometriskt medelvärde (geomean) av de tolv blandningar som ingått i varje försök (A). Samt de högsta och lägsta uppmätta halterna av kalcium, magnesium, natrium och svavel i rötresten från samrötningarna (C) och startkultur (D). F står för försök. S och JB anger från vilken biogasanläggning startkulturen var från (S = Ab Stormossen Oy bioavfallreaktor, S* = Ab Stormossen Oy avloppsslamreaktor, JB = Jeppo Biogas Ab.)

A. Försök	Kalcium (geomean per försök)	Magnesium (geomean per försök)	Natrium (geomean per försök)	Svavel (geomean per försök)
Hushållsavfall - råvgödsel - gurkblast F1	60	6	5	14
Hushållsavfall - grsigödsel - tomatblast F2	35	6	5	14
Gräs - råvgödsel - hårsлам F3	31	7	52	18
Gräs - råvgödsel - äggskal F5	65	5	24	13
Hushållsavfall - råvgödsel - gurkblast F6	41	6	30	15
Gräs - kogödsel - fiskrens (sik) F7	23	6	29	15
Tomatblast - hönsgödsel - fiskrens (lax) F8	49	6	46	8
Klöver - äggskal - fiskrens (lax) F9	38	5	48	8

B. Startkultur för respektive försök	Kalcium	Magnesium	Natrium	Svavel
Hushållsavfall - råvgödsel - gurkblast F1 S*	47	5	2	14
Hushållsavfall - grsigödsel - tomatblast F2 S*	39	8	10	13
Gräs - råvgödsel - hårsлам F3 JB	24	9	38	17
Gräs - råvgödsel - äggskal F5 JB	24	5	31	15
Hushållsavfall - råvgödsel - gurkblast F6 JB	24	7	33	15
Gräs - kogödsel - fiskrens (sik) F7 JB	24	6	40	18
Tomatblast - hönsgödsel - fiskrens (lax) F8 S	22	4	82	7
Klöver - äggskal - fiskrens (lax) F9 S	37	6	50	8

C.	Kalcium	Magnesium	Natrium	Svavel	D.	Kalcium	Magnesium	Natrium	Svavel
Min.	21	4	3	7	Min.	22	4	2	7
Max.	133	8	86	22	Max.	47	9	82	18

7.1.4. Förekomst av spårämnen (mikronäringsämnen) i rötresten

Vi har ytterligare undersökt halterna av bor (B), järn (Fe), kobolt (Co), mangan (Mn) och molybden (Mo) i rötresterna från försök 1–3 och 5–9. Geometriskt medelvärde har beräknats för de tolv blandningar som ingått i varje försök och startkulturen är angiven skilt (Tabell 27 A och B). De högsta och lägsta halterna av respektive spårämne i rötresterna från samrötningar och i startkultur är uppgivna i Tabell 27 C och D.

Högre nivåer av järn uppmättes i försök 1 och 2, både i samrötningarna och i startkulturerna. Startkulturen i dessa två försök var från en avloppsslamreaktor och järnet kan mycket väl härstamma från processkemikalier vid rening av avloppsslammet. Däremot uppmättes låga järnhalter i startkulturen från en bioavfallsreaktor.

Tabell 27. Högsta och lägsta uppmätta halterna (mg/kg TS) för bor, järn, kobolt, mangan och molybden i rötresterna från samrötningar (A) och startkultur (B), resultat från försök 1–3, 5–9.

A. Försök	Bor geomean per försök (mg/kg TS)	Kobolt geomean per försök (mg/kg TS)	Järn geomean per försök (mg/kg TS)	Mangan geomean per försök (mg/kg TS)	Molybden geomean per försök (mg/kg TS)
Hushållsavfall - råvgödsel - gurkblad F1	39	9	67650	413	10
Hushållsavfall - grigödsel - tomatblad F2	32	6	100446	362	7
Gräs - råvgödsel - hårslam F3	17	2	23273	242	3
Gräs - råvgödsel - äggskal F5	18	2	23252	228	3
Hushållsavfall - råvgödsel - gurkblad F6	34	2	27096	364	4
Gräs - kogödsel - fiskrens (sik) F7	21	3	29180	291	4
Tomatblad - hönsgödsel - fiskrens (lax) F8	53	4	4838	331	8
Klöver - äggskal - fiskrens (lax) F9	57	5	4323	214	6

B. Startkulturer	Bor (mg/kg TS)	Kobolt (mg/kg TS)	Järn (mg/kg TS)	Mangan (mg/kg TS)	Molybden (mg/kg TS)
Hushållsavfall - råvgödsel - gurkblad F1 S*	13	6	85900	370	7
Hushållsavfall - grigödsel - tomatblad F2 S*	38	8	115000	330	8
Gräs - råvgödsel - hårslam F3 JB	22	3	31200	290	4
Gräs - råvgödsel - äggskal F5 JB	22	3	31700	290	4
Hushållsavfall - råvgödsel - gurkblad F6 JB	21	3	31300	320	4
Gräs - kogödsel - fiskrens (sik) F7 JB	24	3	31300	320	4
Tomatblad - hönsgödsel - fiskrens (lax) F8 S	79	6	2850	150	7
Klöver - äggskal - fiskrens (lax) F9 S	45	6	5170	250	8

C.	Bor	Järn	Kobolt	Mangan	Molybden
Min.	14	2560	1,4	170	2,1
Max.	210	115000	16,0	480	18,0

D.	Bor	Järn	Kobolt	Mangan	Molybden
Min.	13	2850	2,5	150	3,7
Max.	79	115000	7,6	370	7,8

7.1.5. Förekomst av metaller och bakterier i rötresten

Arsenik (As), bly (Pb), kadmium (Cd), koppar (Cu), krom (Cr), kvicksilver (Hg), nickel (Ni) och zink (Zn) undersöktes i rötresterna. För alla metaller förutom nickel var de uppmätta halterna under de rekommenderade gränsvärdena för biogödsel i Finland (Jord- och skogsbruksministeriets (JSM) förordning 24/11) och i Sverige (certifieringsregeln SPCR 120) (Tabell 28).

Tabell 28. Högsta och lägsta uppmätta halterna (mg/kg TS) för arsenik, bly, kadmium, koppar, krom, kvicksilver, nickel och zink i rötresterna från samrötningar (A) och endast med startkultur (B). Gränsvärden (mg/kg TS) för metallinnehåll i biogödsel enligt Finlands Jord- och skogsbruksministeriets (JSM) förordning 24/11 och Sveriges certifieringsregler SPCR 120 finns även angivna i tabellen (A).

A.	Arsenik	Bly	Kadmium	Koppar	Krom	Kvicksilver	Nickel	Zink
JSM 24/11	25	100	1,5	600	300	1	100	1500
SPCR120		100	1	600	100	1	50	800
Min.	<3	<0,3	<0,3	43	12	<0,04	7,7	200
Max.	9,1	15	0,68	310	71	0,67*	56	740

B.	Arsenik	Bly	Kadmium	Koppar	Krom	Kvicksilver	Nickel	Zink
Min.	<3	<3	<0,3	39	15	<0,04	10	180
Max.	7,2	15	0,63	310	37	0,59	29	740

* I försök 7 uppmättes även 15,0 och 5,6 mg/kg TS kvicksilver i två rötresten, vilket vi misstänker är en kontamination och därför ej uppgivet i tabellen.

Arsenikhalten för rötresten från samrötningarna var i de flesta försök under detektionsgränsen (<3 mg/kg TS). Endast i försök 11 var halten detekterbar (geometriskt medelvärde: 4,4 mg/kg TS). Eventuellt kan makroalgerna vara en bidragande orsak (blandning med 80% makroalger: 9,1 mg/kg TS arsenik), eftersom det är känt att de kan ackumulera tungmetaller (Francesconi & Edmonds, 1996; Holdt & Kraan, 2011). Startkulturen i försök 2, innehöll även den lite högre halter av arsenik (7,2 mg/kg TS).

Förekomsten av bly, kadmium, koppar och krom i rötresten från samrötningarna sammanföll med koncentrationerna i respektive startkultur som använts i försöken. Koncentrationerna var låga och under riktvärdena både för samrötningar och startkulturer. Zinkhalten för samrötningarna sammanföll även

de med de uppmätta zinkhalterna i respektive startkultur. Zinkförekomsten var som högst 740 mg/kg TS, både i rötresterna från samrötningar och i startkultur (Tabell 29).

Däremot uppmättes i ett par rötresterna från försök 1 (hushållsavfall – råvgödsel – gurkblast) nickelhalter (45–56 mg/kg TS) nära det högsta tillåtna värdet för biogödsel enligt SPCR 120. I två rötresterna från försök 1 (hushållsavfall 45 % – råvgödsel 10 % – gurkblast 45 % och hushållsavfall 57 % – råvgödsel 22 % – gurkblast 22 %) översteg de uppmätta nickelhalterna (56,0 och 51,0 mg/kg TS, respektive) den högsta tillåtna halten 50,0 mg/kg TS enligt SPCR 120 regelverk. I startkulturerna som användes vid försök 1 och 2 uppmättes lite högre halter av nickel (29 respektive 25 mg/kg TS) (Bilaga, Tabell 9).

I försök 7, samrötning med gräs, kogödsel och fiskrens av sik, uppmättes förvånansvärt höga kvicksilverhalter 15,0 och 5,6 mg/kg TS i två separata blandningar (gräs 22 % – fiskrens av sik 57 % – kogödsel 22 % och gräs 33 % – fiskrens av sik 33 % – kogödsel 33 %) (Bilaga, Tabell 9). Vi misstänker att kontaminering skett i något skede, eftersom i de tio övriga rötresterna från samma försök var kvicksilverhalterna låga eller under detektionsgränsen <0,04 mg/kg TS trots att samma substrat använts. Analyserna har inte kunnat upprepas eftersom endast ett prov av vardera rötrest hade tagits tillvara för testning.

Rötresterna från samrötningarna och startkultur från försök 1–3, 5–9 har även analyserats för förekomst av bakterier. Ingen *Salmonella* (<10 pmy/g) eller *Escherichia Coli* (/25 g) kunde detekteras i rötrestproverna.

7.1.6. Fosforåtervinning från rejektvatten och rötrest

En pilotanläggning i laboratorieskala byggdes för fosforåtervinning genom utfällning av struvit, ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$). En s.k. fluidiserad bädd skapades genom en kontinuerlig vätskeströmning uppåt i reaktorn. För att uppnå optimala förhållanden för struvitutfällning tillfördes magnesiumklorid och natriumhydroxid (NaOH) tillsattes för att justera pH-värdet till 8.5 när försöken pågick. Totalhöjden på pilotanläggningen var till en början ca två meter. Under de inledande försöken med syntetisk lösning konstaterades att endast mycket små struvitpartiklar bildades i pilotanläggningen. Nästa steg var att ansluta en sedimentationsbassäng med pump till pilotanläggningen, för att pumpa tillbaka de allra minsta partiklarna till systemet. Dessa små partiklar skulle då kunna fungera som ”frön” för större partiklar. Struvitfällning kunde erhållas, men partikelstorleken var fortsättningsvis liten. Nästa steg var att öka volymen och höjden på piloten. Förlängningen av piloten gjordes i flera skeden, och den slutliga höjden blev drygt fyra meter.

Med den högre pilotanläggningen gjordes ett inledande försök med syntetisk lösning (försök 1). Under försöket pumpades totalt 450 liter syntetisk lösning genom piloten. I detta försök erhöles en riklig struvitfällning (199 g), däremot var partikelstorleken fortsättningsvis liten. I nästa försök (försök 2) användes rejektvatten från rötrest av bioavfall (Ab Stormossen Oy). Ca 430 liter rejektvatten pumpades in i pilotanläggningen. Vid försöket erhöles endast en liten mängd fällning (2,7 g) med varierande partikelstorlek. Därefter gjordes tre försök (försök 3, 4 och 5) med rötrest från Jeppo Biogas Ab. I deras anläggning används gödsel från djurproduktion, slam från foder- och livsmedelsindustrin, hårsлам från läderfabrik, grönmassor och bioavfall som råmaterial. I försök 3 pumpades in rötrest utblandad med vatten, p.g.a. att konsistensen var så tjock och blockering uppstod vid inpumpning i pilotreaktorn (totalt 357 liter rötrest + 178 liter vatten pumpades in). Vid de två andra försöken pumpade vi in vätskefasen av rötresten (försök 4: 386 liter; försök 5: 394 liter), efter att rötresten först fått stå och sedimentera under en veckas tid. Detta visade sig fungera mycket bättre i pilotreaktorn. Vid försök 3 erhöles ingen tydligt separerad struvitfällning, utan allt var blandat med organiskt material från rötresten. Vid försök 4 fick vi en tydlig fällning med liten partikelstorlek. Fällningens vikt var 93 gram. Vid försök 5 fick vi en liknande fällning på 126 gram.

Prover togs på rejektvattnet/vätskefasen av rötresten före och efter försöken och vattenlösliga halten av fosfor, ammonium, totala halten fosfor, magnesium och kväve undersöktes (Tabell 29). I analyserna

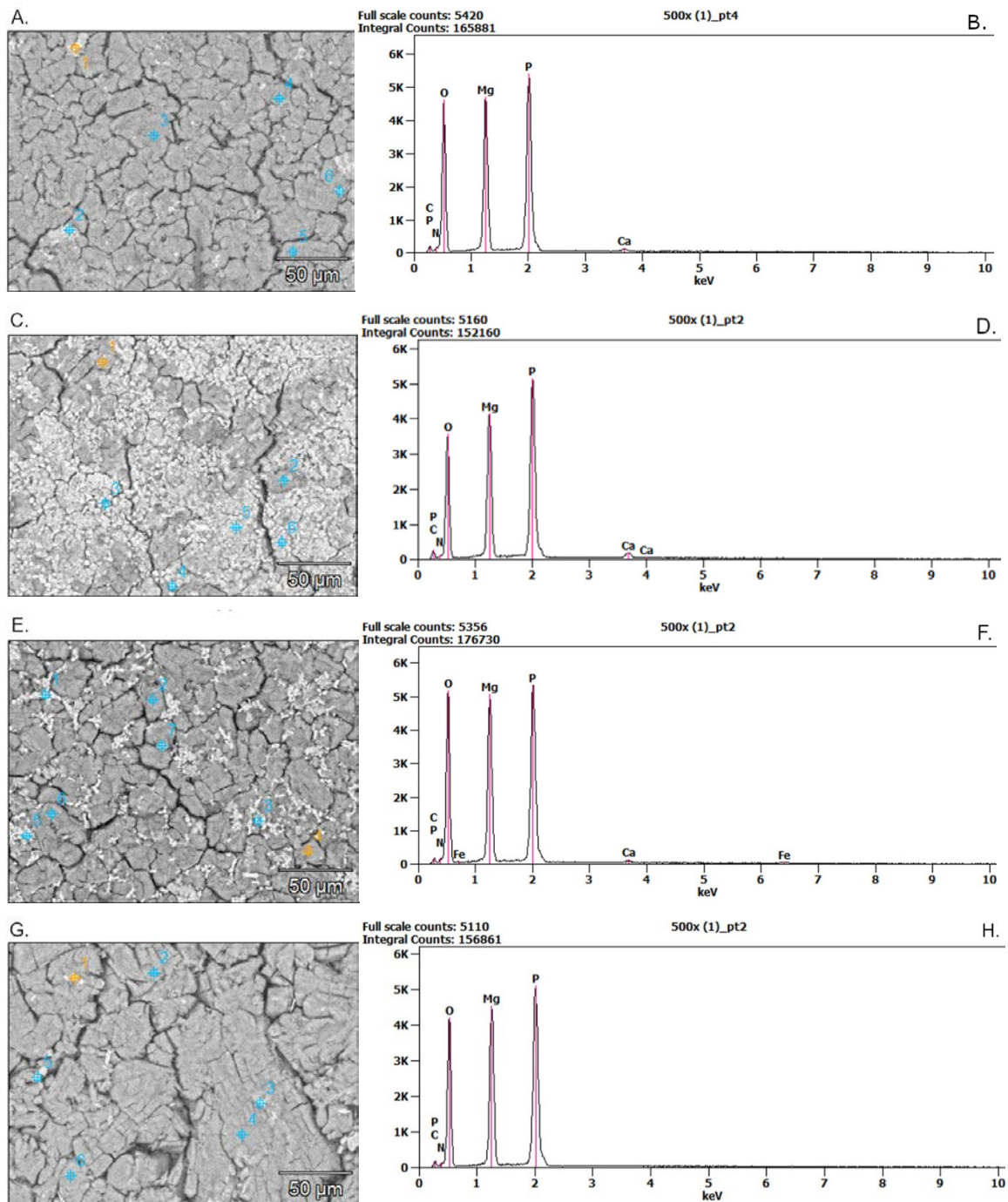
såg vi att vattenlöslig fosfor och ammonium hade minskat efter försöket och att magnesiumkoncentrationen hade ökat, vilket var bekräftande på att försöken lyckats. Däremot var tillsatsen av magnesium troligen inte tillräcklig i försök 4 och 5.

Partikelstorleken är beroende av uppehållstiden i piloten, och i framtida försök kommer uppehållstiden att förlängas. I de försök som beskrivs här var uppehållstiden ca 1–4 dygn, medan man i andra rapporterade försök har använt en uppehållstid på upp till 12 dygn (Adnan et al., 2003).

Tabell 29. Kemiska analyser av P-pilot prover före och efter experimentens utförande. (Försök 3 ej inkluderad eftersom ingen struvitfällning kunde tas tillvara)

Försök	Vattenlösligt P (mg/l)	Vattenlösligt NH ₄ -N (mg/l)	Totala N (mg/l)	P (mg/kg TS)	Mg (mg/kg TS)
Försök 1, före	80	800			
Försök 1, efter	2	440	450	3,7	164
Försök 2, före	43	1440	2140	5670	5660
Försök 2, efter	14	1100	1050	2390	11700
Försök 4, före	75	2710	3640	17400	670
Försök 4, efter	53	2250	3070	8410	1610
Försök 5, före	94	2840	3880	17100	580
Försök 5, efter	55	2530	3570	8470	940

Fällningarna från de olika försöken har undersökts med SEM- (svepelektronmikroskop) och EDS (energidispersiv röntgenspektroskopi) analys för att få information om vilka grundämnen olika delar av fällningarna innehåller. Med SEM/EDS-analyserna kunde vi se att fällningarna innehöll fosfor, magnesium och kväve och resultatprofilerna var samstämmiga med kontrollen med kommersiellt framställd struvit (Figur 11).



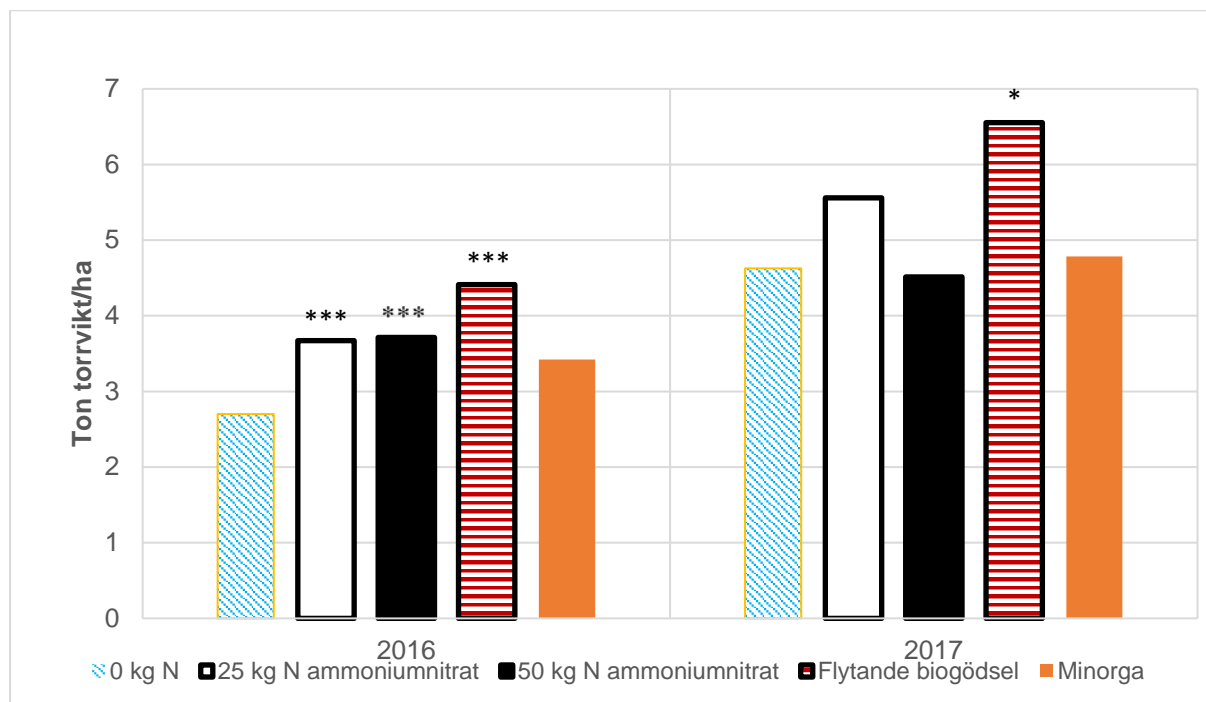
Figur 11. Resultat med SEM- (svepelektronmikroskop) och EDS- (energispersiv röntgenspektroskopi) analyser. SEM-figurer A, C, E, G; EDS-figurer B, D, F, H. Fällningar från syntetisk lösning A-B, från försök med rejektvatten av bioavfall C-D, från rötrestens vätskefas från Jeppo Biogas (försök 4) E-F och kontroll med kommersiell struvit G-H. Förstoring x500, keV anger kiloelektronvolt, ptX (X= 1/2/4) anger den punkt i SEM-figuren vars resultat förevisas i EDS-figuren.

7.2. Kortsiktiga odlingsförsök med biogödsel

I fältförsök och växthusförsök studerades växternas utnyttjande av näringen från optimerad rötrest genom att analysera växternas biomassa och näringsinnehåll vid skörd och jämföra med växter från gödslade och mineralgödslade ytor.

7.2.1. Fältförsök med korn och vallinsådd

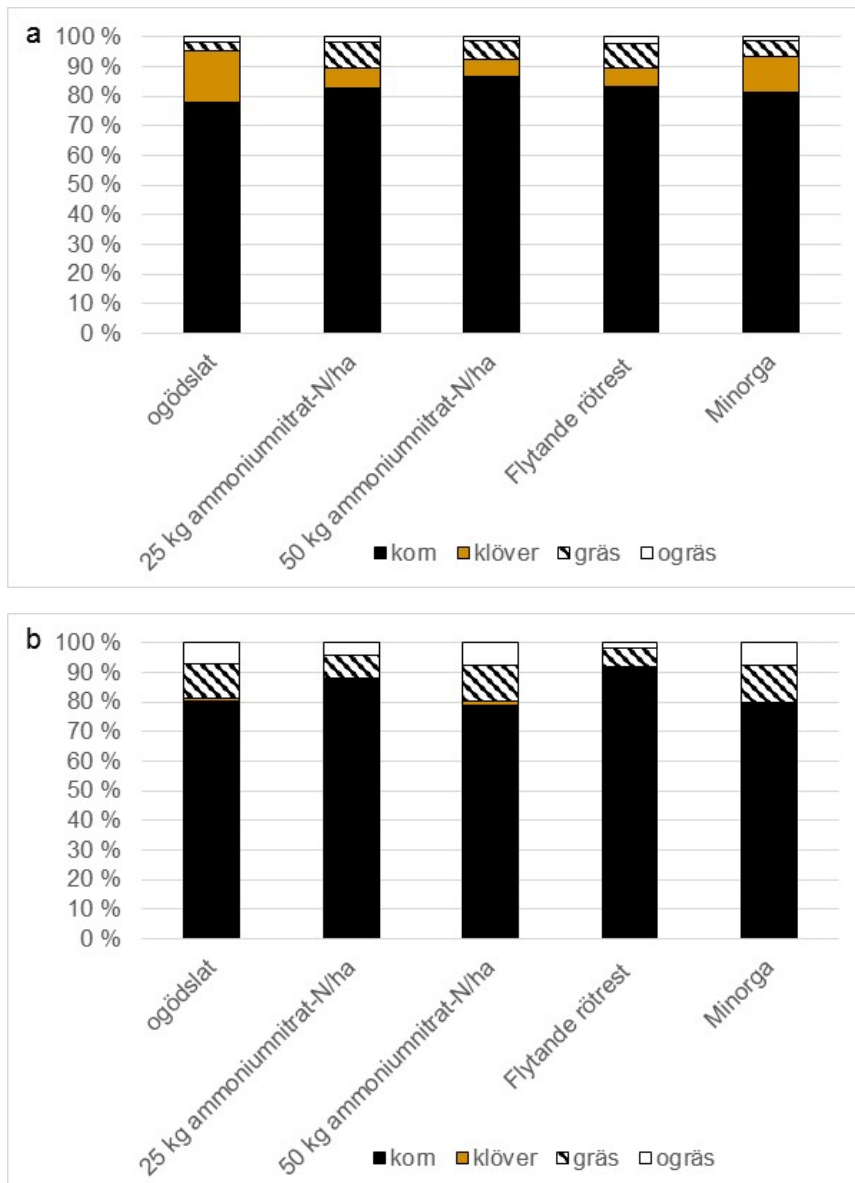
Mängden skördat grönfoder efter de olika gödslingsbehandlingarna visas i Figur 12. Flytande biogödsel och 25 kg ammoniumnitrat-N/ha gav signifikant högre skörd av grönfoder än den ogödslade kontrollen. Den fullgödslade kontrollen som fått 50 kg N/ha som ammoniumnitrat gav 2017 lägre skörd än behandlingen med 25 kg N/ha, men skillnaden var inte statistiskt säkerställd. Det granulerade gödselmedlet Minorga gav inte högre skörd än ogödslade kontrollen men inte heller lägre skörd än de gödslade kontrollerna.



Figur 12. Skörd av helsäd av korn efter gödning med mineralgödsel (ammoniumnitrat) eller biogödsel. Den flytande biogödseln bestod av rötat hushållsavfall 2016 och rötat mejeriavfall 2017.

Den botaniska analysen visade att ogräshalterna var låga båda åren. Klöverhalterna påverkades negativt av kvävegödsling, särskilt av ammoniumnitrat och flytande rötrest 2016 (Figur 13 A). År 2017 var klöverhalterna generellt mycket låga (Figur 13 B).

Ytvattnet från rutorna som gödslats med flytande biogödsel och Minorga hade högre halter av ammoniumkväve än rutor som gödslats med mineralkväve vid en samlad analys av båda provtagningstillfällena (Bilaga, Tabell 11). I övrigt fanns inga statistiskt säkerställda skillnader vid en samlad analys av båda provtagningstillfällena varken för övriga näringsämnen eller tungmetaller (Bilaga, Tabell 12). Både halterna och variationen mellan prover var dock betydligt högre för de flesta analyserade ämnen i oktober än i november varför provtagningarna också analyserades statistiskt var för sig. Ammonium-N och total-P var signifikant förhöjda efter gödning med Norrmejeriers flytande biogödsel vid den 4/10, men det var inga signifikanta skillnader den 24/11. Vid provtagningen den 24/11 då nederbörden kommit som snö fanns istället förhöjda värden av Cd, Cu och Zn i ytvatten efter gödning med mineralgödsel medan vattnet från ytor gödslade med biogödsel hade halter av både näringsämnen och tungmetaller som var mer lika halterna i snön bredvid försöket.



Figur 13. Andelar av korn, klöver, gräs och ogräs i helsäd av korn efter gödning med mineralgödsel (ammoniumnitrat) eller biogödsel. A) 2016 B) 2017. Den flytande biogödseln bestod av rötat hushållsavfall 2016 och rötat mejeriavfall 2017.

Innehållet av näringsämnen i helsäd av korn visade inga signifikanta skillnader år 2016 (Tabell 30). Båda biogödslingsmedlen gav förhöjda halter av kalcium, magnesium, svavel och kväve 2017 och halten av fosfor (P) var förhöjd efter gödning med Minorga. Både Norrmejeriers flytande biogödsel och Minorga stimulerade således upptaget av en rad ämnen den regniga sommaren 2017. Detta gällde också halterna av tungmetaller där kadmium, koppar och zink var förhöjda för båda biogödslingsmedlen 2017 (Bilaga, Tabell 10).

Tabell 30. Koncentrationer av näringsämnen i helsäd av korn från försöken med korn med vallinsädd (g ämne/kg torkad biomassa). Medelvärden av varje försök för sig från 3–4 prover från olika försöksrutor per behandling.

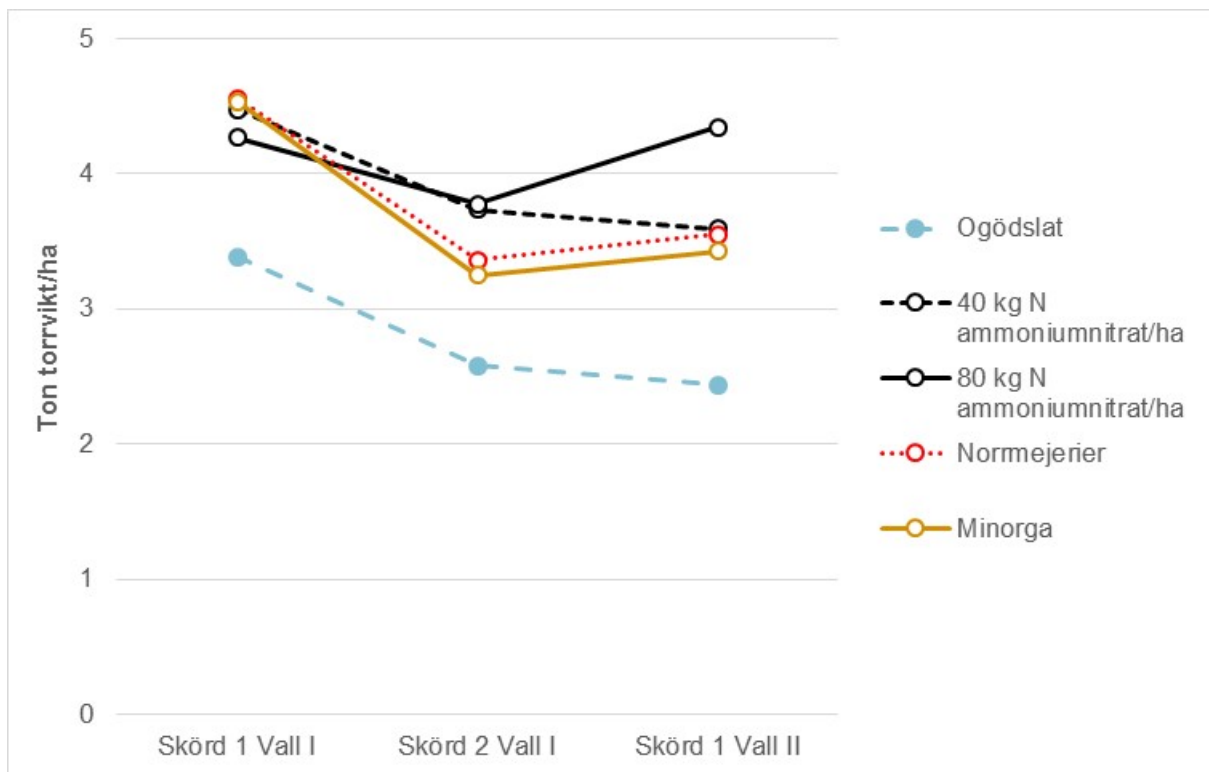
Gödslingsbehandling		Kalcium	Kalium	Magnesium	Fosfor	Svavel	Kväve
2016	Skellefteå hushållsavfall, flytande	1,3	12,4	0,8	2,6	1,5	12,4
	Minorga granuler	1,3	10,3	0,8	2,5	1,5	11,7
	Ogödslad	1,4	10,8	0,8	2,7	1,6	12,8
	Halv giva mineralgödsel 25 kg N	1,4	11,8	0,8	2,7	1,6	13,1
	Full giva mineralgödsel 50 kg N	1,4	10,4	0,8	2,5	1,5	12,1
	Skillnad mellan behandlingar	ej sign.	ej sign.	ej sign.	ej sign.	ej sign.	***
2017	Norrmejerier flytande	3,8	18,8	0,8	2,4	2,4	15,7
	Minorga granuler	3,2	17,6	0,8	2,6	2,3	14,5
	Ogödslad	2,8	17,3	0,8	2,3	2,0	13,0
	Halv giva mineralgödsel 25 kg N	3,3	18,4	0,8	2,2	2,2	13,5
	Full giva mineralgödsel 50 kg N	3,0	17,4	0,7	2,2	1,9	13,3
	Skillnad mellan behandlingar	***	ej sign.	***	*	**	**

Siffror med blåmarkerad text är signifikant lägre än halv giva mineralgödsel, siffror med gulmarkerad text är högre än den ogödslade kontrollen och lilamarkerade siffror är högre än alla kontroller.

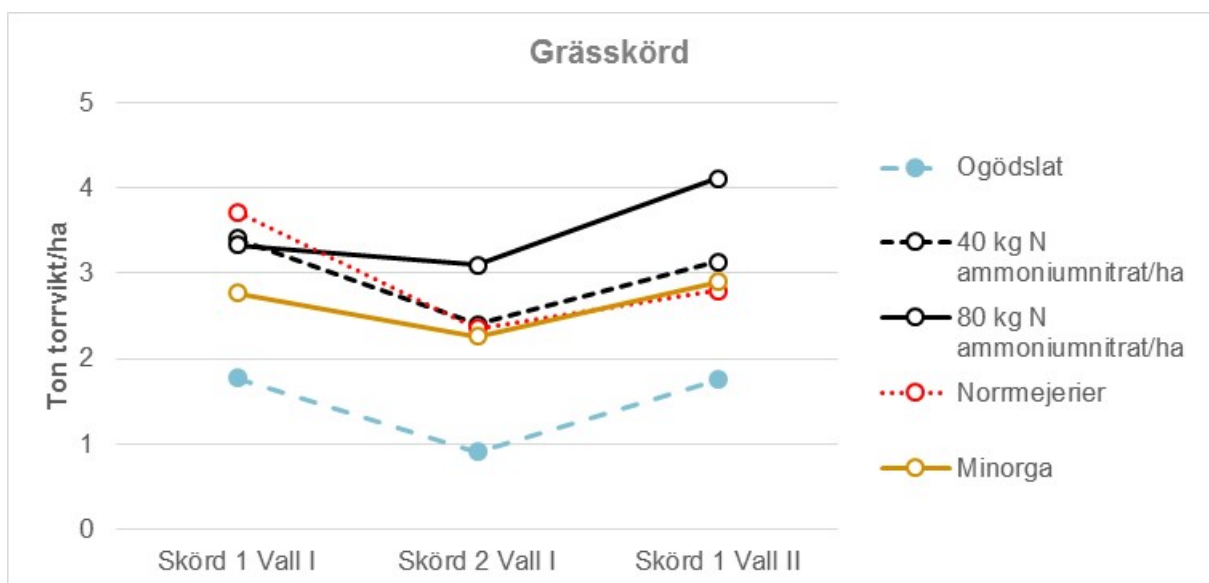
Ej sign, = Ingen statistiskt säkerställd skillnad * = $P < 0,05$ ** = $P < 0,01$ *** = $P < 0,001$ där P är sannolikheten att det inte är någon skillnad

7.2.2. Fältförsök med vall

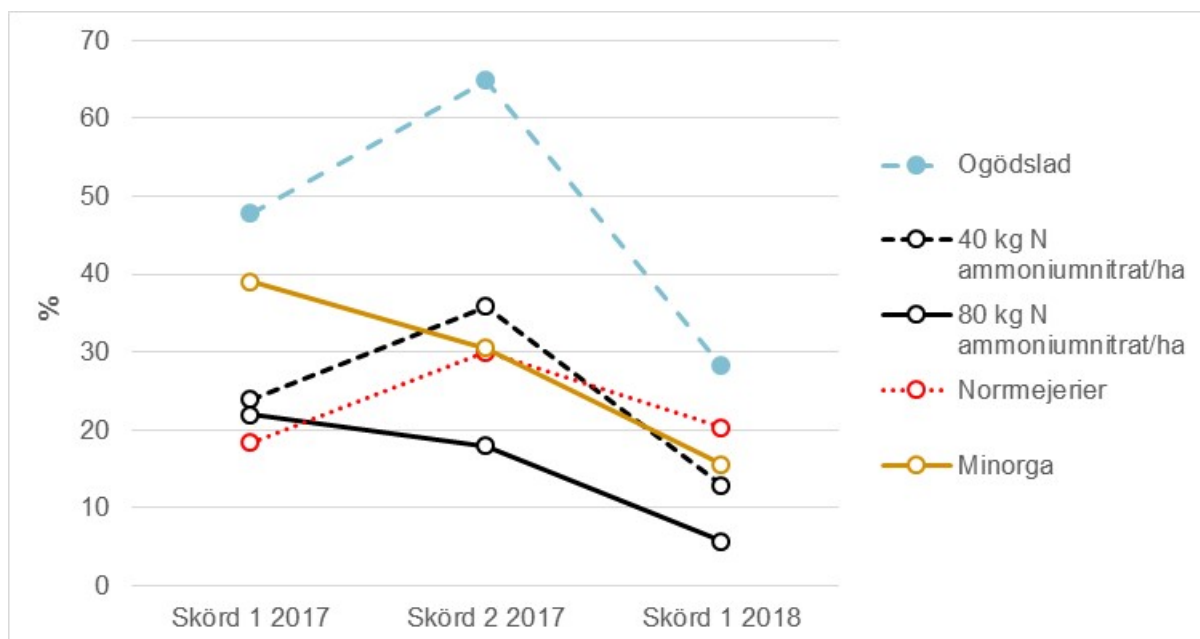
Alla gödselmedel gav mer biomassa än ogödslad vall, men det var ingen statistiskt säkerställd skillnad mellan de övriga gödselbehandlingarna vad gäller skördenivån (Figur 14). Vad gäller biomassan av gräs, däremot så fanns det skillnader mellan gödslingsbehandlingarna (Figur 15). Behandlingen med full mineralgödsling gav större grässkörd än alla de övriga gödslade behandlingarna som inte skiljde sig åt. Klöverhalterna var däremot högst i de ogödslade kontrollerna vilket delvis kompenserade för den lägre grässkörden (Figur 16). Gödsling med halv mängd mineralgödsel eller biogödsel gav intermediära klöverhalter som helt och hållet kompenserade den lägre grässkörden.



Figur 14. Skörd av vall efter gödning med mineralgödsel (ammoniumnitrat) eller biogödsel. Medelvärden av samtliga behandlingar med samma biogödsel.



Figur 15. Skörd av gräs i vällen efter gödning med mineralgödsel (ammoniumnitrat) eller biogödsel. Medelvärden av samtliga behandlingar med samma biogödsel.



Figur 16. Andel klöver i vallen efter gödsling med antingen ammoniumnitrat eller biogödsel.

Svavel- och kvävehalterna i gräs och klöver påverkades signifikant av gödslingsbehandlingarna (Tabell 31). I klövern var svavelhalterna högre och kvävehalterna lägre efter gödsling med mineralgödsel än den ogödslade kontrollen. Efter gödsling med biogödseln var halterna inte skilda från den ogödslade kontrollen. I gräset var kvävehalterna i Norrmejeriers flytande biogödsel både lägre än den fullgödslade kontrollen och högre än den ogödslade kontrollen, medan kvävehalterna efter gödsling med Minorga inte skilde sig från den fullgödslade kontrollen och var högre än den ogödslade kontrollen. Tungmetallerna var inte förhöjda vars sig i gräs eller klöver jämfört med den fullgödslade kontrollen, men kopparhalterna i den fullgödslade kontrollen och efter gödsling med Minorga var högre än den ogödslade kontrollen (Bilaga, Tabell 13).

Spridning med släpfoot av Norrmejeriers flytande biogödsel gav inga signifikanta förbättringar i näringsutnyttjande eller skörd jämfört med spridning på ytan för vare sig klöver eller gräs i förstaskörden 2018 (Bilaga, Tabell 14). Däremot gav spridning på våren av flytande biogödsel högre halter av svavel och kväve i gräs än den ogödslade kontrollen. Spridning på hösten gav lägre halter av kväve och svavel än den fullgödslade kontrollen. Gödslingen med Minorga året innan gav ingen eftereffekt då svavel och kvävehalterna inte skilde sig från den halvgödslade kontrollen som hade fått samma gödsling våren 2018. Kalcium- och nickelhalterna i klöver från förstaskörden 2018 var lägre för Norrmejeriers biogödsel spridd med släpfoot på hösten än i ogödslade kontroller, men annars fanns inga signifikanta skillnader i halterna av olika ämnen i klövern vid separat analys av förstaskörd 2018 (data visas inte).

Markvattnet som provtogs med sugceller under hösten 2017 visade inga signifikanta skillnader mellan ytor gödslade med biogödsel och vare sig ogödslade eller fullgödslade kontroller (data visas inte). Inte heller jordproverna som extraherades med KCl visade några signifikanta skillnader i ammonium och nitrathalter mellan behandlingarna. Det var något förhöjda halter av nitrat och ammonium matjorden under sommaren 2017, men det var lika för alla behandlingar (Figur 17).

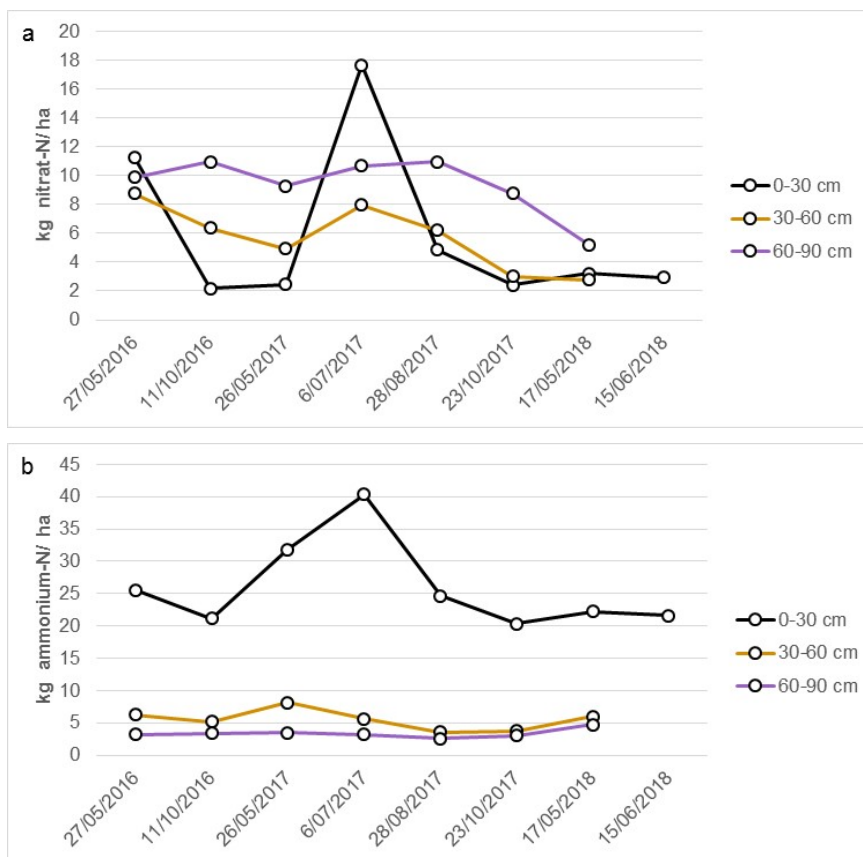
Mängden fosfor i skördarna jämfört med mängden som tillsatts i varje gödslingsbehandling visade att efter gödsling med Minorga var fosforupptaget nästan lika högt som vid motsvarande gödsling med superfosfat (Figur 18). Däremot verkade grödorna inte behöva de större mängder av fosfor som gavs i den fullgödslade kontrollen och med flytande biogödsel då mängden fosfor i skördarna bara ökade marginellt när fosforgödslingen var större än 10 kg P/ha. Mängden kväve i skördarna hade ett linjärt samband till mängden oorganiskt kväve i gödseln (Figur 19). Det oorganiska kvävet påverkade dock kvävefixeringen negativt oberoende av gödsling med biogödsel eller mineralkväve. Beräkningen av kväveeffekten justerad för kvävefixeringen illustreras i Figur 20. Räknet på tillsatt oorganiskt kväve var

kväveeffekten för flytande biogödsel 113 % och för Minorga 119 % av effekten av ammoniumnitrat. Biogödseln innehöll dock också en hel del organiskt kväve och räknat på totalkvävet i gödseln var kväveeffekten 58 % för flytande biogödsel och 99 % för Minorga. Fosforeffekten av biogödseln kunde inte beräknas eftersom det inte fanns ett linjärt samband mellan fosforgödsling och fosforupptag i växterna.

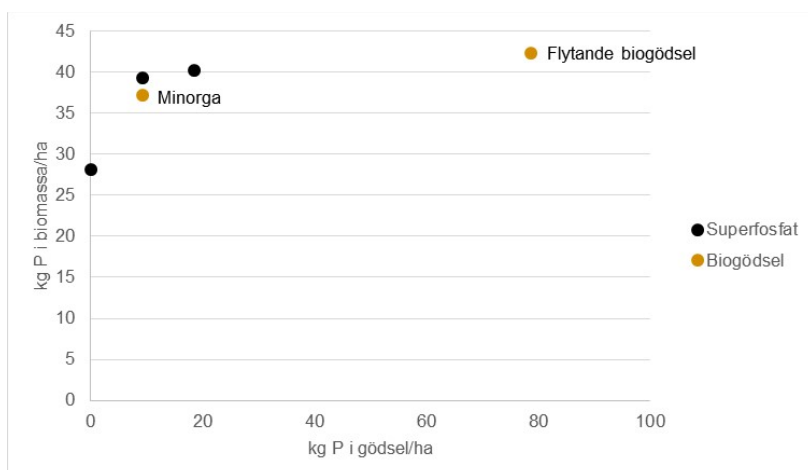
Tabell 31. Koncentrationer av näringsämnen i klöver och gräs från försök med gödsling av vall (g ämne/kg torkad biomassa). Medelvärden av skörd 1 och 2 2017 och skörd 1 2018 från 3–4 prover från olika försöksrutor per behandling och skörd.

Gödslingsbehandling		Kalcium	Kalium	Magnesium	Fosfor	Svavel	Kväve
		g/kg					
Klöver	4.Norrmejerier flytande	17,8	28,9	2,5	2,7	2,0	33,5
	6.Minorga granuler	17,1	27,4	2,6	2,5	2,0	32,4
	7.Ogödslad	18,7	25,2	2,8	2,5	2,0	33,5
	8.Halv giva mineralgödsel 80 kg N/år	21,5	30,2	3,2	2,6	2,1	32,3
	9.Full giva mineralgödsel 160 kg N/år	17,6	30,0	2,8	2,6	2,1	31,1
	Skillnad mellan behandlingar	ej sign,	ej sign,	ej sign,	ej sign,	*	*
	Skillnad mellan provtagningar	ej sign,	*	ej sign,	ej sign,	***	***
	Interaktion mellan behandling och provtagning	ej sign,	ej sign,	ej sign,	ej sign,	ej sign,	*
Gräs	4.Norrmejerier flytande	3,9	26,0	0,9	2,7	1,8	20,8
	5.Minorga granuler	4,1	27,1	0,9	2,5	1,8	21,5
	7.Ogödslad	3,7	25,2	0,9	2,6	1,5	18,5
	8.Halv giva mineralgödsel 80 kg N/år	3,9	25,4	0,9	2,5	1,7	18,9
	9.Full giva mineralgödsel 160 kg N/år	3,7	25,2	1,0	2,5	2,0	23,2
	Skillnad mellan behandlingar	ej sign,	ej sign,	ej sign,	ej sign,	***	**
	Skillnad mellan provtagningar	***	***	***	***	***	***
	Interaktion mellan behandling och provtagning	*	ej sign,	ej sign,	ej sign,	***	**

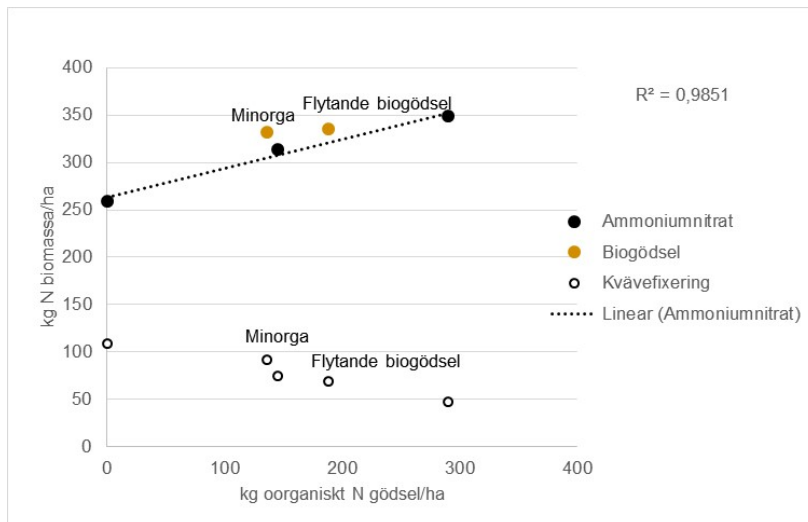
Siffror med blåmarkerad text är signifikant lägre än den fullgödslade kontrollen, Siffror med gulmarkerad text är högre än den ogödslade kontrollen, Siffror med grönmärkerad text är både lägre än den fullgödslade och högre än den ogödslade kontrollen. Siffror med gråmarkerad text har högre halt än den fullgödslade kontrollen. Ej sign,= Ingen statistiskt säkerställd skillnad *= P<0,05 **= P<0,01 ***= P<0,001 där P är sannolikheten att det inte är någon skillnad mellan behandlingarna.



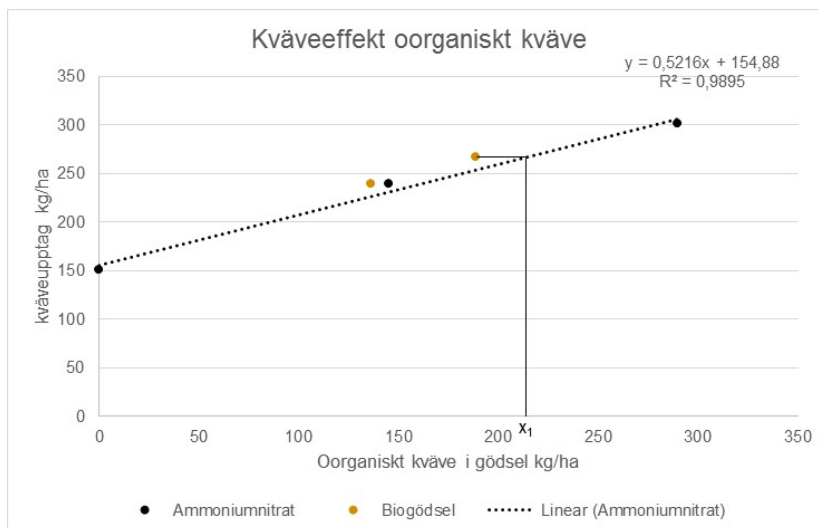
Figur 17. Organiskt kväve i jorden som medelvärden för biogödsel, gödselad kontroll och fullgödselad kontroll vid varje provtagningstillfälle och provtagningsdjup, (A) nitrat-N och (B) ammonium-N.



Figur 18. Mängd fosfor i biomassan i skördarna av korn och vall mot mängden fosfor i gödseln.



Figur 19. Mängd kväve i skördarna av korn och vall och mängden symbiotisk kvävefixering i klöver mot mängden oorganiskt kväve (urea och ammonium) i gödseln. Data bara från försök startat 2016.



Figur 20. Kväveupptag i skördar av korn+ vall justerade för kvävefixering i klöver i vallarna mot oorganiskt kväve i gödsel. Linjerna illustrerar av hur kväveupptaget i de ogödslade och gödslade kontrollerna har använts för att beräkna kvävegödselvärdet hos biogödseln: $N\text{-gödselvärdet} = x_1/x_{\text{oorg. N}} * 100 \%$.

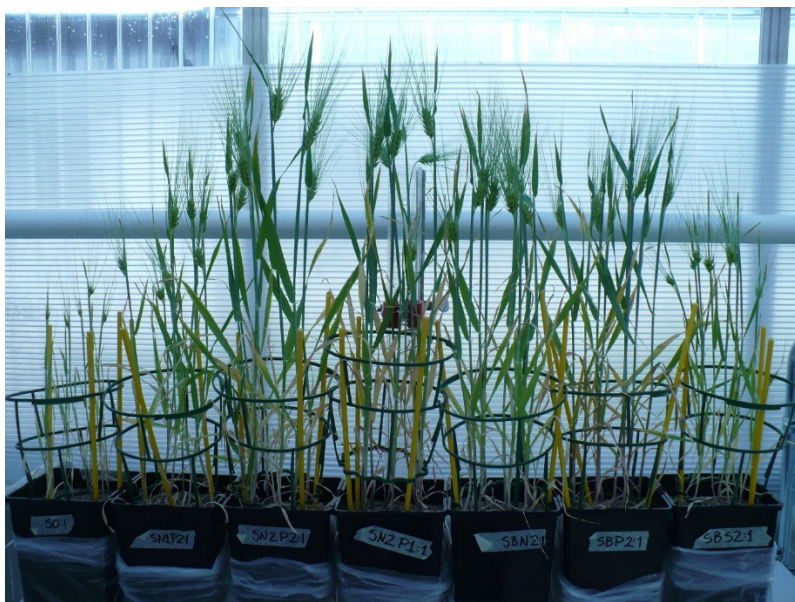


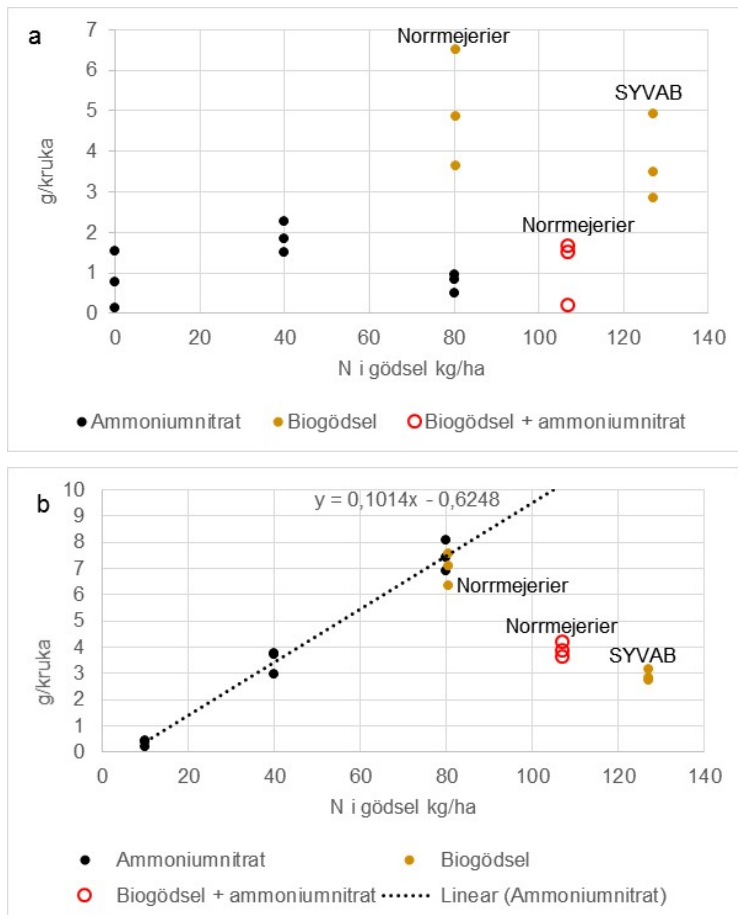
Bild 12. Växthusförsök 2017 Sand/vermikulitkrukor 11/5. Från vänster: Ökande mängder ammoniumnitrat (N) 3 krukor, full dos N halv dos P, full dos biogödsel från Norrmejerier, tredjedels dos biogödsel från Norrmejerier+ ammoniumnitrat, full dos biogödsel från SYVAB. Fotograf Ann-Sofi Hahlin.

7.2.3. Växthusförsök med korn

Pilotförsöket 2017 gav många värdefulla erfarenheter. Huvudfrågan var vilket substrat (mulljord eller sand/vermikulit) som var lämpligast att använda för att utvärdera tillgängligheten av kväve och fosfor i biogödsel.

Mulljorden visade sig vara svårhanterlig. Vattenupptaget efter vattning var mycket långsamt och referensgödslingen med ammoniumnitrat hade en hämmande effekt på tillväxten som tog sig uttryck i att de äldre bladen vissnade och dog efter några veckor. Fröproduktionen var särskilt hämrad och variationen mellan krukorna var också stor (Figur 21 A). Efter försöket var pH lägre (4,7–4,8) efter gödsling med den fulla dosen ammoniumnitrat och detta är troligen en viktig orsak till den dåliga tillväxten (Bilaga, Tabell 15). I den fortsatta redovisningen är därför inte data från behandlingarna som fått 80 kg ammoniumnitrat-N/ha med.

I sand/vermikulit-substratet (Bild 12) fungerade gödslingen med ammoniumnitrat mycket bättre och det fanns ett linjärt samband mellan tillsatt ammoniumnitrat och skörd av mogna korn (Figur 21 B). Vikt av mogna och omogna korn och halm+borst samt plantornas längd finns redovisat i bilaga Tabell 17. Gradering av olika sjukdoms och bristsymptom redovisas i bilagan Tabell 18.

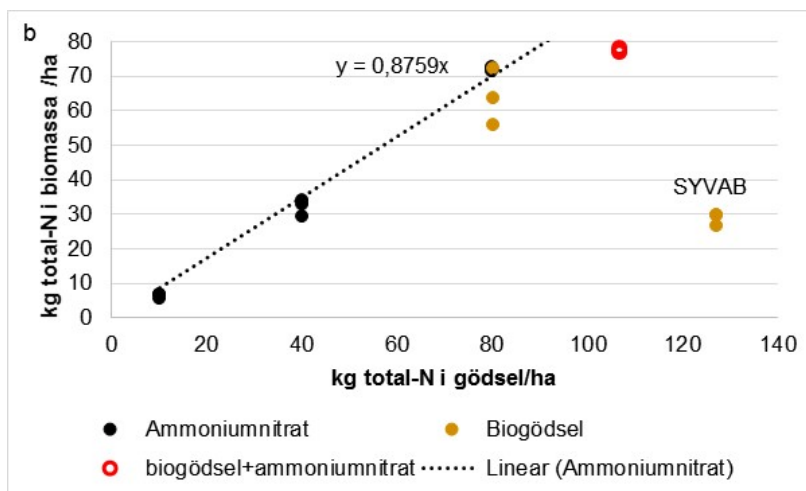
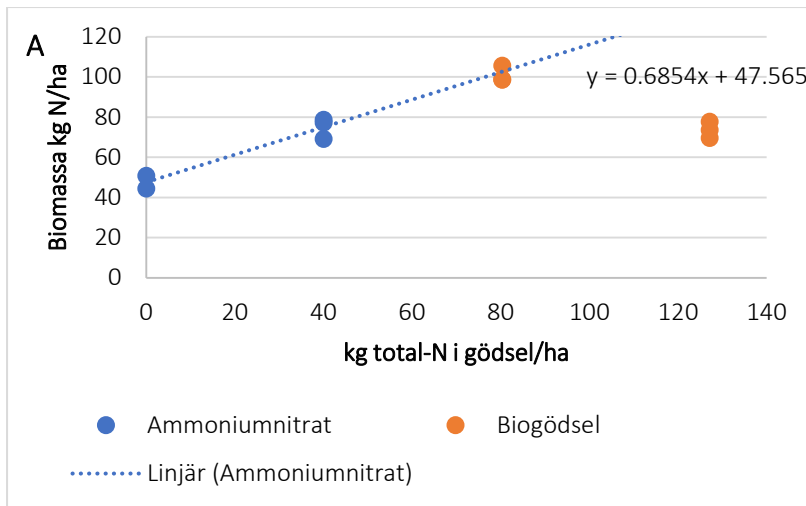


Figur 21. Mogna korn från olika gödslingsbehandlingar mot mängden totalkväve i gödsel i växthusförsök 2017 omräknat till kg/ha. A) mulljord och B) sand/vermikulit.

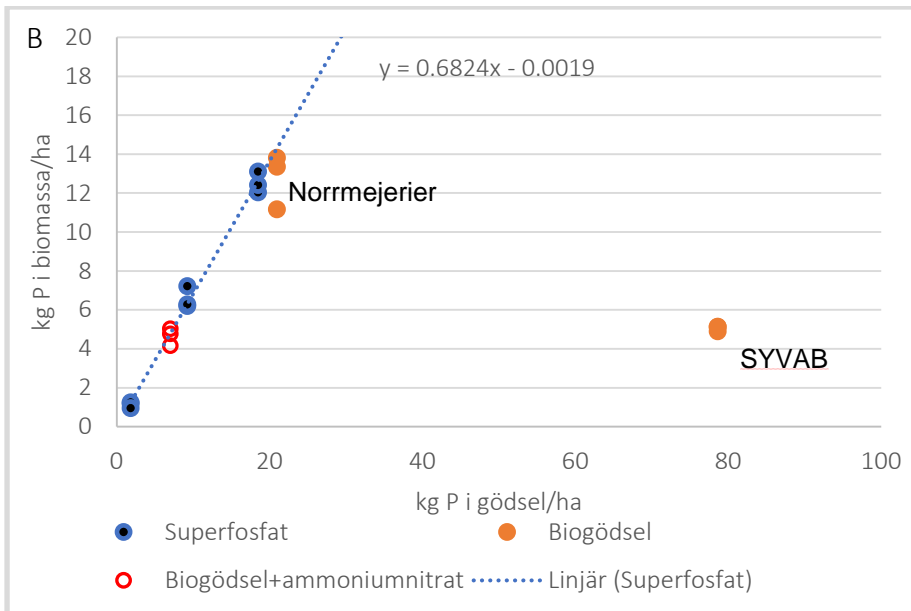
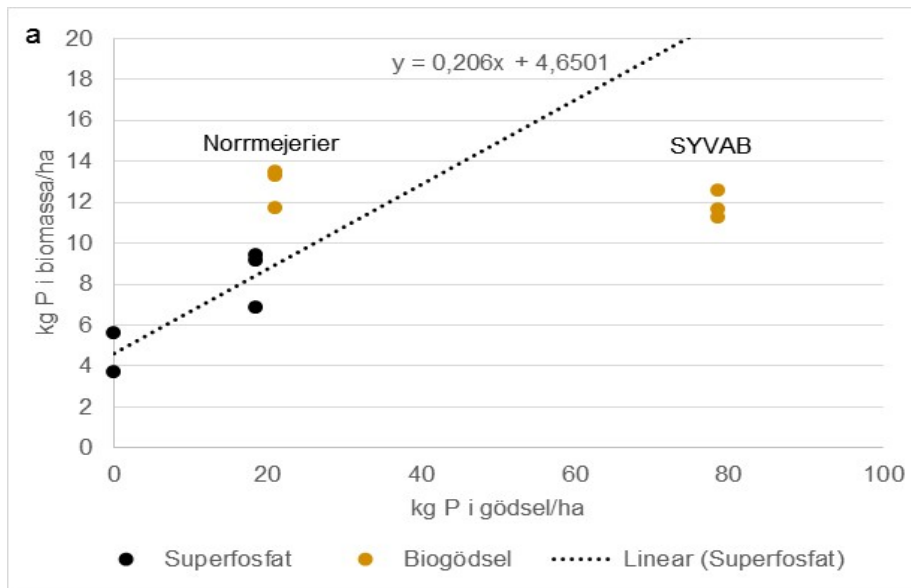
Kvävemängden i biomassen ovan jord var generellt större när kornet hade växt i mulljord än i sand/vermikulit (Figur 22 A och B). Kornet hade dock tagit upp en mycket hög andel av det tillsatta oorganiska kvävet i biomassen efter odling i sand/vermikulit, utom för granuler från SYVAB där kvävet växttillgänglighet var lägre. Vid gödsling med ammoniumnitrat ökade kväveupptaget linjärt med ökande givor. Kväveupptaget ökade bara marginellt för Norrmejeriers biogödsel som kompletterats med ammoniumnitrat. Vi tolkar detta som att upptaget av kväve inte begränsade kornets tillväxt.

Även fosformängden i biomassen ökade linjärt vid ökande gödsling med superfosfat i sand/vermikulit-krukorna (Figur 23 B).

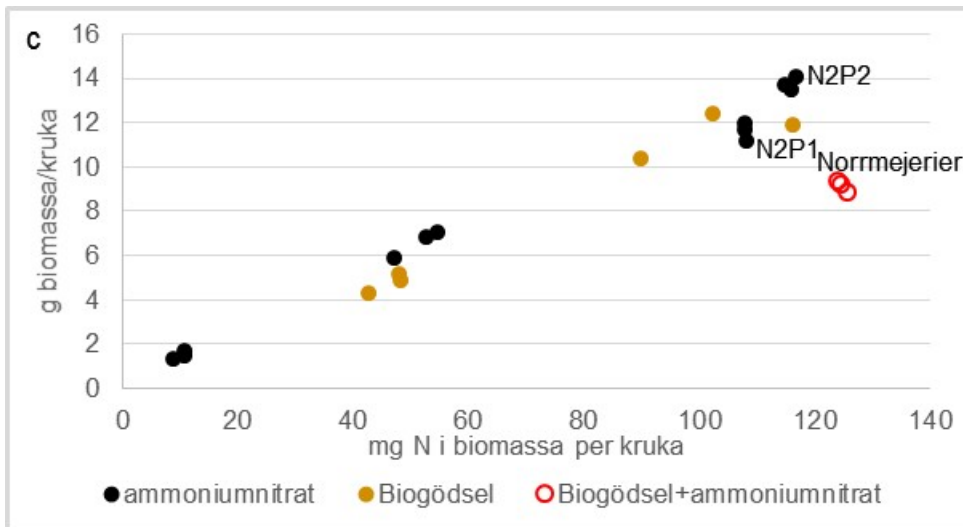
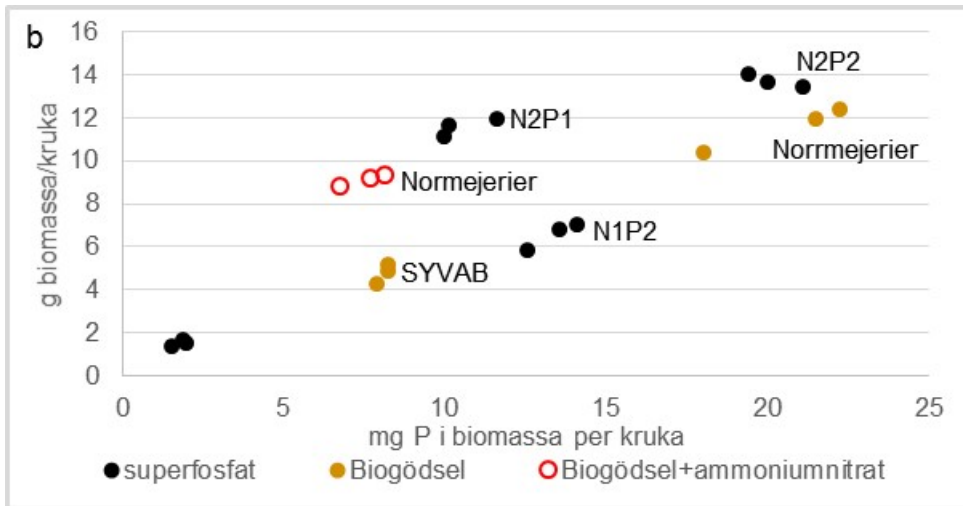
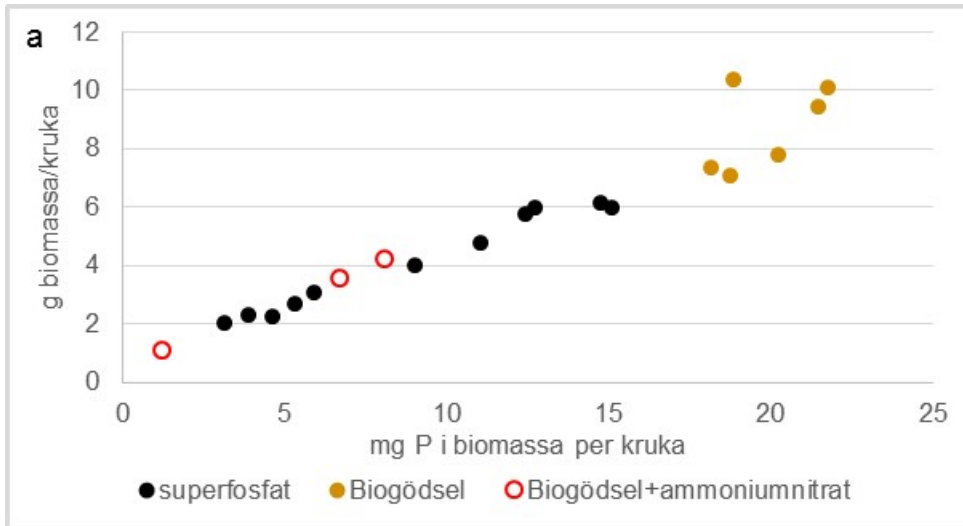
Begränsande näringsämne studerades genom att jämföra mängderna av biomassa med upptaget av fosfor respektive kväve. I kornet som växt i mulljord fanns ett mycket tydligt linjärt samband mellan mängden biomassa och mängden fosfor i biomassen vilket indikerar att tillväxten var fosforbegränsad i mulljorden (Figur 24 A). Mängden biomassa som växt i sand/vermikulit visade däremot ett tydligare linjärt samband till kväve i biomassen (Figur 24 C) än till fosfor (Figur 24 B). Det var också tydligt att de behandlingar som hade en N/P-kvot > 7 (N1P2 och Norrmejerier biogödsel+ ammoniumnitrat) (Tabell 9) var fosforbegränsade (tillväxten var lägre än i motsvarande behandlingar med högre fosforgivor) och övriga behandlingar var kvävebegränsade (tillväxten var ökade linjärt med ökande kväveupptag) i sand/vermikulit-substratet. Slutsatsen blev att sand/vermikulit kan användas för att undersöka både tillgängligheten av kväve och fosfor i biogödsel förutsatt att man har fler nivåer på kväve och fosforgödslingen med mineralgödsel än i pilotförsöket.



Figur 22. Kväve i biomassa ovan jord mot kväve tillsatt med gödseln i växthuset 2017 omräknat till kg/ha. A) mulljord B) sand/vermikulit.



Figur 23. Fosfor i biomassa ovan jord mot fosfor tillsatt med gödseln i växthusförsök 2017 omräknat till kg/ha. A) mulljord B) sand/vermikulit.



Figur 24. Mängd biomassa ovan jord mot näringsämnen i biomassa i växthusförsök 2017. A) Fosfor i biomassa odlad på mulljord, B) Fosfor i biomassa odlad på sand/vermikulit, C) Kväve i biomassa odlad på sand/vermikulit.

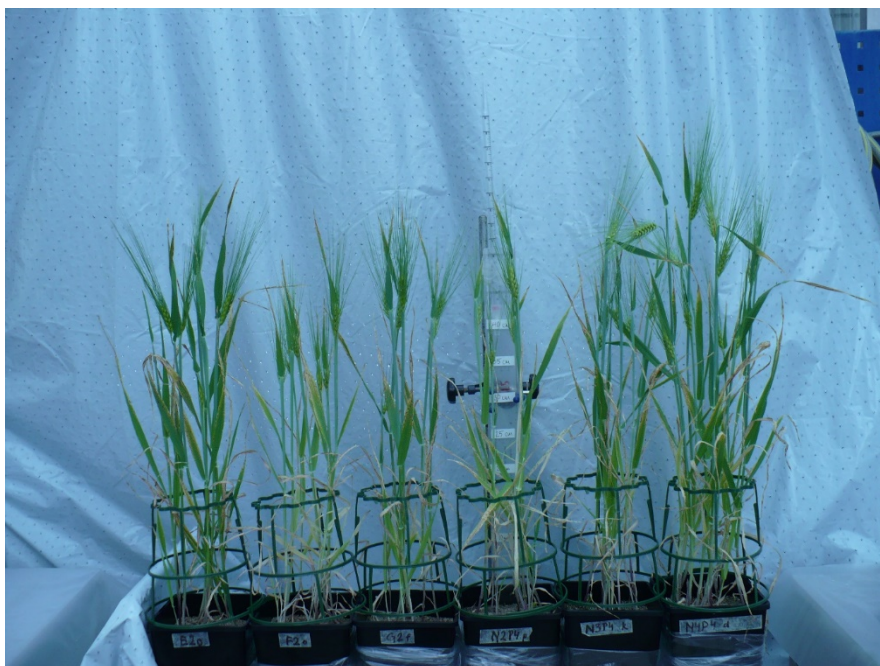


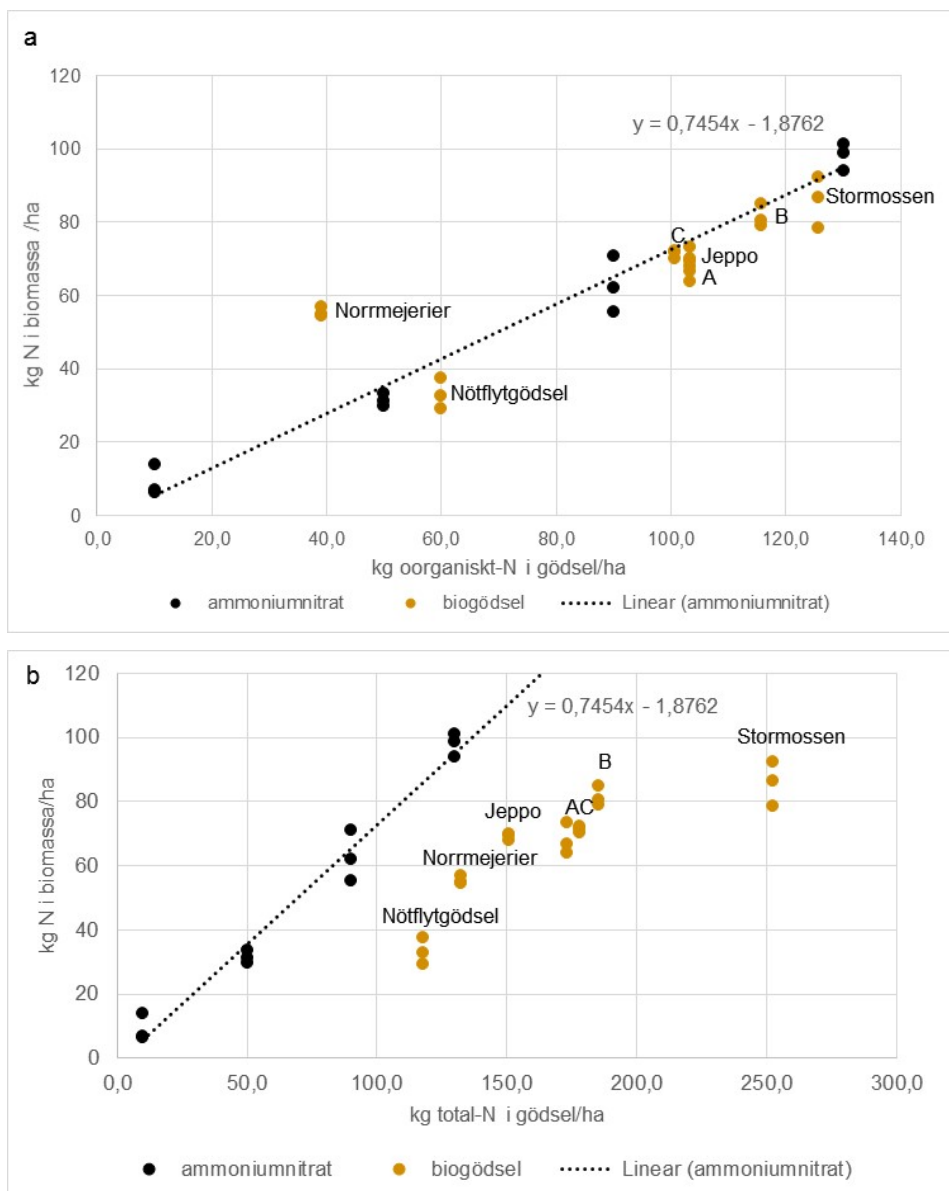
Bild 13. Växthushörsök 2018. Från Vänster: Full dos biogödselblandning B från Novia, full dos biogödsel från nötflytgödsel, full dos biogödsel från Norrmejerier, 50 kg ammoniumnitrat/ ha, 90 kg ammoniumnitrat/ha, 130 kg ammoniumnitrat /ha. Fotograf Ann-Sofi Hahlin.

Tabell 32. Kväve och fosforeffekt av gödsling med biogödsel jämfört med gödsling med ammoniumnitrat och superfosfat. Växthushörsök 2018.

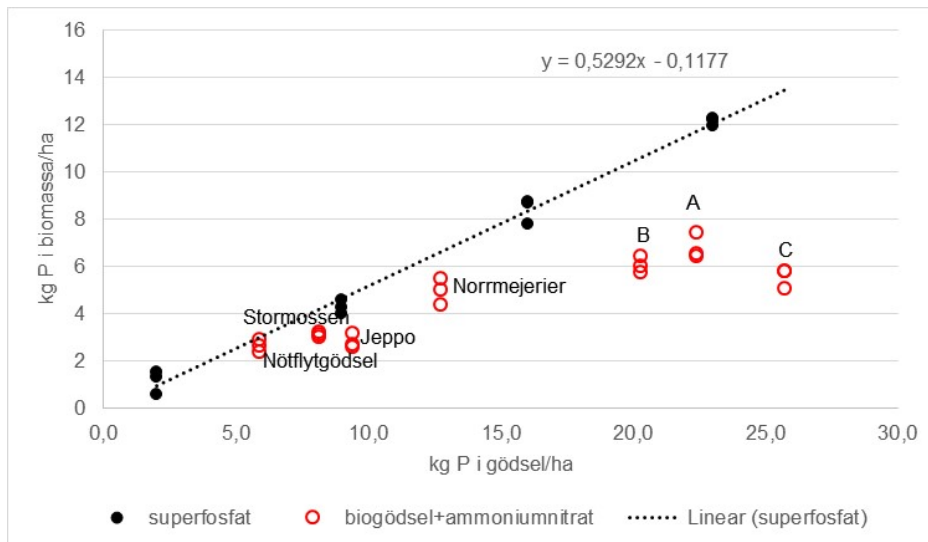
Behandling	Kväveeffekt oorganiskt N	Kväveeffekt total-N	Behandling	Fosforeffekt total-P
A2	91 %	54 %	A1	59 %
B2	97 %	60 %	B1	58 %
C2	97 %	55 %	C1	42 %
D2	93 %	47 %	D1	76 %
E2	92 %	63 %	E1	60 %
F2	78 %	40 %	F1	90 %
G2	197 %	58 %	G1	76 %

Växthushörsöket 2018 visade att kvävetillgängligheten av oorganiskt N (ammonium) i biogödsel var bara något lägre än för ammoniumnitrat utom för nötflytgödsel där den var klart lägre och Norrmejeriers biogödsel där den var högre (Figur 25 A). Totalkvävet var tvärtom inte lika tillgängligt för växterna som ammoniumnitrat (Figur 25 B). Fosfortillgängligheten var generellt lägre för biogödsel än för superfosfat utom för rötad nötflytgödsel (Figur 26). Kväveeffekten räknat på totalkväve i gödseln av biogödsel var lägst för rötad nötflytgödsel (40 %) och högst för biogödsel från Jeppo Biogas (63 %). Nötflytgödsel hade dock högst fosforeffekt (90 %) medan blandning C2 från Novia hade lägst fosforeffekt (42 %) (Tabell 32). Plantorna hade generellt mycket gula bladspetsar (Bild 13) och vissa behandlingar med mycket ammoniumnitrat hade mycket fläcksjuka 2018 (Bilaga, Tabell 19).

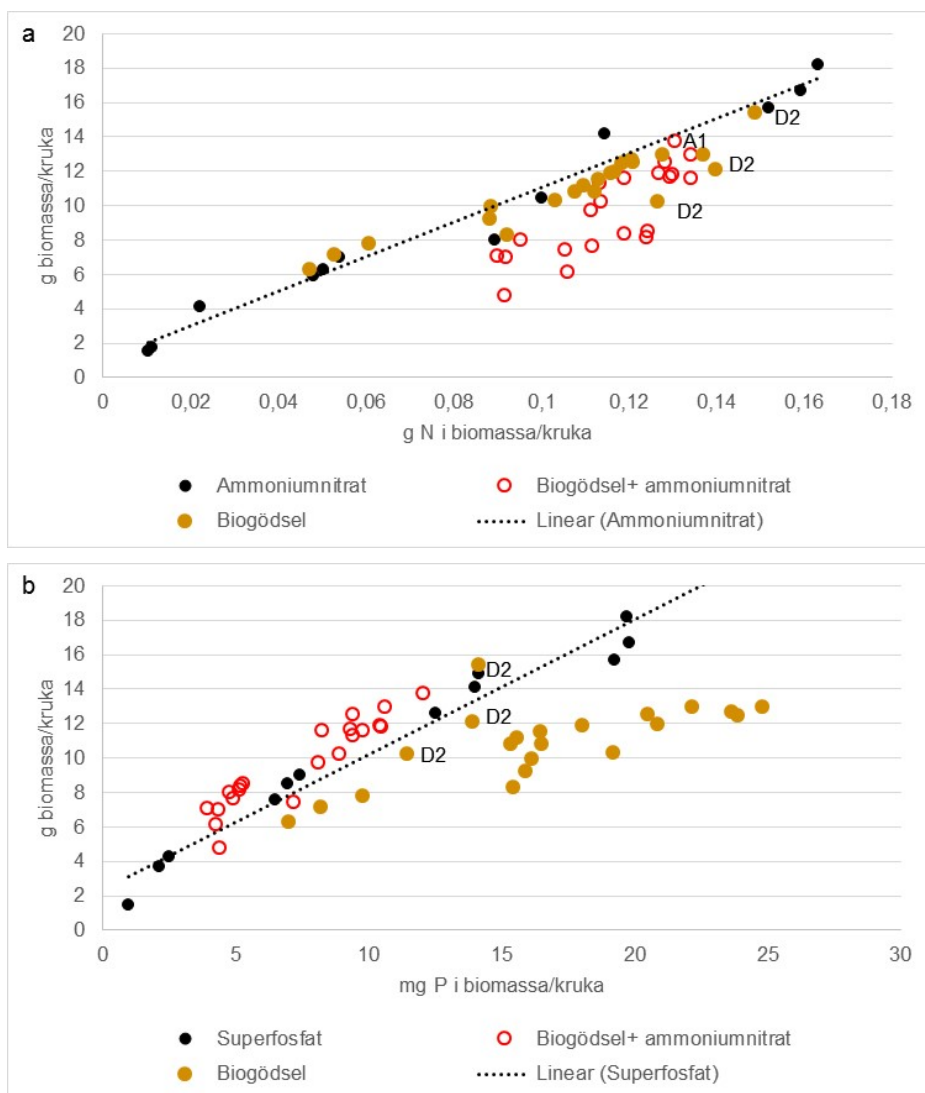
Försöket var designat för att kornet som fått den lägre mängden biogödsel kompletterad med ammoniumnitrat skulle begränsas i sin tillväxt av fosfor, inte av kväve, medan kornet som fått den större mängden biogödsel skulle vara kvävebegränsat. För att kontrollera om så var fallet jämfördes mängden biomassa med upptaget av kväve och fosfor i biomassa för de biogödselade behandlingarna och de mineralgödselade behandlingarna som skulle vara kväve- respektive fosforbegränsade (Figur 27). De flesta av krukorna med den högre dosen biogödsel hade samma kväverespons för produktion av biomassa som krukorna med ammoniumnitrat medan biogödsel+ ammoniumnitrat oftast men inte alltid hade mindre biomassa d.v.s. tillväxten var begränsad av något annat än kväve (Figur 27 A). Krukorna med biogödsel + ammoniumnitrat hade till och med högre fosforrespons på biomassa än krukorna med superfosfat, medan krukorna med bara biogödsel oftast men inte alltid hade mindre biomassa i förhållande till fosforupptaget (Figur 27 B).



Figur 25. Mängd kväve i biomassa mot mängd kväve i gödsel omräknat till kg/ha. Växthusförsök 2018. A) oorganiskt N i gödsel B) total-N i gödsel.



Figur 26. Mängd fosfor i biomassa mot mängd fosfor i gödsel omräknat till kg/ha. Växthusförsök 2018.

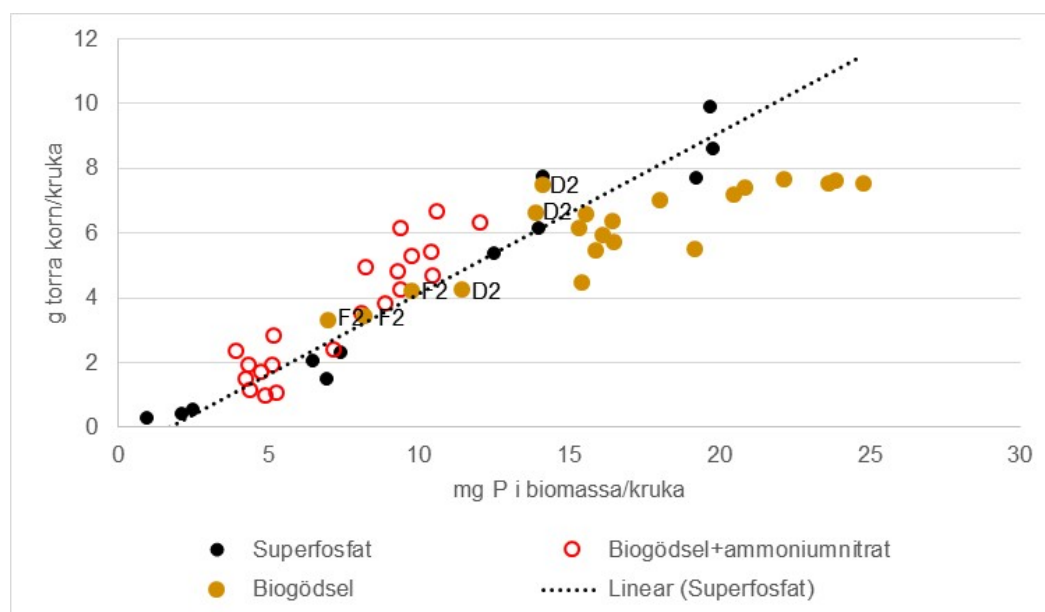


Figur 27. Mängd biomassa (korn+övrigt) mot mängd kväve i biomassan (A) och mängd fosfor i biomassan (B). Växthusförsök 2018.

Stormossens biogödsel som hade den högsta N/P-kvoten (D2 N/P=10,2) visade sig på detta sätt vara minst lika mycket fosforbegränsad som kvävebegränsad. Produktionen av kärnor hos kornet visade sig vara mer fosforbegränsad än den totala produktionen av biomassa (Figur 28). Både D2 och F2 hade en produktion av kärnor med ungefär samma fosforrespons som för superfosfat. Skörden av kärnor var alltid högre när biogödseln gavs i den högre dosen än i den lägre dosen kompletterad med ammoniumnitrat. Skörden av biomassa följde samma mönster för de flesta biogödseln. Skörden av biomassa var dock högre för den lägre dosen av biogödsel kompletterad med ammoniumnitrat A1 och F1 än respektive A2 och F2 (Bilagan, Tabell 16).

Växthusförsöket 2018 visade också biogödsel kan vara hämmande för groningen av korn om det ges i för stora doser. Det var särskilt kornet som gödslats med rötresten från Stormossen (D2) som drabbades av detta. Tillväxten kom igång så småningom men vi kan inte utesluta att resultaten för denna biogödsel är negativt påverkade av överdoseringen av biogödseln.

Slutsatsen blir att en biogödsel med en N/P-kvot över ca 6 inte fullt ut täcker grödans behov av fosfor i förhållande till kväve för fröproduktion av korn. I en jordbruksjord så är ju dock oftast jorden en viktig källa för fosfor, vilket gör att det bara är om man har jord som är fosforfattig som i detta experiment man behöver ta hänsyn till detta. För de flesta biogödsel räckte inte fosforinnehållet i den lägre givan av biogödsel till grödans behov.



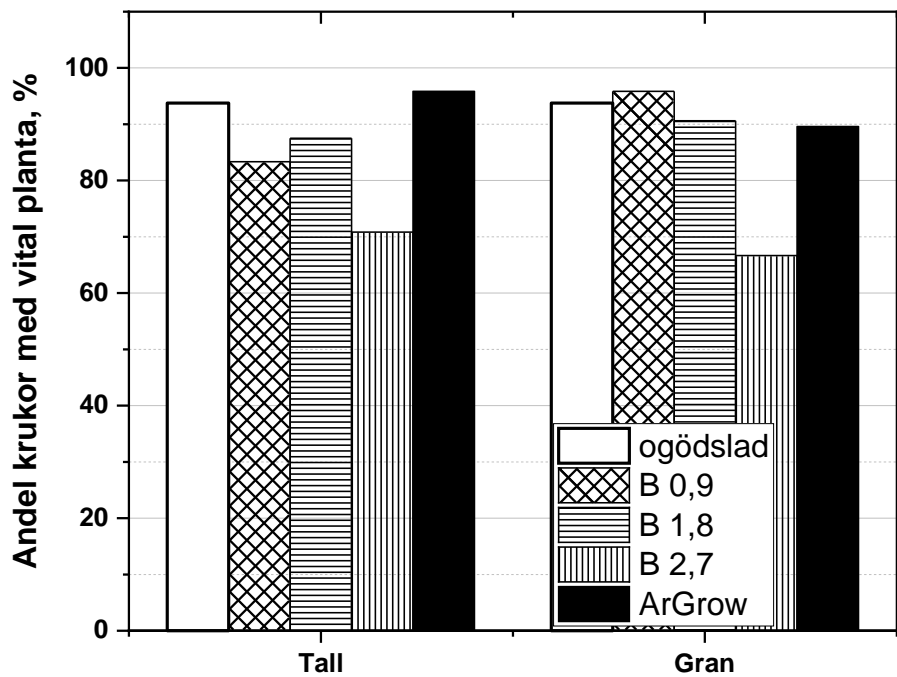
Figur 28. Mängd korn mot mängd fosfor i biomassan. Växthusförsök 2018.

7.2.4. Växthusförsök med tall och gran

7.2.4.1. Växthusförsök 1

7.2.4.1.1. Plantetablering

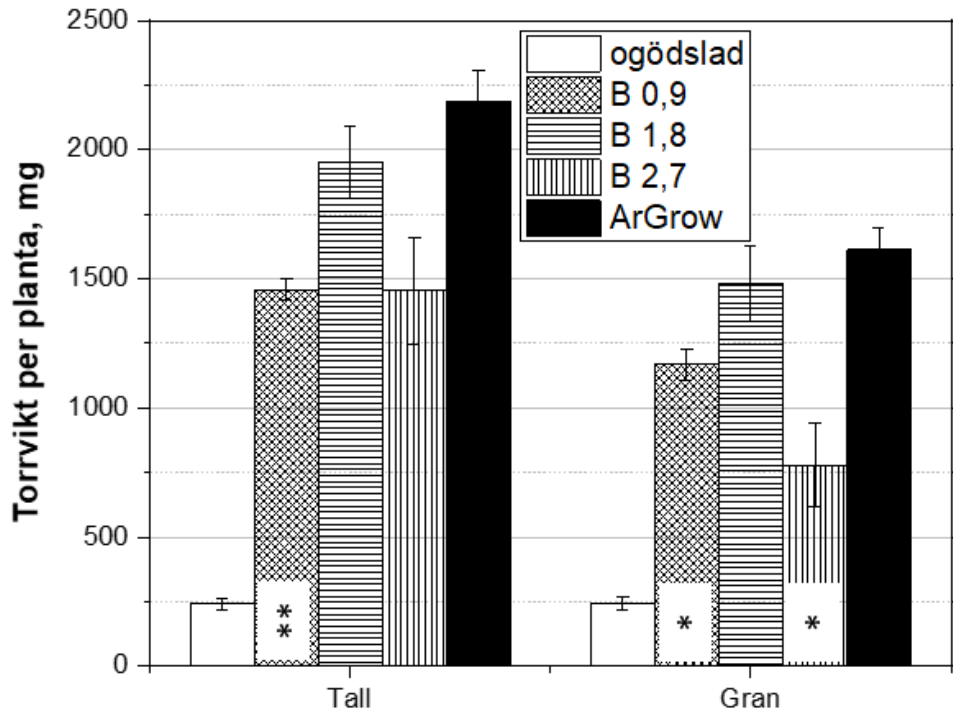
För tall var andelen krukor med minst en levande och vital planta högst för ogödslat (94 %) och gödslat med ArGrow (96 %) (Figur 29). För B 0,9 och B 1,8 var andelen behållare med planta drygt 80 %, och för B 2,7 var den 71 %. För gran var motsvarande andel 95 % för ogödslat och B 0,9, 90 % för B 1,8 och ArGrow och lägst 67 % för B 2,7.



Figur 29. Andel plantbehållare med vitala planter vid försökstidens slut för de 5 behandlingarna. Bionäringsdosererna var 0,9 g/behållare (B 0,9), 1,8 g/behållare (B 1,8) och 2,7 g/behållare (B 2,7).

7.2.4.1.1.1. Plantbiomassans vikt

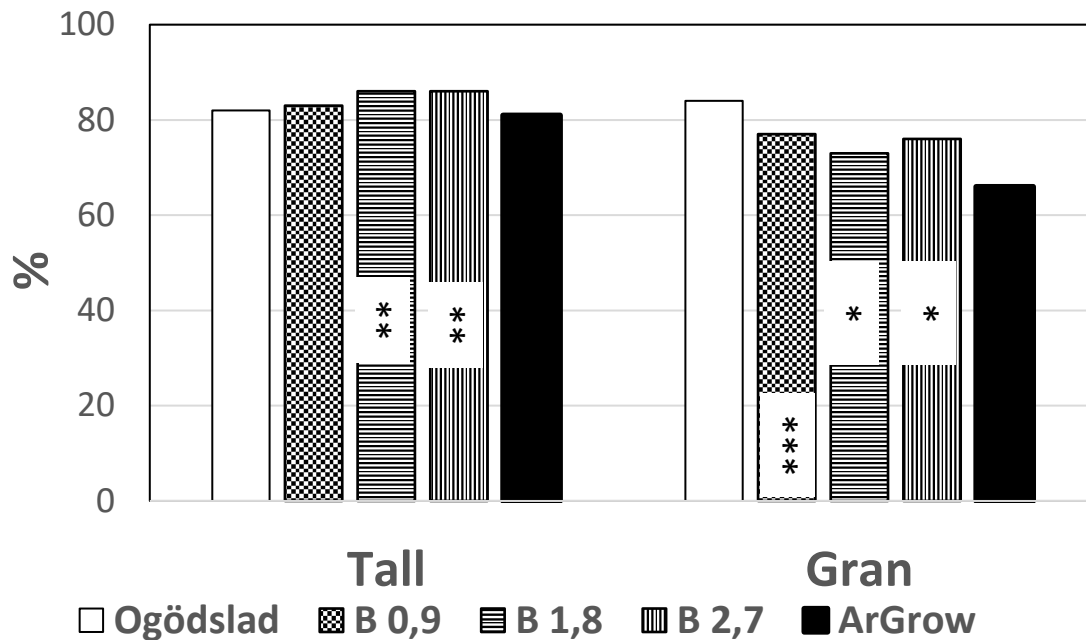
Plantbiomassavikten var mycket låg för ogödslade planter, drygt 240 mg/planta för både tall och gran (Figur 30). Plantbiomassan var högst för ArGrow för både tall och gran, med nära 2200 mg/planta och 1600 mg/planta, respektive. Den högsta plantbiomassavikten för gödning med Bionäring var 1900 mg för tall och 1500 mg för gran för försöksled B 1,8. Den lägsta vikten, 1400 mg för tall och 1200 mg för gran, erhöles för B 0,9 och B 2,7 för tall och B 2,7 för gran. För tall var biomassan för B 0,9 signifikant lägre än för ArGrow. För gran var biomassan både för B 0,9 och B 2,7 signifikant lägre än för ArGrow.



Figur 30. Den genomsnittliga torrvikten av plantorna vid försökets avslutning.

7.2.4.1.2. Andelen barr av plantbiomassan

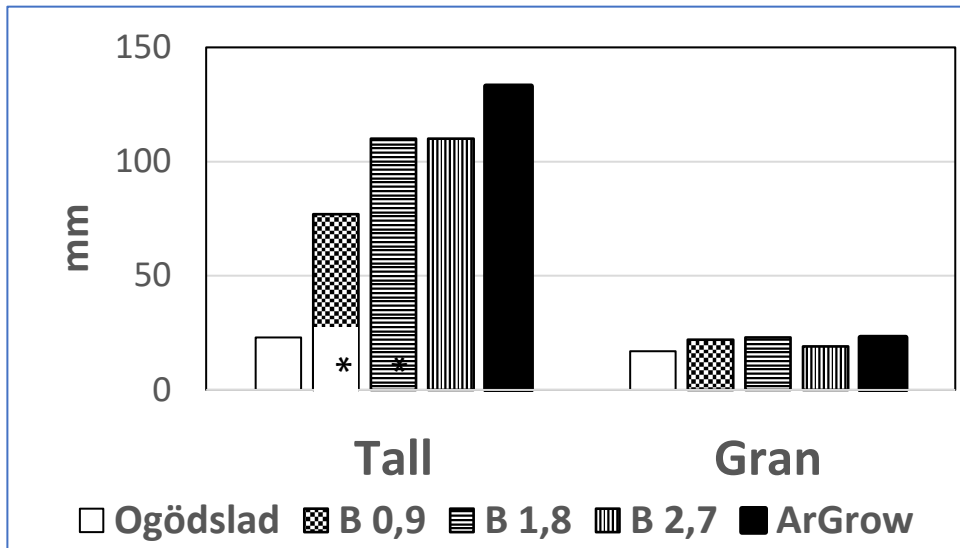
Andelen barr av hela plantvikten var mellan 80 och 86 % för tall och var för B 1,8 och B 2,7 signifikant större än för ArGrow (Figur 31). För gran var barrandelen lägst, 66 %, för ArGrow och högst 84 %, för ogödslad. För de tre försöksleden med Bionäring var andelen 73–77 % och signifikant högre än för ArGrow.



Figur 31. Viktandelen barr i procent av hela plantans torrsvikt. Medelvärden för försöksleden. Signifikansnivån för skillnader mellan försöksleden med Bionäring och ArGrow är markerade på staplarna för Bionäring. * = $p > 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$.

7.2.4.1.3. Barrlängden

Barrlängden för ogödslad tall var drygt 20 mm och mycket mindre än efter gödsling (Figur 32). För ArGrow var längden 133 mm i genomsnitt, för B 1,8 och B 2,7 110 mm och för B 0,9 77 mm, vilket även var signifikant mindre än för ArGrow. För gran var variationen i barrlängd mellan försöksleden liten. För ogödslad var den 17 mm och för ArGrow 23 mm.



Figur 32. Barrlängderna för plantorna från de olika försöksleden vid avslutningen av odlingsförsöket.

7.2.4.1.4. Näringsinnehåll i barren

Kvävehalten i barren var ungefär dubbelt så stor ca 2 % efter ArGrow som för övriga försöksled (Tabell 33 och 34). Det var något högre kvävehalter i barren efter gödsling med Bionäring än för ogödslad, men skillnaderna var inte signifikanta och halterna var ungefär desamma för båda trädslagen.

För tall var fosforhalten signifikant högst, drygt 1900 mg/kg, för ArGrow. Halterna för Bionäring låg på ca 1300 mg/kg och signifikant högre än för ogödslad där halten för både tall och gran låg på 350 mg/kg. För gran var fosforhalten ungefär densamma, omkring 2200 mg/kg för alla gödslingsbehandlingar.

Kaliumhalten var signifikant högst för ArGrow ca 9400 mg/kg för både gran och tall. För ej gödslade plantor var halterna 4500 respektive 4500 mg/kg för tall och gran och signifikant högre än för de två försöksleden med lägst dos av Bionäring med 2000–2500 mg/kg i fosforhalt. För den högsta dosen Bionäring var fosforhalten högre än ogödslad för gran, men lägre för tall.

För tall var det inga signifikanta skillnader i barrrens kalciumhalt mellan försöksleden och halterna varierade mellan 2600 och 3100 mg/kg. För gran varierade halterna mer, mellan 3200 och 4600 mg/kg men endast för den högsta dosen av Bionäring var halten 4650 mg/kg signifikant högre än för ogödslad.

Magnesiumhalten var mellan 1300 och 1500 mg/kg för gran med inga signifikanta skillnader mellan försöksleden. För tall, däremot var halten högre, och signifikant högst 1940 mg/kg för ogödslad i jämförelse med övriga försöksled, med 1500–1650 mg/kg.

För svavel ökade halten i tallbarr med från lägst 730 mg/kg för ogödslad till 1580 mg/kg för ArGrow och för gran från 640 till 1550 mg/kg. För tall var halten för ArGrow signifikant högre än för övriga försöksled, medan det för gran bara var signifikant högre än för ogödslad och för den lägsta dosen av Bionäring.

Borhalten var 55–60 mg/kg och 6–7 gånger högre för ArGrow än övriga försöksled med gödsling för både gran och tall. Borhalten var också signifikant högre för ogödslad än för de två lägsta doseringarna av Bionäring.

Tabell 33. Halter av näringsämnen i barr vid avslutningen av växthusförsöket.

Tall		Försöksled				
		OG	B 0,9	B 1,8	B 2,7	ArGrow
	F-led nr	1	2	3	4	5
B	mg/kg	18	10	10	14	56
Ca	mg/kg	3100	2593	2843	2763	2713
K	mg/kg	4527	2113	2493	3680	9483
Mg	mg/kg	1940	1653	1617	1583	1507
P	mg/kg	351	1213	1240	1360	1940
S	mg/kg	734	854	1063	1243	1577
N-tot	% TS	0,8	0,8	1,1	1,1	2,0
Gran		Försöksled				
		OG	B 0,9	B 1,8	B 2,7	ArGrow
B	mg/kg	12	8	9	10	62
Ca	mg/kg	3317	3200	4220	3579	3640
K	mg/kg	3550	1983	2155	2563	9323
Mg	mg/kg	1300	1267	1495	1354	1447
P	mg/kg	353	2417	2025	1598	2240
S	mg/kg	637	865	1295	932	1550
N-tot	% TS	0,7	0,8	1,0	0,8	2,0

Tabell 34. Signifikansnivåer för skillnader i innehållet av näringsämnen i barr.
1= Ogödslat; 2 = B 0,9; 3= B 1,8 4= B 2,7; 5= ArGrow

		Signifikanta differenser						
		1-2	1-3	1-4	1-5	2-5	3-5	4-5
Tall	B	**	*		***	***	***	***
	Ca							
	K	**	*		***	***	***	***
	Mg	*	*	*	**			
	P	***	***	***	***	***	**	**
	S		*	**	***	***	**	**
	N-tot				***	***	**	**
Gran	B	**	*		***	***	***	***
	Ca			*				
	K	**	**		***	***	*	**
	Mg							
	P	***	***	***	***			
	S	*	*	**	**	**		
	N-tot				***	***	**	*

7.2.4.1.5. Näringskvoter i barren

Näringskvoten för bor var 0,20 för gödslat, ca 0,10 för Bionäring och 0,3 för ArGrow för tall och för gran 0,16, 0,10 och 0,3, respektive och alltså klart över målvärdet (Tabell 35). För kalium var kvoten mycket hög för gödslat för både tall och gran, men lägre, 21–32, och under målvärdet för alla försöksled med Bionäring. Kvoten var 46 för ArGrow och klart över målvärdet. Kvoten för magnesium låg på 15–20 för Bionäring och 7 för ArGrow för båda trädslagen. P/N -kvoten var 12–16 för tall, gödslad med Bionäring, men betydligt högre för gran och ca 10 för båda trädslagen efter gödsling med ArGrow. Kvoten för svavel var ungefär densamma för alla försöksled av båda trädslagen

Sammanfattning

Den högsta doseringen av Bionäring (B 2,7) verkade ha en hämmande effekt på groningen under de två första veckorna efter sådd, eftersom plantbildningen för båda trädslagen blev betydligt lägre (70 %) än för de andra försöksleden (ca 90 %). Orsaken kan vara att Bionäringen innehåller någon substans som i vattenlösning kan påverka frönas groning negativt.

Tabell 35. Kvoter i % mellan halterna för några näringsämnen och kväve (= 100%) för de näringsinnehåll som redovisas i tabell 29.

		Ogödslat	B 0,9	B 1,8	B 2,7	ArGrow
	Målvärde ¹	1	2	3	4	5
Tall						
B/N	0,05	0,24	0,12	0,10	0,12	0,27
Ca/N	2,5	41	33	27	24	13
K/N	35	59	27	23	32	47
Mg/N	4	25	21	15	14	7
P/N	10	5	16	12	12	10
S/N	5	10	11	10	11	8
Gran						
B/N	0,05	0,16	0,10	0,09	0,11	0,31
Ca/N	2,5	45	42	42	43	18
K/N	35	48	26	21	30	46
Mg/N	4	18	17	15	16	7
P/N	10	5	32	20	19	11
S/N	5	9	11	13	11	8

¹ Enligt Linder (Linder, 1995).

Även den totala plantbiomassan efter försökets slut var lägst för B 2,7 av försöksleden med gödsling för både gran och tall. Den totala plantvikten var högst för ArGrow, men skillnaden till den bästa gödslingsdosen B 1,8 för både gran och tall var inte så stor att den var signifikant. Barrandelen av plantbiomassan var för tall ganska lika för alla försöksled, drygt 80 %, medan den för gran var lägst, 66 %, för ArGrow. I jämförelse med försöksleden med Bionäring så utgjorde stamvikten 30 % större andel av den totala plantvikten för de granplantor som gödslades med ArGrow.

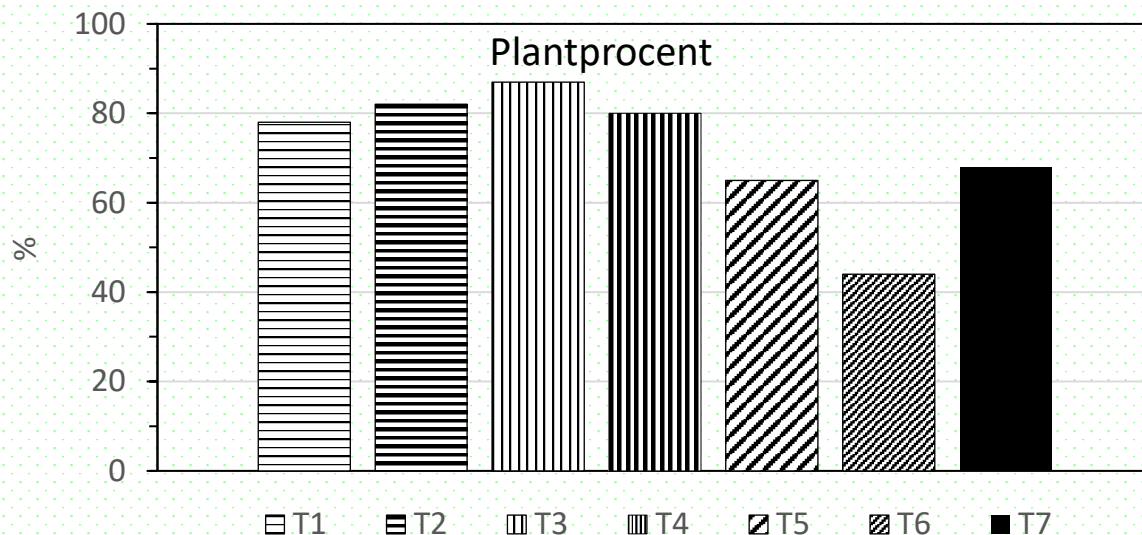
Kvävekvoten för kalium var betydligt under målvärdet för försöksled B 1,8. Trots det var plantbiomassan den högsta av alla försöksleden med Bionäring.

Slutsatserna är att plantodling med en engångsgödsling av Bionäring kan resultera i plantor med nästan lika stor total biomassa, som med veckovis tillförsel av ArGrow, för både gran och tall, men att allokeringen är annorlunda och ger upphov till plantor med relativt sett lägre stamvikt med Bionäring, i synnerhet för gran.

7.2.4.2. Växthusförsök 2

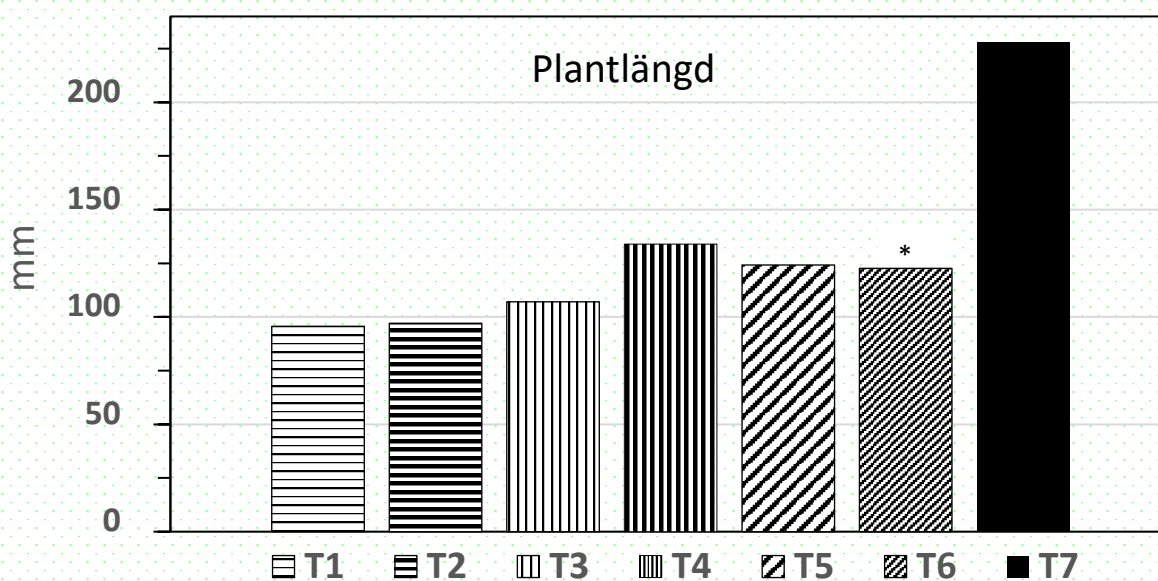
7.2.4.2.1. Plantprocent efter tre veckor

Efter ca tre veckors odling den 28/2 var andelen vitala groddplantor av sådda frön 80–85 % för T1–T4 (Figur 33). Plantprocenten var avsevärt lägre för T5 och T6 med 44–65 %, och T7 med 68 %. Plantprocenten var signifikant högre ($p < 0,05$) för T3 än för T7 och starkt signifikant högre ($p < 0,001$) än för T5 och T6, för vilken plantprocenten var signifikant ($p < 0,01$) lägre än för T7.



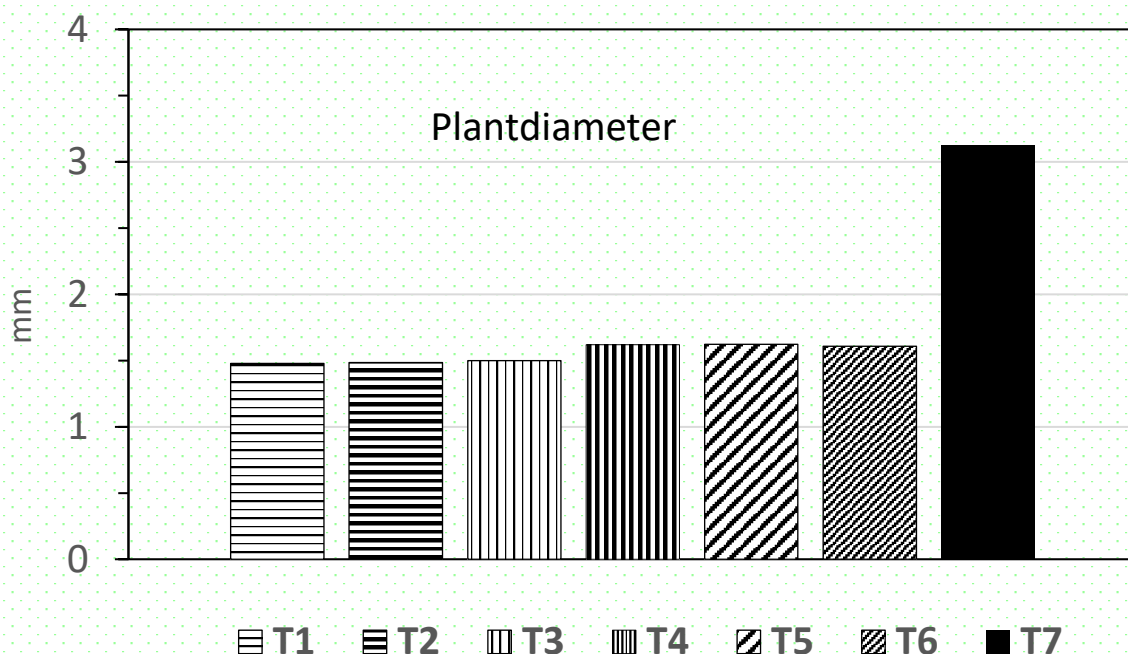
Figur 33. Andel grodda frön (plantprocent) tre veckor efter sådd för de olika behandlingarna.

7.2.4.2.2. Plantstorlek



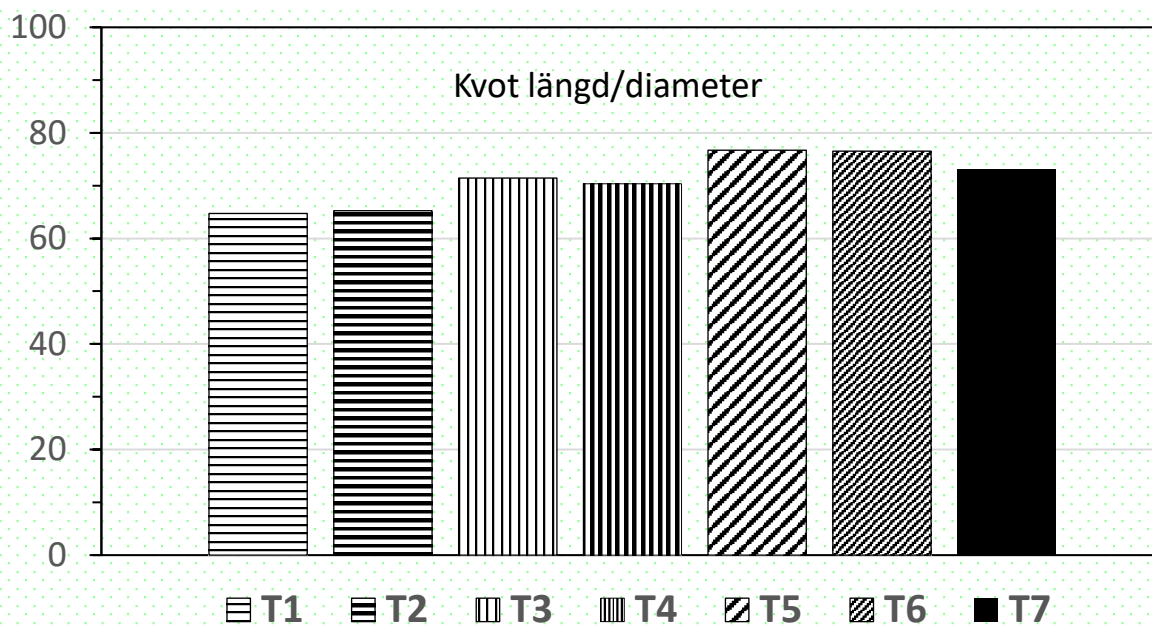
Figur 34. Plantlängden vid avslutningen av försöket. Asteriskerna på staplarna för Bionäring visar signifikanta skillnader gentemot T4, med den största planthöjden. *= $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$.

Plantlängden var ca 100 mm för T1 och T2. För T3 och T4 var plantlängden högre för T4 med tillförd jordnärlösning (Figur 34). Längden för T4 var signifikant högre än längden för T1–T3 och T6. För T5 och T6 var det ingen skillnad. För T7, som gödslats med ArGrow var plantlängden starkt signifikant ($p < 0,001$) större än för övriga behandlingar med i medeltal ca 230 mm.



Figur 35. Medeldiametern vid substratyten för plantorna vid försökets avslutning.

Plantdiametern vid substratyten vid avslutningen av försöket var 1,5 mm och ungefär lika för alla försöksled med Bionäring (Figur 35). Diametern var starkt signifikant ($p < 0,001$) mer än dubbelt så stor för ArGrow drygt 3 mm.



Figur 36. Kvoten mellan plantlängd och diameter i mm.

Kvoten mellan plantlängd och plantdiameter var ca 65 för T1 och T2, drygt 70 för T3 och T4, och 77 för T5 och T6. För T7 var kvoten 73 (Figur 36). Det fanns inga signifikanta skillnader i plantkvot mellan behandlingarna.

7.2.4.2.3. Näringsinnehåll i barr

För försöksleden T1–T6 låg kvävehalten på i medeltal 0,95 mg/kg medan halten för ArGrow var avsevärt högre, 1,7% (Tabell 36). Likaså halterna av bor och kalium var mycket högre för ArGrow än för Bionäring. För övriga näringsämnen var variationerna mellan försöksleden inte så stora.

Tabell 36. Innehållet av näringsämnen i tallbarr vid odlingsförsökets avslutning för försöksled T1–T7.

		Försöksled						
		T1	T2	T3	T4	T5	T6	ArGrow
B	mg/kg	24,4	24,9	21,6	23,7	21,2	21,5	60,3
Ca	mg/kg	3720	4270	3570	3930	3500	3640	3020
K	mg/kg	5360	5100	5670	4600	5010	5940	9870
Mg	mg/kg	1960	2090	2020	2040	1820	1940	1850
P	mg/kg	1860	1870	2010	1850	1780	2080	1720
S	mg/kg	1260	1250	1290	1320	1200	1330	1450
N-tot	%	0,87	0,94	1	0,98	0,92	0,91	1,73
C-tot	%	47	46,6	47,1	47,3	46,6	46,6	46,2

Tabell 37. Kvoter i % mellan halterna för några näringsämnen och kväve (= 100%) för de näringsinnehåll som redovisas i Tabell 37.

		Försöksled						
	Målvärde ¹	T1	T2	T3	T4	T5	T6	ArGrow
B/N	0,05	0,28	0,26	0,22	0,24	0,23	0,24	0,35
Ca/N	2,5	43	45	36	40	38	40	17
K/N	35	62	54	57	47	54	65	57
Mg/N	4	23	22	20	21	20	21	11
P/N	10	21	20	20	19	19	23	10
S/N	5	14	13	13	13	13	15	8

¹ Enligt Linder (Linder, 1995).

Näringskvoterna för bor var i stort sett lika för alla försöksled med Bionäring, ca 0,25 och för ArGrow 0,35 (Tabell 37). För kalium var kvoterna jämförelsevis höga, omkring 50–60 för alla försöksled. Kvoterna för magnesium och fosfor var lika för alla försöksled med Bionäring, medan kvoterna för ArGrow var ungefär hälften så höga för samma ämnen.

Sammanfattning

Det var stora och oförklarliga skillnader i gröningsresultatet efter tre veckors odling där mindre än hälften av fröna grodde för försöksled T6 och där även T5 och T7 visade dåligt gröningsresultat med knappt 70 grodda frön. Trots det så fanns det minst en levande planta i stort sett alla plantbehållare. Plantorna som gödslades med ArGrow var överlägset störst vid försöket slut, ungefär dubbelt så långa och med dubbelt så stor diameter som plantorna från de andra behandlingarna. Den stora skillnaden mellan åren går inte att förklara med skillnader i näringsinnehåll för Bionäringen. Antingen beror skillnaden i tillväxt mellan åren på något vi inte analyserat i Bionäringen eller så är Bionäringen mer känslig för de synnerligen varma förhållandena som rådde i växthuset sommaren 2018. Kvoten mellan plantornas höjd och diameter skiljde bara drygt 10% mellan den lägsta och högsta kvoten. Proportionerna mellan längd och diameter var alltså relativt konstant och oberoende av planthöjd. I detta försök användes också samma torvsubstrat till alla behandlingarna, vilket inte var fallet i växthusförsök 1.

Kvävehalterna i barren för plantor gödslade med Bionäring var i stort sett lika för alla försöksled, och avspeglade således inte den skillnad i kvävedos som odlingssubstraten hade från starten av försöket.

Största skillnaderna i näringshalter i barren mellan ArGrow och Bionäring var det för kväve, bor och kalium, men näringskvoterna nådde upp till målvärdet för alla näringsämnen och gödslingsbehandlingar.

7.3. Långsiktiga effekter av biogödsling av skog

7.3.1. Effekter på skogens tillväxt

Genomsnittstillväxten per år i Furuberget var 1,6 ton stambiomassa/ha utan gödsling under den första femårsperioden (Figur 37). För SkogCan var tillväxten under samma period 2,9 ton/ha, och för Bionäring 3,0 och 3,3 ton/ha, respektive för doserna 617 kg N/ha och 821 kg N/ha. Tillväxten var avsevärt lägre under den andra femårsperioden, med 0,8 ton/ha för ogödslat, 2,1 ton/ha och ca 2,4 ton/ha för båda doseringarna med Bionäring. Tillväxten per år för hela försökstiden blev i genomsnitt 1,2 ton/ha för ogödslat, 2,5 ton/ha för SkogCan och ca 2,8 kg ton/ha för Bionäring. Den totala tillväxten under tioårsperioden blev 12 ton/ha utan gödsling, 25 ton/ha med SkogCan, och 26,8 ton/ha och 28,4 ton/ha för Bionäring dos 617 kg N/ha och dos 821 kg N/ha, dvs en ökad stambiomassatillväxt på mellan 13 och 16 ton/ha. Den sammanlagda tillväxten utgjorde 33% av stambiomassan vid projektstarten för ogödslat, 60 % för SkogCan och 66 respektive 72% för Bionäring med doserna 617 kg N/ha och 821 kg N/ha.

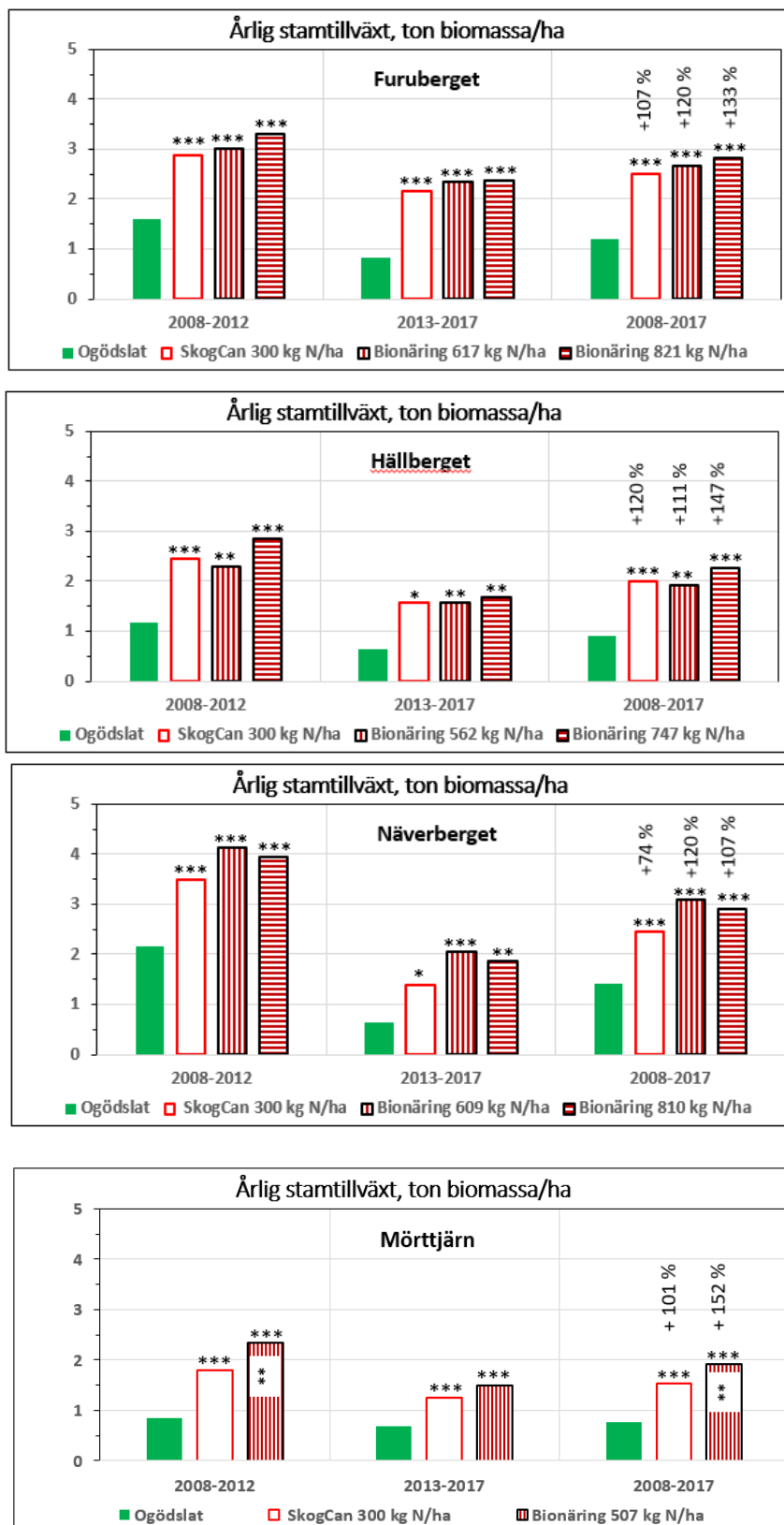
Den genomsnittliga årliga tillväxten i försöket i Hällberget var under den första femårsperioden efter gödsling 1,2 ton trädbiomassa per ha utan gödsling (Figur 37). Tillväxten var signifikant högre och mellan 2,3 och 2,8 ton/ha för gödsling med SkogCan och Bionäring. Under den andra femårsperioden var den årliga tillväxten betydligt lägre för alla försöksled. För ogödslat var den endast 0,6 ton/ha och för gödslat drygt 1,5 ton/ha och densamma för alla gödslingsbehandlingarna. Den genomsnittliga tillväxten per år för hela försökstiden blev 0,9 ton/ha för ogödslat och ca 2 ton/ha för gödslingsbehandlingarna. Den sammanlagda tillväxten blev 9 ton/ha för ogödslat, 20 ton/ha för SkogCan och 19,3 respektive 22,6 ton/ha för Bionäringsdoserna 562 kg N/ha och 747 kg N/ha. Gödslingsarna resulterade alltså i en sammanlagd ökad tillväxt på mellan 10 och 13 ton/ha,

Den totala tillväxten i procent av trädbiomassan vid starten av försöket var 200 % för ogödslat, dvs tillväxten var dubbelt så stor som den ursprungliga trädbiomassan och 250–270 % för gödslingsbehandlingarna.

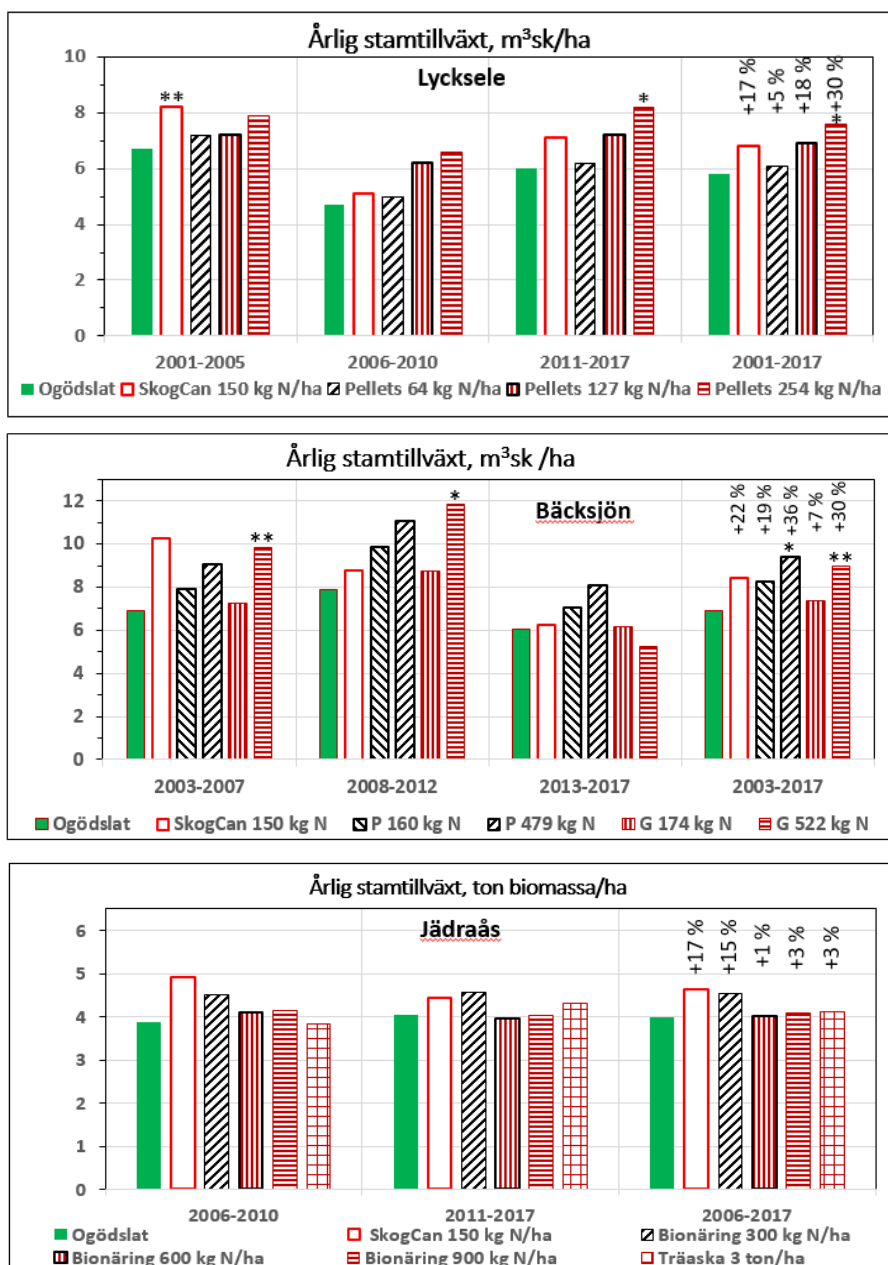
Under de första fem åren av försöksperioden var den årliga tillväxten drygt 2 ton/ha utan gödsling och mellan 3,5 och 4,5 ton/ha efter gödsling i Näverberget. Den årliga tillväxten var betydligt lägre under de följande fem åren, 0,6 ton/ha för ogödslat, 1,4 ton/ha för SkogCan och ca 2 ton/ha för Bionäring. I genomsnitt för hela tioårsperioden blev tillväxten per år 1,4 ton/ha utan gödsling, 2,4 ton/ha för SkogCan och ca 2 ton/ha för de båda Bionäringsalternativen. Den totala tillväxten blev 14 ton/ha (+32 % av biomassan vid försöksstarten) för ogödslat, 24 ton/ha (+ 56 %) för SkogCan och ca 30 ton/ha (+64 %) för Bionäring, alltså en ökad tillväxt på 10 ton/ha och 16 ton/ha, respektive för SkogCan och Bionäring.

Den årliga tillväxten för ogödslat var 0,8 ton/ha respektive 0,7 ton/ha under den första och andra femårsperioden i Mörttjärn. Motsvarande tillväxt för SkogCan var 1,8 respektive 1,2 ton/ha och för Bionäring 2,3 respektive 1,5 ton/ha. Genomsnittstillväxten under hela försöksperioden blev 0,8, 1,5 och 1,9 ton/ha, respektive för ogödslat, SkogCan och gödslat med Bionäring och den totala tillväxten var 7,6, 15,2 och 19,2 ton/ha. Gödsling gav således en sammanlagd ökad tillväxt på 7 ton/ha för SkogCan och 11 ton efter gödsling med Bionäring.

En samlad analys av alla fyra lokalerna i Norrbotten visade att alla tre gödslingsbehandlingarna hade högre tillväxt än de ogödslade kontrollerna ($p < 0,001$ i ANOVA), men att det inte var några signifikanta skillnader mellan de olika gödslingsbehandlingarna.



Figur 37. Årlig tillväxt för den första och andra femårsperioden och för hela försökstiden på 10 år i försöken i Norrbotten. Procentsatserna över staplarna till höger anger tillväxten i % av tillväxten för ogödslat. Signifikanta skillnader i tillväxt mellan ogödslat och gödslat är markerade med asterisker över respektive tillväxtstapel. Signifikanta skillnader mellan gödsling med SkogCan och Bionäring är markerade med asterisker inuti tillväxtstapeln för Bionäring. * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,00$



Figur 38. Årlig stambiomassatillväxt för den första och andra tillväxtperioden och för hela försöksstiden i de tre provytteförsöken. P=pellets från UMEVA G= granuler från SYVAB. Procentsatserna över staplarna till höger för gödsling, anger tillväxtskillnaden i % av tillväxten för ogödslat. Signifikanta skillnader i tillväxt mellan ogödslat och gödslingsbehandlingar är markerade med stjärnor över respektive tillväxtstapel.* = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$.

Under den första femårsperioden efter gödsling i Lycksele, var den årliga trädttillväxten i genomsnitt 6,7 m³sk/ha på ogödslade provytor (Figur 38). För SkogCan var tillväxten drygt 8 m³sk/ha och för gödsling med Bionäring varierade tillväxten mellan 7 och 8 m³sk/ha. År 6–10 sjönk tillväxten till 4,7 m³sk/ha för ogödslat och ca 5 m³sk/ha efter gödsling med SkogCan och för den lägsta dosen Bionäring, samt ca 6 m³sk/ha på ytor gödslade med de två högsta doserna av Bionäring. Under år 11–17 ökade tillväxten åter till 6 m³sk/ha utan gödsling, 7 m³sk/ha med SkogCan och 6–8 m³sk/ha för Bionäring. Tillväxten per år under hela försöksperioden på 18 år låg på knappt 6 m³sk/ha utan gödsling, knappt 7 m³sk/ha efter mineralgödsling och för Bionäring ökade från 6 till knappt 8 m³sk/ha med ökande gödseldos. Endast den högsta dosen av Bionäring gav en tillväxtökning för hela försöksperioden som

var signifikant större än för ogödslat. Tillväxtökningen för hela försöksperioden efter gödning motsvarade 17 % för SkogCan och mellan 5 och 30 % för Bionäring av tillväxten för ogödslat. Den sammanlagda tillväxtökningen efter gödning för hela försöksperioden på 18 år blev 17 m³sk/ha för SkogCan och som högst 30 m³sk/ha för den högsta dosen av Bionäring.

I försöket i Bäcksjön var den årliga tillväxten för ogödslat i genomsnitt knappt 7 m³sk/ha under de första 5 åren efter försöksstarten (Figur 38). Gödning med SkogCan resulterade i en årlig tillväxt på drygt 10 m³sk/ha. Gödningen med Bionäring från UMEVA gav en årlig tillväxt på 8 (160 Kg N/ha) respektive 9 m³sk/ha (479 kg N/ha) och den granulerade Bionäringen från SYVAB gav en årlig tillväxt på 7 m³sk/ha för dosen 174 kg N/ha och nästan 10 m³sk/ha för dosen 522 kg N/ha. Under den andra femårsperioden sjönk tillväxten en aning på ytor med SkogCan, men ökade på ytor gödslade med Bionäring upp till nästan 12 m³sk/ha och 11 m³sk/ha, respektive, för doserna 522 och 479 kg N/ha. Under den tredje femårsperioden mellan 2013 och 2017 blev tillväxten avsevärt lägre, med den högsta tillväxten på 8 m³sk/ha för Bionäring från UMEVA med dos 479 kg N/ha. Den årliga tillväxten blev i genomsnitt för hela femtonårsperioden 7 m³sk/ha utan gödning och drygt 8 m³sk/ha för SkogCan. För de två högsta doserna av Bionäring blev genomsnittstillväxten ca 9 m³sk/ha. Den sammanlagda tillväxten under försöksperioden utan gödning blev 104 m³sk/ha. På ytor med SkogCan blev tillväxten 23 m³sk/ha större. För de lägre doserna av Bionäring från SYVAB och UMEVA blev den sammanlagda tillväxtökningen 20 m³sk/ha för UMEVA 160 kg N/ha, och 6 m³sk/ha för SYVAB 174 kg N/ha. De högsta doserna av Bionäring gav en sammanlagd ökad tillväxt under femtonårsperioden på som högst 30–37 m³sk/ha, vilket i årlig absolut tillväxt ungefär motsvarar tillväxten i försöken i Hällberget och Mörttjärn.

I Jädraås låg medeltillväxten per år av trädstamsbiomassan under båda perioderna 2006–2010 och 2011–2017 på omkring 4 ton/ha för de flesta behandlingarna. Tillväxten efter gödning med SkogCan och Bionäring 300 kg N/ha var ca 15 % högre, ca 4,5 kg ton/ha, men inte signifikant. För de högre doserna av Bionäring och träaska var tillväxten inte högre än för ogödslat. Den sammanlagda tillväxten under hela försöksperioden på 12 år var omkring 50 ton/ha, men inga skillnader mellan försöksleden var signifikanta.

Sammanfattning

Tillväxten mer än fördubblades under både den första och den andra fem årsperioden efter gödning för både för SkogCan och Bionäring, och var signifikant högre än för ogödslat i alla fyra bestånden i Norrbotten, från det yngsta på 17 år till det äldsta på 77 år. Den 30% högre kvävetillförseln för Bionäring dos 2, resulterade i en knappt tioprocentig genomsnittlig tillväxthöjning i jämförelse med den lägre dosen Bionäring. Tillväxten för SkogCan 300 kg N/ha nådde upp till i genomsnitt 80 % av tillväxten för Bionäring. Tillväxteffekterna var lägre i de sydligare provytförsöken, men i Lycksele ändå en ökning på 30 % för Bionäring efter 18 år med den låga kvävedosen 254 kg N/ha, varav endast 0,45 kg var ammoniumkväve vid gödningstillfället, och 18 % för 127 kg N/ha i jämförelse med 17% för SkogCan 150 kg N/ha. I Bäcksjön erhöles tillväxtökningar under 15 år på drygt 20 % för SkogCan och mer än 30 % för Bionäringsdoser på omkring 500 kg N/ha. I Jädraås var gödningseffekterna lägre än i de andra försöken, som högst ca 15 % 12 år efter gödning.

De relativa tillväxtökningarna i norrbottensförsöken är betydligt högre än vad som tidigare erhållits i försök i såväl de nordiska länderna och i Nordamerika, där kvävedoserna dessutom i många fall varit betydligt högre.

7.3.2. Effekter på trädens näringsstatus

Kvävehalterna i barren i de fyra bestånden i Norrbotten var 1,1–1,2 % för både SkogCan och ogödslat, 10 år efter gödsling (Tabell 38). Efter gödsling med Bionäring fanns en tendens till förhöjda kvävehalter. Denna var dock bara signifikant för den högre dosen. För fosfor var halterna utan gödsling och SkogCan mellan 810 och 970 mg/kg, medan halterna för Bionäring var signifikant högre och i medeltal ca 1000 mg/kg. För kalium var halterna 3500–3700 mg/kg i medeltal med små skillnader i halter mellan gödslingsbehandlingar och bestånd. Även för kalcium var variationen i halter måttlig, med i medeltal 3000 mg/kg för ogödslat och SkogCan och en liten men signifikant höjning till 3700 mg/kg för Bionäring. Magnesiumhalterna låg på 650–800 mg/kg för ogödslat, och 660–905 mg/kg för SkogCan. För Bionäring fanns det inga signifikant förhöjda magnesiumhalter i jämförelse med ogödsalt. För svavel var halterna efter gödsling med Bionäring signifikant högre än för ogödslat. Borhalterna var mellan 7 och 18 mg/kg för ogödslat och signifikant högre, 25–29 mg/kg, för SkogCan, men inte för Bionäring. Data om de enskilda försökslokalerna i Norrbotten redovisas i bilagan, Tabell 20.

Tabell 38. Kemiskt innehåll av näringsämnen i barr insamlade hösten 2017 i de fyra traktorgödslade försöken i Norrbotten. Medelvärden från alla lokaler. Data från de enskilda lokalerna finns i bilagan, Tabell 20.

Gödslingsdos Kg N/ha	Behandling	N	P	K	Ca	Mg	S	B
		%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
0	Ogödslat	1,16	876	3545	2981	698	641	13
300	SkogCan	1,16	886	3548	2876	763	616	27 ^{2*}
Dos 1 507-617	SYVAB	1,26	1005*	3699	3508	779	738*	19
Dos 2 747-821	SYVAB	1,30 ^{2*}	1040 ^{2*}	3688	3854*	797	667	18
Sannolikhet för skillnad (ANOVA)	p	0,096	0,037	Ej sign.	0,023	Ej sign.	0,008	0,001

Tabell 39. Kvoter i % mellan några näringsämnen och kväve (= 100 %) för de näringsinnehåll som redovisas i tabell 34. Medelvärden för alla lokaler. Data från de enskilda lokalerna finns i bilagan, Tabell 21.

Gödslingsdos	Behandling	P/N	K/N	Mg/N	S/N	B/N
		mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
0	Ogödslat	7,6	31	6,0	5,5	0,11
300 kg N/ha	SkogCan	7,7	31	6,6	5,3	0,24
507- 609 ¹ "	SYVAB	8,7	32	6,7	5,8	0,17
747- 821 ² "	"	9,1	32	7,0	5,1	0,16
	Målvärde ³	10	35	4	5	0,05

¹ = dos 1 ; ² = dos 2

P/N-kvoten varierade mellan 7,4 och 7,7, och låg under målvärdet 10 för ogödslat (Tabell 39). Kvoten blev högre, ca 9 efter gödsling med Bionäring.

K/N-kvoten varierade mellan bestånden, och nådde målvärdet 35 i Hällberget efter gödsling med Bionäring (Bilagan, Tabell 21). I medeltal för de fyra bestånden var det ingen skillnad mellan gödslingsbehandlingarna.

Mg/N varierade mellan 5,5 och 8 och låg således över målvärdet för alla bestånd och behandlingar.

S/N låg marginellt under målvärdet i Furuberget och Hällberget, men nådde klart över målvärdet i Näverberget och Mörttjärn för alla gödslingsbehandlingar.

B/N låg över målvärdet i alla bestånd och för alla behandlingar.

Tabell 40. Kemiskt innehåll i barr insamlade hösten 2017 i de tre provyfeförsöken. Antalet provpunkter per lokal och behandling varierar mellan 3 och 6. Signifikansnivå för skillnader i halter mellan ogödslat och gödslat är angivna med * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$.

Lokal och gödseldos	Gödsel	N	P	K	Ca	Mg	S	B
		%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Lycksele	Ogödslat	0,95	676	3240	2670	608	403	8,8
150 kg N/ha	SkogCan	1,05	729	3680	2740	626	440	9,7
64 "	Lycksele	0,93	700	3850*	2533	578	428	14,1
127 "	"	1,02	726	3743	3820	665	456	18,3*
254 "	"	1,01	742	4023*	3103	639	476	19,8*
Bäcksjön	Ogödslat	1.16	815	4165	3145	738	510	7.7
150 kg N/ha	SkogCan	1,16	799	3860	2305*	613	477	13,6*
160 "	UMEVA	1,21	867	4000	2110	618	513	8,7
479 "	"	1,24	866	3795	3285	624	532	7.2
174 "	SYVAB	1,24	931	4170	2475*	595	556	8,7
522 "	"	1,23	898	3860	3180	595	553	7,3
Jädraås	Ogödslat	1,39	895	4587	5203	523	588	10,6
150 kg N/ha	SkogCan	1,48	899	4160	2896*	600	542	32,8
300 "	SYVAB	1,38	880	3750 ^{2*}	3237*	511	541	22,2
600 "	"	1,15	921	3433	3397	572	505	16,2
900 "	"	1,27	884	3600*	3137*	590	538	19,2
3 ton/ha	Träaska	1,24*	879	3943 ^{2*}	3100 ^{2*}	541	511 ^{2*}	16,3

I Lycksele var kvävehalterna i barren ungefär desamma, ca 1 %, för alla försöksled (Tabell 40). Kvävehalterna i Bäcksjön var en aning högre, och förhöjda från 1,16 % för ogödslat till $\geq 1,2$ % för gödslat med Bionäring om än inte signifikant. I Jädraås var kvävehalten utan gödsling och Bionäring 300 kg N/ha ca 1,4 %, och för SkogCan 1,5 %. För träaska var kvävehalten signifikant lägre än för ogödslat. Fosforhalterna varierade mellan 670 och 740 mg/kg i Lycksele, mellan 800 och 930 mg/kg i Bäcksjön och mellan 880 och 920 mg/kg i Jädraås, men det fanns inga signifikanta skillnader mellan behandlingar. För kalium var halterna 3240–4000 mg/kg i Lycksele, 3800–4170 mg/kg i Bäcksjön och 3400–4600 mg/kg i Jädraås. I Lycksele var kaliumhalterna för Bionäring 64 och 254 kg N/ha signifikant högre än för ogödslat och i Jädraås var halterna för Bionäring 300 och 900 kg N/ha och träaska signifikant lägre än för ogödslat. Kalciumhalterna i Jädraås var signifikant lägre (2900–3200 mg/kg) för de flesta gödslings-behandlingarna än för ogödslat (5200 mg/kg). Även i Bäcksjön fanns ett liknande mönster. För magnesium låg halterna mellan ca 500 och 700 mg/kg och det var inga signifikanta

skillnader mellan behandlingarna, liksom för svavel, förutom för träaska i Jädraås med signifikant lägre halt än ogödslat. Borhalterna var signifikant och kraftigt förhöjda i jämförelse med ogödslat i Lycksele för doserna 127 och 254 kg N/ha, och i Bäcksjön för SkogCan. Borhalterna var högst (11–33 mg/kg) i Jädraås, men inga skillnader var signifikanta.

Tabell 41. Kvoter i % mellan några näringsämnen och kväve (= 100%) för de näringsinnehåll som redovisas i Tabell 40.

Lokal och gödseldos	Behandling	P/N	K/N	Mg/N	S/N	B/N
<i>Lycksele</i>	Ogödslat	7,1	35	7,2	4,2	0,04
150 kg N/ha	SkogCan	7,0	35	6,0	4,2	0,10
64 "	Lycksele	7,5	42	6,3	4,6	0,15
127 "	"	7,1	37	6,5	4,5	0,15
254 "	"	7,3	40	6,3	4,7	0,20
<i>Bäcksjön</i>	Ogödslat	7,0	36	6,3	4,4	0,07
150 kg N/ha	SkogCan	6,9	33	5,3	4,1	0,12
160 "	UMEVA	7,2	33	5,1	4,2	0,07
479 "	"	7,0	31	5,1	4,3	0,06
174 "	SYVAB	7,5	34	4,8	4,5	0,07
522 "	"	7,3	32	4,9	4,5	0,07
<i>Jädraås</i>	Ogödslat	6,4	33	3,8	4,2	0,08
150 kg N/ha	SkogCan	6,1	28	4,1	3,7	0,23
300 "	SYVAB	6,4	27	3,7	3,9	0,16
600 "	"	8,0	30	5,0	4,4	0,06
900 "	"	7,0	29	4,7	4,2	0,07
	Träaska 3 ton/ha	7,1	32	4,4	4,1	0,07
	Målvärde ¹	10	35	4	5	0,05

¹Enligt Linder (Linder, 1995).

P/N-kvoten låg på ca 7 i Lycksele och var ungefär lika för alla behandlingar (Tabell 41). Mönstret var liknande i Bäcksjön. I Jädraås var kvoten lägst drygt 6 för ogödslat, SkogCan och Bionäring dos 300 kg N/ha, och målvärdet nåddes inte.

K/N- kvoten var 35–42 i Lycksele och målvärdet nåddes alltså. Även i Bäcksjön nåddes i stort sett målvärdet kvoter på 31–36. I Jädraås varierade kvoten mellan 27 och 33.

Mg/N låg klart över målvärdet i Lycksele och Bäcksjön, och strax under i Jädraås.

S/N låg under målvärdet med i medeltal ca 15 % på alla lokaler och behandlingar.

B/N nådde målvärdet för alla bestånd och behandlingar.

Sammanfattning

De tydligaste effekterna på barrens näringsstatus var att både kväve- och fosforhalterna var signifikant förhöjda 10 år efter gödsling med Bionäring i flera av de gödslade bestånden i Norrbotten och i medeltal för alla bestånd, samt att borhalten var signifikant förhöjd i alla bestånd efter gödsling med SkogCan. I provyfeförsöken var variationen större och det fanns inga signifikanta skillnader i kväve- eller fosforhalter mellan gödlat och ogödlat 12 – 18 år efter gödsling. Beträffande kvoten mellan halterna av flera näringsämnen, var det endast i försöken i Norrbotten som en tydlig effekt kunde påvisas, där P/N-kvoten var förhöjd 10 år efter gödsling med Bionäring från ca 7,5 för ogödlat och SkogCan till ca 9 och närmare målvärdet 10. Gödslingen med Bionäring har således resulterat i en förbättrad balans mellan kväve och fosfor på dessa lokaler.

7.3.3. Effekter på kemiskt innehåll i markvatten

Tabell 42. Kemiskt innehåll i markvattenprover tagna på 50 cm djup i marken i oktober 2017. Medelvärden för alla de fyra traktorgödslade försöken i Norrbotten. Data från de enskilda lokalerna och från en provtagning 2018 efter avverkning finns i bilagan, Tabell 22.

Lokal och gödseldos	Gödsel	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	N-tot	NH4-N	PO4-P
		µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Medelvärde 2017	Ogödlat	0,018	0,20	1,6	1,1	2,45	26	0,12	<0,005	0,005
300 kg N/ha	SkogCan	0,024	0,36	2,4	2,2	0,17	28	0,24	<0,005	0,003
507- 609 ¹ "	SYVAB	0,027	0,27	5,0	1,6	2,77	35	0,27	<0,005	0,039
747- 821 ² "	"	0,026	0,28	5,4	1,2	4,51	31	0,26	<0,005	0,062
Sannolikhet för ingen skillnad (ANOVA)	p	Ej sign	Ej sign	Ej sign	Ej sign	Ej sign	Ej sign	Ej sign	Ej sign	Ej sign

¹ = dos 1; ² = dos 2.

Halterna av tungmetaller i markvattnet på 50 cm djup i de fyra traktorgödslade försöken i Norrbotten från 2006, varierade mellan försökslokalerna och gödslingsbehandlingarna (Tabell 43). Skillnaderna mellan behandlingar var dock inte signifikanta för någon av de analyserade metallerna. För kadmium varierade halten mellan 0,009 och 0,026 µg/l utan gödsling, och mellan 0,008 och 0,029 µg/l för Bionäring med doser mellan 507 och 617 kg N/ha och mellan 0,011 och 0,054 µg/l för doser mellan 747 och 810 kg N/ha. Halterna blev i medeltal för alla fyra försöken 0,018 µg/l för ogödlat, 0,019 µg/l för lägre dos Bionäring och 0,026 µg/l för högre dos Bionäring.

Halterna av krom var mellan 0,12 och 0,24 µg/l utan gödsling och mellan 0,07 och 0,40 µg/l för lägre dos Bionäring och mellan 0,08 och 0,55 µg/l för högre dos. Medelhalterna blev 0,20 µg/l för ogödlat, 0,25 µg/l för Bionäring låg och 0,28 µg/l för Bionäring dos hög.

För koppar varierade halten mellan 1,14 och 1,85 µg/l utan gödsling och mellan 0,9 och 11,6 µg/l för den lägre dosen av Bionäring och mellan 1,9 och 13,4 µg/l den högre dosen. Medelhalten var 1,6 µg/l för ogödlat och 5,0 respektive 5,4 µg/l för lägre och högre dos av Bionäring.

Tabell 43. Kemiskt innehåll i markvattenprover tagna på 50 cm djup i marken på hösten 2017 i provyfeförsöket i Jädraås och hösten 2018 i provyfeförsöket i Bäcksjön. Antalet provpunkter per lokal och behandling varierade mellan 1 och 4.

		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	N-tot	NH4-N	P-tot
Lokal	Behandling	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Bäcksjön	Ogödslat	0,099	0,44	14,7	2,2	0,55	38	0,33	<0,003	0,021
150 kg N/ha	SkogCan	0,064	0,57	4,0	1,5	0,25	32	0,21	<0,003	0,017
160 "	UMEVA	0,053	0,62	5,0	2,1	0,50	43	0,15	<0,003	0,020
479 "	"	0,109	0,66	5,4	2,4	2,20	47	0,10	<0,005	0,018
174 "	SYVAB	0,114	0,74	6,9	2,8	2,18*	43	0,36	<0,005	0,018
522 "	"	0,174	0,68	9,1	2,6	2,14	64	0,47	<0,005	0,024
										PO4-P
Jädraås	Ogödslat	0,004	0,46	1,7	0,4	0,10	4	0,13	<0,006	0,004
150 kg N/ha	SkogCan	0,017	0,43	1,1	0,3	0,78	10	0,42	<0,006	0,010
300 "	SYVAB	0,006	0,02	0,3	0,2	0,12	2	0,36	<0,006	0,002
600 "	"	0,015	0,02	2,1	0,4	0,11	5	0,04	<0,006	0,003
900 "	"	0,014	0,05	1,6	0,5	0,10	10	0,09	<0,006	0,003
3 ton/ha	Träaska	0,007	0,07	1,1	0,4	0,12	7	0,07	<0,006	0,004
Dricksvatten	Övre gränsvärde	20	50	2000	20	10				

Nickelhalterna var mellan 0,4 och 2,4 µg/l utan gödsling. För Bionäring låg halterna mellan 0,36 och 2,8 µg/l. Medelhalterna för alla försöksled låg mellan 1,1 och 1,6 µg/l.

För bly var halterna mellan 0,13 och 5,45 µg/l för ogödslat och mellan 0,15 och 8,4 µg/l för gödslat. Medelhalten för alla fyra lokalerna blev 2,45 µg/l för ogödslat och 3,3 och 4,5 µg/l för de båda doserna av Bionäring.

Halterna av zink var mellan 19,7 och 34,7 µg/l för ogödslat och mellan 16 och 43 µg/l för lägre dos av Bionäring och mellan 13 och 62 µg/l för högre dos av Bionäring. Medelhalterna var 26, 25 och 31 µg/l, respektive, för respektive ogödslat, och lägre och högre dos av Bionäring.

Totalkvävehalterna i markvattnet i Norrbotten varierade mellan 0,05 och 0,23 mg/l för ogödslat, 0,08 och 0,29 mg/l för Bionäring lägre dos och mellan 0,09 och 0,60 mg/l för Bionäring högre dos. Medelhalterna för alla fyra försöken var mellan 0,12 mg/l för ogödslat och ca 0,25 mg/l för alla försöksled med gödsling, men skillnaden var inte signifikant.

Halterna av ammoniumkväve låg i samtliga vattenprover under analysmetodens detektionsgräns och var mindre än ca 0,004 mg/l.

För fosfatfosfor var halterna i markvattnet mellan 0,004 och 0,172 mg/l för alla försökslokalerna och det var inga signifikanta skillnader mellan ogödslat och gödslat.

I Mörttjärn, där vattenprover tagits både i oktober 2017 och september 2018, var det endast två signifikanta skillnader i halter mellan provtagningstidpunkterna. För ogödslat var halten av krom signifikant högre 2017 än 2018 och för Bionäring var nickelhalten också högre 2017 än 2018.

I Bäcksjön var kadmiumhalterna mellan 0,05 och 0,17 µg/l och i Jädraås mellan 0,004 och 0,017 µg/l men det fanns inga signifikanta skillnader mellan ogödslat och gödslat (Tabell 43). Inte heller för övriga metaller fanns det några signifikanta förhöjda halter efter gödsling, men halterna av alla metaller var högre i Bäcksjön än i Jädraås. För näringsämnen fanns det inte heller några signifikanta skillnader i halter mellan gödslat och ogödslat. Halterna av totalkväve var mellan 0,10 och 0,47 mg/l i Bäcksjön och mellan 0,04 och 0,42 mg/l i Jädraås. Halterna av ammoniumkväve låg under 0,003 mg/l för alla försöksled på båda lokalerna. För totalfosfor var halterna 0,017–0,024 mg/l i Bäcksjön och för fosfatfosfor 0,002–0,010 mg/l i Jädraås.

Alla uppmätta metallhalter i markvattnet var många gånger lägre än Livsmedelsverkets övre gränsvärden för halter i dricksvatten.

Sammanfattning

Halterna av metaller i markvattnet på hösten 2017 var endast i några fall i Furuberget förhöjda efter gödsling med Bionäring (Bilaga, Tabell 22). Detsamma gällde för totalkväve. De högre medelhalterna i Furuberget orsakas av ett par vattenprover med mycket höga halter som inte bedöms vara representativa för hela försöksledet (=outliers). Troligen har de blivit kontaminerade på något sätt, men eftersom ingen förklaring finns till de avvikande halterna, har de fått ingå i resultaten. På övriga lokaler i Norrbotten var det inga förhöjda halter efter gödsling och en samlad analys av alla fyra lokaler visade inga signifikant förhöjda närings- eller tungmetallhalter. I Mörttjärn kunde det inte påvisas några förhöjda halter på gödslade ytor av metaller, kväve eller fosfor hösten 2018, efter slutavverkning under vintern 2017/2018, i jämförelse med halterna hösten 2017.

7.3.4. Effekter på kemisk sammansättning av humustäcket

7.3.4.1. Näringsämnena och pH

Kvävehalten i humustäcket ökade med ökande kvävedosering i alla fyra försöksbestånden i Norrbotten (Tabell 44). Halterna var 1,2–1,4 % utan gödsling, 1,3–1,6 % för SkogCan och 1,3–2,2 % för Bionäring (Bilaga, Tabell 23). Halterna för båda doserna av Bionäring var signifikant högre än för ogödslat. I medeltal för alla lokalerna var kvävehalten 1,3 % för ogödslat, 1,5 % för SkogCan och 1,7–1,9 % för Bionäring som var signifikant förhöjt.

För ogödslat och SkogCan var fosforhalterna i humustäcket mellan 670 och 875 mg/kg och var i medeltal för alla fyra försöken i stort sett lika, drygt 700 mg/kg. För försöksleden med Bionäring var halterna mycket högre, mellan 3500 och som högst 13350 mg/kg för den högre Bionäringsdosen i Hällberget. Medelvärde för alla fyra bestånden var 6800 för lägre dos 1 och 9700 för högre dos 2 av Bionäring, dvs 9 till 13 gånger högre än för ogödslat och SkogCan.

Kaliumhalterna varierade mycket mellan bestånd och försöksled. För ogödslat låg halterna mellan 1200 och 1370 mg/kg, medan halterna för SkogCan var låga ca 1100 mg/kg i Furuberget och Hällberget men betydligt högre, 1500–1600 i Näverberget och Mörttjärn. Även för Bionäring varierade halterna kraftigt, mellan 1100 och 1400 i Furuberget, Hällberget och Mörttjärn, men bara 800–900 i Näverberget. Inga av skillnaderna mellan gödslingsbehandlingar var signifikanta (Bilaga, Tabell 23). Halterna var i medeltal för alla fyra försöken ca 1300 mg/kg för ogödslat och SkogCan och 1200 mg/kg för Bionäring och inga skillnader var signifikanta.

Halterna av kalcium var ganska lika, ca 2500 mg/kg för alla lokalerna utan gödsling. Halterna var högre för SkogCan, i genomsnitt 3000 mg/kg. På ytorna som gödslats med Bionäring var halterna mellan 4700 och 7600 mg/kg och signifikant högre än ogödslat.

Magnesiumhalterna i humustäcket var lägst och mellan 350 och 500 mg/kg för ogödslat i alla bestånd. För SkogCan varierade halterna mellan 480 och 760 mg/kg och för Bionäring mellan 480 och 840 mg/kg. För SkogCan och den högre dosen Bionäring var magnesiumhalterna signifikant högre än för ogödslat.

De lägsta halterna av svavel, 900–1300 mg/kg, uppmättes för ogödslat och SkogCan. De högsta halterna på över 2000 mg/kg, och signifikant större än för ogödslat, uppmättes för Bionäring i Hällberget och Näverberget, medan halterna för Bionäring var lägre ca 1500 mg/kg i Furuberget och Mörttjärn. I medeltal för alla bestånd var halterna ungefär dubbelt så höga, vilket var signifikant högre för Bionäring som för ogödslat och SkogCan.

Borhalterna var mellan 1,7 och 2,2 mg/kg för ogödslat och något högre, 2,3–3,6 mg/kg för SkogCan. Halterna för SkogCan var högre än för ogödslat, men inte signifikant. Halterna var signifikant högre för Bionäring, mellan 10 och 40 mg/kg och i medeltal 19 och 29 mg/kg, respektive för lägre och högre dos av Bionäring, dvs 10–15 gånger högre halter än för ogödslat och 7–10 gånger högre halter än för SkogCan.

Kol-kvävekvoten låg på mellan 35 och 41 för ogödslat. För SkogCan var den signifikant lägre, i medeltal 33, än för ogödslat. För Bionäring var C/N-kvoten signifikant lägre än både för ogödslat och SkogCan och var i medeltal 26.

pH-värdet i humustäcket för ogödslat var i medeltal 3,9 och för SkogCan 4,1. pH var signifikant förhöjt för ytor gödslade med Bionäring, till mellan 4,2 och 4,7.

Tabell 44. Innehållet av näringsämnen och pH i humustäcket i humusprover, tagna hösten 2017 i de fyra skogsgödslingsförsöken i Norrbotten.

Gödseldos	Gödsel	N	P	K	Ca	Mg	S	B	C/N	pH
		%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg		
0	Ogödslat	1,27	738	1308	2456	428	1031	1,9	38	3,9
300 kg N/ha	SkogCan	1,47	712	1322	3020	607*	1137	2,8	33*	4,1
507- 609 ¹	SYVAB	1,70*	6839*	1204	5658*	597	1787*	19,1*	27*	4,5*
747- 821 ²	"	1,89*	9739*	1175	5845*	660*	2068*	29,3*	25*	4,4*
Sannolikhet för ingen skillnad (ANOVA)	p	0,0015	0,0011	Ej sign.	0,0003	0,036	0,0002	0,002	0,00002	0,0002

¹ = dos 1 ; ² = dos 2

I provytteförsöken var kvävehalten 1,6 % i Lycksele för SkogCan, medan den var lägre, 1,2–1,3 % för Bionäring och 1,4% utan gödsling (Tabell 45). I Bäcksjön varierade kvävehalten mellan 1,6 % utan gödsling, 1,7–2,0 % för Bionäring och 1,9 % för SkogCan. I Jädraås var halterna lägst, mellan 0,9 % för ogödslat och träaska och 1,3 % för de flesta gödslingsbehandlingarna. Det fanns inga signifikanta skillnader i kvävehalt mellan behandlingarna på någon av lokalerna.

För fosfor var halterna lägst för ogödslat och 850,740 och 519 mg/kg, respektive för Lycksele, Bäcksjön och Jädraås. För SkogCan var halten ca 1000 mg/kg i Lycksele och Bäcksjön men betydligt lägre, 520 mg/kg, i Jädraås. Efter gödsling med Bionäring ökade fosforhalten i stort sett med ökande gödseldos, från ca 2200 till 5000 mg/kg i Lycksele. I Bäcksjön låg halterna för Bionäring mellan 4900 och 7100 mg/kg, med undantag för doseringen 174 N/ha, för vilken halten var anmärkningsvärt låg, bara ca 4500 mg/kg. Även i Jädraås ökade fosforhalten med ökande gödseldos för Bionäring, från 1650 mg/kg för 300 kg N/ha till 4500 mg/kg för 900 kg N/ha. Av alla behandlingar var fosforhalten lägst efter gödsling med träaska med 500 mg/kg.

Kaliumhalterna var ungefär lika för alla försöksled, mellan 1170 och 1340 mg/kg i Bäcksjön. I Lycksele var halten för SkogCan signifikant högre än för ogödslat och dessutom ökade halterna med ökande gödseldos för Bionäring från 1900 till 2700 mg/kg, och var signifikant högre än för ogödslat för alla tre doserna. I försöket i Jädraås var kaliumhalten mycket lägre än i de två andra bestånden, mellan 540 och 710 mg/kg, och inga signifikanta skillnader mellan behandlingarna.

De högsta kalciumhalterna uppmättes i Lycksele för Bionäring med som högst 11750 mg/kg för dosen 254 kg N/ha. Halterna var lägre för lägre doser och allra lägst 2710 mg/kg för ogödslat. I Bäcksjön och Jädraås varierade halterna mellan 1700 och 4400 mg/kg, men utan signifikanta skillnader mellan behandlingarna.

För magnesium var skillnaderna i halter mellan gödslingsbehandlingar och ogödslat inte signifikanta förutom dosen 900 kg N/ha i Jädraås för vilken halten var 866 mg/kg och högre än för ogödslat. I övrigt varierade halterna mellan ca 340 och 1100 mg/kg.

Svavelhalterna var högst i Bäcksjön, mellan 1270 mg/kg för ogödslat och 1820 mg/kg för Bionäring dos 522 kg N/ha, men inga skillnader var signifikanta. I Lycksele varierade halterna mellan 920 och omkring 1000 mg/kg, med det högsta värdet 1260 mg/kg för SkogCan. Svavelhalten var allra lägst, knappt 700 mg/kg i Jädraås för ogödslat och gödsling med träaska.

I Lycksele var borhalten ungefär 2 mg/kg för ogödslat och SkogCan. Halterna var större för Bionäring och ökade från 4,7 mg/kg för dosen 64 kg N/ha till 8,1 mg/kg för 254 kg N/ha, vilket var signifikant högre än för ogödslat. I Bäcksjön var borhalterna 2–2,5 mg/kg för alla gödslingsbehandlingar utom SYVAB 522 kg N/ha, med 4,5 mg/kg. Den högsta borhalten 14,8 mg/kg uppmättes i Jädraås för dosen 900 kg N/ha vilket liksom borhalten 7,4 mg/kg för dosen 300 kg N/ha var signifikant högre än för ogödslat.

Kol/kvävekvoten var högst i Lycksele, med omkring 30 för alla behandlingar utom dosen 254 kg N/ha med en kvot på 27. Kvoten var en aning lägre i Bäcksjön, med det högsta värdet 32 för ogödslat och det lägsta 23 för Bionäring dos 522 kg N/ha. Kvoterna var allra lägst i Jädraås, 22–25 för alla gödslingsbehandlingar utom träaska, för vilken halten var 33, den högsta i alla tre försöken.

I Bäcksjön var variationerna i pH-värde i humustäcket mellan behandlingarna små, mellan 4 och 4,3. I Lycksele var pH kraftigt och signifikant förhöjt efter gödsling med Bionäring, från 4,2 för ogödslat till 5,7 för den högsta gödseldosen.

7.3.4.2. Tungmetaller

Halterna av kadmium varierade mellan 0,22 och 0,46 mg /kg i Norrbotten, och det fanns inga signifikanta skillnader mellan gödslat och ogödslat (Tabell 46). Det var inte heller några sådana signifikanta skillnader bly. För koppar däremot var halterna efter gödsling med Bionäring mellan 43 och 96 mg/kg och signifikant högre än för ogödslat och SkogCan på alla fyra lokalerna (Bilaga, Tabell 24). Genomsnittshalten var 60–80 mg/kg i jämförelse med ca 5 mg/kg för ogödslat och SkogCan. Även för krom, nickel och zink var halterna efter gödsling med Bionäring signifikant högre än för ogödslat och SkogCan.

Tabell 45. Innehållet av näringsämnen och pH i humustäcket i humusprover, tagna hösten 2017 i de tre provyfeförsöken. Signifikansnivån för skillnader i halter mellan gödslingsbehandlingar och ogödslat är markerad med * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$.

Lokal och gödseldos	Gödsel	N	P	K	Ca	Mg	S	B	C/N	pH
		%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg		
Lycksele	Ogödslat	1,4	851	1059	2710	553	1044	2,1	31	4,2
150 kg N/ha	SkogCan	1,6	968	1377*	3047	398	1267	2,2	30	4,3
64 "	Lycksele	1,2	2163	1870*	6643	606	930	4,7*	32	5,0*
127 "	"	1,3	2870*	2103*	9247	808	921	6,4*	29	5,4***
254 "	"	1,3	5037*	2730*	11757 ^{2*}	1102	1019	8,1*	27	5,7***
Bäcksjön	Ogödslat	1,6	740	1165	3070	372	1270	2,0	32	4,0
150 kg N/ha	SkogCan	1,8	1015	1173	2645	339	1455	2,6	26	4,3
160 "	UMEVA	1,7	6850*	1340	3085	420	1430	2,4	27	4,2
479 "	"	1,8	4895*	1155	4400	484	1510	2,5	27	4,2
174 "	SYVAB	1,8	1765	1345	3700	437	1640	2,5	28	4,0
522 "	"	2,0	7085*	1255	4780	710	1820	4,5	23*	4,2
Jädraås	Ogödslat	0,9	519	638	1710	431	667	3,3	24	-
150 kg N/ha	SkogCan	1,3	599	711	2500	493	1037	5,1	25	-
300 "	SYVAB	1,2	1653	614	3710	722	1123	7,4*	23	-
600 "	"	1,3	2113	622	2960	578	1200*	7,3	22	-
900 "	"	1,3	4490*	639	3807	866*	1333	14,8*	22	-
3 ton/ha	Träaska	0,9	499	537	2810	472	694	3,3	33 ^{2*}	-

Tabell 46. Innehållet av några tungmetaller i humustäcket i humusprover, tagna hösten 2017 i de fyra gödslingsförsöken i Norrbotten.

Gödseldos	Gödsel	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
0	Ogödslat	0,33	1,5	6	2,3	23	40
300 kg N/ha	SkogCan	0,26	1,6	5	2,1	20	36
507- 609 ¹ "	SYVAB	0,36	5,9*	59*	5,6*	22	139*
747- 821 ² "	"	0,40	10,4*	79*	6,3*	24	166*
Sannolikhet för ingen skillnad (ANOVA)	p	Ej sign.	0,0003	0,00003	0,00003	Ej sign.	0,00002

¹ = dos 1 ; ² = dos 2

Kadmiumhalterna var inte signifikant förhöjda efter gödsling i Lycksele och Jädraås (Tabell 47). I Lycksele däremot, ökade halten med ökande dos av Bionäring upp till 2,9 mg/kg för dosen 254 kg N/ha, i jämförelse med en halt på ca 0,24 mg/kg för ogödslat och SkogCan. Även för alla övriga metaller ökade halterna med ökande Bionäringdos, och var signifikant och kraftigt förhöjda för många av de tre

doserna av Bionäring. Mönstret var liknande i Bäcksjön för krom koppar och zink, med ökande halter med ökande dos av Bionäring. Även i Jädraås var halterna av krom, koppar, nickel och zink signifikanta för de två högsta doserna av Bionäring. För bly var halterna i Bäcksjön och Jädraås opåverkade av gödsling.

Sammanfattning

Tio år efter gödsling var kvävehalten i humustäcket signifikant förhöjd för både SkogCan och Bionäring i Norrbottensförsöken, men inte 12–18 år efter gödsling i de tre provyfeförsöken. Halterna av fosfor var kraftigt förhöjda efter gödsling med Bionäring på de flesta försökslokalerna. Även halterna av svavel, kalcium och magnesium var förhöjda på flera av lokalerna, liksom för bor med i många fall förhöjda halter även för SkogCan. Gödslingarna resulterade även i signifikant kraftigt sänkta C/N-kvoter 10 år efter gödsling i Norrbotten för både Bionäring och SkogCan, men inte lika uttalade i provyfeförsöken, för vilka C/N-kvoterna för ogödslat var lägre än i Norrbotten. I Jädraås med en C/N-kvot på bara 24 för ogödslat, påverkades inte C/N-kvoten inte nämnvärt av gödslingar, med undantag för träaska, som resulterade i en kraftig höjning av C/N-kvoten. Gödslingarna i Norrbotten samt i Lycksele där gödseln innehöll träaska, resulterade i tydliga höjningar av pH-värdet.

Halterna av krom, koppar och zink var signifikant förhöjda på alla försökslokaler och nickelhalterna var signifikant förhöjda i Norrbotten och Jädraås efter gödsling med Bionäring. För kadmium och bly fanns det inga signifikanta skillnader i halter mellan ogödslat och Bionäring i Norrbottensförsöken, men några fall i provyfeförsöken, framförallt i Lycksele och Jädraås.

Tabell 47. Innehållet av några tungmetaller i humustäcket i humusprover, tagna hösten 2017 i de tre gödslingsförsöken. Signifikansnivån för skillnader i halter mellan gödslingsbehandlingar och ogödslat är markerad med * = $p < 0,05$; 2* = $p < 0,01$; 3* = $p < 0,001$.

		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Lycksele	Ogödslat	0,23	3,1	5	2,4	11	50
150 kg N/ha	SkogCan	0,24	1,3	5	2,4	15	52
64 "	Lycksele	1,14	8,2	37*	3,9	30*	167
127 "	"	1,97	11,7	50*	4,8	37 ^{2*}	251
254 "	"	2,89*	17,5*	88*	7,0*	54*	392*
Bäcksjön	Ogödslat	0,39	1,2	7	2,8	23	59
150 kg N/ha	SkogCan	0,47	2,1	12	5,5	29	54
160 "	UMEVA	0,45	3,8	32	5,3	27	85
479 "	"	0,40	3,4 ^{2*}	26 ^{2*}	4,6	20	95
174 "	SYVAB	0,40	2,9 ^{2*}	31 ^{2*}	3,6	17	105
522 "	"	0,54	9,6	85	6,1	29	223
Jädraås	Ogödslat	0,18	2,7	4	2,2	30	38
150 kg N/ha	SkogCan	0,23	2,2	4	2,4	29	39
300 "	SYVAB	0,27	3,8	20	3,5	27	75
600 "	"	0,29	4,1	25*	3,7*	27	81*
900 "	"	0,27	7,1 ^{2*}	47*	5,8 ^{2*}	27	108*
3 ton/ha	Träaska	0,30	2,9	4	2,6	39	58

8. Diskussion och slutsatser

Optimering av näringsbalansen i rötrest

Varje biogasanläggning är unik, vilka organiska restprodukter och startkultur som används påverkar biogasproduktionen och näringsinnehållet i rötresten. Även om samma organiska material används förekommer det variationer av näringsinnehållet i rötresten. Inom detta projekt har vi utvärderat och försökt optimera rötrestens näringsinnehåll genom följande tekniker: samrötning av olika substrat, tillsats av kväverikt substrat och genom återvinning av fosfor från rejektivatten och rötrest.

Vilka substrat som skulle samrötas bestämdes enligt deras egenskaper och tillgänglighet i regionen. Olika typer av livsmedelsavfall (slakteriavfall, äggskal, fiskrens) och industriavfall (hårslam) testades för att kunna ge mer information till biogasanläggningar angående användning, metanproduktion och näringsförekomst i rötresten. Totalt gjordes 10 olika samrötningförsök med 15 olika substrat som finns i närregionen och makroalger från Nordnorge (samarbete med TransAlgae projektet), vilket resulterade i 120 olika blandningsrecept. Substratens kol/kväve-kvot och fosforinnehåll analyserades samt biometanpotentialen för de olika substratblandningarna. Startkulturens biogasproduktion beaktades och inkluderades inte vid uträkningen av biometanpotentialen för substratblandningarna. Förutom kväve, fosfor och kalium, uppmättes kalcium, magnesium, natrium och svavel i rötresten. Organiska gödselmedel innehåller oftast mer mikronäringsämnen än mineralgödsel. Därför har vi även följt upp mikronäringsämnena/spårämnena: bor, järn, kobolt, koppar, mangan, molybden (Magnusson, 2015). Ytterligare analyserades metallers (arsenik, bly, kadmium, koppar, krom, kvicksilver, nickel och zink) och *Salmonella* och *Escherichia Coli*:s förekomst i rötresten.

Analyserna visade att t.ex. blandningar med gräs – rävgödsel – äggskal eller hushållsavfall – rävgödsel – gurkblast eller blandningar med gräs – kogödsel – fiskrens av sik gav rötresten med kväve/fosfor-kvoter mellan 3–6, som lämpar sig för fosforfattiga jordar. Blandningar med gräs – rävgödsel – hårslam eller med klöverrik vall – äggskal – fiskrens av lax gav rötresten med kväve/fosfor-kvoter mellan 10–20, som lämpar sig för fosforrika jordar.

Fiskrensens höga kväveinnehåll kan orsaka problem vid rötning och hämma röttningsprocessen på grund av att höga halter ammonium bildas. Någon hämning av röttningsprocessen kunde vi däremot inte observera med de substratblandningar som vi utförde. Tvärtom, fiskrens av lax samrötad med hönsgödsel och tomatblast resulterade i den högsta metangasproduktionen av alla försök. Äggskal är även känt för att vara problematiskt att röta, bland annat för att de i stort sett går opåverkade genom röttningsprocessen och kan orsaka stopp i biogasanläggningen. Äggskal gav högre kalciumhalt i rötresten och röttningsprocessen fungerade tillfredställande under våra försök.

Gödsel är ett vanligt substrat vid biogasanläggningar och även i våra försöksreaktorer gav gräsgödsel och hönsgödsel bra metangasproduktion. Kogödseln producerade något mindre. Gödsel från idisslare är känd för att ge mindre biogas, eftersom den redan är till en del anaerobt nedbruten i vommen (Carlsson, M. & Uldal, 2009). Rävgödseln gav även den mindre biogas än gris- och hönsgödsel, vilket kan bero på rävgödselns relativt höga kvävehalt. Hushållsavfall, som är en blandning i sig själv, gav också bra metanproduktion, likaså blandningar med hög andel slaktavfall. Däremot tog det en längre tid innan metangasutvecklingen kom igång för blandningar med stor mängd gurkblast. För tomatblasten observerades en snabbare start av metangasutvecklingen än hos gurkblasten, men metangasproduktion var låg. Biogasproduktionen från växthusavfallet kan dock ha påverkats negativt av att startkulturen inte var specifikt anpassad för denna typ av substrat.

Vilken typ av startkultur som användes hade en tydlig påverkan på gasproduktionen och rötrestens kvalitet även i andra försök. Vid rötning av hushållsavfall observerade vi en något högre metangasproduktion med termofil startkultur optimerad för hushållsavfall jämfört med mesofil startkultur optimerad för annan typ av bioavfall. Vi observerade även att startkultur från biogasreaktor i vilken avloppsslam ingick, troligtvis höjde rötrestens halter av nickel, koppar och järn. Rötrestens näringsbalans påverkades likaså av startkulturen. En hög nivå av ett näringsämne i startkulturen gav ett högt värde för samrötningen och gjorde tolkningen av substratens bidrag svår.

Inga överskridande halter av metallerna arsenik, bly, kadmiun, krom, koppar, kvicksilver och zink uppmättes i rötresterna, förutom för nickel (56 mg/kg TS; SPCR120 50 mg/kg TS), vilket troligtvis härstammade från startkulturen. I ett försök (samrötning med gräs, kogödsel och fiskrens av sik) uppmättes förvånansvärt höga kvicksilverhalter 15,0 och 5,6 mg/kg TS i två separata blandningar. Vi misstänker att kontaminering skett i något skede, eftersom i de tio övriga rötresterna från samma försök var kvicksilverhalterna låga eller under detektionsgränsen <0,04 mg/kg TS trots att samma substrat använts. Ingen *Salmonella* eller *Escherichia Coli* kunde heller påvisas i rötresterna.

En pilotanläggning i laboratorieskala testades för fosforåtervinning genom utfällning av struvit, $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$, ur rejektvatten och rötrest. Tekniken bygger på en s.k. fluidiserad bädd som skapas genom en kontinuerlig vätskeströmning uppåt i reaktorn och tillsats av magnesium krävs för att struvit skall falla ut. Struvitfällning erhöles vid försöken, men partikelstorleken var liten. Kemiska analyser visade att vattenlöslig fosfor (P) och ammonium (NH_4-N) i rötresten minskat efter försöket och att magnesium (Mg) koncentrationen hade ökat, vilket var bekräftande på att försöken lyckats. Med SEM/EDS-analyser påvisades att fällningarna innehöll fosfor, magnesium och kväve och resultatprofilerna var samstämmiga med kontrollen med kommersiellt framställd struvit.

Biogödsling inom jordbruk

I fältförsök och växthusförsök studerades växternas utnyttjande av näringen från rötrest med olika ursprung och sammansättning genom att analysera växternas biomassa och näringsinnehåll vid skörd och jämföra med växter från ogödslade och mineralgödslade ytor. Risken för kväveläckage via dräneringsvattnet bedömdes genom analys av oorganiskt kväve i marken och markvattnet. Även ytavrinning av vatten från gödslad jord studerades både under vegetationsperioden och under snösmältning. Resultaten ger underlag för rådgivning om hur biogödsel ska användas för att maximera nyttan och minimera riskerna.

I fältförsöken testades två flytande biogödsel, ett granulat med tillsatt urea och mineralgödsel. I växthusförsöken testades sju flytande biogödsel, ett granulat och mineralgödsel. Flytande biogödsel gav i både växthusförsök och fältförsök oftast mycket bra skörd. Metodiken med jämförelsegödsling med mineralkväve och –fosfor fungerade mycket bra i växthus men mindre bra i fältförsöket för de enskilda grödorna. I korn med vallinsådd var ökningen av skördarna liten (2016) eller obefintlig (2017) vid gödsling med NPK. Anledningen är troligen att det i båda fallen hade odlats vall året innan som lämnat mycket döda rötter efter sig som både kan frigöra och binda upp kväve när de bryts ned (Linden & Wallgren, 1993). Kvävebehovet var således litet, särskilt 2017 då den ogödslade kontrollen hade riktigt bra skörd. Flytande biogödsel gav högst skörd båda åren med korn med vallinsådd och en trolig förklaring kan vara att den stimulerade mineraliseringen av kväve i marken (Abubaker, Risberg, & Pell, 2012). Granulerad biogödsel med tillsatt urea fungerar ungefär som mineralgödsel. Flytande biogödsel är effektivast när den myllas ned, vilket man kan göra före sådd av spannmål.

Det fanns bara mycket små skillnader i fosforhalter i grödorna i fält. Skillnaden i mängden fosfor i skördarna berodde därför mest på skillnader i skördemängd. I fält hade alltså grödorna tillgång till den fosfor de behövde både med och utan gödsling. Den biogödsel som användes mest, från Normmejerier, hade en låg N/P-kvot på 3–4. När vi gödslade efter grödans behov av kväve orsakade detta en överdosering av fosfor. Biogödseln från Skellefteå hade en mer gynnsam N/P-kvot på ca 20. Den gödseln bestod dock till 99,3 % av vatten vilket gör spridningen oekonomisk.

Växthusförsöken visade att biogödseln var mycket olika i sin tillgänglighet av kväve och fosfor. Tillgängligheten av kväve kunde i de flesta fall uppskattas med hjälp av gödselns innehåll av ammonium. Även i andra svenska jämförelser har man funnit stora skillnader mellan gödselmedel (Delin et al., 2014). Den gödsel som hade sämst kvävetillgänglighet i vår studie var nötflytgödsel. Detta beror troligen på att denna är fiberrik och att nedbrytningen av fibrerna orsakar en immobilisering av kväve i mikroorganismer (Dittert, Goerges, & Sattelmacher, 1998).

Vi fann inga skillnader i risk för utlakning av kväve, fosfor eller tungmetaller till vattendrag vid användning av biogödsel jämfört med mineralgödsel. Vid en av två provtagningar var dock ytavrinning av ammonium högre efter gödsling med flytande biogödsel. Halterna av totalkväve var dock desamma eller lägre än de halter som uppmätts under fleråriga mätningar från ett fält på försöksstationen (Linefur, Norberg, Andersson, & Blomberg, 2018).

Kadmiumhalterna var förhöjda i helsäd av korn som gödslats med biogödsel 2017. Halterna var dock långt under gränsvärdet för foder. Kadmiumhalterna har i en svensk studie visats vara förhöjda i halm men inte i kärnor av korn efter gödsling med rötslam (Bergkvist et al., 2003). Då halmen var med i vårt skördade material kan det vara en anledning till att vi kunde se skillnader.

Slutsatser av biogödsling inom jordbruk

Man kan utan substantiellt förhöjda risker ersätta en del av mineralgödseln i jordbruket med flytande rötrest eller granulerad rötrest med tillsatt mineralkväve eller urea. Rötrestens N/P-kvot är inte avgörande för hur den fungerar som gödsel men det är viktigt att följa de rekommenderade gödselgivorna av fosfor i förhållande till markens fosfortillgänglighet.

Biogödsling av skog

Resultaten från undersökningarna av långtidseffekterna av gödsling med granulat av Bionäring från SYVAB visar att tillväxtökningar på över 100 % under en tioårsperiod jämfört med ogödslat kan erhållas i tallskog i ålder mellan ca 20 och 80 år i Norrbotten, med en kvävedos på i medeltal 570 kg/ha, där innehållet av ammoniumkväve var ca 60 kg/ha vid gödslingstillfället på hösten 2006. Tillväxtökningen var i medeltal 13 ton (10–17) stambiomassa/ha för de fyra försöken i Norrbotten. Om den fortsatta tillväxten följer samma mönster som i det äldsta gödslingsförsöket i Lycksele under år 11–17, skulle tillväxtökningen gentemot ogödslat under nästa tioårsperiod kunna uppskattas till 9 ton/ha och således till totalt 22 ton stambiomassa/ha under 20 år. Eftersom stambiomassan utgör 58 % av hela trädets biomassa enligt Peterson (Peterson, 1999), blir mängden ökad biomassa i hela träden inklusive grenar och rotsystem 38 ton TS/ha. Det motsvarar en ökad upptagning och bindning av koldioxid på 70 ton per ha och sammanlagt 5340 ton koldioxid under en tjugofemårsperiod för den areal på 76 ha som gödslats med Bionäring i de fyra försöken i Norrbotten. Det är förmodligen den viktigaste miljöeffekten av gödslingen.

Tillväxtökningen efter gödsling med Bionäring i Bäcksjön var procentuellt avsevärt lägre än i Norrbottensförsöken, men den absoluta tillväxtökningen per år för de två högsta doserna av Bionäring, var i samma storleksordning (ca 1 ton stambiomassa/ha) som i försöken i Hällberget och Mörttjärn. Den svaga gödslingsreaktionen i Jädraås kan bero på att kväve inte var tillväxtbegränsande på den ståndorten. Den årliga tillväxten var hög, 4 ton stambiomassa/ha (motsvarande ca 10 m³sk) även utan gödsling. Dessutom var kvävehalten i barren relativt hög, och C/N-kvoten i humustäcket lägre än på alla andra lokaler. Än går det inte att besvara frågan om hur lång tid som gödslingseffekten kvarstår. I försöket i Lycksele är det fortfarande efter 18 år högre tillväxt där det är gödslat än där det inte är gödslat. Fortsatta uppföljningar kan så småningom ge svar på den frågan.

Riskerna för utlakning av näringsämnen och tungmetaller efter gödsling verkar vara mycket små med de göseldoseringar som har tillämpats i dessa försök. Ett stort antal markvattenprover har insamlats fortlöpande under hela försökstiden efter gödsling i många av gödslingsförsöken, men inga säkert signifikant förhöjda halter av kväve, fosfor eller tungmetaller har påvisats. Det beror förmodligen på att en hög andel av framförallt kvävet är organiskt bundet och därför inte lakas ut, samt att även tungmetallerna till följd av ökat pH-värde efter gödsling är hårt bundna. Försöksresultaten från Mörttjärn visar dessutom att risken för utlakning av dessa ämnen inte ökar den närmaste tiden efter slutavverkning av bestånd som gödslats med Bionäring. För att en praktisk tillämpning av skogsgödsling med Bionäring skall bli så ekonomisk lönsam som möjligt, går det förmodligen att utnyttja parametrar som mängd trädbiomassa, tillväxt, kvävehalt i barren och C/N-kvot i humustäcket, för att välja ut de bestånd som ger den bästa tillväxteffekten.

Slutsatser av biogödsling av skog

Effekter på trädens tillväxt

Skogsgödsling med Bionäring i dos på 500–600 kg N/ha kan, ge en mer än fördubblad tillväxt under en tioårsperiod för tall i ålder 20–80 år i norra Norrland.

Högst relativ tillväxtökning efter gödsling erhålls i bestånd med hög (>30) C/N-kvot i humustäcket, låg (< 1,2 %) kvävehalt i barren och låg (< 1,5 ton TS/ha eller <3 m³sk/ha) årlig tillväxt.

I tallbestånd med C/N kvot på 25–30 kan tillväxten under 15 år efter gödsling öka med drygt 30 %.

Tillväxteffekten efter gödsling blir marginell i bestånd med lägre (<25) C/N-kvot, hög (>1,4 %) kvävehalt i barren och hög (> 3 ton TS/ha = > ca 7 m³sk) årlig tillväxt.

Effekter på trädens näringsstatus

Halten i barren av kväve och fosfor är förhöjd under minst 10–15 år efter gödsling med Bionäring i bestånd med låg (< 1,2 %) kvävehalt. Detta resulterar även i en signifikant förbättrad näringsbalans mellan P och N.

Även för magnesium och bor ger gödsling med Bionäring i många fall höjda halter. Effekter på kemiskt innehåll i markvatten

Det går inte att påvisa att gödsling med Bionäring orsakar signifikant förhöjda halter av undersökta metaller och näringsämnen i markvattnet 1–15 år efter gödsling

Det kan inte heller påvisas att halterna av dessa ämnen ökar i markvattnet efter slutavverkning av skog, som gödslats 10 år tidigare med Bionäring i dos på 500 kg N/ha.

Halterna i markvattnet av de undersökta ämnen 10–15 år efter gödsling, ligger långt under de övre gränsvärdena för dricksvatten.

Effekter på kemiskt innehåll i humustäcket

Gödsling med Bionäring resulterar i ökad halt av tillförda ämnen i humustäcket, minskad C/N-kvot (ökad "bördighet") och ökat pH-värde så länge som 18 år efter gödsling.

Halterna av tungmetaller ökar, men eftersom pH-värdet i humustäcket ökade till över 4 efter gödsling med Bionäring, ledde inte detta till ökad risk för utlakning av dem.

Effekter på klimatet

Gödsling av 100 ha tallskog i norra Sverige med Bionäring, 500–600 kg N/ha, kan resultera i en ökad upptagning och bindning av 7000 ton koldioxid från atmosfären under en 20-årsperiod.

Källförteckning

Abubaker, J., Risberg, K., & Pell, M. (2012). *Biogas residues as fertilisers - effects on wheat growth and soil microbial activities*

Adnan, A., Koch, F. A., & Mavinic, D. S. (2003). Pilot-scale study of phosphorus recovery through struvite crystallization – II: Applying in-reactor supersaturation ratio as a process control parameter. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 2(6), 473-483. Hämtat från <https://doi.org/10.1139/s03-048>

Alef, K., & Nannipieri, P. (1995). Determination of the soil water potential. *Methods in applied soil microbiology and biochemistry* (pp. 106). San Diego: Academic Press.

Andersson, P. G. (2015). *Slamspridning på åkermark. fältförsök med kommunalt avloppsslam från malmö och lund under åren 1981-2014*. Kristianstad: Hushållningssällskapet Skåne.

- Andersson, T., Engblom, S., et al. (2014). *Optimering av näringsbalans i bionäring – en förstudie*. Vasa: Yrkehögskolan Novia.
- Antonini, S., Arias, M. A., et al. (2012). Greenhouse evaluation and environmental impact assessment of different urine-derived struvite fertilizers as phosphorus sources for plants. *Chemosphere*, 89, 1202-1210. doi:10.1016/j.chemosphere.2012.07.026
- Assured, B. L. (2018). *Assured biosolids limited (ABL) biosolids assurance scheme (BAS) position statement in the potential impact of microplastics on biosolid recycling to agricultural land*; Assured Biosolids Limited. Hämtat från internal-pdf://1562096971/Microplastics-Position-Statement-Assured Bioso.pdf <https://assuredbiosolids.co.uk/about-biosolids/>
- Åstrand, K. (2013). *Hållbar återföring av fosfor*. Bromma: Naturvårdsverket.
- Bång, M., Carlsson-Ross, C., et al. (2012). *Jordbruket och vattenkvaliteten*. Jönköping: Jordbruksverket. Hämtat från internal-pdf://3329760998/Svensk review av åtgärder mot fosforförluster.pdf
- Bergkvist, P., Berggren, D., & Jarvis, N. (2005). Cadmium solubility and sorption in a long-term sludge-amended arable soil. *Journal of Environmental Quality*, 34, 1530-1538. doi:10.2134/jeq2004.0385
- Bergkvist, P., Jarvis, N., et al. (2003). Long-term effects of sewage sludge applications on soil properties, cadmium availability and distribution in arable soil. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 97, 167-179. doi:10.1016/s0167-8809(03)00121-x
- Bergström Nilsson, S. (2015). *Sammanställning av resultat från försök med biogödsel i norra europa*; Avfall Sverige. Hämtat från internal-pdf://0082875928/2015-29_Sammanställning_odlingsförsök_biogödse.pdf
- Berninger, K., Pihl, T., et al. (2017). *Jätevesien fosfori hyötykäyttöön – teknologioita ja ohjauskeinoja*. Valtioneuvoston kanslia.
- Blomquist, J., Nilsson, S. B., et al. (2014). *Faktablad biogödsel- så här fungerar biogödsel*; Hushållningssällskapet. Hämtat från internal-pdf://3362849924/faktablad biogödsel.pdf
- Brod, E., Ogaard, A. F., et al. (2015). Waste products as alternative phosphorus fertilisers part II: Predicting P fertilisation effects by chemical extraction. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 103, 187-199. doi:10.1007/s10705-015-9731-4
- Carlsson, G., & Huss-Danell, K. (2003). Nitrogen fixation in perennial forage legumes in the field. *Plant and Soil*, 253, 353-372. Hämtat från Nitrogen fixation in perennial forage legumes in the field database.
- Carlsson, H., Hagerberg, D., et al. (2013). *Teknik för hållbar återvinning av fosfor*. Stockholm: Tyréns AB.
- Carlsson, M., & Uldal, M. (2009). *Substrathandbok för biogasproduktion*. Malmö: Svenskt Gastekniskt Center Ab.
- Cordell, D., & White, S. (2013). *Sustainable phosphorus measures: Strategies and technologies for achieving phosphorus security* doi:10.3390/agronomy3010086

- De Brouwere, K., & Smolders, E. (2006). Yield response of crops amended with sewage sludge in the field is more affected by sludge properties than by final soil metal concentration. *European Journal of Soil Science*, 57, 858-867. doi:10.1111/j.1365-2389.2005.00777.x
- Delin, S., & Engström, L. (2016). *Kväveeffekt av organiska gödselmedel till höst och vårsäd*. Jönköping: Jordbruksverket. Hämtat från http://www.google.se/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=2&cad=rja&uact=8&ved=0ahUKEwiMw5D2zLnRAhVYc1AKHS0ZCmkQFggeMAE&url=http%3A%2F%2Ffou.sjv.se%2Ffou%2Fdownload.lasso%3Fid%3DFil-004171&usg=AFQjCNGtclmEUSkVeaTyv_e_hloBjCSKiQ
- Delin, S., Nyberg, A., & Sarajodin, J. (2014). *Fosforgödslingsseffekt av olika restprodukter*. Institutionen för mark och miljö.
- Dittert, K., Goerges, T., & Sattelmacher, B. (1998). Nitrogen turnover in soil after application of animal manure and slurry as studied by the stable isotope ¹⁵N: A review. *Zeitschrift Für Pflanzenernährung Und Bodenkunde*, 161, 453-463. Hämtat från Nitrogen turnover in soil after application of animal manure and slurry as studied by the stable isotope ¹⁵N: A review database.
- EUROPAPARLAMENTETS OCH RÅDETS FÖRORDNING (EG) Nr 1069/2009
Av Den 21 Oktober 2009 Om Hälsobestämmelser För Animaliska Biprodukter Och Därav Framställda Produkter Som Inte Är Avsedda Att Användas Som Livsmedel Och Om Upphävande Av Förordning (EG) Nr 1774/2002 (Förordning Om Animaliska Biprodukter), (2009).
- Ek, F. (2013). *Produktion av biogas på gården*. Helsingfors: Motiva Ab.
- EkoBalans. *Teknologier för cirkulära lösningar*. Hämtat Maj 15, 2019, från <https://www.ekobalans.se/sv/teknologi-foer-cirk-los>
- Eriksson, J. (2009). *Strategi för att minska kadmiumbelastningen i kedjan mark-livsmedel-människa*. Uppsala: Institutionen för mark och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet. Hämtat från <http://xn--hbo-tibble-15a.se/dokument/pdf/Mat21%20kadmium.pdf>
- Europakommissionen. (2018). *Proposal for a REGULATION OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL laying down rules on the making available on the market of EU fertilising products and amending regulations (EC) no 1069/2009 and (EC) no 1107/2009*. webpublicering: Europakommissionen. Hämtat från <http://data.consilium.europa.eu/doc/document/ST-15103-2018-INIT/en/pdf>
- Lag Om Gödselproduktion 536/2006. (2006).
- Finnsen, A. *Biologisk fosforering*. Hämtat Maj 2, 2019, från <http://www.svensktvatten.se/vattentjanster/avlopp-och-miljo/reningsverk-och-reningsprocesser/biologisk-fosforering/>
- Francesconi, K. A., & Edmonds, J. S. (1996). Arsenic and marine organisms. In A. G. Sykes (Ed.), *Advances in inorganic chemistry* (pp. 147-189) Academic Press.
- Frankki, S., & Sternbeck, J. (2013). *Förekomst av föroreningar i olika avlopp- och avfallsfraktioner som är relevanta för fosforåterföring*. Stockholm: WSP. Hämtat från internal-pdf://0030708321/Föroreningar i organiska gödselmedel.pdf

- Galbally, P., Ryan, D., et al. (2013). Biosolid and distillery effluent amendments to Irish short rotation coppiced willow plantations: Impacts on groundwater quality and soil. *Agricultural Water Management*, 116, 193-203. doi:10.1016/j.agwat.2012.07.010
- Galbraith, S. C., & Schneider, P. A. (2009). A review of struvite nucleation studies. In K. Ashley, D. Mavinic & F. Koch (Eds.), *International conference on nutrient recovery from wastewater streams* (pp. 69-78) IWA Publishing.
- Giller, K. E., Witter, E., & McGrath, S. P. (1998). Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: A review. *Soil Biology & Biochemistry*, 30, 1389-1414. doi:10.1016/s0038-0717(97)00270-8
- Glaesner, N., Kjaergaard, C., et al. (2013). Relation between soil P test values and mobilization of dissolved and particulate P from the plough layer of typical Danish soils from a long-term field experiment with applied P fertilizers. *Soil use and Management*, 29, 297-305. doi:10.1111/sum.12060
- Gustafsson, K., Delin, S., et al. (2014). *Slutrapport - surgörning av flytgödsel och biogödsel*. Hämtat från internal-pdf://1088938284/Surgörning av biogödsel Gustafsson och Delin 2.pdf <https://www.google.se/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ved=2ahUKEwjD4Ougx4vhAhVno4sKHU9SB94QFjAAegQIABAC&url=https%3A%2F%2Flogin.lantbruksforskning.se%2Ffsbs%2Fprojectbank%2FdownloadPb%3FappFormId%3D402880f6485f65ff01485f9a5eda604d&usg=AOvVaw1HuIdsri3XblTkVNHHd3ED>
- Harrysson, J. (2018). *Produktion och användning av biogas och rötresten år 2017*. Eskilstuna: Energimyndigheten. Hämtat från internal-pdf://3989974547/Produktion och användning av biogas och rötresten.pdf
- HELCOM. (2014). *Convention on the protection of the marine environment of the Baltic Sea area, 1992 (Helsinki convention)*. Baltic Marine Environment Protection Commission - Helsinki Commission.
- Henriksson, G., M., d., Pilar Castillo, et al. (2010). *Environmental effects of the use of polymers in the biogas industry – pre study*. Borås: SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut. Hämtat från internal-pdf://0488019808/Slutrapport WR33 Final version 101229.pdf
- Hodson, M. E., Duffus-Hodson, C., et al. (2017). Plastic bag derived-microplastics as a vector for metal exposure in terrestrial invertebrates. *Environmental Science & Technology*, 51, 4714-4721. doi:10.1021/acs.est.7b00635
- Holdt, S. L., & Kraan, S. (2011). Bioactive compounds in seaweed: Functional food applications and legislation. *Journal of Applied Phycology*, 23(3), 543-597. doi:10.1007/s10811-010-9632-5
- Huttunen, M. J., Kuittinen, V., & Lampinen, A. (2018). *SUOMEN BIOKAASULAITOSREKISTERI N:O 21 tiedot vuodelta 2017*. Joensuu: Itä-Suomen yliopisto.
- Jasinski, S. M. (2019). *USGS phosphate rock statistics and information* U.S. Geological Survey. Hämtat från <https://www.usgs.gov/centers/nmic/phosphate-rock-statistics-and-information>
- Jordbruksverket. (2016). *Rötning av animaliska biprodukter*. Jönköping: Jordbruksverket. Hämtat från internal-pdf://1591638965/Information rötning animaliska biprodukter.pdf <http://www.jordbruksverket.se/download/18.37e9ac46144f41921cd3158c/1477303083880/Information%20r%C3%B6tning%20abp.pdf>

Jord- Och Skogsbruksministeriets Förordning Om Ändring Av Jord- Och Skogsbruksministeriets Förordning Om Gödselafabrikat 12/12, (2012).

Jord- Och Skogsbruksministeriets Förordning Om Gödselafabrikat 24/11. (2011).

Jord- Och Skogsbruksministeriets Förordning Om Ändring Av Jord- Och Skogsbruksministeriets Förordning Om Gödselafabrikat 7/13, (2013).

Kahiluoto, H., Kuisma, M., et al. (2015). Phosphorus in manure and sewage sludge more recyclable than in soluble inorganic fertilizer. *Environmental Science & Technology*, 49, 2115-2122. doi:10.1021/es5003387y

Kalmykova, Y., Palme, U., et al. (2015). Life cycle assessment of phosphorus sources from phosphate ore and urban sinks:Sewage sludge and MSW incineration fly ash. *International Journal of Environmental Research*, 9, 133-140. Hämtat från Life Cycle Assessment of Phosphorus Sources from Phosphate ore and urban sinks:Sewage Sludge and MSW Incineration fly ash database.

Kapuinen, P., Perälä, P., & Regina, K. (2007). *Digested slurry as fertilizer for biogas ley*. Vilnius, Lithuania:

Kataki, S., West, H., et al. (2016). Phosphorus recovery as struvite: Recent concerns for use of seed, alternative mg source, nitrogen conservation and fertilizer potential. *Resources, Conservation and Recycling*, 107, 142-156. doi://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.12.009

Klackenberg, L. (2018). *Produktion och användning av biogas och rötresten år 2017*. Engergimyndigheten.

Koga, D. (2019). Struvite recovery from digested sewage sludge. In H. Ohtake, & S. Tsuneda (Eds.), *Phosphorus recovery and recycling* (pp. 255-264) Springer.

KRAV. (2017). *Biogödsel i KRAV-certifierad produktion*Hämtat från internal-pdf://1950563694/KRAV_certifiering och tillåtetbedömning biogöd.pdf

LARA laaturavinnehanke. *LARA laaturavinnehanke - laaturjärjestelmä kierrätyslannoitevalmisteille*. Hämtat Maj 3, 2019, från <https://www.laaturannoite.fi/>

Lekfeldt, J. D. S., Holm, P. E., et al. (2017). Heavy metal leaching as affected by long-time organic waste fertilizer application. *Journal of Environmental Quality*, 46, 871-878. doi:10.2134/jeq2016.11.0458

Linden, B., & Wallgren, B. (1993). Nitrogen mineralization after leys ploughed in early or late autumn. *Swedish Journal of Agricultural Research*, 23, 77-89. Hämtat från Nitrogen mineralization after leys ploughed in early or late autumn database.

Linder, S. (1995). Foliar analysis for detecting and correcting nutrient imbalances in norway spruce. *Ecological Bulletins*, (44), 178-190. Hämtat från JSTOR database.

Linderholm, K., & Mattsson, J. E. (2013). *Analys av fosforflöden i sverige*. Alnarp: Sveriges lantbruksuniversitet Fakulteten för landskapsplanering, trädgårds- och jordbruksvetenskap. Hämtat från internal-pdf://0084090209/linderholm_et_al_130208.pdf

- Linderholm, K., Tillman, A. M., & Mattsson, J. E. (2012). Life cycle assessment of phosphorus alternatives for Swedish agriculture. *Resources Conservation and Recycling*, 66, 27-39. doi:10.1016/j.resconrec.2012.04.006
- Linefur, H., Norberg, L., et al. (2018). *Växtnäringsförluster från åkermark 2016/2017. årsredovisning för miljöövervakningsprogrammet observationsfält på åkermark*. Uppsala: Institutionen för mark och miljö. Hämtat från internal-pdf://0557628478/linefur_h_et_al_181010_observationsfält_på_åke.pdf
- Linusson, A. (2019). *REVAQ renare vatten - bättre kretslopp regler för certifieringsystemet* Svenskt Vatten AB. Hämtat från internal-pdf://2528578422/revaq.regler-2018--.pdf
http://www.google.se/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=2&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwj-npH4x4vhAhVC_CoKHx2IDNcQFjABegQIBBAC&url=http%3A%2F%2Fwww.svensktvatten.se%2Fglobalassets%2Favlopp-och-miljo%2Fuppstromsarbete-och-kretslopp%2Frevaq-certifiering%2Frevaq.regler-2019-gul.pdf&usg=AOvVaw3iWwFDsbrqvcGUYI7lzBVP
- Liu, J., Aronsson, H., et al. (2012). Potential phosphorus leaching from sandy topsoils with different fertilizer histories before and after application of pig slurry. *Soil use and Management*, 28, 457-467. doi:10.1111/j.1475-2743.2012.00442.x
- Liu, R., & Lal, R. (2017). Enhancing efficiency of phosphorus fertilizers. In R. Lal, & B. A. Stewart (Eds.), *Soil phosphorus* (pp. 225-246) Taylor & Francis Group.
- Livsmedelsverket - avloppsslam. *Användning av avloppsslam som gödsel*fabrikat. Hämtat Maj 3, 2019, från <https://www.ruokavirasto.fi/sv/foretag/foder--och-godselbranscherna/godselfabrikat-och-verksamhet-inom-godselbranschen/godselmedel-och-godselfabrikat/atervunnet-naringsamne/anvandning-av-avloppsslam-som-godselfabrikat/>
- Livsmedelsverket - skadliga ämnen. *Skadliga ämnen och hygien*. Hämtat Maj 2, 2019, från <https://www.ruokavirasto.fi/sv/foretag/foder--och-godselbranscherna/godselfabrikat-och-verksamhet-inom-godselbranschen/godselmedel-och-godselfabrikat/skadliga-amnen-och-hygien/>
- Ljung, E., Palm, O., & Rodhe, L. (2013). *Ökad acceptans för biogödsel inom lantbruket* JTI- Institutet för jordbruks- och miljöteknik. Hämtat från internal-pdf://2255995525/acceptans_av_biogodsel_JTI.pdf
<http://www.google.se/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwiS0-bsyYvhAhWMxosKHUXQCpwQFjAAegQIBRAB&url=http%3A%2F%2Fwww.jti.se%2Findex.php%3Fpage%3Dpublikationsinfo%26publicationid%3D923%26returnto%3D99&usg=AOvVaw2OX9zTgyNUVP3tt65AP08G>
- Lopez-Rayó, S., Laursen, K. H., et al. (2016). Long-term amendment of urban and animal wastes equivalent to more than 100 years of application had minimal effect on plant uptake of potentially toxic elements. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 231, 44-53. doi:10.1016/j.agee.2016.06.019
- LRF, M. (2017). *Sammanställning av mejeribranschens beslutade policy och värderingar med koppling till mjölkgårdens produktion* Hämtat från internal-pdf://1773626588/2017-06-08-sammanstallning-mejeribranschens-po.pdf
<https://www.google.se/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwif-718OLfAhUMECwKHSZ2AkIQFjAAegQICRAC&url=https%3A%2F%2Fwww.lrf.se%2Fglob>

[alassets%2Fdokument%2Fom-lrf%2Fbransch%2Flrf-mjolk%2F2017-06-08-sammanstallning-mejeribranschens-politics-till-webb.pdf&usg=AOvVaw2GCrWxVELuDL6kp7KTn7Mh](#)

- Lwanga, E. H., Gertsen, H., et al. (2016). Microplastics in the terrestrial ecosystem: Implications for *lumbricus terrestris* (oligochaeta, lumbricidae). *Environmental Science & Technology*, 50, 2685-2691. doi:10.1021/acs.est.5b05478
- Magnusson, M. (2015). *Mikronäringsämnen*. Jönköping: Jordbruksverket.
- Marklund, L. G. (1988). *Biomassafunktioner för tall, gran och björk i sverige: Biomass functions for pine, spruce and birch in sweden* Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skogstaxering.
- Marttinen, S., Venelampi, O., et al. (2017). *Kohti ravinteiden kierrätyksen läpimurtoa - nykytila ja suositukset ohjaukskeinojen kehittämiseksi suomessa*. Helsinki: Luonnonvarakeskus (Luke).
- Möller, K. (2015). Effects of anaerobic digestion on soil carbon and nitrogen turnover, N emissions, and soil biological activity. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35, 1021-1041. doi:10.1007/s13593-015-0284-3
- Möller, K., & Müller, T. (2012). Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review. *Engineering in Life Sciences*, 12, 242-257. doi:10.1002/elsc.201100085
- Möller, K., & Stinner, W. (2010). Effects of organic wastes digestion for biogas production on mineral nutrient availability of biogas effluents. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 87, 395-413. doi:10.1007/s10705-010-9346-8
- Nkoa, R. (2014). Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34, 473-492. doi:10.1007/s13593-013-0196-z
- Nylund, M. *Inget människobajs på grödorna i fortsättningen – avloppsslammet ska bort från många åkrar*. Hämtat Maj 2, 2019, från <https://svenska.yle.fi/artikel/2017/11/26/inget-manniskobajs-pa-grodorna-i-fortsattningen-avloppsslammet-ska-bort-fran>
- Odlare, M., Pell, M., et al. (2014). Combined mineral N and organic waste fertilization - effects on crop growth and soil properties. *Journal of Agricultural Science*, 152, 134-145. doi:10.1017/s0021859612001050
- Ostara. *Ostara nutrient recovery technologies inc.* Hämtat Augusti, 15, 2019, från <https://ostara.com/>
- Perälä, P., Kapuinen, P., et al. (2006). Influence of slurry and mineral fertiliser application techniques on N₂O and CH₄ fluxes from a barley field in southern finland. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 117, 71-78. doi:10.1016/j.agee.2006.03.027
- Peterson, H. (1999). *Biomassafunktioner för trädfaktorer av tall, gran och björk i sverige*
- Phosphorus Futures. *An initiative of the global phosphorus research initiative*. Hämtat Maj 2, 2019, från <http://phosphorusfutures.net/>
- Pirkkamaa, J. (2019). *Laatukäsikirja kansallinen laatujärjestelmä kierrätyslannoitevalmistelle versio 1.0*. Biolaitosyhdistys, Suomen Vesilaitosyhdistys, Suomen Biokaasuyhdistys.

- Råberg, T., Carlsson, G., & Jensen, E. (2017). Productivity in an arable and stockless organic cropping system may be enhanced by strategic recycling of biomass. *Renewable Agriculture and Food Systems*, doi:10.1017/S1742170517000242, 1-13. doi:10.1017/S1742170517000242
- Sahlén, K. (2006). *Sewage sludge fertilization of conifer forests in the nordic countries and north america*. Copenhagen: TemaNord 2006:501.
- Sahlén, K., Andersson, T., & Åkerback, N. (2013). *Från bioavfall till bionäring – hållbara kretslopp med rötning och gödning*. Stockholm: Svenskt Vatten AB.
- SCPR 120. (2019). *Certifieringsregler för biogödsel SPCR 120*. Avfall Sverige.
- Selinus, O. (2011). In Johansson B. (Ed.), *Återvinna fosfor – hur bråttom är det?*. Stockholm: Formas Fokuserar.
- Sigill Kvalitetssystem, A. B. (2018). *IP allmänna villkor. standard för kvalitetssäkrad produktion från primärproduktion till och med livsmedelsförädling och hantering*. Stockholm: Sigill Kvalitetssystem AB. Hämtat från IP Allmänna villkor. Standard för kvalitetssäkrad produktion från primärproduktion till och med livsmedelsförädling och hantering database. Hämtat från internal-pdf://2691306042/Allmanna-villkor-2018-IP Svenskt Sigill.pdf
- Snarprud, P. *När fosfor sinar blir det svårt*. Hämtat Nov 2, 2018, från <https://fof.se/tidning/2010/4/nar-fosfor-sinar-blir-det-svalt>
- Söderhäll, I. (2011). In Johansson B. (Ed.), *Återvinna fosfor – hur bråttom är det?* Formas Fokuserar.
- SPCR, 1. (2018). *Certifieringsregler för kompost SPCR 152* Avfall Sverige. Hämtat från Certifieringsregler för kompost SPCR 152 database. Hämtat från internal-pdf://2975234155/SPCR_152_version_2018.pdf https://www.google.se/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwjxsN_lh4zhAhUOxIsKHTrkCEYQFjAAegQIAhAB&url=https%3A%2F%2Fwww.avfallsverige.se%2Fkunskapsbanken%2Fcertifierad-atervinning%2Fcertifieringsregler%2F&usg=AOvVaw1wJoHTT0E-19degCtwDiPP
- Sternbeck, J., & Österås, A. (2013). *Upptag i växter och effekter på markorganismer vid återföring av fosfor - litteraturstudie*. Stockholm: WSP, Naturvårdsverket. Hämtat från <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-827>
- Svenska Vatten. (u.å.). *Vad är bio-P?* Hämtat från <https://www.svensktvatten.se/globalassets/avlopp-och-miljo/reningsverk-och-reningsprocesser/biologisk-fosforrening.pdf>
- Tampio, E., Vainio, M., et al. (2018). *Opas kierrätyslannoitevalmisteiden tuottajille*. Helsinki: Luonnonvarakeskus (Luke).
- Thomas, B. W., & Hao, X. Y. (2017). Nitrous oxide emitted from soil receiving anaerobically digested solid cattle manure. *Journal of Environmental Quality*, 46, 741-750. doi:10.2134/jeq2017.02.0044
- Thomas, B. W., Li, X. M., et al. (2017). Anaerobically digested cattle manure supplied more nitrogen with less phosphorus accumulation than undigested manure. *Agronomy Journal*, 109, 836-844. doi:10.2134/agronj2016.12.0719

- Torri, S. I., Correa, R. S., & Renella, G. (2017). Biosolid application to agricultural land-a contribution to global phosphorus recycle: A review. *Pedosphere*, 27, 1-16. doi:10.1016/s1002-0160(15)60106-0
- Tóth, G., Guicharnaud, R., et al. (2014). *Phosphorus levels in croplands of the european union with implications for P fertilizer use*
- Vaneekhaute, C., Janda, J., et al. (2016). Phosphorus use efficiency of bio-based fertilizers: Bioavailability and fractionation. *Pedosphere*, 26, 310-325. doi:10.1016/s1002-0160(15)60045-5
- Vilpanen, M., & Toivikko, S. (2017). *Yhdyskuntaliikenteen käsittelyn ja hyödyntäminen nykytilannekatsaus*. Helsinki: Suomen Vesilaitosyhdistys ry.
- Walsh, J. J., Jones, D. L., et al. (2018). Repeated application of anaerobic digestate, undigested cattle slurry and inorganic fertilizer N: Impacts on pasture yield and quality. *Grass and Forage Science*, 73, 758-763. doi:10.1111/gfs.12354
- Weissengruber, L., Moller, K., et al. (2018). Long-term soil accumulation of potentially toxic elements and selected organic pollutants through application of recycled phosphorus fertilizers for organic farming conditions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 110, 427-449. doi:10.1007/s10705-018-9907-9
- Withers, P. J. A., Flynn, N. J., et al. (2016). Sustainable management of biosolid phosphorus: A field study. *Soil use and Management*, 32, 54-63. doi:10.1111/sum.12235
- Yara Suomi. *Tehtaat ja kaivos*. Hämtat Augusti 15, 2019, från <https://www.yara.fi/tietoa-yarasta/yara-suomi/toimipaikat/siilinjarvi/tuotantolaitos/>

DISTRIBUTION:

Sveriges Lantbruksuniversitet

Institutionen för norrländsk jordbruksvetenskap

901 83 UMEÅ

www.slu.se/njv
