Långsiktiga effekter av skogsgödsling med avloppsslam på humuslagrets kemiska egenskaper i boreal barrskog

Adam Eliasson

Examensarbete/Självständigt arbete • 30 hp
Sveriges lantbruksuniversitet, SLU Jägmästarprogrammet
Examensarbeten / SLU, Institutionen för skogens ekologi och skötsel
2026:21 • 1654-1898
Umeå 2026



Långsiktiga effekter av skogsgödsling med avloppsslam på humuslagrets kemiska egenskaper i boreal barrskog

Long-term effects of forest fertilization with sewage sludge digestate on the chemical properties of the humus layer in boreal coniferous forest

Adam Eliasson

Handledare:	**Maja Sundqvist, SLU, Skogens ekologi och skötsel**
Bitr. handledare:	Johan Lundbäck, SLU/Svea Skog, Skogens ekologi och skötsel,
Examinator:	Mats Öquist, SLU, Skogens ekologi och skötsel

Omfattning:	30 hp
Nivå och fördjupning:	A2E
Kurstitel:	Masterarbete i skogsbruksvetenskap
Kurskod:	EX1033
Program/utbildning:	Jägmästare
Kursansvarig inst.:	Skogens ekologi och skötsel
Utgivningsort:	Umeå
Utgivningsår:	2026
Upphovsrätt:	Alla bilder används med upphovspersonens tillstånd.
Serietitel:	Examensarbeten / SLU, Institutionen för skogens ekologi och skötsel
Delnummer:	2026:21
ISSN:	1654:1898
Nyckelord:	Gödsling, Bionäring, Slam, Avloppsslam, Slamgödsling, Tungmetaller, Kol, pH, Kolförråd, Kväve, Fosfor

Sveriges lantbruksuniversitet

Skogens ekologi och skötsel

Sammanfattning

Avloppsslam innehåller växtnäring som skulle kunna återföras till skogsmark och bidra till ett mer slutet kretslopp av näringsämnen. Samtidigt innehåller slam tungmetaller och andra föroreningar som kan ha negativa effekter på miljön och organismer. Dessutom innehåller slam stora mängder näringsämnen, inklusive fosfor, som inte begränsar trädtillväxten på boreal skogsmark, där tillväxten främst begränsas av kväve. Det saknas tillräcklig kunskap om slamgödslingens långsiktiga effekter på boreal skogsmark för att metodens lämplighet i Sverige ska kunna bedömas tillförlitligt. Syftet med den här studien var att undersöka hur gödsling med *Bionäring*, en torkad och hygieniserad rötrest från avloppsslam, har påverkat humuslagrets kemiska egenskaper omkring 20 år efter spridningen, och att ställa egenskaperna i ett jämförelseperspektiv mot traditionellt mineralgödselmedel, samt ogödslade kontrollytor. Studien bygger på ett försök som anlades 2006–2008 i barrskogsbestånd i Norrbotten, där varje bestånd fick tre behandlingar: Bionäring (10–17 ton ts/ha, motsvarande 358–694 kg N/ha), mineralgödsling med Skog-Can (två givor om 150 kg N/ha) och ogödslad kontroll. Sommaren 2026 provtogs humuslagret i 16 bestånd. Halter av organiskt kol, kväve, näringsämnen (P, S, K, Ca, Mg och B) och tungmetaller (Cu, Zn, Cr, Ni, Cd och Pb) samt pH analyserades, förråd per ytenhet beräknades och behandlingarna jämfördes med linjära blandade modeller eller Friedmans test. Bionäringsytorna hade större kolförråd (20,1 t C/ha jämfört med 13,6 t C/ha i kontrollen) och kväveförråd (772 kg N/ha jämfört med 405 kg N/ha), men det var ingen signifikant skillnad i halt organiskt kol mellan behandlingarna. Det större kolförrådet i Bionäringsytorna kan delvis förklaras av en omkring 57 % större humusmassa per ytenhet. En grov uppskattning tyder på att kvarvarande slamrester kan förklara en mindre andel av skillnaden i kolförråd mellan kontroll- och bionäringsytor, och att resten utgörs av organiskt material som har ackumulerats i humuslagret efter gödslingen. Bionäringsytorna hade också lägre C/N-kvot, högre pH-värde och högre halter av P (omkring fem gånger kontrollen), S och B än övriga behandlingar, medan halterna av kalium, kalcium och magnesium inte skilde sig mellan behandlingarna. Halterna av Cu, Zn, Cr och Ni var signifikant högre i Bionäringsytorna än i övriga behandlingar, och Cu-halten låg över den kritiska halten för biologiska processer i humuslagret. Mineralgödslingen hade, med undantag för en förhöjd B-halt, inga påvisbara kvarstående effekter jämfört med kontrollytor. Sammantaget har en giva Bionäring gett förändringar av humuslagret som fortfarande kunde påvisas 18–20 år efter gödslingen.

Nyckelord: Gödsling, Bionäring, Slam, Avloppsslam, Slamgödsling, Tungmetaller, Kol, pH, Kolförråd, Kväve, Fosfor

Abstract

Sewage sludge contains plant nutrients that could be returned to forest land and contribute to a more sustainable nutrient cycle. However, sludge also contains heavy metals and other contaminants that may have negative effects on the environment and its organisms. In addition, sludge contains large amounts of nutrients, including P that do not limit tree growth on boreal forest land, where growth is primarily limited by nitrogen. Knowledge of the long-term effects of sludge fertilization on boreal forest land is insufficient to reliably assess the suitability of the method in Sweden. The aim of this study was to examine how fertilization with *Biofertilizer*, a dried and hygienized digestate from sewage sludge, has affected the chemical properties of the humus layer about 20 years after application, compared with traditional mineral fertilization and unfertilized control. The study is based on an experiment established in 2006–2008 in coniferous stands in Norrbotten, northern Sweden, where each stand received three treatments: Biofertilizer (10–17 t dry matter/ha, corresponding to 358–694 kg N/ha), mineral fertilization with Skog-Can (two doses of 150 kg N/ha) and an unfertilized control. In the summer of 2026, the humus layer was sampled in 16 stands. Concentrations of organic carbon, nitrogen, nutrients and heavy metals, as well as pH, were analyzed, stocks per unit area were calculated, and the treatments were compared using linear mixed models or Friedman's test. The Biofertilizer plots had larger carbon stocks (20.1 compared with 13.6 t C/ha in control plots) and nitrogen stocks (772 compared with 405 kg N/ha), but there was no significant difference in organic carbon concentration between the treatments. The larger carbon stock in the Biofertilizer plots can partly be explained by an approximately 57% larger humus mass per unit area. A rough estimate suggests that residual sludge can explain a smaller share of the difference in carbon stock, and that the remainder consists of organic matter that has accumulated in the humus layer after fertilization. The Biofertilizer plots also had a lower C/N ratio, higher pH and higher concentrations of P (about five times the control), S and B than the other treatments, whereas the concentrations of K, Ca and Mg did not differ between the treatments. The concentrations of Cu, Zn, Cr and Ni were significantly higher in the Biofertilizer plots than in the other treatments, and the Cu-concentration exceeded the critical concentration for biological processes in the humus layer. Apart from an elevated B-concentration, mineral fertilization had no detectable residual effects compared with the control plots. Overall, a single application of Biofertilizer has caused changes in the humus layer that could still be detected 18–20 years after fertilization.

Keywords: Sewage sludge, digestate, forest fertilization, humus layer, heavy metals, soil carbon stock, nitrogen, nitrogen stock, phosporus, boreal forest

Innehållsförteckning

Tabellförteckning **7**

Figurförteckning **10**

1. Introduktion **13**

1.1 Syfte 16

1.2 Frågeställningar 16

1.3 Hypoteser 17

2. Metod och material **18**

2.1 Studieområde och beskrivning av skogsbestånd 18

2.2 Gödslingsmedel, innehåll och dosering 19

2.3 Experimentell design 22

2.4 Fältprovtagning 23

2.5 Laboratoriearbete 25

2.6 Analys av kemiska egenskaper 26

2.6.1 Uppskattning av bulkdensitet och förråd 27

2.6.2 pH-mätning 28

2.7 Statistisk analys 28

3. Resultat **30**

3.1 Kol, kväve och pH 30

3.1.1 Kemiska egenskaper 30

3.1.2 Humuslagrets fysiska egenskaper 32

3.2 Näringsämnen 34

3.2.1 Halter 34

3.2.2 Förråd 36

3.3 Tungmetaller 38

3.3.1 Halter 38

3.3.2 Förråd 40

4. Diskussion **42**

4.1 Kol, kväve och pH 42

4.2 Näringsämnen 47

4.3 Tungmetaller 48

4.4 Slamgödsling på skogsmark i ett större perspektiv 51

4.5 Slutsats 54

Referenser **55**

Populärvetenskaplig sammanfattning **63**

Bilaga 1 ..... **64**

Bilaga 2 ..... **65**

Bilaga 3 ..... **67**

Tabellförteckning

Tabell 1. Beskrivning av de 16 gödslingsbestånden i Norrbotten som studeras och provtas i denna studie 2026, med gödslingsår, altitud (m.ö.h), vegetationstyp, ståndortsindex (SIH) och beståndsålder. Informationen i tabellen är tagen från rapporten: Kolsänkor Norrbotten (Sahlén 2012)..... 19

Tabell 2. Kemisk sammansättning av de gödselmedel som spreds på studieområdet 2006–2008 och 2009–2011. För Bionäring UMEVA och SYVAB redovisas analysvärden för respektive år: torrsubstanshalt, halt av organiskt material, pH, kvävehalt och ammoniumkväve, halter av näringsämnena P, K, Ca, Mg, S och B, samt halter av tungmetallerna Cd, Cr, Cu, Ni, Pb och Zn. För Skog-Can redovisas innehållet enligt produktspecifikation. Tungmetallhalterna jämförs med Skogsstyrelsens rekommenderade högsta halter i aska för spridning på skogsmark och med gränsvärden för avloppsslam som sprids på åkermark. Analysvärdena för gödselmedlen kommer från Sahlén (2012). 21

Tabell 3. Uppskattad tillförsel av P och tungmetaller per hektar vid en giva Bionäring på 10–17 ton ts/ha, jämfört med den högsta tillåtna tillförseln vid spridning av avloppsslam på åkermark (SNFS 1994:2) och med tillförseln vid askåterföring på skogsmark (Skogsstyrelsen 2019). Jämförelsen är vägledande, eftersom regelverket för åkermark och rekommendationerna för aska inte explicit gäller slamgödsling av skog. 22

Tabell 4. Värden för halt organiskt kol (SOC), Kolförråd (C), Kväveförråd (N), C/N-kvot, totalkvävehalt (TN) och pH i humuslagret inom behandlingarna; kontroll, mineral och Bionäring. Värden anges som medelvärde ± standardfel (SE) för variabler analyserade med ANOVA på ursprungliga data, median (undre–övre kvartil) för variabler analyserade med Friedmans test. 30

Tabell 5. Bulkdensitet (BD, g/cm³), humuslagrets djup (Djup, cm) och humuslagrets massa per kvadratmeter (Massa, kg/m²) i humuslagret inom behandlingarna; kontroll, mineral och Bionäring. Värden anges som medelvärde ± standardfel (SE) för variabler analyserade med ANOVA på ursprungliga data och geometriskt medelvärde (95 % konfidensintervall) för variabler analyserade med ANOVA på log-transformerade data. 33

Tabell 6. Halter av näringsämnen (mg/kg): Fosfor (P), Kalium (K), Kalcium (Ca), Magnesium (Mg), Svavel (S) och Bor (B) i humuslagret inom behandlingarna; kontroll, mineral och Bionäring. Värden anges som medelvärde ± standardfel (SE) för variabler analyserade med ANOVA på ursprungliga data, median (undre–övre kvartil) för variabler analyserade med Friedmans test och geometriskt medelvärde (95 % konfidensintervall) för variabler analyserade med ANOVA på log-transformerade data. 34

Tabell 7. Förråd av näringsämnen: Fosfor (P), Kalium (K), Kalcium (Ca), Magnesium (Mg), Svavel (S) (g/m²) och Bor (B) (mg/m²) i humuslagret inom behandlingarna; kontroll, mineral och Bionäring. Värden anges som medelvärde ± standardfel (SE) för variabler analyserade med ANOVA på ursprungliga data, som median (undre–övre kvartil) för variabler analyserade med Friedmans test och som geometriskt medelvärde (95 % konfidensintervall) för variabler analyserade med ANOVA på log-transformerade data. 36

Tabell 8. Halter av tungmetaller (mg/kg): Kadmium (Cd), Krom (Cr), Koppar (Cu), Nickel (Ni), Bly (Pb) och Zink (Zn) i humuslagret inom behandlingarna; kontroll, mineral och Bionäring. Värden anges som medelvärde ± standardfel (SE) för variabler analyserade med ANOVA på ursprungliga data och som geometriskt medelvärde (95 % konfidensintervall) för variabler analyserade med ANOVA på log-transformerade data. 38

Tabell 9. Förråd av tungmetaller (mg/m²): Kadmium (Cd), Krom (Cr), Koppar (Cu), Nickel (Ni), Bly (Pb) och Zink (Zn) i humuslagret inom behandlingarna; kontroll, mineral och Bionäring. Värden anges som medelvärde ± standardfel (SE) för variabler analyserade med ANOVA på ursprungliga data, som median (undre–övre kvartil) för variabler analyserade med Friedmans test och som geometriskt medelvärde (95 % konfidensintervall) för variabler analyserade med ANOVA på log-transformerade data. 40

Tabell 10. Försöksled, arealer och gödslingstidpunkter för de 16 försöksbestånd som ingår i denna studie. Mörttjärn och Mörttjärn 2 redovisas som ett bestånd. Efter Sahlén (2012)..... 64

Tabell 11. Jämförelse mellan huvudanalysen (16 bestånd) och känslighetsanalysen utan de tre slutavverkade bestånden (13 bestånd). Test: ANOVA, ln-ANOVA (ANOVA på log-transformerade data) eller Friedmans test. Stat. = F-värde (ANOVA) eller χ^2 (Friedman). Bokstäverna anger behandlingarna i ordningen kontroll/mineral/Bionäring; samma bokstav innebär ingen signifikant skillnad ($p \geq 0{,}05$) och – innebär att ingen signifikant behandlingseffekt påvisades. Samma slutsats = samma variabler skilde sig signifikant och bokstavsindelningen var densamma. 66

Tabell 12. Halter av näringsämnen i humuslagret 2017 och 2026 i de fyra bestånd som gödslades 2006 och provtogs vid båda tillfällena, för behandlingarna kontroll, mineralgödsling (Skog-CAN) och Bionäring. Värdena för 2017 är hämtade från Öling-Wärnå et al. (2019). Förändring anges som skillnaden mellan 2026 och 2017, i absoluta tal och i procent av halten 2017. Värdena är medelvärden för de fyra bestånden. Jämförelsen är beskrivande och har inte testats statistiskt, eftersom provtagning och analys skilde sig mellan åren. För Bionäring 2017 anges medelvärdet av de två doser som provtogs. Halten för näringsämnen i denna tabell anges som mg/kg, för N anges det som %TS. pH mättes i vattensuspension båda åren, men med olika jord–vattenförhållande (cirka 1:25 år 2017 och 1:12,5 år 2026), och för pH anges förändringen i pH-enheter. 67

Tabell 13. Halter av tungmetaller i humuslagret 2017 och 2026 i de fyra bestånd som gödslades 2006 och provtogs vid båda tillfällena, för behandlingarna kontroll, mineralgödsling (Skog-CAN) och Bionäring. Värdena för 2017 är hämtade från Öling-Wärnå et al. (2019). Förändring anges som skillnaden mellan 2026 och 2017, i absoluta tal och i procent av halten 2017. Värdena är medelvärden för de fyra bestånden. Jämförelsen är beskrivande och har inte testats statistiskt, eftersom provtagning och analys skilde sig mellan åren. För Bionäring 2017 anges medelvärdet av de två doser som provtogs. Halten för samtliga tungmetaller i denna tabell anges som mg/kg. 68

Figurförteckning

Figur 1. Karta över de 16 skogsbestånd i Kalix, Överkalix och Övertorneå kommuner i Norrbottens län som ingår i studien (Tabell 1). I varje bestånd anlades under 2006–2008 ett gödslingsförsök där tre behandlingar etablerades: rötrest från avloppsslam (Bionäring, 358–694 kg N/ha), mineralgödsel (Skog-CAN, 2 × 150 kg N/ha) samt ogödslad kontroll. Humusprover för föreliggande studie insamlades i juli 2026, omkring 18–20 år efter gödsling. 18

Figur 2. Exempel på provtagningsdesignen inom en behandlingsyta. I varje behandlingsyta (kontroll, mineral och Bionäring) i de 16 bestånden lades fem parallella transekter om 100 m ut i nord–sydlig riktning med ArcGIS Pro (Esri 2024) före provtagningen. En humuskärna togs vid mittpunkten av varje transekt (50 m från respektive ände) 23

Figur 3. *Överblick av fältprovtagning. A = Navigering till provyta m.h.a ArcGIS FieldMaps. B = Jordprovstagare med vass kant (d = 10,5 cm). C = Mätning av humuslagrets djup. Jordprovet på bilden visar en tydlig övergång mellan det bruna organiska lagret (O-horisont) och den ljusa mineraljorden (E-horisont) men det framgår även hur denna gräns kan variera runt en humuskärna.* 25

Figur 4. **A** = Sållning av material till <2mm för att separera finmaterialet från grovmaterialet (>2mm) **B** = Volymbestämning av grovmaterial (>2 mm) via vattendisplacering i ett mätkärl (Throop et al. 2012). Grovmaterialets volym subtraheras från humuskärnans totala volym vid beräkning av bulkdensiteten, som i sin tur används för att beräkna kolförrådet (avsnitt 2.6.1). 26

Figur 5. Schematisk översikt över den statistiska analysen. Den statistiska enheten var behandlingsytan, eftersom de fem humuskärnorna från varje yta slogs samman till ett samlingsprov (n = 16 per behandling, 48 prover totalt). Varje responsvariabel analyserades med linjär blandad modell (LMM) med behandling som fast effekt och bestånd som slumpmässig effekt. Modellantagandena kontrollerades med QQ-diagram, histogram, Shapiro–Wilks test (normalfördelning av residualer) och Levenes test (varianshomogenitet). Om antagandena var uppfyllda testades behandlingseffekten med ett F-test (ANOVA), följt av parvisa jämförelser med Tukey test. Om antagandena inte var uppfyllda log-transformerades variabeln och antagandena kontrollerades på nytt. Om de fortfarande inte var uppfyllda användes det icke-parametriska Friedmans test med bestånd som blockfaktor, följt av Nemenyi test som post-hoc test. Samtliga analyser gjordes i R 4.6.1 med signifikansnivån $\alpha = 0,05$ för samtliga variabler. 29

Figur 6. C/N-kvot, totalkvävehalt (TN), halt organiskt kol (SOC) och pH i humuslagret i behandlingarna kontroll, mineralgödsel och Bionäring, n = 16 per behandling. TN och SOC anges i procent av torrsubstansen (% TS). Boxen visar median samt undre och övre kvartil (25:e och 75:e percentilen), linjerna (whiskers) visar variationen och varje punkt representerar en behandlingsyta (samlingsprov av fem humuskärnor). Olika

bokstäver anger statistiskt signifikanta skillnader (p <0,05) mellan behandlingar enligt post hoc-test (parvisa jämförelser med Tukey-justering för C/N-kvot och TN, respektive Nemenyis test efter Friedmans test för pH; Tabell 4). Behandlingar med samma bokstav skiljer sig inte signifikant. Avsaknad av bokstäver innebär att ingen signifikant skillnad kunde påvisas mellan behandlingarna (SOC). 31

Figur 7. Kväveförråd (kg N/ha) och kolförråd (t C/ha) i humuslagret i behandlingarna kontroll, mineralgödsel och Bionäring, n = 16 per behandling. Boxen visar median samt undre och övre kvartil (25:e och 75:e percentilen), linjerna (whiskers) visar variationen och varje punkt representerar en behandlingsyta. Olika bokstäver anger statistiskt signifikanta skillnader (p <0,05) mellan behandlingar enligt parvisa jämförelser med Tukey-justering (Tabell 4). Behandlingar med samma bokstav skiljer sig inte signifikant. 32

Figur 8. Bulkdensitet (g/cm³), djup (cm) och massa (kg/m²) i humuslagret från de tre behandlingarna: kontroll, mineralgödsel och Bionäring, n = 16 per behandling. Boxen visar median samt undre och övre kvartil (25:e och 75:e percentilen). Linjer (whiskers) visar variationen och varje punkt representerar en behandlingsyta (samlingsprov av fem humuskärnor). Olika bokstäver anger statistiskt signifikant skillnad (p <0,05) mellan behandlingar enligt post-hoc-test (parvisa jämförelser med Tukey-justering efter ANOVA; Tabell 5); samma bokstav innebär ingen signifikant skillnad. 33

Figur 9. Halter av näringsämnena kalcium (Ca), fosfor (P), magnesium (Mg), svavel (S), bor (B) och kalium (K) i humuslagret från de tre behandlingarna: kontroll, mineralgödsel och Bionäring, n = 16 per behandling. Boxen visar median samt undre och övre kvartil (25:e och 75:e percentilen). Linjer (whiskers) visar variationen och varje punkt representerar en enskild behandlingsyta. Olika bokstäver anger statistiskt signifikant skillnad (p <0,05) mellan behandlingar enligt post-hoc-test (parvisa jämförelser med Tukey-justering efter ANOVA respektive Nemenyi's test efter Friedmans-test, se Tabell 6); samma bokstav innebär ingen signifikant skillnad. Avsaknad av bokstäver innebär att ingen signifikant skillnad påvisas mellan behandlingarna 35

Figur 10. Förråd av näringsämnena kalcium (Ca), fosfor (P), magnesium (Mg), svavel (S), kalium (K) (g/m²) och bor (B) (mg/m²) i humuslagret från de tre behandlingarna: kontroll, mineralgödsel och Bionäring, n = 16 per behandling. Boxen visar median samt undre och övre kvartil (25:e och 75:e percentilen). Linjer (whiskers) visar variationen och varje punkt representerar en behandlingsyta. Olika bokstäver anger statistiskt signifikant skillnad (p <0,05) mellan behandlingar enligt post-hoc-test (parvisa jämförelser med Tukey-justering efter ANOVA respektive Nemenyis test efter Friedmans test, se Tabell 7); samma bokstav innebär ingen signifikant skillnad. 37

Figur 11. Halter av tungmetallerna: bly (Pb), koppar (Cu), nickel (Ni), krom (Cr), kadmium (Cd) och zink (Zn) i humuslagret från de tre behandlingarna kontroll, mineralgödsel och Bionäring (rötrest), n = 16 per behandling. Boxen visar median samt undre och övre kvartil (25:e och 75:e percentilen), linjer (whiskers) visar variationen och varje punkt

representerar en enskild behandlingsyta. Olika bokstäver anger statistiskt signifikant skillnad (p <0,05) mellan behandlingar enligt post-hoc-test (parvisa jämförelser med Tukey-justering efter ANOVA respektive Nemenyi's test efter Friedmans-test, se Tabell 8); samma bokstav innebär ingen signifikant skillnad. Avsaknad av bokstäver innebär att ingen signifikant skillnad påvisas mellan behandlingarna 39

Figur 12. Förråd av tungmetallerna bly (Pb), koppar (Cu), nickel (Ni), krom (Cr), kadmium (Cd) och zink (Zn) (mg/m²) i humuslagret från de tre behandlingarna: kontroll, mineralgödsel och Bionäring, n = 16 per behandling. Boxen visar median samt undre och övre kvartil (25:e och 75:e percentilen). Linjer (whiskers) visar variationen och varje punkt representerar en behandlingsyta. Olika bokstäver anger statistiskt signifikant skillnad (p <0,05) mellan behandlingar enligt post-hoc-test (parvisa jämförelser med Tukey-justering efter ANOVA respektive Nemenyis test efter Friedmans test, se Tabell 9); samma bokstav innebär ingen signifikant skillnad. 41

Förkortningar

BD	Bulkdensitet (g/cm³)
C/N	Kvot mellan total kolhalt och totalkvävehalt
CF	Volymandel grovfraktion (>2 mm)
ICP-SFMS	Induktivt kopplad plasma–sektorfälts-masspektrometri
LMM	Linjär blandad modell
SIH	Ståndortsindex, bestämt med höjdutveckling
SOC	Halt organiskt kol i marken (soil organic carbon)
TN	Totalkvävehalt
TS, ts	Torrsubstans

1. Introduktion

Kväve är det näringsämne som främst begränsar växters tillväxt i boreala skogar (Tamm 1991). Kvävegödsling är därför en etablerad skogsskötselmetod i Sverige och under perioden 2014–2024 gödslades cirka 30 000 ha årligen (Hedwall et al. 2014; Jämtgård et al. 2026). I svensk skogsbrukspraxis tillförs 150 kg N/ha, vilket uppskattas öka tillväxten i genomsnitt med 10–20 m^3sk per hektar och gödslingstillfälle under cirka tio års tid (Skogsstyrelsen 2026). Den ökade tillväxten innebär att mer kol binds in i trädbiomassan, och studier från boreal skog visar att även markens kolförråd kan öka efter gödsling (Adamczyk et al. 2025; Ťupek et al. 2025). Möjligheten att kombinera ökad virkesproduktion med ökad kolinlagring har därför lyfts fram som en potentiell klimatåtgärd (Jörgensen et al. 2021). I ett regeringsuppdrag om åtgärder för ökad skogsgödsling har Skogsstyrelsen (2026) bedömt att den långsiktigt gödslingsbara arealen uppgår till cirka 3,1 miljoner hektar, motsvarande 13 % av den produktiva skogsmarken, och att i storleksordningen 50 000 hektar per år bör kunna gödslas långsiktigt, till skillnad från nuvarande 30 000 ha. Samtidigt finns det fortfarande osäkerheter och kunskapsluckor kring hur gödsling påverkar flera ekosystemprocesser, bland annat förändrad biodiversitet och påverkan på vattenkvalitet (Jämtgård et al. 2026).

Endast cirka 20–30 % av det tillförda kvävet från gödsling tas upp av träden, medan majoriteten av resterande andel ackumuleras i marken och ökar dess kväveförråd (Björkman et al. 1967; Melin et al. 1983). Ett större kväveförråd kan förändra artsammansättningen i fältskiktet, missgynna mykorrhizasvampar och öka risken för kväveutlakning, särskilt efter föryngringsavverkning (Ring 1995; Hedwall et al. 2014). Hur kvävet rör sig i marken, och hur det påverkar markkemin, styrs delvis av vilken form det tillförs i. Det gödselmedel som används i störst utsträckning, Skog-Can, består av ammoniumnitrat med lika delar ammonium och nitrat (Skogsstyrelsen 2026). Nitrat är en rörlig anjon som lätt lakas ut till vattendrag, där det kan bidra till övergödning nedströms (Gundersen et al. 2006). Höga ammoniumhalter kan i sin tur hämma trädens upptag av andra näringsämnen (t.ex. K, Ca och Mg) (Oren et al. 1988; Osonubi et al. 1988) och när ammonium nitrifieras frigörs vätejoner som verkar försurande (Skogsstyrelsen 2026). Traditionellt mineralgödselmedel kombineras därför ofta med kalk (Hedwall et al. 2014), men på marker nära kvävemättnad kompenserar kalken bara för en liten del av försurningen (Skogsstyrelsen 2026).

Organiskt bundet kväve uppträder annorlunda i marken än mineralkväve. Vid gödsling med organiskt bundet kväve frigörs kvävet gradvis, medan mineralgödsel ger en snabb ökning av ammonium och nitrat i marken. Det

jämnare kväveflödet minskar risken att nitrat lakas ut innan det hinner tas upp av vegetationen (Lim et al. 2022; Kirchmann et al. 2017). Träd kan också ta upp organiska kväveföreningar, som aminosyror och proteiner, direkt utan att kvävet först behöver mineraliseras (Näsholm et al. 1998), vilket bland annat har lett till utvecklingen av aminosyrabaserade gödselmedel för odling av barrträdsplantor (Öhlund & Näsholm 2001). En annan källa för tillförsel av organiskt kväve till träd kan vara gödsling med produkter skapade från avloppsslam. Vid flera reningsverk i Sverige rötas slam för biogasproduktion, där biologiskt nedbrytbart material bryts ned anaerobt och energiinnehållet tas tillvara som biogas, medan näringsämnen, svårnedbrytbart organiskt material och eventuella föroreningar blir kvar i restprodukten, så kallad rötrest (Sahlén 2012; Öling-Wärnå et al. 2019; Barłóg et al. 2020; Ciurli et al. 2025). Slamgödsling av skog bedrivs inte i operationell skala i Europa, och erfarenheten samt kunskapen om dess effekter i Norden är begränsad (Sahlén 2006; Chojnacka et al. 2023). Den kvävegödsling som utförs i Sverige i dag sker nästan uteslutande med mineralgödselmedel (Jämtgård et al. 2026; Skogsstyrelsen 2026).

Slambaserade gödselmedel innehåller flera essentiella växtnäringsämnen, bland annat fosfor (P), Mg och K (Sahlén 2006; Sahlén 2012). Med slammet följer även tungmetaller och syntetiska organiska föroreningar över till rötresten vid rötning (Henriksson et al. 2012; Lindberg et al. 2013). Tungmetaller är kända för sin toxiska verkan på markens mikroorganismer och de processer de utför, som förnanedbrytning och kvävefixering (Giller et al. 1998), och för sin långvariga ackumulering i organismer och miljö (Dragicevic et al. 2017; Ali et al. 2019). I ett perkolationsförsök med humus från svensk granskog beräknade Tyler (1978) tiden för att en tiondel av tungmetallförrådet skulle lakas ut till omkring 20 år för kadmium (Cd) och till mellan 80 och över 200 år för koppar (Cu), krom (Cr) och bly (Pb) i metallrik humus, och konstaterade att sådana uppehållstider gör att dessa ämnen kan ackumuleras långsiktigt i skogsmark även vid låg tillförsel.

Innehållet av tungmetaller samt organiska föroreningar har bidragit till att slamgödsling på skogsmark har ett oklart rättsligt läge i svensk skogslag, och regleras för tillfället via miljöbalken[1] (Henriksson et al. 2012; SOU 2020:3). I en statlig utredning om giftfri och cirkulär återföring av fosfor från avloppsslam, tillsatt av regeringen, anses å ena sidan återvinning av näringsämnen vara viktigt i arbetet för att motverka negativa klimateffekter och gynna en cirkulär ekonomi (SOU 2020:3). Å andra sidan vill man inte sprida skadliga ämnen som kan komma att generera miljö- och/eller hälsoproblem (SOU 2020:3). Det saknas

[1] Gällande lag avseende slamspridning på skogsmark: *Kan en verksamhet eller en åtgärd som inte omfattas av tillstånds- eller anmälningsplikt komma att väsentligt ändra naturmiljön, ska anmälan för samråd göras hos den myndighet (Skogsstyrelsen) som utövar tillsynen.* (SOU 2020:3)

långsiktiga studier av slamgödslingens miljöeffekter under skandinaviska förhållanden (SOU 2020:3), och Skogsstyrelsen har i regel ställt sig negativt till slamspridning på skogsmark, och pekar bland annat på det bristande kunskapsläget vad gäller miljöeffekter av både tungmetaller och organiska föroreningar (SOU 2020:3; Skogsstyrelsen 2020).

I Sverige har slambaserade rötrester, under produktnamnet *Bionäring*[2], testats som ett alternativt gödselmedel för skogsbruk i forskningssyfte. Mellan 2006 och 2008 anlades ett storskaligt gödslingsförsök på Sveaskogs marker i Norrbotten, där syftet var att jämföra Bionäring med traditionell mineralgödsling (Skog-Can) och ogödslade kontrollytor i totalt 22 olika skogsbestånd (Sahlén 2012). Försöken visade bland annat att Bionäring gav tillväxteffekter på träd som var jämförbara med mineralgödsling och att trädens näringsstatus förbättrades av båda behandlingarna (Lundbäck 2010; Sahlén 2012). Uppföljande provtagningar av humuslagret 2017, ca 10 år efter gödsling, visade att halterna av tungmetallerna Cu, Zn, Cr och Ni, var signifikant förhöjda i Bionäringsgödslade ytor jämfört med kontrollytor och mineralgödslade ytor (Öling-Wärnå et al. 2019). Därtill observerades kraftigt förhöjda P-halter och lägre C/N-kvoter i humuslagret (Öling-Wärnå et al. 2019). Gödsling med Bionäring höjde också pH-värdet i humuslagret, och eftersom tungmetaller generellt binds hårdare i marken vid högre pH bedömdes risken för utlakning vara liten (Tyler 1978; Öling-Wärnå et al. 2019).

De uppföljningar som gjorts på humuslagret i denna försöksserie sträcker sig till omkring tio år efter gödsling, och litteraturen kring effekter i humuslagret i ett borealt skogsperspektiv sträcker sig till omkring 11 år (Bramryd 2002). Hur tungmetaller, näringsstatus, pH och kolförråd i humuslagret utvecklas därefter på längre sikt är i stort sett okänt, och det saknas därmed underlag för att avgöra om de förändringar som tidigare observerats består. Det är oklart om pH-höjningen kvarstår över tid, och om tungmetallerna förblir bundna i humuslagret. Det är också okänt hur länge halterna av P och andra näringsämnen, samt de sänkta C/N-kvoterna, består och vad de innebär för markens näringsbalans på lång sikt. Likaså saknas utvärdering om ett eventuellt ökat kolförråd har etablerats efter slamgödsling, liknande det som kan förväntas efter mineralgödsling (Jörgensen et al. 2021; Adamczyk et al. 2025; Skogsstyrelsen 2026). Dessa kunskapsluckor är av central betydelse för bedömningen av slamgödslingens långsiktiga miljöeffekter och för eventuella framtida regleringar av metoden i svenskt

[2] Bionäring är rötrest från rötning av avloppsslam, som har torkats till mer än 90 % torrsubstans och pelleterats eller granulerats, med en totalkvävehalt över 3 % och samma gränsvärden för tungmetaller och organiska ämnen som för slam som får spridas på åkermark (Henriksson et al. 2012). Begreppet ”Bionäring” infördes för att tydliggöra att det som sprids i skogsgödslingsförsöken är en vidarebearbetad produkt och inte slam eller rötrest som endast har avvattnats (Öling-Wärnå et al. 2019).

skogsbruk. Denna studie följer upp försöksserien omkring 18–20 år efter gödslingen och kompletterar analysen av halter med beräknade förråd per ytenhet, för att bedöma i vilken utsträckning skillnader i halt även motsvarar skillnader i mängd.

1.1 Syfte

Syftet med denna studie är att undersöka långsiktiga effekter av gödsling med Bionäring, en torkad och hygieniserad rötrest med avloppsslam som substrat, på humuslagrets[3] kemiska egenskaper i boreal barrskog. Effekterna ställs i jämförelse med konventionell mineralgödsling och ogödslade kontrollytor cirka 18–20 år efter den ursprungliga gödslingen.

1.2 Frågeställningar

(i) Skiljer sig halterna av organiskt kol (SOC), totalkvävehalt (TN), C/N-kvoten samt det beräknade kol- och kväveförrådet i humuslagret mellan Bionäring, mineralgödsling och ogödslad kontroll cirka 20 år efter gödsling?

(ii) Skiljer sig humuslagrets pH-värde mellan behandlingarna?

(iii) Skiljer sig halterna av växtnäringsämnen (P, K, Ca, Mg, S och B) mellan behandlingarna cirka 20 år efter gödsling?

(iv) Skiljer sig halterna av tungmetaller[4] (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) mellan behandlingarna cirka 20 år efter gödsling?

[3] Med *humuslager* avses i denna studie det organiska lagret (O-horisonten) under förnaskiktet (Oi), dvs. det delvis nedbrutna skiktet (Oe) och det väl nedbrutna skiktet (Oa) (Soil Science Society of America 2026), ned till mineraljordens övre gräns.

[4] Begreppet *tungmetaller* saknar en vedertagen definition. I denna rapport används begreppet tungmetaller, eftersom det är etablerat inom tidigare forskning om slamgödsling, och för att kunna tydligt skilja och kategorisera dessa ämnen från rapportens övriga ämnen. Med tungmetaller avses i denna rapport: kadmium (Cd), krom (Cr), koppar (Cu), nickel (Ni), bly (Pb) och zink (Zn).

1.3 Hypoteser

Baserat på tidigare resultat från samma försök (Öling-Wärnå et al. 2019) och Bionäringens kemiska sammansättning (Tabell 2; Sahlén 2012) förväntades att:

H1: Bionäringsbehandlingen har högre kolförråd, kväveförråd, halt organiskt kol (SOC) och totalkvävehalt (TN) samt lägre C/N-kvot än kontrollen, eftersom stora mängder organiskt material och kväve tillfördes. Mineralgödslingen förväntas inte skilja sig från kontrollytor för TN, C/N-kvot, SOC eller kol- och kväveförråd.

H2: pH-värdet är högre i Bionäringsbehandlingen än i övriga behandlingar.

H3: Näringsämnena P och S har högre halt i Bionäringsbehandlingen än i kontrollen. Halten av K, Ca, Mg och B skiljer sig inte mellan behandlingarna.

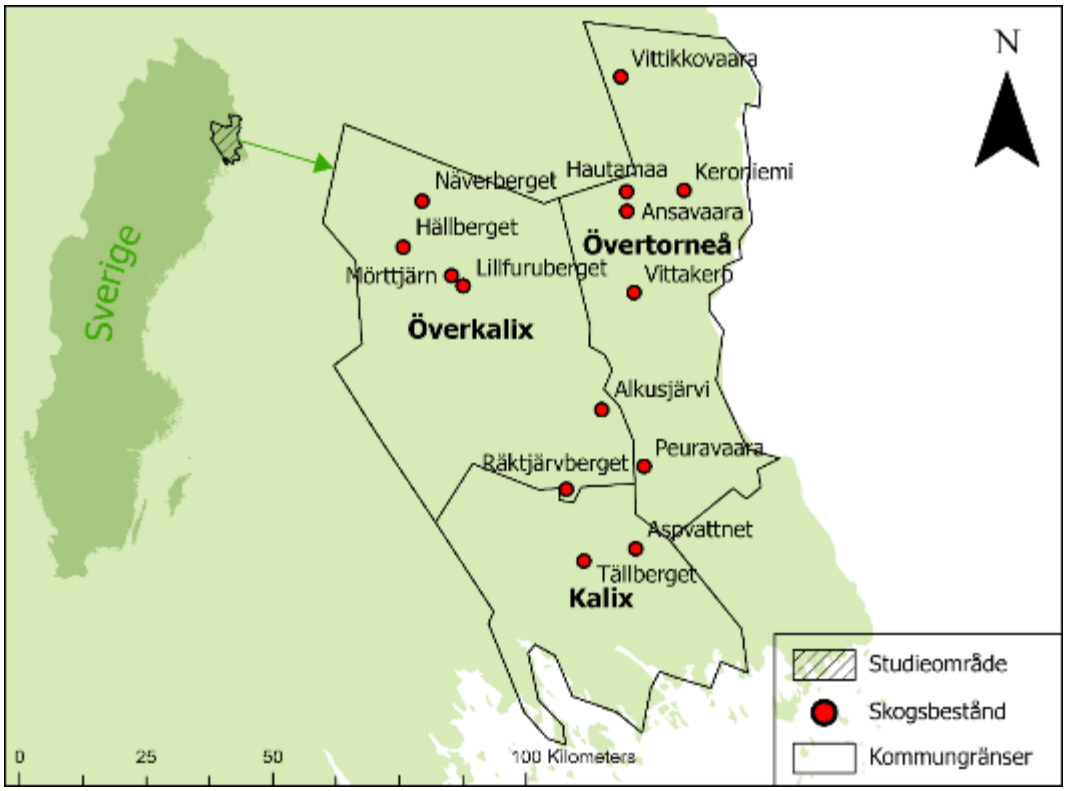
H4: Cu, Zn, Cr och Ni, som var anrikade i Bionäring (Tabell 2) och hade en högre halt år 2017 i Bionäringsbehandling jämfört med övriga behandlingar (Öling-Wärnå et al. 2019), har fortfarande en högre halt i Bionäringsbehandlingen, medan halterna inte skiljer sig mellan mineralgödsling och kontroll. Cd och Pb, som endast var svagt anrikade i Bionäringen (Tabell 2), förväntas inte skilja sig mellan behandlingarna.

Utöver kol- och kväveförråden, som ingår i H1, beräknades även förråden av övriga näringsämnen och tungmetaller, för att bedöma i vilken utsträckning skillnader i halt även motsvarar skillnader i mängd per ytenhet. Dessa förråd, liksom humuslagrets fysiska egenskaper (bulkdensitet, djup och massa per ytenhet), testades statistiskt på samma sätt som halterna men ingår inte i hypotesprövningen. Som ett kompletterande perspektiv i diskussionen jämförs dessutom halterna i de fyra bestånd som gödslades 2006 med provtagningen 2017 (Bilaga 3). Jämförelsen är beskrivande och har inte testats statistiskt, eftersom provtagning och analys skilde sig mellan åren.

2. Metod och material

2.1 Studieområde och beskrivning av skogsbestånd

Denna studie omfattar 16 av 22 ursprungliga gödslingsbestånd som etablerades i tre omgångar under 2006, 2007 och 2008 i Kalix, Överkalix och Övertorneå kommun i Norrbottens län (Figur 1). Bestånden valdes ursprungligen ut för att representera skogar av olika åldrar vid gödslingtillfället, från ungskog till slutavverkningsmogen skog. Skogsbeståndens ålder vid provtagningstillfället 2026 varierade därför mellan 4 och 97 år. Samtliga bestånd är belägna mellan latitud 66°N och 67°N på altituder av 80–250 m ö.h. Skogsbestånden består av friska marker med lingon (*Vaccinium vitis-idaea*), blåbär (*Vaccinium myrtillus*) och inslag av lågört och gräs som dominerande markvegetation. Ståndortsboniteten som uppmättes när experimentet etablerades varierade mellan T18-22 och G15-18 (Tabell 1; Sahlén 2012).



Figur 1. *Karta över de 16 skogsbestånd i Kalix, Överkalix och Övertorneå kommuner i Norrbottens län som ingår i studien (Tabell 1). I varje bestånd anlades under 2006–2008 ett gödslingsförsök där tre behandlingar etablerades: rötrest från avloppsslam (Bionäring, 358–694 kg N/ha), mineralgödsel (Skog-CAN, 2 × 150 kg N/ha) samt ogödslad kontroll. Humusprover för föreliggande studie insamlades i juli 2026, omkring 18–20 år efter gödsling.*

***Tabell 1**. Beskrivning av de 16 gödslingsbestånden i Norrbotten som studeras och provtas i denna studie 2026, med gödslingsår, altitud (m.ö.h), vegetationstyp, ståndortsindex (SIH) och beståndsålder. Informationen i tabellen är tagen från rapporten: Kolsänkor Norrbotten (Sahlén 2012)*

Bestånd	Gödslingsår	Altitud	Veg-typ[1]	SIH	Ålder[2]	Justerad ålder[3]
Näverberget	2006	245	L	T20	64	84
Mörttjärn	2006	83	L	T18	77	97
Mörttjärn 2	2006	83	L	T18	77	9
Hällberget	2006	246	L	T19	19	39
Lillfuruberget	2006	95	L	T20	55	75
Tällberget 6	2007	101	G	T22	32	51
Ansavaara	2007	220	Lö/G	G17	40	59
Aspvattnet	2007	106	B/L	T19	50	69
Peuravaara	2007	115	B/Lö	T18	37	56
Hautamaa	2007	200	G	G18	32	51
Alkusjärvi	2008	151	L	T19	42	60
Räktjärvberget 37	2008	85	B/L	T20	41	59
Räktjärvberget 39	2008	101	B/L	T19	43	61
Vittakero	2008	185	Lö	G16	45	63
Keroniemi	2008	180	Lö	G18	42	6
Vittikkovaara	2008	237	B	G15	75	4

[1]Vegetationstyp: **L** = Lingontyp, **B** = Blåbärstyp, **Lö** = Lågörttyp, **G** = Gräs. [2]**ålder** = Skogsbeståndens ålder år 2006, [3]Skogsbeståndens ålder vid provtagningstillfället 2026. Mörttjärn 2 slutavverkades 2017, Keroniemi avverkades 2020 och Vittikkovaara avverkades 2022, eftersom dessa bestånd kan påverka resultaten har en känslighetsanalys utförts där dessa bestånd exkluderades ur analys (Bilaga 2).

2.2 Gödslingsmedel, innehåll och dosering

Tre olika gödselmedel ingick i försöksdesignen. Som mineralgödselmedel användes Skog-Can (från Yara AB, Sverige), ett konventionellt kvävegödselmedel för skogsbruk med en kvävehalt på ~27 % TS (torrsubstans), bestående av lika delar ammoniumkväve och nitratkväve (13,5 % vardera), med tillsatser av Ca (5 %), Mg (2,4 %) och B (0,2 %). Skog-Can innehåller inget organiskt material, och tungmetaller ingår inte i produktspecifikationen.
Som organiskt gödselmedel användes Bionäring, det vill säga torkad och hygieniserad rötrest med avloppsslam som rötsubstrat (Sahlén 2012). Två varianter av Bionäring användes: Bionäring SYVAB, en granulerad rötrest från Himmerfjärdsverkets avloppsreningsverk, och Bionäring UMEVA, en pelleterad rötrest från Umeå avloppsreningsverk. UMEVA användes endast i Alkusjärvi och Vittikkovaara, medan övriga bestånd gödslades med SYVAB (Bilaga 1; Sahlén

2012). Båda produkterna har en kvävehalt på 3,3–4,2 % varav cirka 10–15 % är i form av ammoniumkväve.

Mineralgödslingen utfördes med en måldos om 150 kg N/ha, vilket är en normal giva enligt etablerad skogsgödslingspraxis (Skogsstyrelsen 2026). Mineralgödslingen upprepades med samma dos 2009–2011, ca tre år efter den ursprungliga gödslingen, den sammanlagda dosen för samtliga bestånd blev därmed 300 kg N/ha. För Bionäring var måldosen 550 kg N/ha 2006 och 2007 och 450 kg N/ha 2008[5]. De faktiska doserna av Bionäring varierade mellan 358–694 kg N/ha (medel = 520 kg N/ha). Eftersom Bionäringens kvävehalt är låg (3,3–4,2 %) spreds omkring 10–17 ton torrsubstans per hektar för att nå målgivan[6].

Behandlingarna skilde sig därmed åt i flera avseenden samtidigt. Bionäringsytorna tillfördes i genomsnitt omkring 1,7 gånger mer kväve än mineralgödselytorna (ca 520 jämfört med 300 kg N/ha). Kvävet gavs vid ett tillfälle i stället för två och till största delen i organiskt bunden form (Tabell 2). Med Bionäringen tillfördes dessutom 10–17 ton torrsubstans per hektar, med organiskt material, P och andra ämnen. Skillnader mellan behandlingarna tolkas därför som effekter av de faktiska gödslingsbehandlingarna och inte som en ren jämförelse mellan två gödselmedel vid samma dos.

[5] Varför måldosen sänktes från 550 till 450 kg N/ha 2008, framgår inte av Sahlén (2012).

[6]. Givorna per bestånd redovisas i Bilaga 1.

Tabell 2. *Kemisk sammansättning av de gödselmedel som spreds på studieområdet 2006–2008 och 2009–2011. För Bionäring UMEVA och SYVAB redovisas analysvärden för respektive år: torrsubstanshalt, halt av organiskt material, pH, kvävehalt och ammoniumkväve, halter av näringsämnena P, K, Ca, Mg, S och B, samt halter av tungmetallerna Cd, Cr, Cu, Ni, Pb och Zn. För Skog-Can redovisas innehållet enligt produktspecifikation. Tungmetallhalterna jämförs med Skogsstyrelsens rekommenderade högsta halter i aska för spridning på skogsmark och med gränsvärden för avloppsslam som sprids på åkermark. Analysvärdena för gödselmedlen kommer från Sahlén (2012).*

	UMEVA		SYVAB			Skog-Can	Jämförelsevärden	
	2006	2007	2006	2007	2008		aska[3]	Åkermark[4]
Ts[1] (%)	94,6	94,7	92,3	95,6	96,7	–		
GF[2] (%)	55	54	61	61	58	–		
pH	6,3	6,7	6,8	6,9	7,1	–		
N (%)	3,3	3,3	4,2	4,1	4,1	27		
NH_4-N (%)	0,48	0,50	0,46	0,38	0,52	13,5		
P (%)	3,2	3,2	3,2	3,0	3,1	0		
K (mg/kg)	1 633	1 467	2 100	1 500	1 400	0		
Ca (mg/kg)	–	–	2 200	2 500	2 300	50 000		
Mg (mg/kg)	2 267	2 167	3 400	3 200	3 600	24 000		
S (mg/kg)	–	–	–	11 000	–	0		
B (mg/kg)	8,8	10	–	–	–	2 000		
Cd (mg/kg)	0,80	0,69	0,85	0,95	0,98	0	30	1,3
Cr (mg/kg)	25	24	35	28	40	0	200	100
Cu (mg/kg)	113	110	290	310	350	0	400	600
Ni (mg/kg)	28	26	24	22	39	0	70	50
Pb (mg/kg)	22	20	41	22	43	0	300	100
Zn (mg/kg)	507	513	680	660	710	0	7 000	800

[1] Torrsubstanshalt. [2] Glödförlust (organiskt material). [3] Skogsstyrelsens rekommenderade högsta halter i aska för spridning på skogsmark (Skogsstyrelsen 2019). [4] Gränsvärden för avloppsslam på åkermark enligt Naturvårdsverkets förslag till slamförordning, som användes som jämförelse vid försökets anläggning (Sahlén 2012). – = uppgift saknas.

Det finns inga specifika gränsvärden för innehållet i gödselmedlet för gödsling med avloppsslam på skogsmark. Vid samrådsärenden om slamspridning har därför Skogsstyrelsens rekommenderade halter för askprodukter använts (Henriksson et al. 2012; SOU 2020:3) som komplement, och dessa används även i denna studie som jämförelse tillsammans med gränsvärdena för avloppsslam som sprids på åkermark (SNFS 1994:2). Halterna av tungmetaller i Bionäringen understeg både de föreslagna gränsvärdena för avloppsslam på åkermark och Skogsstyrelsens rekommenderade högsta halter i aska för spridning på skogsmark (Tabell 2; Sahlén 2012; Skogsstyrelsen 2019). Eftersom givan var stor, 10–17 ton ts/ha, blev dock den totala tillförseln av tungmetaller per hektar relativt hög. För Cd, Ni, Pb och Zn översteg den vad som får tillföras åkermark under en

sjuårsperiod, medan Cr och Cu översteg endast vid de högre givorna och halterna (Tabell 3; SNFS 1994:2). Bionäringsgivan var också 1,7–2,8 gånger större än den största rekommenderade askgivan, 6 ton per hektar och omloppstid (Henriksson et al. 2012), och för Cu och Ni kunde tillförseln per hektar därmed överstiga den som en maximal askgiva med de högsta rekommenderade halterna medför (Tabell 3; Skogsstyrelsen 2019).

Tabell 3. *Uppskattad tillförsel av P och tungmetaller per hektar vid en giva Bionäring på 10–17 ton ts/ha, jämfört med den högsta tillåtna tillförseln vid spridning av avloppsslam på åkermark (SNFS 1994:2) och med tillförseln vid askåterföring på skogsmark (Skogsstyrelsen 2019). Jämförelsen är vägledande, eftersom regelverket för åkermark och rekommendationerna för aska inte explicit gäller slamgödsling av skog.*

Ämne	Bionäring[1]	Åkermark[2]	Askåterföring[3]
P (kg/ha)	300–540	154–245[4]	–
Cd (g/ha)	7–17	5	180
Cr (g/ha)	240–680	280	1 200
Cu (g/ha)	1 100 – 6 000	2 100	2 400
Ni (g/ha)	220–660	175	420
Pb (g/ha)	200–730	175	1 800
Zn (g/ha)	5 100 – 12 100	4 200	42 000

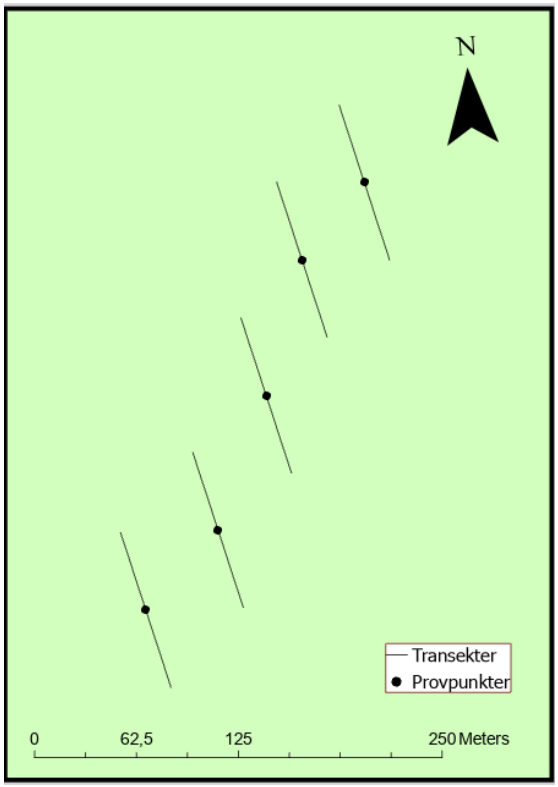
[1] Beräknat från halterna i Tabell 2 och en giva på 10–17 ton ts/ha vid ett tillfälle. [2] Högsta tillåtna tillförsel till åkermark vid användning av avloppsslam under en sjuårsperiod, dvs. sju gånger årsgränsvärdet (SNFS 1994:2, Bilaga C). [3] Tillförsel vid den högsta rekommenderade askgivan, 6 ton per hektar och omloppstid, med aska som innehåller de högsta rekommenderade metallhalterna (Skogsstyrelsen 2019). [4] Högsta tillåtna mängd totalfosfor per spridningstillfälle, beroende på jordens fosforklass (SNFS 1994:2, Bilaga A). – = gränsvärde saknas.

2.3 Experimentell design

Varje bestånd innehöll tre sammanhängande behandlingsytor: ogödslad kontrollyta, mineralgödslad yta (Skog-Can, 2 × 150 kg N/ha) och Bionäringsgödslad yta (Bionäring SYVAB/UMEVA, 358–694 kg N/ha). Vid den ursprungliga anläggningen av försöksytorna inom varje bestånd eftersträvades likvärdiga förhållanden mellan behandlingarna i avseende på trädslag, grundyta, bonitet och trädens ålder[7] (Sahlén 2012). Innan provtagning (våren 2026) etablerades fem 100-meters transekter i nord-sydlig riktning inom varje enskild behandlingsyta med hjälp av ArcGIS Pro (Figur 2; Esri 2024). Transekterna placerades med ett minimiavstånd på 25 m från behandlingsytans gräns för att minimera kanteffekter, och med ett inbördes avstånd på cirka 50 m för att

[7] Hur behandlingarnas utläggning i resp. skogsbestånd sedan utfördes (till exempel i form av utlottning) framgår inte av Sahlén (2012)

säkerställa en jämförbar rumslig täckning inom behandlingsytorna. Där yt- och beståndsgeometrin var oregelbunden justerades transekternas placering för att upprätthålla en likvärdig provtagningsyta mellan behandlingsytorna inom varje bestånd. Placeringen av transekterna skedde i samarbete med en annan student som undersökte förändringar i artsammansättning till följd av gödsling med Bionäring (Zutter 2026). Samordningen säkerställde rumslig jämförbarhet mellan de två studierna[8].



Figur 2. *Exempel på provtagningsdesignen inom en behandlingsyta. I varje behandlingsyta (kontroll, mineral och Bionäring) i de 16 bestånden lades fem parallella transekter om 100 m ut i nord–sydlig riktning med ArcGIS Pro (Esri 2024) före provtagningen. En humuskärna togs vid mittpunkten av varje transekt (50 m från respektive ände)*

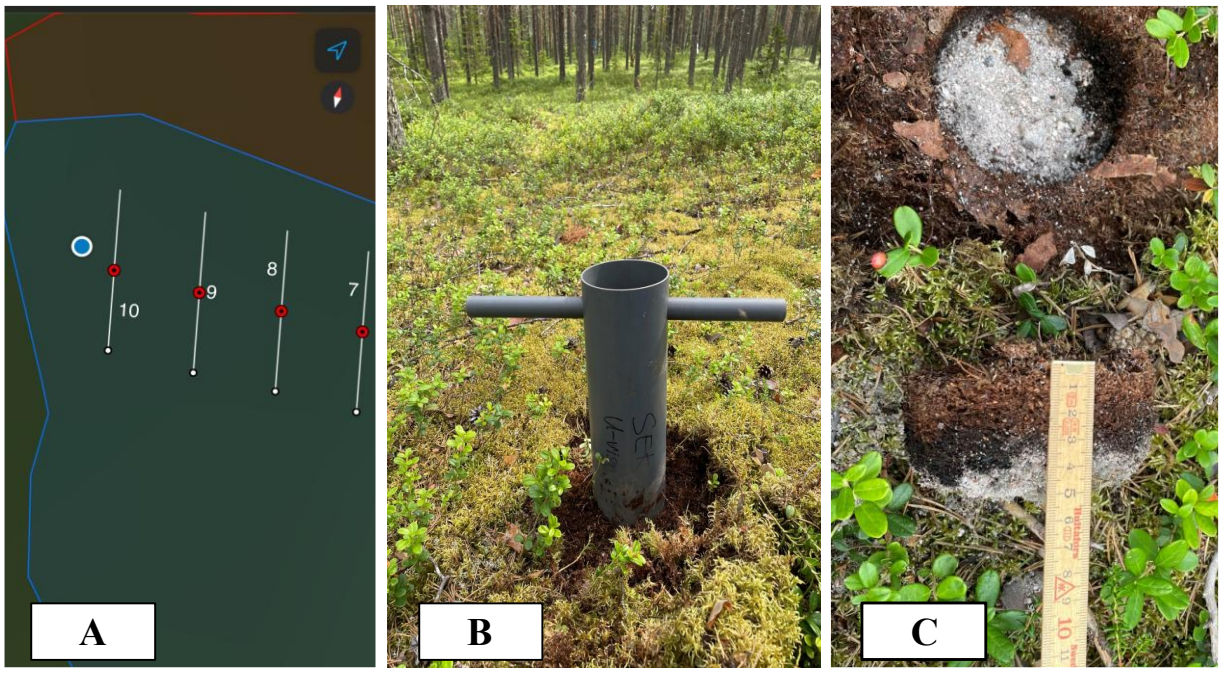
2.4 Fältprovtagning

Fältprovtagningen utfördes under juli 2026. För att navigera till provytorna i fält användes ArcGIS Field Maps (Esri 2024) med förinstallerade kartor över behandlingsytornas lägen och transekternas mittpunkter (Figur 3).
Humusprov extraherades från mittpunkten av varje utlagd transekt (50 m från respektive ände), vilket resulterade i 240 individuella jordprover totalt (16 bestånd

[8] Datan från dessa två studier kan komma att användas vid senare publikationer.

x 3 behandlingar x 5 transekter). Valet av fem prover per behandlingsyta var en avvägning mellan fånga variationen inom behandlingarna och antalet bestånd som kunde provtas inom studiens tidsram. Eftersom behandlingsytan i varje bestånd utgör det statistiska replikatet (avsnitt 2.7) prioriterades att provta så många bestånd som möjligt, framför ett större antal humuskärnor per behandlingsyta. Fem kärnor per yta bedömdes ge en rimlig rumslig täckning, samtidigt som samtliga 16 bestånd kunde provtas under fältsäsongen. Vid varje provtagningspunkt extraherades ett jordprov genom hela O-horisonten ned till mineraljorden med hjälp av en cylindrisk jordprovstagare med en diameter på 10,5 cm (Figur 3). Humuslagrets djup mättes vid varje provtagningspunkt. Eftersom humusdjupet ofta varierar runt en enskild humuskärna togs 2–3 mått per kärna, och medelvärdet av dessa noterades (Figur 3). Levande vegetation och förna (Oi-horisont) avlägsnades från provets övre del.

Mineraljord avlägsnades tillsammans med rötter i E-horisonten från provets underdel. Övergången mellan O-horisont och E-horisont var i de flesta fall tydlig. I de fall där övergången var mer gradvis, prioriterades det att avlägsna så mycket mineraljord som möjligt, till priset av marginella förluster av organiskt material. Detta beslut motiveras av att studiens huvudfokus är att undersöka halter av näringsämnen och tungmetaller i det organiska lagret, varför mineraljordsinblandning bedömdes utgöra en större källa till bias än en marginell förlust av organiskt material. Efter provtagning placerades proverna i märkta papperspåsar och förvarades i skugga för att minimera värmeexponering fram till transport till laboratoriet, där de omedelbart placerades i en frys (−17 °C).



Figur 3. *Överblick av fältprovtagning. A = Navigering till provyta m.h.a ArcGIS FieldMaps. B = Jordprovstagare med vass kant (d = 10,5 cm). C = Mätning av humuslagrets djup. Jordprovet på bilden visar en tydlig övergång mellan det bruna organiska lagret (O-horisont) och den ljusa mineraljorden (E-horisont) men det framgår även hur denna gräns kan variera runt en humuskärna.*

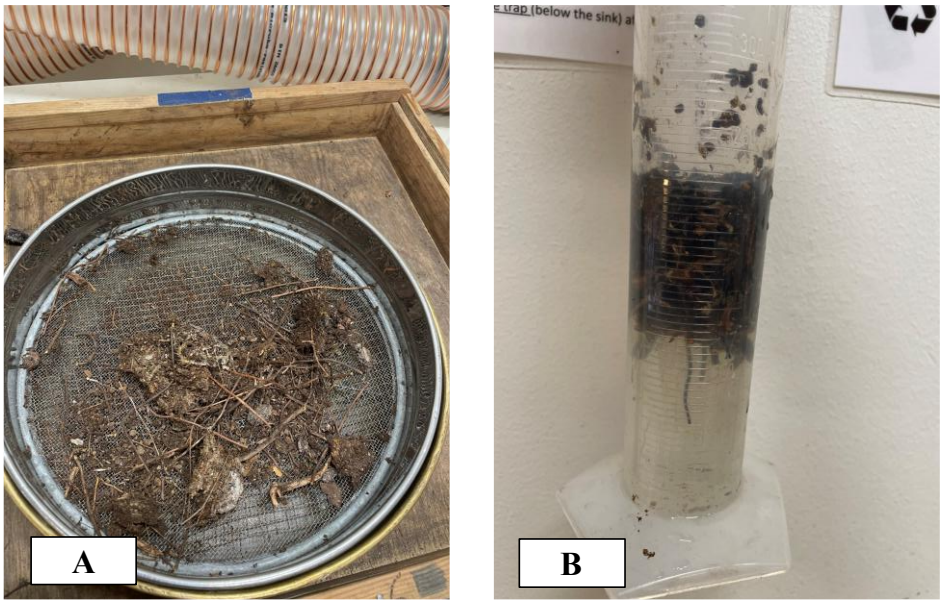
2.5 Laboratoriearbete

Proverna togs ut ur frysen och tinades varefter de placerades i torkskåp vid 60 °C[9] tills konstant torrvikt uppnåddes. Efter torkning vägdes varje prov för att erhålla total torrvikt. Mineraljord som kvarstod på jordprovets undersida avlägsnades mekaniskt med borste och kniv. Varje prov såldes därefter genom ett 2 mm-såll för att separera finmaterialet (<2 mm)[10] från grovmaterialet (>2 mm). Syftet med sållningen var tvåfaldigt: dels för att avskilja grovt organiskt material, stenar och

[9] Vid förbehandling av humusprover för kemisk analys rekommenderas vanligen lufttorkning eller torkning vid högst 40 °C (ICP Forests 2006). Proverna i denna studie torkades vid 60 °C. Vid högre torktemperaturer finns en risk att andra ämnen än vatten, till exempel flyktiga organiska föreningar, avgår genom oxidation eller förångning (O'Kelly & Sivakumar 2014), vilket kan ha medfört en marginell förlust av organiskt material. Totalhalterna av övriga analyserade grundämnen bedöms inte påverkas, eftersom dessa inte är flyktiga vid 60 °C. Eftersom samtliga prover torkades på samma sätt bedöms torktemperaturen framför allt kunna påverka jämförelser av absoluta värden med andra studier och i liten grad jämförelserna mellan behandlingarna. Jag noterar ändå detta metodval som en felkälla i denna studie.

[10] Sållning av fibrös och lättsmulig humus kan förändra materialets partikelstorlek (ASTM International 2017), vilket kan ha marginellt påverkat uträkning av bulkdensiteten, kolförrådet och halt organiskt kol (SOC). Alla prover såldes på samma sätt och av samma person vilket innebär att en eventuell påverkan bör vara likartad för alla sållade prover.

rötter vars volym och vikt behövde mätas för bulkdensitetsberäkning, dels för att erhålla en homogen finfraktion (<2 mm) lämplig för kemisk analys av näringsämnen, halt organiskt kol (SOC), och tungmetaller. Det grovmaterial som stannade kvar på sållet (stenar, rötter, grovt organiskt material) vägdes och volymbestämdes med vattendisplacering (Throop et al. 2012). Grovmaterialet sänktes ned i en uppmätt vattenmängd i ett mätkärl varpå volymökningen noterades (Figur 4). De fem individuella proverna från varje behandlingsyta slogs slutligen samman till ett aggregerat prov, innebärande att hela finmaterialsfraktionen (<2 mm) från varje jordprov inkluderades. Det aggregerade provet blev därmed viktat efter respektive kärnas massa av finmaterial. Sammanslagning av prover tillämpades eftersom de enskilda kärnorna inom samma behandlingsyta inte kan antas vara statistiskt oberoende från varandra.



***Figur 4**. **A** = Sållning av material till <2mm för att separera finmaterialet från grovmaterialet (>2mm) **B** = Volymbestämning av grovmaterial (>2 mm) via vattendisplacering i ett mätkärl (Throop et al. 2012). Grovmaterialets volym subtraheras från humuskärnans totala volym vid beräkning av bulkdensiteten, som i sin tur används för att beräkna kolförrådet (avsnitt 2.6.1).*

2.6 Analys av kemiska egenskaper

Ett delprov om ca 10 g av det aggregerade finmaterialet (<2 mm) per behandlingsyta skickades till ALS Scandinavia (Luleå, Sverige) för kemisk analys. Halterna av grundämnena; Ca, K, Mg, S. B, P, Cu, Zn, Cr, Ni, Cd och Pb bestämdes med ICP-SFMS (Inductively Coupled Plasma Sector Field Mass

Spectrometry). Metoden är ackrediterad[11] och resultaten rapporterades i mg/kg torrvikt.

Halt organiskt kol (SOC) och kvävehalt (TN) analyserades med elementaranalys (förbränning med IR-detektion) och rapporterades i % av torrvikt, från vilka C/N-kvoten beräknades som:

$$\mathrm{C/N} = \frac{\mathrm{SOC}\ (\%)}{\mathrm{TN}\ (\%)}$$

2.6.1 Uppskattning av bulkdensitet och förråd

Bulkdensiteten (BD) beräknades för varje individuellt jordprov enligt:

$$BD = \frac{(m_{tot} - m_{grov})}{(V_{tot} - V_{grov})}$$

Där m_{tot} är total torrvikt, m_{grov} betecknar vikten för överblivet grovmaterial >2mm. V_{tot} är jordprovets totala volym (cm^3) beräknad som:

$$V = \pi r^2 h$$

Där r är jordprovtagarens radie (5,25 cm), h är O-horisontens djup. V_{grov} betecknar volymen av överblivet material efter sållning (>2 mm). Medelbulkdensiteten per behandlingsyta beräknades som medelvärdet av de fem individuella jordproverna. Kol- respektive kväveförrådet per behandlingsyta beräknades med en korrektion för grovfraktionens volymandel (CF) i enlighet med Poeplau et al. (2017):

$$Förråd_X = \frac{Halt_X}{100} * \widetilde{BD} * \tilde{h} * \left(1 - \widetilde{CF}\right) * X$$

Där:

- **Förråd** = kol- och kväveförråd (t C/ha, kg N/ha)
- **Halt** = total kolhalt respektive totalkvävehalt i finfraktionen (% av TS)
- $\widetilde{\boldsymbol{BD}}$= medelbulkdensitet per behandlingsyta (g/cm³),
- $\tilde{\boldsymbol{h}}$ = medel humuslager-djup per behandlingsyta (cm)
- $\widetilde{\boldsymbol{CF}}$ = medelvärdet av den volymetriska grovfraktionsandelen
- **/100 =** För att få en dimensionslös andel
- **X =** Omräkningsfaktor från g/cm² till annan enhet.

[11] ALS Scandinavias laboratorie i Luleå är ackrediterade av SWEDAC för ett flertal analysmetoder (reg nr 2030). Det innebär att den internationella standarden ISO/IEC 17025 är uppfylld.

Förråden av övriga grundämnen (P, K, Ca, Mg, S, B, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb och Zn) beräknades som halten i finfraktionen (mg/kg TS) multiplicerad med finfraktionens massa per ytenhet (humuslagrets massa), $BD \times h \times (1 - CF)$, vilket gav förråd i mg/m². För näringsämnena (P, K, Ca, Mg och S) omräknades förrådet till g/m².

2.6.2 pH-mätning

Markens pH-värde mättes på det aggregerade finmaterialet (<2 mm) för varje behandlingsyta. Cirka 2 g torrt finmaterial vägdes in i en plastbehållare, varefter 25 ml avjoniserat vatten tillsattes för att erhålla en suspension med ett jord-vattenförhållande på ungefär 1:12,5 (m/v). Suspensionen skakades i 150 rpm under 2 timmars tid och fick sedan stå i jämvikt i 12–24 timmar vid rumstemperatur. pH mättes med en kalibrerad glaselektrod direkt i suspensionen. pH-metern kalibrerades med standardbuffertlösningar (pH 4,0 och pH 7,0) innan mätningarna påbörjades. Värden noterades med två decimaler noggrannhet.

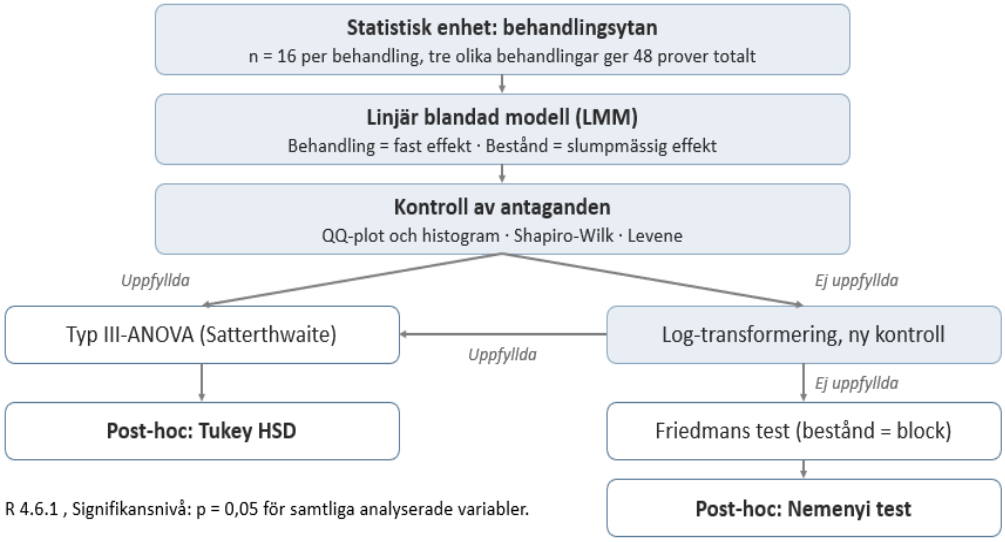
2.7 Statistisk analys

Den statistiska enheten var behandlingsytan, eftersom de fem humuskärnorna från varje behandlingsyta slogs samman till ett samlingsprov. Det gav ett värde per behandling och bestånd, dvs. n = 16 per behandling. Effekten av respektive behandling analyserades för varje variabel[12]med en linjär blandad modell (LMM). Behandling (kontroll, mineralgödsel, Bionäring) ingick som fast effekt och bestånd som slumpmässig effekt, för att ta hänsyn till den naturliga variationen mellan bestånden (Zuur et al. 2009). Modellerna anpassades med paketen lme4 (Bates et al. 2015) och lmerTest (Kuznetsova et al. 2017). Modellantagandena utvärderades innan behandlingseffekten testades. Residualerna granskades visuellt med QQ-diagram och histogram, och normalfördelningen av residualer testades med Shapiro–Wilks test (Shapiro & Wilk 1965). Varianshomogeniteten mellan behandlingarna testades med Levenes test (Levene 1960; Fox & Weisberg 2019). Om något av antagandena inte uppfylldes log-transformerades responsvariabeln (naturlig logaritm), varefter antagandena kontrollerades igen. När modellantagandena var uppfyllda testades behandlingseffekten med ett F-test, där frihetsgraderna approximerades med Satterthwaites metod (Satterthwaite 1946).

[12] Cu, Zn, Cd, Cr, Ni, Pb, B[12], P, K, Ca, Mg, S, TN, SOC, kolförråd, kväveförråd, C/N-kvot och pH samt förråden av respektive näringsämne och tungmetall och humuslagrets bulkdensitet, djup och massa. Värden under laboratoriets (ALS Scandinavia, Luleå, Sverige) detektionsgräns (B, <2 mg/kg) ersattes med detektionsgränsen minskad med laboratoriets angivna mätosäkerhet (12,2 %), motsvarande $2 \times (1 - 0{,}122) \approx 1{,}76$ mg/kg.

Vid signifikant behandlingseffekt jämfördes behandlingarna parvis med Tukey-justering (Tukey 1949; Lenth 2025). I tabeller och figurer benämns F-testet från den blandade modellen för enkelhetens skull ANOVA (Analysis of variance). För variabler där modellantagandena inte uppfylldes ens efter log-transformering användes i stället Friedmans icke-parametriska test, med bestånd som blockfaktor (Friedman 1937). Vid signifikant resultat gjordes parvisa jämförelser med Nemenyi test (Nemenyi 1963; Pohlert 2024). Samtliga analyser gjordes i R version 4.6.1 (R Core Team 2026). Signifikansbokstäver togs fram med *multcompView* (Graves et al. 2024), och figurerna skapades med *ggplot2* (Wickham 2016) och *patchwork* (Pedersen 2024). Signifikansnivån sattes till $\alpha = 0,05$ för samtliga analyserade variabler.

En känslighetsanalys där samtliga analyser upprepades utan de tre slutavverkade bestånden redovisas i Bilaga 2.



Figur 5. *Schematisk översikt över den statistiska analysen. Den statistiska enheten var behandlingsytan, eftersom de fem humuskärnorna från varje yta slogs samman till ett samlingsprov (n = 16 per behandling, 48 prover totalt). Varje responsvariabel analyserades med linjär blandad modell (LMM) med behandling som fast effekt och bestånd som slumpmässig effekt. Modellantagandena kontrollerades med QQ-diagram, histogram, Shapiro–Wilks test (normalfördelning av residualer) och Levenes test (varianshomogenitet). Om antagandena var uppfyllda testades behandlingseffekten med ett F-test (ANOVA), följt av parvisa jämförelser med Tukey test. Om antagandena inte var uppfyllda log-transformerades variabeln och antagandena kontrollerades på nytt. Om de fortfarande inte var uppfyllda användes det icke-parametriska Friedmans test med bestånd som blockfaktor, följt av Nemenyi test som post-hoc test. Samtliga analyser gjordes i R 4.6.1 med signifikansnivån $\alpha = 0,05$ för samtliga variabler.*

3. Resultat

3.1 Kol, kväve och pH

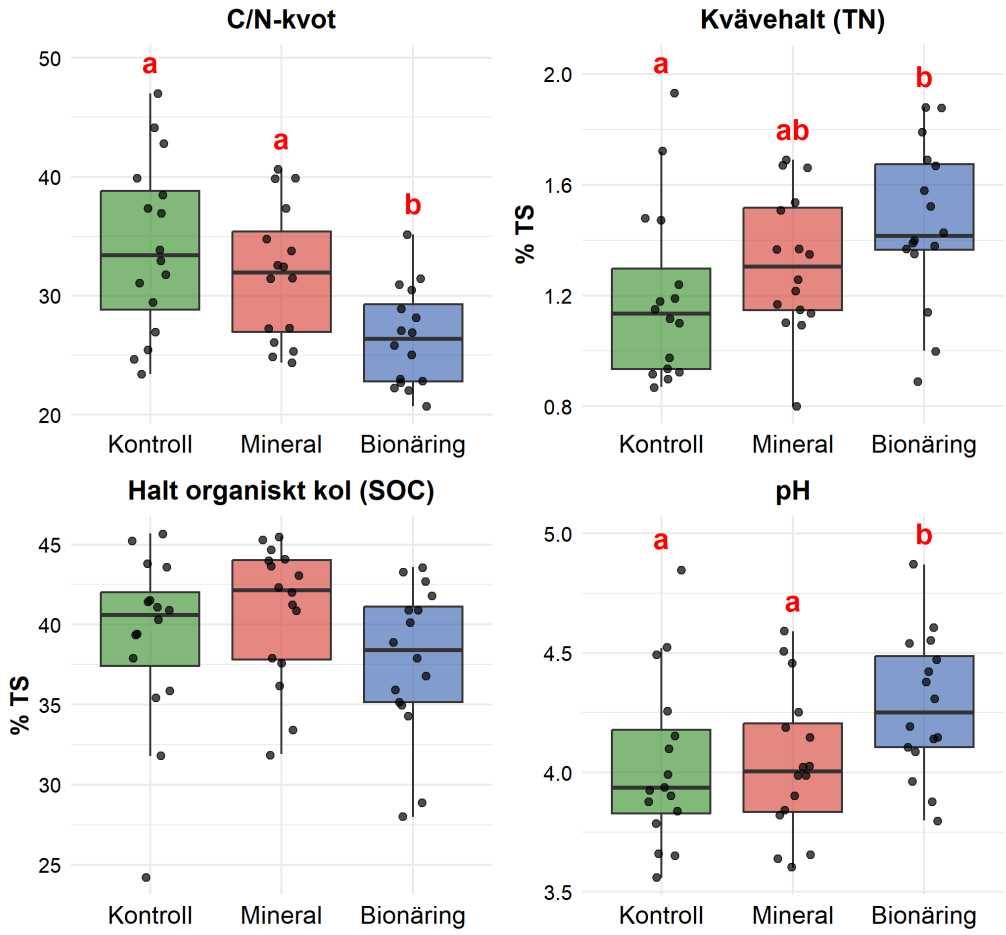
3.1.1 Kemiska egenskaper

Kolförrådet var signifikant större i Bionäringsytorna än i både kontroll- och mineralytorna, medan halten organiskt kol (SOC) inte skilde sig mellan behandlingarna (Tabell 4, Figur 6–7). Kväveförrådet var signifikant större i Bionäringsytorna än i övriga behandlingar. Kvävehalten (TN) var signifikant högre i Bionäringsytorna än i kontrollen, medan kvävehalten i mineralytorna inte skilde sig signifikant från övriga behandlingar (Tabell 4, Figur 6–7). C/N-kvoten var signifikant lägre och pH signifikant högre i Bionäringsytorna än i både kontroll- och mineralytorna (Tabell 4, Figur 6). Mineralytorna skilde sig inte signifikant från kontrollytorna för någon av variablerna.

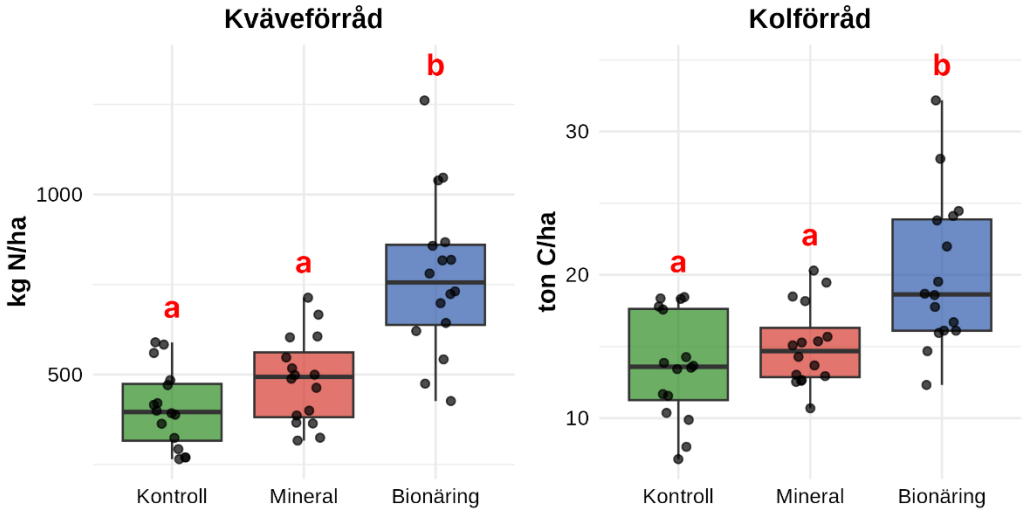
Tabell 4*. Värden för halt organiskt kol (SOC), Kolförråd (C), Kväveförråd (N), C/N-kvot, totalkvävehalt (TN) och pH i humuslagret inom behandlingarna; kontroll, mineral och Bionäring. Värden anges som medelvärde ± standardfel (SE) för variabler analyserade med ANOVA på ursprungliga data, median (undre–övre kvartil) för variabler analyserade med Friedmans test.*

Variabel	Enhet	Kontroll	Mineral	Bionäring	Tst.[1]	P-värde
SOC[2]	%TS	40,6 (37,4–42,0)	42,1 (37,8–44,0)	38,4 (35,2–41,1)	3,88	0,144
C	t C/ha	13,6 ± 1,0 **a**	15,0 ± 1,0 **a**	20,1 ± 1,0 **b**	13,17	<0,001
N	kg N/ha	405 ± 39 **a**	485 ± 39 **a**	772 ± 39 **b**	26,98	<0,001
C/N	-	34,1 ± 1,4 **a**	31,8 ± 1,4 **a**	26,5 ± 1,4 **b**	23,87	<0,001
TN	%TS	1,19 ± 0,07 **a**	1,32 ± 0,07 **ab**	1,46 ± 0,07 **b**	7,76	0,002
pH[2]	-	3,94 (3,83–4,18) **a**	4,00 (3,84–4,20) **a**	4,25 (4,11–4,49) **b**	11,38	0,003

Olika bokstäver (a,b,c) indikerar statistiskt signifikanta skillnader mellan behandlingar enligt post-hoc test (p <0,05). [1]Teststatistika: F-värde (ANOVA), respektive χ^2 (Friedman). [2]Analys genomförd med Friedmans test.



Figur 6. *C/N-kvot, totalkvävehalt (TN), halt organiskt kol (SOC) och pH i humuslagret i behandlingarna kontroll, mineralgödsel och Bionäring, n = 16 per behandling. TN och SOC anges i procent av torrsubstansen (% TS). Boxen visar median samt undre och övre kvartil (25:e och 75:e percentilen), linjerna (whiskers) visar variationen och varje punkt representerar en behandlingsyta (samlingsprov av fem humuskärnor). Olika bokstäver anger statistiskt signifikanta skillnader (p <0,05) mellan behandlingar enligt post hoc-test (parvisa jämförelser med Tukey-justering för C/N-kvot och TN, respektive Nemenyis test efter Friedmans test för pH; Tabell 4). Behandlingar med samma bokstav skiljer sig inte signifikant. Avsaknad av bokstäver innebär att ingen signifikant skillnad kunde påvisas mellan behandlingarna (SOC).*



***Figur** 7. Kväveförråd (kg N/ha) och kolförråd (t C/ha) i humuslagret i behandlingarna kontroll, mineralgödsel och Bionäring, n = 16 per behandling. Boxen visar median samt undre och övre kvartil (25:e och 75:e percentilen), linjerna (whiskers) visar variationen och varje punkt representerar en behandlingsyta. Olika bokstäver anger statistiskt signifikanta skillnader (p <0,05) mellan behandlingar enligt parvisa jämförelser med Tukey-justering (Tabell 4). Behandlingar med samma bokstav skiljer sig inte signifikant.*

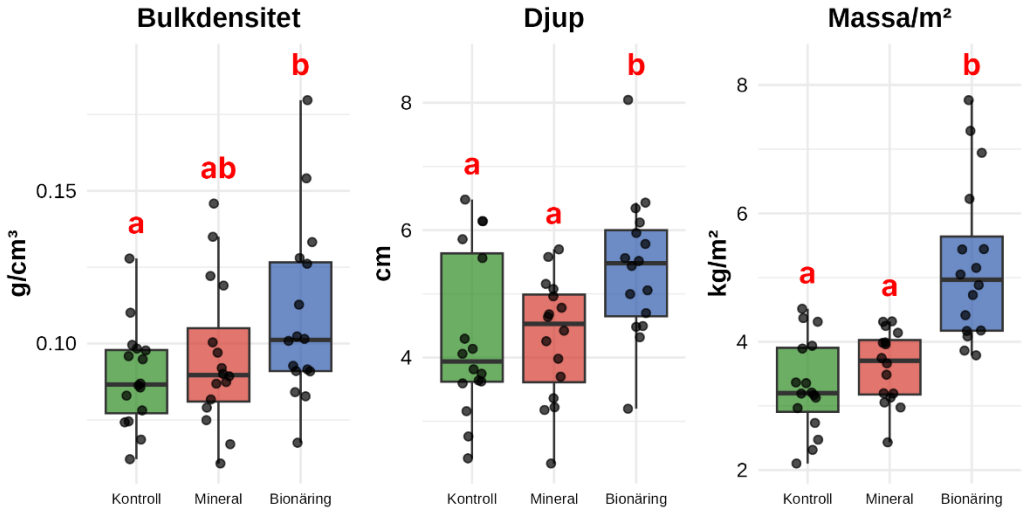
3.1.2 Humuslagrets fysiska egenskaper

Bulkdensiteten var signifikant högre i Bionäringsytorna än i kontrollytorna (0,109 respektive 0,089 g/cm³), medan mineralytorna inte skilde sig från någon av övriga behandlingar. Humuslagrets djup var signifikant större (5,4 cm jämfört med 4,3 cm i både kontroll- och mineralytorna) och humuslagrets massa/m² signifikant större (5,08 jämfört med 3,24 respektive 3,57 kg/m²) i Bionäringsytorna än i både kontroll- och mineralytorna (Tabell 5, Figur 8). Mineralytorna skilde sig inte från kontrollytorna för djup (cm) eller massa (kg/m²).

***Tabell 5**. Bulkdensitet (BD, g/cm³), humuslagrets djup (Djup, cm) och humuslagrets massa per kvadratmeter (Massa, kg/m²) i humuslagret inom behandlingarna; kontroll, mineral och Bionäring. Värden anges som medelvärde ± standardfel (SE) för variabler analyserade med ANOVA på ursprungliga data och geometriskt medelvärde (95 % konfidensintervall) för variabler analyserade med ANOVA på log-transformerade data.*

Variabel	Enhet	Kontroll	Mineral	Bionäring	Tst.[1]	P-värde
BD	g/cm³	0,0890 ± 0,0059 **a**	0,0955 ± 0,0059 **ab**	0,109 ± 0,006 **b**	6,95	0,003
Djup	cm	4,34 ± 0,28 **a**	4,31 ± 0,28 **a**	5,40 ± 0,28 **b**	8,40	0,001
Massa[2]	kg/m²	3,24 (2,92–3,60) **a**	3,57 (3,21–3,96) **a**	5,08 (4,58–5,65) **b**	24,61	<0,001

Olika bokstäver (a,b,c) indikerar statistiskt signifikanta skillnader mellan behandlingar enligt post-hoc test (p <0,05). [1]Teststatistika: F-värde (ANOVA). [2]Analysen är genomförd med ANOVA på log-transformerat data.



***Figur 8**. Bulkdensitet (g/cm³), djup (cm) och massa (kg/m²) i humuslagret från de tre behandlingarna: kontroll, mineralgödsel och Bionäring, n = 16 per behandling. Boxen visar median samt undre och övre kvartil (25:e och 75:e percentilen). Linjer (whiskers) visar variationen och varje punkt representerar en behandlingsyta (samlingsprov av fem humuskärnor). Olika bokstäver anger statistiskt signifikant skillnad (p <0,05) mellan behandlingar enligt post-hoc-test (parvisa jämförelser med Tukey-justering efter ANOVA; Tabell 5); samma bokstav innebär ingen signifikant skillnad.*

3.2 Näringsämnen

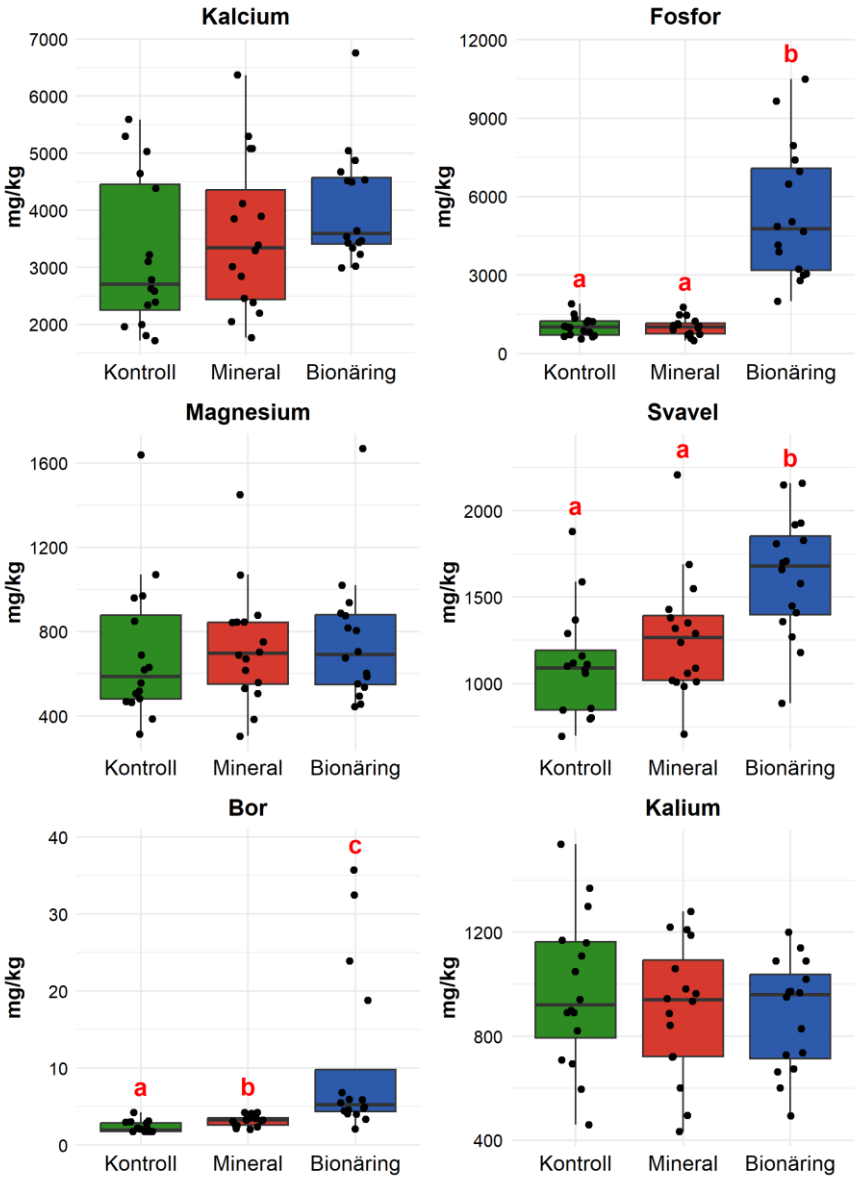
3.2.1 Halter

P-halten var signifikant högre i Bionäringsbehandlingen än i övriga behandlingar (Tabell 6), medan det inte var någon skillnad mellan mineral- och kontrollbehandling för P. S-halten var signifikant högre i Bionäringsbehandlingen än i mineralbehandlingen och kontrollen (Tabell 6), utan signifikant skillnad mellan mineral och kontroll. För B skilde sig samtliga behandlingar åt med högst halt i Bionäringsbehandlingen, följt av mineralbehandlingen och kontrollen (Tabell 6, Figur 9). Det var ingen signifikant effekt av behandling för halterna av K, Ca eller Mg (Tabell 6, Figur 9).

***Tabell 6**. Halter av näringsämnen (mg/kg): Fosfor (P), Kalium (K), Kalcium (Ca), Magnesium (Mg), Svavel (S) och Bor (B) i humuslagret inom behandlingarna; kontroll, mineral och Bionäring. Värden anges som medelvärde ± standardfel (SE) för variabler analyserade med ANOVA på ursprungliga data, median (undre–övre kvartil) för variabler analyserade med Friedmans test och geometriskt medelvärde (95 % konfidensintervall) för variabler analyserade med ANOVA på log-transformerade data.*

Ämne	Enhet	Kontroll	Mineral	Bionäring	Tst.[1]	P-värde
P[3]	mg/kg	978 (802–1194) **a**	969 (795–1182) **a**	4817 (3949–5876) **b**	88,87	<0,001
K	mg/kg	975 ± 64	906 ± 64	883 ± 64	1,61	0,216
Ca[3]	mg/kg	2984 (2512–3546)	3342 (2813–3972)	3964 (3336–4710)	3,00	0,065
Mg[3]	mg/kg	635 (522–773)	682 (560–830)	710 (583–864)	0,61	0,551
S	mg/kg	1100 ± 85 **a**	1271 ± 85 **a**	1625 ± 85 **b**	14,64	<0,001
B[2]	mg/kg	1,92 (1,76–2,89) **a**	3,25 (2,58–3,54) **b**	5,23 (4,37–9,80) **c**	24,50	<0,001

Olika bokstäver (a,b,c) indikerar statistiskt signifikanta skillnader mellan behandlingar enligt post-hoc test (p <0,05). [1]Teststatistik: F-värde (ANOVA), respektive χ^2 (Friedman). [2]Analys genomförd med Friedmans test. [3]Analysen är genomförd med ANOVA på log-transformerat data.



Figur 9. *Halter av näringsämnena kalcium (Ca), fosfor (P), magnesium (Mg), svavel (S), bor (B) och kalium (K) i humuslagret från de tre behandlingarna: kontroll, mineralgödsel och Bionäring, n = 16 per behandling. Boxen visar median samt undre och övre kvartil (25:e och 75:e percentilen). Linjer (whiskers) visar variationen och varje punkt representerar en enskild behandlingsyta. Olika bokstäver anger statistiskt signifikant skillnad (p <0,05) mellan behandlingar enligt post-hoc-test (parvisa jämförelser med Tukey-justering efter ANOVA respektive Nemenyi's test efter Friedmans-test, se Tabell 6); samma bokstav innebär ingen signifikant skillnad. Avsaknad av bokstäver innebär att ingen signifikant skillnad påvisas mellan behandlingarna*

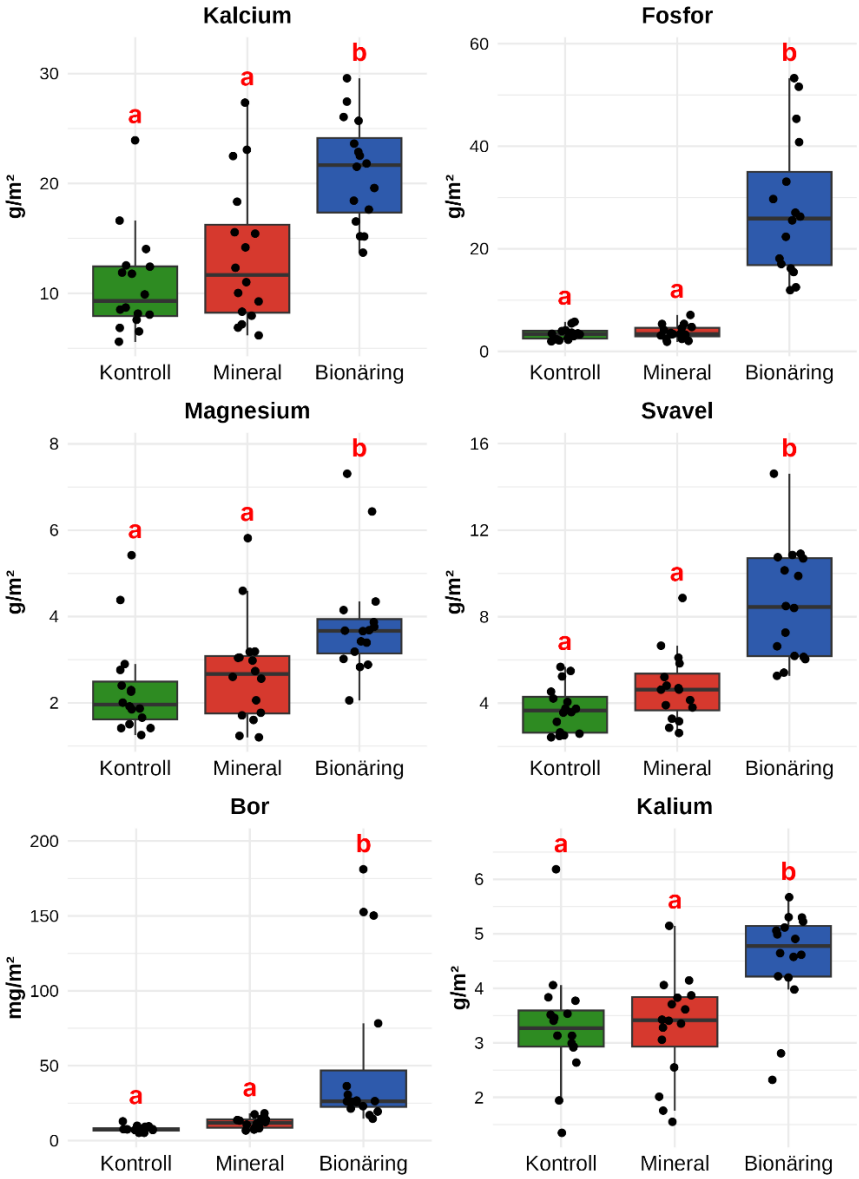
3.2.2 Förråd

Förråden av samtliga sex analyserade näringsämnen (P, K, Ca, Mg, S och B) var signifikant större i Bionäringsytorna än i både mineral- och kontrollytorna, medan mineralytorna inte skilde sig från kontrollytorna för något av ämnena (Tabell 7, Figur 10).

Tabell 7. *Förråd av näringsämnen: Fosfor (P), Kalium (K), Kalcium (Ca), Magnesium (Mg), Svavel (S) (g/m²) och Bor (B) (mg/m²) i humuslagret inom behandlingarna; kontroll, mineral och Bionäring. Värden anges som medelvärde ± standardfel (SE) för variabler analyserade med ANOVA på ursprungliga data, som median (undre–övre kvartil) för variabler analyserade med Friedmans test och som geometriskt medelvärde (95 % konfidensintervall) för variabler analyserade med ANOVA på log-transformerade data.*

Ämne	Enhet	Kontroll	Mineral	Bionäring	Tst.[1]	P-värde
P[3]	g/m²	3,30 (2,70–4,05) **a**	3,52 (2,88–4,32) **a**	25,0 (20,4–30,6) **b**	130,20	<0,001
K[2]	g/m²	3,27 (2,93–3,59) **a**	3,42 (2,93–3,84) **a**	4,78 (4,22–5,14) **b**	13,62	0,001
Ca[2]	g/m²	9,31 (7,94–12,46) **a**	11,7 (8,2–16,3) **a**	21,7 (17,4–24,1) **b**	14,62	<0,001
Mg[3]	g/m²	2,14 (1,77–2,60) **a**	2,48 (2,04–3,01) **a**	3,68 (3,03–4,47) **b**	10,92	<0,001
S[3]	g/m²	3,59 (3,07–4,19) **a**	4,47 (3,83–5,22) **a**	8,24 (7,05–9,61) **b**	37,29	<0,001
B[2]	mg/m²	7,54 (6,77–8,26) **a**	11,8 (8,6–14,1) **a**	26,2 (22,5–46,9) **b**	28,50	<0,001

Olika bokstäver (a,b,c) indikerar statistiskt signifikanta skillnader mellan behandlingar enligt post-hoc test (p <0,05). [1]Teststatistik: F-värde (ANOVA), respektive χ^2 (Friedman). [2]Analys genomförd med Friedmans test. [3]Analysen är genomförd med ANOVA på log-transformerat data.



Figur 10. *Förråd av näringsämnena kalcium (Ca), fosfor (P), magnesium (Mg), svavel (S), kalium (K) (g/m²) och bor (B) (mg/m²) i humuslagret från de tre behandlingarna: kontroll, mineralgödsel och Bionäring, n = 16 per behandling. Boxen visar median samt undre och övre kvartil (25:e och 75:e percentilen). Linjer (whiskers) visar variationen och varje punkt representerar en behandlingsyta. Olika bokstäver anger statistiskt signifikant skillnad (p <0,05) mellan behandlingar enligt post-hoc-test (parvisa jämförelser med Tukey-justering efter ANOVA respektive Nemenyis test efter Friedmans test, se Tabell 7); samma bokstav innebär ingen signifikant skillnad.*

3.3 Tungmetaller

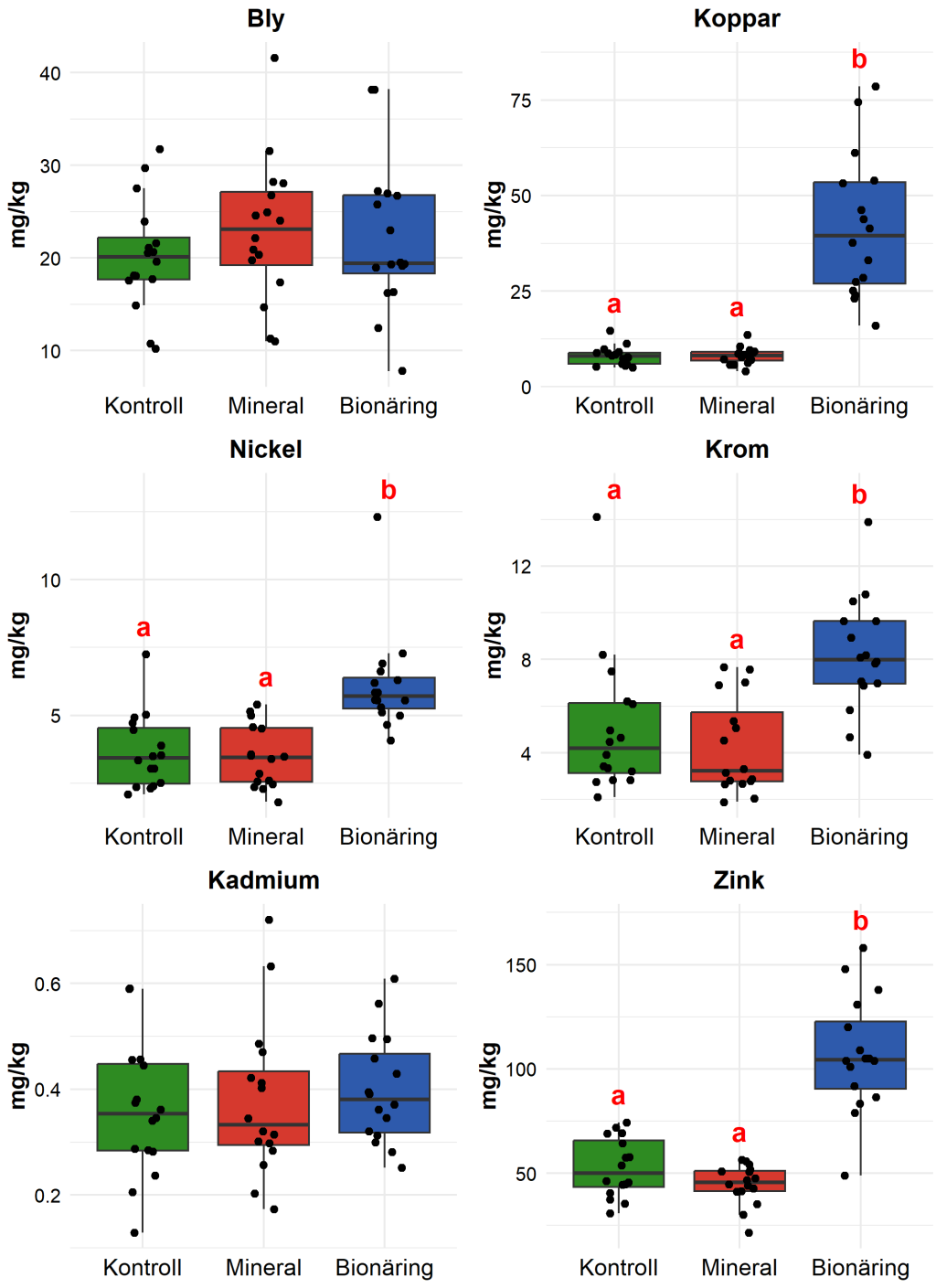
3.3.1 Halter

Av de sex analyserade tungmetallerna uppvisade fyra en signifikant skillnad mellan behandlingarna. Cu, Zn, Cr och Ni hade signifikant högre halter i Bionäringsbehandlingen än i mineral- och kontrollbehandling, medan mineralbehandlingen och kontrollen inte skilde sig åt för dessa ämnen (Tabell 8, Figur 11). Det fanns ingen signifikant behandlingseffekt för Pb och Cd (Tabell 8, Figur 11).

Tabell 8. *Halter av tungmetaller (mg/kg): Kadmium (Cd), Krom (Cr), Koppar (Cu), Nickel (Ni), Bly (Pb) och Zink (Zn) i humuslagret inom behandlingarna; kontroll, mineral och Bionäring. Värden anges som medelvärde ± standardfel (SE) för variabler analyserade med ANOVA på ursprungliga data och som geometriskt medelvärde (95 % konfidensintervall) för variabler analyserade med ANOVA på log-transformerade data.*

Ämne	Enhet	Kontroll	Mineral	Bionäring	Tst.[1]	P-värde
Cd	mg/kg	0,361 ± 0,032	0,378 ± 0,032	0,399 ± 0,032	0,65	0,527
Cr[2]	mg/kg	4,44 (3,56–5,54) **a**	3,84 (3,08–4,79) **a**	7,82 (6,27–9,75) **b**	19,62	<0,001
Cu[2,3]	mg/kg	7,79 (6,53–9,30) **a**	7,79 (6,53–9,30) **a**	38,0 (31,8–45,3) **b**	108,90	<0,001
Ni[3]	mg/kg	3,45 (2,94–4,04) **a**	3,31 (2,82–3,88) **a**	5,94 (5,07–6,97) **b**	36,01	<0,001
Pb	mg/kg	20,2 ± 1,8	23,0 ± 1,8	22,2 ± 1,8	1,22	0,309
Zn[2,3]	mg/kg	51,0 (44,5–58,4) **a**	43,6 (38,0–49,9) **a**	103 (90–118) **b**	47,85	<0,001

Olika bokstäver (a,b,c) indikerar statistiskt signifikanta skillnader mellan behandlingar enligt post-hoc test (p <0,05). [1]Teststatistika: F-värde (ANOVA) [2]Analysen är genomförd med ANOVA på log-transformerat data. [3]Cu och Zn uppfyllde inte alla antaganden formellt efter log-transformation (Levene p = 0,047 för Cu; Shapiro-Wilk p = 0,046 för Zn). Residualerna bedömdes dock se tillfredsställande ut i QQ-diagram och histogram, varför analysen fortsatte med ANOVA, som är relativt robust mot små avvikelser från antagandena.



Figur 11. *Halter av tungmetallerna: bly (Pb), koppar (Cu), nickel (Ni), krom (Cr), kadmium (Cd) och zink (Zn) i humuslagret från de tre behandlingarna kontroll, mineralgödsel och Bionäring (rötrest), n = 16 per behandling. Boxen visar median samt undre och övre kvartil (25:e och 75:e percentilen), linjer (whiskers) visar variationen och varje punkt representerar en enskild behandlingsyta. Olika bokstäver anger statistiskt signifikant skillnad (p <0,05) mellan behandlingar enligt post-hoc-test (parvisa jämförelser med Tukey-justering efter ANOVA respektive Nemenyi's test efter Friedmans-test, se Tabell 8); samma bokstav innebär ingen signifikant skillnad. Avsaknad av bokstäver innebär att ingen signifikant skillnad påvisas mellan behandlingarna*

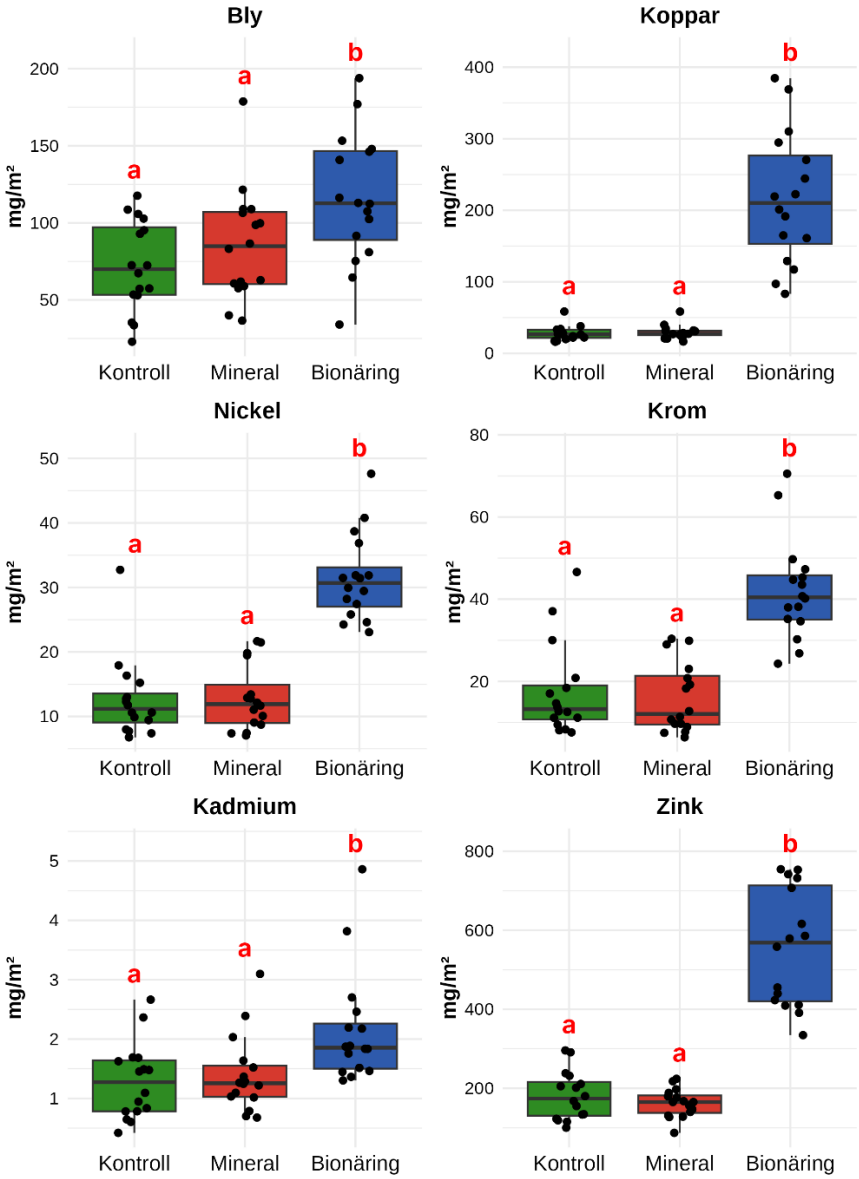
3.3.2 Förråd

Förråden av samtliga sex analyserade tungmetaller (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb och Zn) var signifikant större i Bionäringsytorna än i både mineral- och kontrollytorna, medan mineralytorna inte skilde sig från kontrollytorna för något av ämnena (Tabell 9, Figur 12).

***Tabell 9**. Förråd av tungmetaller (mg/m²): Kadmium (Cd), Krom (Cr), Koppar (Cu), Nickel (Ni), Bly (Pb) och Zink (Zn) i humuslagret inom behandlingarna; kontroll, mineral och Bionäring. Värden anges som medelvärde ± standardfel (SE) för variabler analyserade med ANOVA på ursprungliga data, som median (undre–övre kvartil) för variabler analyserade med Friedmans test och som geometriskt medelvärde (95 % konfidensintervall) för variabler analyserade med ANOVA på log-transformerade data.*

Ämne	Enhet	Kontroll	Mineral	Bionäring	Tst.[1]	P-värde
Cd[3]	mg/m²	1,14 (0,91–1,42) **a**	1,28 (1,03–1,60) **a**	2,01 (1,61–2,51) **b**	12,20	<0,001
Cr[2]	mg/m²	13,2 (10,7–19,0) **a**	12,1 (9,5–21,3) **a**	40,5 (35,0–45,8) **b**	21,88	<0,001
Cu[3]	mg/m²	26,3 (21,9–31,6) **a**	28,3 (23,6–34,1) **a**	197 (164–237) **b**	155,10	<0,001
Ni	mg/m²	12,6 ± 1,5 **a**	12,9 ± 1,5 **a**	31,5 ± 1,5 **b**	101,90	<0,001
Pb[3]	mg/m²	65,4 (51,9–82,3) **a**	79,0 (62,7–99,4) **a**	108 (85–135) **b**	19,05	<0,001
Zn[3]	mg/m²	172 (149–199) **a**	158 (137–183) **a**	537 (465–620) **b**	90,99	<0,001

Olika bokstäver (a,b,c) indikerar statistiskt signifikanta skillnader mellan behandlingar enligt post-hoc test (p <0,05). [1]Teststatistik: F-värde (ANOVA), respektive χ^2 (Friedman). [2]Analys genomförd med Friedmans test. [3]Analysen är genomförd med ANOVA på log-transformerat data.



Figur 12. *Förråd av tungmetallerna bly (Pb), koppar (Cu), nickel (Ni), krom (Cr), kadmium (Cd) och zink (Zn) (mg/m²) i humuslagret från de tre behandlingarna: kontroll, mineralgödsel och Bionäring, n = 16 per behandling. Boxen visar median samt undre och övre kvartil (25:e och 75:e percentilen). Linjer (whiskers) visar variationen och varje punkt representerar en behandlingsyta. Olika bokstäver anger statistiskt signifikant skillnad (p <0,05) mellan behandlingar enligt post-hoc-test (parvisa jämförelser med Tukey-justering efter ANOVA respektive Nemenyis test efter Friedmans test, se Tabell 9); samma bokstav innebär ingen signifikant skillnad.*

4. Diskussion

Försöksdesignen ger goda förutsättningar att skilja behandlingseffekterna från naturlig variation. Alla tre behandlingar fanns i vart och ett av de 16 provtagna bestånden, så skillnader mellan bestånden kunde hållas isär från skillnader mellan behandlingarna (avsnitt 2.7). Resultaten stod sig också när de tre slutavverkade bestånden uteslöts, och var oförändrade för 32 av 33 variabler (Bilaga 2). Eftersom totalt 33 variabler testades ökar sannolikheten för att enstaka signifikanta skillnader har uppstått slumpmässigt. Merparten av de signifikanta skillnaderna hade dock ett $p < 0{,}001$, vilket minskar sannolikheten av slumpmässiga skillnader.

Förråden och halterna besvarar olika frågor. Förråden beräknades med humusmassa per ytenhet (kg/m²) för respektive behandlingsyta, och eftersom massan i genomsnitt var större i Bionäringsytorna (Tabell 5) blev förråden större även för ämnen vars halt inte skilde sig, som Cd och Pb (Tabell 9, Figur 12). Förråden visar därför hur mycket av ett ämne som finns lagrat per ytenhet, medan halterna visar om ämnet har anrikats i humuslagret. Av det skälet ligger fokus i diskussionen på halterna, med förråden som kompletterande perspektiv.

Diskussionen nedan följer samma indelning som resultatet, med kategorierna: *kol, kväve och pH, näringsämnen* och *tungmetaller*, och resultaten utvärderas mot de hypoteser som formulerades (avsnitt 1.3). Diskussionen avslutas med ett avsnitt där resultaten sätts i ett större samhälleligt perspektiv angående slamgödsling på skogsmark.

4.1 Kol, kväve och pH

Min första hypotes (H1) var att Bionäringsytorna skulle ha ett större kol- och kväveförråd, en högre halt organiskt kol (SOC) och kvävehalt samt en lägre C/N-kvot än kontrollytorna, medan mineralytor inte förväntades ha någon skillnad mot kontrollytor för dessa variabler. Min andra hypotes (H2) var att pH skulle vara högre i Bionäringsytorna än i övriga behandlingar. Jag fann stöd för den andra hypotesen och delvis stöd för den första. Jämfört med kontrollytorna hade Bionäringsytorna ett signifikant större kol- och kväveförråd, en högre kvävehalt, ett högre pH-värde samt en lägre C/N-kvot. Kol- och kväveförråd, C/N-kvot och pH skilde sig också signifikant från mineralytorna, men det gjorde inte kvävehalten (TN). Mineralytorna skilde sig inte från kontrollen för någon av variablerna, och det var inte någon signifikant skillnad i SOC mellan behandlingarna (Tabell 4, Figur 6–7).

Skillnaden i kolförråd berodde alltså inte på att humuslagret var kolrikare, utan på att det fanns mer humusmassa per ytenhet. Massan/m^2 var omkring 57 % större i Bionäringsytorna än i kontrollytorna (5,08 jämfört med 3,24 kg/m^2), till följd av både ett djupare humuslager (5,4 jämfört med 4,3 cm) och en högre bulkdensitet (Tabell 5, Figur 8). En del av den större humusmassan utgörs sannolikt av rester av Bionäringen. Bionäringen bestod till 54–61 % av organiskt material räknat på torrsubstans (Tabell 2). I ett inkubationsförsök visade sig 55–80 % av det organiska materialet i avloppsslam vara särskilt svårnedbrytbart, med en uppskattad omsättningstid i storleksordningen hundratals år i marken (Terry et al. 1979).

Den tillförda mängden organiskt material räcker inte för att förklara hela skillnaden i kolförråd mellan kontroll- och Bionäringsytor (6,5 t C/ha). Skillnaden i massa/m^2 mot kontrollen motsvarar omkring 18 ton per hektar, vilket är mer än de 10–17 ton ts/ha som tillfördes (Bilaga 1). Med medelgivan 12,8 ton ts/ha tillfördes omkring 5 ton oorganiskt och 7–8 ton organiskt material per hektar. Även om allt oorganiskt material och 55–80 % (Terry et al. 1979) av det organiska materialet fanns kvar i marken skulle det motsvara omkring 9–11 ton per hektar, alltså högst omkring 60 % av skillnaden i massa/ha. Samma slutsats följer av en enkel kolbalans[13]. Om kolhalten i det organiska materialet antas vara 50–58 % (Pribyl 2010) motsvarar den svårnedbrytbara delen av medelgivan (55-80%; Terry et al 1979) omkring 1,9–3,6 ton C/ha, jämfört med en skillnad i kolförråd på omkring 6,5 ton C/ha (Tabell 4). Inte ens vid den största givan, 17 ton ts/ha, och om inget av det organiska materialet hade brutits ned, skulle det tillförda kolet (högst omkring 6 ton C/ha) motsvara hela skillnaden. Beräkningen är grov, eftersom kolhalten i Bionäringens organiska material inte har analyserats och kontrollytorna antas motsvara humuslagret i Bionäringsytorna före gödslingen. Beräkningen tyder ändå på att en stor del av det större kolförrådet i Bionäringsytorna inte utgörs av kvarvarande slamrester utan av organiskt material som har ackumulerats i humuslagret efter gödslingen.

Det finns flera möjliga förklaringar till en ackumulering av kol i Bionäringsytorna jämfört med de andra behandlingarna. Kvävetillförsel har i boreal skog visats öka kolförrådet i det organiska lagret (Hyvönen et al. 2008; Jörgensen et al. 2021), dels genom en ökad förnaproduktion när trädtillväxten ökar, dels genom att förnanedbrytningen och markrespirationen minskar så att organiskt material ackumuleras (Mäkipää 1994; Maaroufi et al. 2015; Boeraeve et al. 2025). I

[13] Beräkningen bakom uppskattningen av kvarvarande slamrester: med medelgivan G = 12,8 t ts/ha, organiskt material f = 0,54–0,61 (Tabell 2), svårnedbrytbar andel r = 0,55–0,80 (Terry et al. 1979) och kolhalt c = 0,50–0,58 (Pribyl 2010) blir kvarvarande slam = $G \times [(1 - f) + f \times r]$ = 9,3–11,4 t/ha, jämfört med en skillnad i humusmassa på 18,4 t/ha (Tabell 5), och kvarvarande slamkol = $G \times f \times r \times c$ = 1,9–3,6 t C/ha, jämfört med en skillnad i kolförråd på totalt 6,5 t C/ha mellan kontroll- och bionäringsytor (Tabell 4).

laboratorieförsök med humusmaterial från tre av studiens bestånd påverkades dock inte markrespirationen omkring fem år efter gödslingen (Sahlén et al. 2013), även om det säger lite om de därpå följande 15 åren. I tidigare slamgödslingsförsök på skogsmark har tillväxteffekten efter slamgödsling ofta varat längre än efter mineralgödsling, sannolikt eftersom kvävet frigörs gradvis från slammet under en längre tid (Sahlén 2006). En mer långvarig högre förnaproduktion i Bionäringsytorna kan därför inte uteslutas. Det som skiljer Bionäringsytorna från mineralytorna är framförallt kvävetillförseln. Bionäringsytorna fick omkring 1,7 gånger mer kväve, och eftersom kvävet var organiskt bundet och mineraliseras långsamt (Öling-Wärnå et al. 2019) har kvävetillgången sannolikt varit förhöjd under längre tid i Bionäringsytorna. Det syns i en lägre C/N-kvot och ett större kväveförråd i Bionäringsytorna (Tabell 4). Min tolkning är därför att den ytterligare ackumulationen av kol/ha främst beror på Bionäringens långvariga kvävetillförsel. Om den har verkat genom ökad förnaproduktion, minskad nedbrytning eller båda kan dock inte avgöras, eftersom varken förnaproduktion eller nedbrytning har mätts i denna studie.

Skillnaden i kolförråd har alltså sannolikt två olika ursprung, med olika betydelse. Den del som utgörs av kvarvarande slamrester är främst en förflyttning av kol från reningsverken till skogen och utgör inte ett nytt upptag av kol. Eftersom en del av slammets kol också stannar kvar i marken vid spridning på åkermark (SOU 2020:3), uppstår ett nettotillskott av kol i marken bara om slamkolet bevaras längre i skogens humuslager än det hade gjort vid annan användning. Den del som beror på att organiskt material har ackumulerats efter gödslingen skulle däremot potentiellt kunna innebära ett nettoupptag av kol. Om ökningen av kolförrådet innebär en positiv eller negativ effekt ur ett klimatperspektiv kan dock inte avgöras utifrån denna studie, eftersom det skulle kräva mätningar av bland annat kolinnehållet i mineraljorden, markrespiration, ekosystemets nettoutbyte av koldioxid och trädens tillväxt.

I mineralytorna var kolförrådet inte signifikant större än i kontrollytor. Resultatet kan delvis bero på att den totala kvävegivan var lägre, omkring 300 kg N/ha jämfört med 358–694 kg N/ha för Bionäring. Mineralgödslingens effekt på kolförrådet i det organiska lagret har också främst undersökts i försök där gödslingen pågick vid provtagningen (Hyvönen et al. 2008; Maaroufi et al. 2015; Jörgensen et al. 2021), och kunskapen om hur länge effekten kvarstår efter en avslutad gödsling är begränsad. I en annan studie, där bestånd mineralgödslats en gång med 150 kg N/ha mellan 2004 och 2012, fanns ett omkring 30 % större kolförråd kvar ett år efter slutavverkning, medan skillnaden saknades 4–13 år efter avverkning (Boeraeve et al. 2025). Tre av de 16 bestånden i denna studie var slutavverkade vid provtagningstillfället (4–9 år; Tabell 1), vilket kan ha minskat

skillnaderna mellan behandlingarna i dessa bestånd. Även när de tre bestånden uteslöts i en känslighetsanalys kunde dock ingen signifikant skillnad i kolförråd påvisas mellan mineral- och kontrollytorna (Bilaga 2). Kolförrådet i mineralytorna var visserligen omkring 10 % större än i kontrollytorna i den ursprungliga analysen, men skillnaden var inte signifikant (Tabell 4), och en så liten skillnad kan ha varit svår att påvisa med 16 bestånd och den variation som fanns mellan dem. Förråden beräknas dessutom från flera uppmätta variabler, nämligen halt, bulkdensitet, humusdjup och grovfraktionens volymandel (avsnitt 2.6.1). Osäkerheten i var och en av variablerna kan påverka spridningen av förrådsresultatet, vilket gör små skillnader svårare att upptäcka. Sammantaget tyder resultaten på att en eventuell effekt av mineralgödslingen på kolförrådet var liten och kan ha avtagit under de omkring 15 år som gått sedan den senaste givan. I Bionäringsytorna har kolförrådet sannolikt ökat på två sätt: dels genom det organiska material som tillfördes direkt med gödselmedlet, dels genom en förhöjd kvävetillgång under längre tid.

Kväveförrådet i humuslagret var omkring 772 kg N/ha i Bionäringsytorna, jämfört med omkring 405 kg N/ha i kontrollytorna och 485 kg N/ha i mineralytorna (Tabell 4, Figur 7). Skillnaden mellan Bionäring och kontroll, omkring 367 kg N/ha, motsvarar en betydande andel av de 358–694 kg N/ha som tillfördes med Bionäring (Bilaga 1). Kvävehalten i Bionäringsytorna var omkring 23 % högre än i kontrollytor men skilde sig inte signifikant från mineralytorna (Tabell 4, Figur 6). Kväveförrådet skilde sig alltså mellan Bionärings- och mineralytorna trots att kvävehalten inte gjorde det. Förklaringen är troligtvis att humusmassan per ytenhet var omkring 40 % större i Bionäringsytorna än i mineralytorna (Tabell 5, Figur 8). I ett tidigare svenskt slamgödslingsförsök i tallskog tillförde slammet beräknat omkring 6–7 mg N g^{-1} till humuslagret, men tre år efter gödslingen var den kvarvarande ökningen av kvävehalten endast 1–3 mg N g^{-1}. Resten av kvävet tolkades ha mineraliserats och försvunnit från humuslagret genom växtupptag, utlakning och denitrifikation (Bramryd 2002)[14]. Den bedömningen byggde dock på halter och inte på förråd. En minskad halt behöver alltså inte innebära att kvävet har förlorats från humuslagret i stor utsträckning, om humusmassan per ytenhet samtidigt har ökat efter slamgödsling. Det visar att förråd behöver beräknas, och inte bara halter, när långsiktiga slamgödslingseffekter i humuslagret ska bedömas. Eftersom en del av den större massan/ha sannolikt utgörs av organiskt material som har ackumulerats efter gödslingen, kommer dock en del av kvävet från andra källor än Bionäringen, och andelen kvarvarande kväve från Bionäringen kan inte fastställas. Resultaten antyder ändå att en betydande andel

[14] Slammet i Bramryds (2002) försök var aerobt stabiliserat och spreds i vått tillstånd (20 % ts), medan Bionäringen var rötad, hygieniserad och torkad. Gödslingsmängden i Bramryds försök var 588–870 kg N/ha. Jämförelsen är därför ungefärlig.

av kvävet från Bionäringen har stannat kvar i humuslagret i omkring 18–20 år efter gödslingen.

I mineralytorna var kväveförrådet omkring 80 kg N/ha större än i kontrollen, men skillnaden var inte signifikant (Tabell 4). I ett försök där tallskog gödslats med 108 kg N/ha årligen i omkring 20 år var halten utbytbart mineralkväve i det organiska lagret tillbaka på kontrollnivå sju år efter att gödslingen upphörde (Quist et al. 1999), vilket antyder att kvävetillgängligheten kan återgå relativt snabbt efter avslutad mineralgödsling.

C/N-kvoten i humuslagret kan potentiellt användas som indikator på ekosystemets kvävestatus (Gundersen et al. 1998). I svenska barrskogar är en lägre kvot svagt men signifikant kopplad till en högre produktivitet (Van Sundert et al. 2018). C/N-kvoten var 26,5 i Bionäringsytorna, jämfört med 34,1 i kontrollytorna och 31,8 i mineralytorna (Tabell 4). Den signifikant lägre C/N-kvoten i Bionäringsytorna, jämfört med övriga behandlingar, återspeglar att kolhalten var något lägre och kvävehalten något högre i Bionäringsytorna än i kontroll- och mineralytorna. Den lägre kvoten behöver inte nödvändigtvis innebära att en stor andel kväve är lättillgängligt i Bionäringsytorna jämfört med övriga behandlingar, eftersom en del av kvävet sannolikt är bundet i svårnedbrytbart slammaterial (Terry et al. 1979; Öling-Wärnå et al. 2019).

Humuslagrets pH var signifikant högre i Bionäringsytorna (4,25) än i kontroll- och mineralytorna (3,94 respektive 4,00), medan mineralytorna inte skilde sig från kontrollytorna (Tabell 4, Figur 6). Resultatet för mineralbehandlingen överensstämmer med tidigare studier där långvarig kvävegödsling med normala givor, 150–200 kg N/ha var femte till tionde år, haft liten eller ingen effekt på markens pH (Saarsalmi et al. 2014; Högberg et al. 2024). Skog-Can innehåller dessutom Ca och Mg (Tabell 2), som kan ha uppvägt den försurande effekten av ammoniumet. Skillnaden på omkring 0,3 pH-enheter mellan Bionärings- och kontrollytor kan verka liten, men eftersom pH-skalan är logaritmisk motsvarar skillnaden ungefär en halvering av vätejonaktiviteten. Bionäringen som tillfördes var relativt basisk, med pH 6,3–7,1 (Tabell 2), och givorna på 10–17 ton ts/ha var stora, vilket troligen har bidragit till det högre pH-värdet i Bionäringsytor, jämfört med kontroll- och mineralytor. De något högre halterna av Ca och Mg i Bionäringsytorna, om än inte signifikanta (Tabell 6), och de större förråden av Ca, K och Mg (Tabell 7) kan ha bidragit till att buffra humusen mot försurning (van Breemen et al. 1983). En sådan buffrande effekt är dock sannolikt inte bestående över tid. När det organiska kvävet i Bionäringen successivt mineraliseras och nitrifieras frigörs vätejoner (van Breemen et al. 1983). Det mineraliserade kvävet blir samtidigt tillgängligt för vegetationen, vilket kan öka tillväxten och därmed

upptaget av buffrande baskatjoner (Karltun et al. 2022). Skillnaden i pH för Bionäringsytor jämfört med kontrollytorna kan därför möjligen minska med tiden. Antagandet överensstämmer med att pH i Bionäringsytorna var 4,4–4,5 vid provtagningen 2017, omkring 0,5 enheter över kontrollytor (Öling-Wärnå et al. 2019), medan skillnaden nu var omkring 0,3 enheter. Vid provtagningen 2017 var halten av Ca också signifikant förhöjd i Bionäringsytorna jämfört med kontrollen, liksom halten av Mg vid den högre dosen Bionäring, till skillnad från resultaten i denna studie (Öling-Wärnå et al. 2019; Tabell 6). Jämförelsen bör dock tolkas försiktigt, eftersom provtagningen 2017 och denna studie skiljer sig i metodik. Att pH fortfarande är förhöjt omkring 20 år efter gödsling tyder ändå på att Bionäringen har haft en långvarig neutraliserande effekt på pH i humuslagret.

4.2 Näringsämnen

Min tredje hypotes (H3) var att P och S skulle ha en högre halt i Bionäringsytorna jämfört med övriga behandlingsytor, medan K, Ca, Mg och B inte skulle skilja sig signifikant mellan behandlingarna. Jag fann stöd för hypotesen för alla ämnen utom B (Tabell 6, Figur 9).

P-halten i Bionäringsytorna var ungefär fem gånger högre än i kontroll- och mineralytorna, och P-förrådet var omkring sju gånger större (Tabell 6–7, Figur 9–10). Bionäringen innehöll omkring 3 % P räknat på torrsubstans (Tabell 2), och eftersom givan dimensionerades efter kväve, som förekom i liknande halt, tillfördes omkring 300–540 kg P/ha (Tabell 3). P-förrådet 18–20 år efter gödsling var omkring 22 g/m² (motsvarande cirka 220 kg P/ha), större än i kontrollytorna. Vid provtagningen 2017 uppmättes liknande P-halter i humuslagret som i denna studie (Bilaga 3). I ett tidigare svenskt slamgödslingsförsök var P-halten i humuslagret i stort sett oförändrad mellan tre och elva år efter gödselspridning (Bramryd 2002). Att P har en hög halt 18–20 år efter gödsling med Bionäring och att tidigare studier visar liknande resultat tyder på att en stor del är hårt bunden i humuslagret efter slamgödsling. I reningsverk med kemisk fällning av P tillförs järn- och aluminiumföreningar som P binder till, vilket gör P särskilt svårtillgänglig för växter och mikroorganismer (Giesler et al. 2004; Henriksson et al. 2012; SOU 2020:3) vilket kan vara en bidragande faktor till retentionen av P i humuslagret.

S-halten var omkring 1,5 gånger högre i Bionäringsytorna än i kontrollen, medan mineralytorna inte skilde sig från kontrollen (Tabell 6). Skog-Can innehåller inget S, medan Bionäringen innehöll omkring 1 % S (%TS; Tabell 2) och tillförde uppskattningsvis 110–190 kg S/ha. I boreal skogsmark är S till övervägande del organiskt bundet, ofta till mer än 90 % (Vannier et al. 1993), och frigörs som

sulfat när det organiska materialet bryts ned. I boreal skog sker den omvandlingen nästan helt i humuslagret (Houle et al. 2014). Att S-halten fortfarande var förhöjd omkring 20 år efter gödslingen kan därför tyda på att en del av tillförd S, liksom kvävet, är bunden i organiskt material som bryts ned långsamt.

För K, Ca och Mg fanns ingen signifikant skillnad i halt mellan behandlingarna (Tabell 6, Figur 9). Det kan delvis förklaras av att Bionäringen innehöll relativt lite av dessa ämnen (Tabell 2), så att tillförseln var liten i förhållande till de mängder som redan fanns i humuslagret. Resultaten stämmer också med ett tidigare svenskt slamgödslingsförsök, där K inte hade signifikant högre halt i humuslagret än kontrollytor tre år efter gödsling, medan Ca och Mg fortfarande hade högre halt efter elva år men minskade successivt (Bramryd 2002). Även Sahlén (2006) konstaterar att förhöjda halter av Ca och Mg efter slamgödsling kan kvarstå i mer än tio år, om de inte förloras i samband med nitrifikation. Omkring 20 år efter gödslingen tycks en eventuell ursprunglig ökning alltså ha försvunnit. Även Skog-Can innehåller Ca och Mg (Tabell 2), men mineralgödslingen gav inte heller någon kvarstående effekt på halterna.

B var det enda näringsämne där alla tre behandlingar skilde sig signifikant från varandra (Tabell 6, Figur 9). Att mineralgödslingen gav en högre B-halt än kontrollen kan möjligen kopplas till gödselmedlets innehåll. Skog-Can innehåller 0,2 % B för att motverka den B-brist som kvävegödsling kan framkalla i boreal skog (Tabell 2; Nohrstedt 2001), och med två givor om 150 kg N/ha (Sahlén 2012) motsvarar det drygt 2 kg B/ha. Bionäringsytorna hade den högsta B-halten av behandlingarna (Tabell 6). Förekomsten av B i Bionäring analyserades endast i Bionäring UMEVA, som tillförde omkring 0,1 kg B/ha, medan B-halten i SYVAB, som de flesta bestånd gödslades med, är okänd (Tabell 2). En del av skillnaden kan därför bero på att SYVAB innehöll mer B, men information kring detta saknas. En möjlig bidragande förklaring är att B-adsorptionen tenderar att öka med halten järn- och aluminiumhydroxider och med stigande pH (Goldberg 1997). Slam från reningsverk med kemisk P-fällning innehåller järn- och aluminiumföreningar (Henriksson et al. 2012), och det kan möjligen ha ökat humusens förmåga att hålla kvar B från förna, deposition och vittring. Effekten av pH är dock troligen liten, eftersom B-adsorptionen är låg vid pH-värdet som uppmättes i humuslagret (pH: 4,25; Goldberg 1997).

4.3 Tungmetaller

Resultaten för tungmetaller stödjer min fjärde hypotes (H4), då Cu, Zn, Cr och Ni har en högre halt i Bionäringsytorna jämfört med övriga behandlingsytor, medan ingen signifikant skillnad mellan behandlingarna kunde påvisas för halter av Cd

och Pb (Tabell 8, Figur 11). Förråden var däremot större i Bionäringsytorna för samtliga sex metaller, alltså även för Cd och Pb (Tabell 9, Figur 12).

De högre halterna av Cu, Zn, Cr och Ni i Bionäringsytorna efter omkring 20 år kan dels bero på hur stora mängder av respektive metall som ursprungligen tillfördes med gödselmedlet, dels på respektive tungmetalls kemiska beteende och mobilitet i humuslagret. Det saknas mätningar av tungmetallhalterna i humuslagret de första åren efter gödslingen, och jämförelsen med provtagningen 2017 (Bilaga 3) är beskrivande, vilket begränsar möjligheten att bedöma hur halterna har förändrats över tid. Förråden ger dock en uppfattning om mängderna. Skillnaden i förråd mot kontrollen motsvarade omkring 1,7 kg/ha Cu, 3,7 kg/ha Zn, 0,3 kg/ha Cr och 0,2 kg/ha Ni (Tabell 9), vilket är av samma storleksordning som, men i regel mindre än, de mängder som tillfördes. Med givor på 10–17 ton ts/ha tillfördes omkring 1–6 kg/ha Cu, 5–12 kg/ha Zn och 0,2–0,7 kg/ha vardera av Cr och Ni, men endast 7–17 g Cd/ha (Tabell 3). Det tyder på att en betydande andel av de tillförda tungmetallerna finns kvar i humuslagret.

Hur länge tillförda tungmetaller stannar kvar i humuslagret beror delvis på hur rörliga de är. En metalls rörlighet avgörs till stor del av hur den fördelar sig mellan den fasta fasen och marklösningen (Degryse et al. 2009). Det är främst den lösta andelen som kan tas upp av växter, påverka markorganismer och lakas ut ur humuslagret, antingen som fria joner eller bunden till löst organiskt kol. Den del som är bunden till den fasta fasen är i stället till stor del otillgänglig (Åkerblom 2006; Degryse et al. 2009). Markens pH är en viktig faktor för denna fördelning mellan fast fas och marklösning (Sauvé et al. 2000). Tungmetalljoner och vätejoner konkurrerar om liknande bindningsställen i humuslagret, och i en sur miljö kan vätejonerna ersätta metalljoner så att en större andel hamnar i lösning (Sauvé et al. 2000). Bionäringsytorna hade både något högre pH och ett större kolförråd än övriga behandlingar (Tabell 4, Figur 6–7), vilket bör ha gynnat viss retention av metallerna.

Cu-halten i Bionäringsytorna var ungefär fem gånger högre än i kontroll- och mineralytorna (Tabell 8, Figur 11). Cu binds särskilt starkt till organiskt material genom att bilda kelatkomplex med materialets funktionella grupper (Karlsson et al. 2006). Fördelningen av Cu mellan fast fas och lösning påverkas relativt lite av pH (Sauvé et al. 2000). Att halten i stort sett var oförändrad mellan 2017 och 2026 i de fyra bestånd som provtogs båda åren (Tabell 13) är förenligt med att Cu är hårt bunden i humuslagret.

Zn-halten i Bionäringsytorna var ungefär dubbelt så hög som i kontroll- och mineralytorna (Tabell 8, Figur 11). Halten av Zn i marklösningen ökar med surheten, och Zn binds svagare till organiskt material än exempelvis Cu, Pb och

Cr (Tyler 1981; Bergkvist 1987). Zn är en av de tungmetaller som tycks ha minskat i halt sedan 2017, från i medeltal 152,5 till 127,3 mg/kg i de fyra bestånd som provtogs 2017 och 2026 (Tabell 13, Bilaga 3). Detta kan tyda på att en del av den ursprungliga Zn-anrikningen vid gödsling har försvunnit från humuslagret under 20 år. Den kvarvarande skillnaden mellan behandlingarna visar samtidigt att förlusten inte varit tillräcklig för att ta bort effekten av den ursprungliga tillförseln. En möjlig förklaring till de bestående högre halterna i Bionäringsbehandlingen är den stora tillförseln, omkring 5–12 kg Zn/ha, i kombination med det något högre pH-värdet, som i viss mån kan ha begränsat metallens mobilitet.

Cr-halten var knappt dubbelt så hög i Bionäringsytorna som i övriga behandlingar (Tabell 8, Figur 11). Cr förekommer i miljön främst i två former: trevärt, Cr(III), och sexvärt, Cr(VI). Cr(VI) är lättlösligt, rörligt, och anses vara den mer toxiska formen av de två (Kotaś & Stasicka 2000). Cr(III) är svårlösligt, och har lägre rörlighet och toxicitet än Cr(VI). Cr(III) binds till markpartiklar genom adsorption, utfällning eller komplexbildning (Ertani et al. 2017). Organiskt material skapar reducerande förhållanden som gynnar omvandlingen av Cr(VI) till Cr(III) (Zulfiqar et al. 2023). I ett humuslager med mer organiskt material kan Cr därför i huvudsak förekomma i den svårlösliga trevärda formen, även om en del av Cr i gödselmedlet ursprungligen skulle ha varit sexvärt. Dessa processer ger en möjlig förklaring till varför en stor del av tillförd Cr fortfarande återfinns i humuslagret. Det är dock viktigt att skilja mellan denna mekanistiska tolkning och vad som faktiskt har mätts i studien. Analysen bestämde total Cr-halt och omfattade inte någon analys av förekomsten av Cr(III) och Cr(VI). Det går därför inte att fastställa vilken Cr-form som dominerar i de undersökta humuslagren eller om reduktion av Cr(VI) faktiskt har bidragit till den observerade retentionen. Det högre pH-värdet och det större kolförrådet i Bionäringsbehandlingen ger däremot stöd till att biogeokemiska processer (Kotaś & Stasicka 2000; Zulfiqar et al. 2023) är rimliga hypoteser för framtida undersökningar om långvarigheten för Cr i slamgödslingsförsök.

Ni-halten var knappt dubbelt så hög i Bionäringsytorna som i kontrollytorna (Tabell 8, Figur 11). Rörligheten hos Ni i marken är starkt påverkad av pH-värdet (Michopoulos 2021). I en sammanställning av data från ett stort antal studier av främst förorenade jordar (Sauvé et al. 2000) var Ni den metall vars fördelning mellan fast och löst form påverkades mest av lägre pH, och retention av Ni i humuslagret ökar med halten organiskt material. Det något högre pH-värdet och det större kolförrådet i Bionäringsytorna (Tabell 4) kan därför ha bidragit till att Ni har hållits kvar. Det är förenligt med att halten var i stort sett oförändrad mellan 2017 och 2026 i de fyra bestånd som provtogs båda åren (6,0 respektive

5,7 mg/kg; Tabell 13). Samtidigt innebär pH-känsligheten hos Ni att halterna kan gradvis minska om pH i humusen på sikt sjunker tillbaka mot kontrollytornas nivå (avsnitt 4.1).

Anrikningen av Cd och Pb i Bionäringen var betydligt lägre än för Cu, Zn, Cr och Ni (Tabell 2), och den tillförda mängden var därför sannolikt för liten för att ge en mätbar förändring av humusens halt 20 år efter gödsling. För Pb var halten i Bionäringen (20–43 mg/kg) dessutom i samma storleksordning som i humuslagret (omkring 20 mg/kg; Tabell 2, 8), vilket innebär att tillförseln inte nämnvärt skulle ändra halten även om allt tillfört Pb fanns kvar i humuslagret. Att den Cd och Pb som tillfördes med Bionäring har lakats ut i en större utsträckning är samtidigt mindre troligt. I tidigare gjorda lakförsök var andelen vattenlösligt Pb i Bionäring försumbar, och frigörelsen av Cd bedömdes bli betydligt mindre än från träaska (Sahlén et al. 2013). I markvattnet på 50 cm djup i fyra av studiens bestånd fanns inte heller några signifikant förhöjda halter av Cd eller Pb omkring tio år efter gödsling (Öling-Wärnå et al. 2019). Förråden av Cd och Pb var däremot större i Bionäringsytorna än i övriga behandlingar (Tabell 9). Eftersom halterna inte skilde sig från kontrollen beror de större förråden på att det fanns mer humusmassa per ytenhet (Tabell 5), med samma halt av Cd och Pb som i kontrollytorna.

4.4 Slamgödsling på skogsmark i ett större perspektiv

Spridning av avloppsslam i skog förekommer i liten utsträckning i Sverige i dag. År 2022 användes drygt hälften av slammet från kommunala reningsverk på jordbruksmark, omkring en fjärdedel som anläggningsjord och omkring en tiondel för täckning av deponier, medan mindre än 0,1 % spreds på skogsmark (Naturvårdsverket 2025; SCB 2025). Enligt avfallshierarkin och principerna för hållbar avfallshantering ska avfall användas som resurs så effektivt som möjligt, men utan att skadliga ämnen sprids vidare i kretsloppet (Svenskt Vatten 2013). Slamgödsling av skog kan bidra till att hushålla med resurser, och kan vara särskilt attraktiv i svenska län där ytan domineras av skog och jordbrukets behov av slam är särskilt litet. Slamgödsling på skogsmark riskerar samtidigt att motverka de nationella miljökvalitetsmålen *Giftfri miljö*, genom tillförsel av föroreningar, och *Ingen övergödning*, genom utlakning av näringsämnen till omkringliggande vattendrag (Svenskt Vatten 2013). Slamgödsling på skogsmark behöver därför bedömas och beaktas utifrån både dess potentiella resurseffektivitet och dess långsiktiga miljökonsekvenser.

I denna studie var halterna för fyra av sex analyserade tungmetaller förhöjda omkring 20 år efter gödsling med Bionäring. Jämfört med de kritiska halter för

humuslagret i svenska skogsjordar som Tyler (1992) har sammanställt, det vill säga de lägsta totalhalter vid vilka mätbara negativa effekter på markbiologin har observerats, låg samtliga metaller under dessa nivåer utom Cu. Cu-halten i Bionäringsytorna var nästan dubbelt så hög som den kritiska halten,[15] vilket kan ha negativa effekter på flera processer i humuslagret, bland annat markrespiration, enzymaktivitet och kväveomsättning (Tyler 1992). Cu framstår därmed som den tungmetall som utgör den största potentiella risken vid gödsling med Bionäring. Tyler (1992) betonar samtidigt att kunskapsunderlaget är begränsat och att framtida forskning sannolikt kommer att visa negativa miljöeffekter även vid lägre halter, varför de kritiska halterna bör ses som övre gränser. Denna studie kan därför inte med säkerhet avgöra om övriga förhöjda tungmetallhalter av Cr, Ni och Zn har en negativ påverkan på miljön. Förekomsten av tungmetaller i marken har också en social och etisk dimension. Genom allemansrätten kan allmänheten plocka bär och svamp i skogen, även på gödslade ytor, och därmed potentiellt exponeras för tungmetaller. Enligt försiktighetsprincipen i miljöbalken ska skyddsåtgärder vidtas så snart det finns skäl att anta att en verksamhet kan skada människors hälsa eller miljön, även om skadan ännu inte är belagd (SFS 1998:808, 2 kap. 3 §). Eftersom tungmetallerna finns kvar i humuslagret åtminstone 20 år efter gödslingen, och sannolikt stannar kvar betydligt längre (Tyler 1978), skulle eventuella konsekvenser i stor utsträckning bäras av framtida markägare och skogsbesökare, långt efter att tillväxteffekten av gödslingen har upphört (Sahlén 2006),

Slamgödsling skulle kunna bidra till resurseffektivitet genom att ersätta mineralkvävegödsel och hushålla med resurser som redan finns tillgängliga i samhället (Sahlén 2006; SOU 2020:3). Framställning av mineralgödsel är energikrävande och baseras på fossila bränslen (Menegat et al. 2022), och all mineralgödsel som används i Sverige importeras (SOU 2020:3; Frändén 2026). I boreal skog begränsas tillväxten främst av kväve (Tamm 1991), och tillförsel av andra näringsämnen än kväve har i svenska försök inte ökat stamtillväxten (Jacobson & Pettersson 2010). En stor andel av den tillförda P fanns fortfarande kvar i humuslagret efter omkring 20 år och är sannolikt hårt bunden (avsnitt 4.2). Slamgödsling av skog innebär därmed att P binds under lång tid i ett ekosystem där tillväxten främst begränsas av kväve. P är samtidigt en ändlig resurs. Till skillnad från kväve, som kan framställas ur luftens kvävgas, utvinns P ur brytbara fosforfyndigheter som inte förnyas (Cordell et al. 2009). P är dessutom ett begränsande näringsämne i många andra ekosystem (Elser et al. 2007). Slamgödslingens resurseffektivitet beror därmed delvis på hur ersättningen av mineralkväve vägs mot att en ändlig P-resurs binds i skogsmarken.

[15] Tyler (1992) anger följande kritiska halter i mårskiktet, (mg/kg ts): Cd 3,5; Cu 20; Pb 150; Zn 300; Cr(III)> 30 samt Cu + Zn tillsammans 200. För Ni anges ingen samlad kritisk halt. Värdena är en sammanvägd bedömning av mätbara negativa effekter på enzymaktivitet i marken, markrespiration, kväveomsättning, mikroflora, markfauna, kärlväxter, mossor och lavar.

Energiåtgången för att framställa och sprida Bionäringsprodukten behöver också beaktas i frågan om resurseffektivitet. Bionäring torkas till över 90 % torrsubstans och granuleras eller pelleteras. Torkningen kräver 2–3 kWh per kg torrsubstans (Sahlén 2012; Svenskt Vatten 2013). Eftersom Bionäringen endast innehåller omkring 4 % kväve motsvarar det 50–75 kWh per kg tillfört kväve, vilket kan jämföras med de omkring 10 kWh fossil primärenergi per kg kväve som krävs för att framställa ammoniumnitrat från naturgas (Ahlgren et al. 2008). Jämförelsen är dock ungefärlig, eftersom torkningen delvis kan drivas med spillvärme eller biogas från reningsverket.

Utifrån den kunskap jag samlat under detta examensarbete anser jag att det vore intressant att undersöka om lägre givor av Bionäring, kompletterade med mineralkvävegödsel, skulle kunna tillgodose trädens kvävebehov och samtidigt minska tillförseln av P och tungmetaller samt energiåtgången per hektar. Ett sådant upplägg skulle potentiellt kunna ge en bättre resurseffektivitet och en mindre miljöpåverkan. Utöver tungmetaller kan slambaserad rötrest också innehålla andra miljöfarliga ämnen, som läkemedelsrester, PFAS, mikroplaster och andra organiska föreningar (Lindberg et al. 2013; SOU 2020:3). Förekomsten och effekterna av dessa ämnen, liksom effekterna av upprepad gödsling under flera omloppstider, skulle också behöva undersökas för att med större säkerhet kunna väga risker mot fördelar med användning av Bionäring som gödselmedel.

4.5 Slutsats

Syftet med studien var att undersöka hur slamgödselprodukten *Bionäring* har påverkat humuslagrets kemiska egenskaper omkring 18–20 år efter spridningen, och att ställa egenskaperna i ett jämförelseperspektiv mot effekten av traditionellt mineralgödselmedel, samt ogödslade kontrollytor.

Den huvudsakliga slutsatsen som kan dras från denna studie är att gödsling med Bionäring har satt spår i humuslagret som fortfarande går att avläsa cirka två decennier efter tillförsel. Jämfört med övriga behandlingar hade Bionäringsytorna högre halter av P, S och B, en lägre C/N-kvot, ett högre pH samt större kol- och kväveförråd. Samtidigt var halterna av Cu, Zn, Cr och Ni förhöjda, och Cu-halten låg över den kritiska halten för humuslagrets biologi (Tyler 1992). Mineralgödslingen skilde sig däremot inte från kontrollen för något av de uppmätta värdena, med undantag för en högre B-halt. Givorna av Bionäring i försöket var stora och kan därför i viss mån ha förstärkt både halter och förråd av ämnen som undersökts. En praktisk tillämpning av Bionäring skulle sannolikt ha varit i form av lägre givor och/eller en komplettering av traditionellt mineralgödselmedel, och resultaten från denna studie ska beaktas med den stora doseringen av gödselmedel i åtanke.

Bristen på långsiktiga studier av slamgödsling på skogsmark och dess miljöeffekter har varit en av anledningarna till att man har tillämpat försiktighetsprincipen gällande både reglering och användning av metoden i svenskt skogsbruk (SOU 2020:3; Skogsstyrelsen 2020). Min förhoppning med denna studie har varit att kunna bidra med en del av det långsiktiga kunskapsunderlag som har efterfrågats gällande slamgödsling av skog.

Referenser

Adamczyk, B., Adamczyk, S., Tupek, B., Li, Q., Martinovic, T., Richy, E., Lehtonen, A., Baldrian, P. & Mäkipää, R. (2025). Nitrogen fertilisation of boreal forest soil increases soil carbon pool through elevated microbial necromass formation but also modifies tree secondary metabolism. *Soil Biology and Biochemistry*, 209, 109917. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2025.109917

Ahlgren, S., Baky, A., Bernesson, S., Nordberg, Å., Norén, O. & Hansson, P.-A. (2008). Ammonium nitrate fertiliser production based on biomass – Environmental effects from a life cycle perspective. *Bioresource Technology*, 99 (17), 8034–8041. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.03.041

Ali, H., Khan, E. & Ilahi, I. (2019). Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation. *Journal of Chemistry*, 2019, 6730305. https://doi.org/10.1155/2019/6730305

ASTM International (2017). *ASTM D6913/D6913M-17: Standard test methods for particle-size distribution (gradation) of soils using sieve analysis*. West Conshohocken, PA: ASTM International. https://doi.org/10.1520/D6913_D6913M-17

Barłóg, P., Hlisnikovský, L. & Kunzová, E. (2020). Effect of digestate on soil organic carbon and plant-available nutrient content compared to cattle slurry and mineral fertilization. *Agronomy*, 10 (3), 379. https://doi.org/10.3390/agronomy10030379

Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. & Walker, S. (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67 (1), 1–48. https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01

Bergkvist, B. (1987). Soil solution chemistry and metal budgets of spruce forest ecosystems in S. Sweden. *Water, Air, and Soil Pollution*, 33 (1–2), 131–154. https://doi.org/10.1007/BF00191383

Björkman, E., Lundeberg, G. & Nömmik, H. (1967). *Distribution and balance of N15 labelled fertilizer nitrogen applied to young pine trees (Pinus silvestris L.)*. Studia Forestalia Suecica, 48. Skogshögskolan, Stockholm. https://pub.epsilon.slu.se/id/document/3999

Boeraeve, M., Granath, G., Lindahl, B.D., Clemmensen, K.E. & Strengbom, J. (2025). Fertilizer-induced soil carbon rapidly disappears after clearcutting in boreal production forests. *Journal of Applied Ecology*, 62, 1202–1215. https://doi.org/10.1111/1365-2664.70034

Bramryd, T. (2002). Impact of sewage sludge application on the long-term nutrient balance in acid soils of Scots pine (Pinus sylvestris, L.) forests. *Water, Air, and Soil Pollution*, 140 (1–4), 381–399. https://doi.org/10.1023/A:1020142311652

Chojnacka, K., Skrzypczak, D., Szopa, D., Izydorczyk, G., Moustakas, K. & Witek-Krowiak, A. (2023). Management of biological sewage sludge: Fertilizer nitrogen

recovery as the solution to fertilizer crisis. *Journal of Environmental Management*, 326, 116602. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116602

Ciurli, A., Di Biase, G., Rossi, M., Grigatti, M., Ciavatta, C. & Cavani, L. (2025). Dried anaerobic digestate from slaughterhouse by-products: Emerging cues for a bio-based fertilization. *Waste and Biomass Valorization*, 16, 927–943. https://doi.org/10.1007/s12649-024-02737-4

Cordell, D., Drangert, J.-O. & White, S. (2009). The story of phosphorus: Global food security and food for thought. Global Environmental Change, 19 (2), 292–305. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009

Degryse, F., Smolders, E. & Parker, D.R. (2009). Partitioning of metals (Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Zn) in soils: concepts, methodologies, prediction and applications – a review. *European Journal of Soil Science*, 60 (4), 590–612. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01142.x

Dragicevic, I., Eich-Greatorex, S., Sogn, T.A., Linjordet, R. & Krogstad, T. (2017). Fate of copper, nickel and zinc after biogas digestate application to three different soil types. *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (14), 13095–13106. https://doi.org/10.1007/s11356-017-8886-8

Elser, J.J., Bracken, M.E.S., Cleland, E.E., Gruner, D.S., Harpole, W.S., Hillebrand, H., Ngai, J.T., Seabloom, E.W., Shurin, J.B. & Smith, J.E. (2007). Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. Ecology Letters, 10 (12), 1135–1142. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01113.x

Ertani, A., Mietto, A., Borin, M. & Nardi, S. (2017). Chromium in agricultural soils and crops: a review. *Water, Air, & Soil Pollution*, 228 (5), 190. https://doi.org/10.1007/s11270-017-3356-y

Esri (2024). *ArcGIS Pro* [programvara]. Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA. https://www.esri.com/en-us/arcgis/products/arcgis-pro/overview

Fox, J. & Weisberg, S. (2019). *An R Companion to Applied Regression*. 3:e uppl. Thousand Oaks, CA: Sage.

Friedman, M. (1937). The use of ranks to avoid the assumption of normality implicit in the analysis of variance. *Journal of the American Statistical Association*, 32 (200), 675–701. https://doi.org/10.1080/01621459.1937.10503522

Frändén, J. (2026). Utan gödsel hotas skördarna – Sverige helt importberoende. *EFN*, 2 september 2026. https://efn.se/utan-godsel-hotas-skordarna-sverige-helt-importberoende

Giesler, R., Satoh, F., Ilstedt, U. & Nordgren, A. (2004). Microbially available phosphorus in boreal forests: effects of aluminum and iron accumulation in the humus layer. *Ecosystems*, 7 (2), 208–217. https://doi.org/10.1007/s10021-003-0223-z

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 and Biochemistry, 30 (10–11), 1389–1414. https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00270-8

Goldberg, S. (1997). Reactions of boron with soils. *Plant and Soil*, 193, 35–48. https://doi.org/10.1023/A:1004203723343

Graves, S., Piepho, H.-P. & Selzer, L. (2024). *multcompView: Visualizations of paired comparisons*.. https://CRAN.R-project.org/package=multcompView

Gundersen, P., Callesen, I. & de Vries, W. (1998). Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios. *Environmental Pollution*, 102(S1), 403–407.

Gundersen, P., Schmidt, I.K. & Raulund-Rasmussen, K. (2006). Leaching of nitrate from temperate forests – effects of air pollution and forest management. *Environmental Reviews*, 14 (1), 1–57.

Hedwall, P.-O., Gong, P., Ingerslev, M. & Bergh, J. (2014). Fertilization in northern forests – biological, economic and environmental constraints and possibilities. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 29 (4), 301–311. https://doi.org/10.1080/02827581.2014.926096

Henriksson, G., Palm, O., Davidsson, K., Ljung, E. & Sager, A. (2012). *Rätt slam på rätt plats*. Waste Refinery rapport WR-41. SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut, Borås. https://wasterefinery.se/media/2016/02/WR41_slutrapport_120508.pdf

Houle, D., Marty, C., Duchesne, L. & Gagnon, C. (2014). Humus layer is the main locus of secondary SO4 production in boreal forests. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 126, 18–29. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016703713006108

Hyvönen, R., Persson, T., Andersson, S., Olsson, B., Ågren, G.I. & Linder, S. (2008). Impact of long-term nitrogen addition on carbon stocks in trees and soils in northern Europe. *Biogeochemistry*, 89 (1), 121–137. https://doi.org/10.1007/s10533-007-9121-3

Högberg, P., Lucas, R.W., Högberg, M.N., Skyllberg, U., Egnell, G., Larson, J. & Binkley, D. (2024). What happens to trees and soils during five decades of experimental nitrogen loading? *Forest Ecology and Management*, 553, 121644. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121644

ICP Forests (2006). *Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Part IIIa: Sampling and analysis of soil*. UNECE ICP Forests, Forest Soil Co-ordinating Centre. https://www.icp-forests.net/fileadmin/icp_forests/Dateien/Manual_Versions/2000-09/Chapt_3a_2006_1_.pdf

Jacobson, S. & Pettersson, F. (2010). An assessment of different fertilization regimes in three boreal coniferous stands. *Silva Fennica*, 44(5), 815–827. https://doi.org/10.14214/sf.123

Jämtgård, S., Öquist, M., Högbom, L., Strengbom, J. Henriksson, N., Clemmensen, K.E. & Laudon, H. (2026). Uncertainties and knowledge gaps in the effects of nitrogen fertilisation on tree growth, carbon sequestration, and environmental risks in boreal

forest landscapes. *Forest Ecology and Management*, 602, 123418. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2025.123418

Jörgensen, K., Granath, G., Lindahl, B.D. & Strengbom, J. (2021). Forest management to increase carbon sequestration in boreal Pinus sylvestris forests. *Plant and Soil*, 466 (1–2), 165–178. https://doi.org/10.1007/s11104-021-05038-0

Karlsson, T., Persson, P. & Skyllberg, U. (2006). Complexation of copper(II) in organic soils and in dissolved organic matter – EXAFS evidence for chelate ring structures. *Environmental Science & Technology*, 40 (8), 2623–2628. https://doi.org/10.1021/es052211f

Karltun, E., Stendahl, J., Iwald, J. (2022). Forest biomass accumulation is an important source of acidity to forest soils: Data from Swedish inventories of forests and soils 1955 to 2010. *Ambio*, 51, 199–208. https://doi.org/10.1007/s13280-021-01540-y

Kirchmann, H., Börjesson, G., Kätterer, T. & Cohen, Y. (2017). From agricultural use of sewage sludge to nutrient extraction: A soil science outlook. Ambio, 46 (2), 143–154. https://doi.org/10.1007/s13280-016-0816-3

Kotaś, J. & Stasicka, Z. (2000). Chromium occurrence in the environment and methods of its speciation. *Environmental Pollution*, 107 (3), 263–283. https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00168-2

Kuznetsova, A., Brockhoff, P.B. & Christensen, R.H.B. (2017). lmerTest package: Tests in linear mixed effects models. *Journal of Statistical Software*, 82 (13), 1–26. https://doi.org/10.18637/jss.v082.i13

Lenth, R.V. (2025). *emmeans: Estimated marginal means, aka least-squares means*. https://CRAN.R-project.org/package=emmeans

Levene, H. (1960). Robust tests for equality of variances. I: Olkin, I. (red.) *Contributions to Probability and Statistics: Essays in Honor of Harold Hotelling*. Stanford: Stanford University Press, 278–292.

Lim, H., Jämtgård, S., Oren, R., Gruffman, L., Kunz, S. & Näsholm, T. (2022). Organic nitrogen enhances nitrogen nutrition and early growth of Pinus sylvestris seedlings. *Tree Physiology*, 42 (3), 513–522. https://doi.org/10.1093/treephys/tpab127

Lindberg, R., Sahlén, K. & Tysklind, M. (2013). Occurrence and distribution of synthetic organic substances in boreal coniferous forest soils fertilized with hygienized municipal sewage sludge. *Antibiotics*, 2 (3), 352–366. https://doi.org/10.3390/antibiotics2030352

Lundbäck, J. (2010). *Stamtillväxt, biomassaproduktion och koldioxidbindning i Norrbotten efter gödsling med mineralnäring och bionäring i tallskog*. Examensarbeten 2010:25. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skogens ekologi och skötsel, Umeå. https://stud.epsilon.slu.se/2241/1/Lundback_J_110202.pdf

Maaroufi, N.I., Nordin, A., Hasselquist, N.J., Bach, L.H., Palmqvist, K. & Gundale, M.J. (2015). Anthropogenic nitrogen deposition enhances carbon sequestration in boreal soils. *Global Change Biology*, 21 (8), 3169–3180. https://doi.org/10.1111/gcb.12904

Melin, J., Nômmik, H., Lohm, U. & Flower-Ellis, J. (1983). Fertilizer nitrogen budget in a Scots pine ecosystem attained by using root-isolated plots and 15N tracer technique. *Plant and Soil*, 74, 249–263. https://doi.org/10.1007/BF02143615

Menegat, S., Ledo, A. & Tirado, R. (2022). Greenhouse gas emissions from global production and use of nitrogen synthetic fertilisers in agriculture. *Scientific Reports*, 12, 14490. https://doi.org/10.1038/s41598-022-18773-w

Michopoulos, P. (2021). Nickel in forests – a short review on its distribution and fluxes. *Folia Oecologica*, 48 (2), 205–214. https://doi.org/10.2478/foecol-2021-0021

Mäkipää, R. (1994). Effects of nitrogen fertilization on the humus layer and ground vegetation under closed canopy in boreal coniferous stands. *Silva Fennica*, 28 (2), 81–94. https://doi.org/10.14214/sf.a9164

Naturvårdsverket (2025). *Avsättning av avloppsslam, officiell statistik*. https://www.naturvardsverket.se/data-och-statistik/avlopp/avsattning-av-avloppsslam

Nemenyi, P. (1963). *Distribution-free multiple comparisons*. Doktorsavhandling, Princeton University.

Nohrstedt, H.-Ö. (2001). Response of coniferous forest ecosystems on mineral soils to nutrient additions: a review of Swedish experiences. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 16 (6), 555–573. https://doi.org/10.1080/02827580152699385

Näsholm, T., Ekblad, A., Nordin, A., Giesler, R., Högberg, M. & Högberg, P. (1998). Boreal forest plants take up organic nitrogen. *Nature*, 392 (6679), 914–916. https://doi.org/10.1038/31921

O'Kelly, B.C. & Sivakumar, V. (2014). Water content determinations for peat and other organic soils using the oven-drying method. *Drying Technology*, 32 (6), 631–643. https://doi.org/10.1080/07373937.2013.849728

Oren, R., Werk, K.S., Schulze, E.-D., Meyer, J., Schneider, B.U. & Schramel, P. (1988). Performance of two Picea abies (L.) Karst. stands at different stages of decline. VI. Nutrient concentration. *Oecologia*, 77 (2), 151–162. https://doi.org/10.1007/BF00379181

Osonubi, O., Oren, R., Werk, K.S., Schulze, E.-D. & Heilmeier, H. (1988). Performance of two Picea abies (L.) Karst. stands at different stages of decline. IV. Xylem sap concentrations of magnesium, calcium, potassium and nitrogen. *Oecologia*, 77 (1), 1–6. https://doi.org/10.1007/BF00380916

Pedersen, T.L. (2024). *patchwork: The composer of plots*. https://CRAN.R-project.org/package=patchwork

Poeplau, C., Vos, C. & Don, A. (2017). Soil organic carbon stocks are systematically overestimated by misuse of the parameters bulk density and rock fragment content. *SOIL*, 3 (1), 61–66. https://doi.org/10.5194/soil-3-61-2017

Pohlert, T. (2024). *PMCMRplus: Calculate pairwise multiple comparisons of mean rank sums extended*.. https://CRAN.R-project.org/package=PMCMRplus

Pribyl, D.W. (2010). A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor. Geoderma, 156 (3–4), 75–83. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.02.003

Quist, M.E., Näsholm, T., Lindeberg, J., Johannisson, C., Högbom, L. & Högberg, P. (1999). Responses of a nitrogen-saturated forest to a sharp decrease in nitrogen input. Journal of Environmental Quality, 28 (6), 1970–1977.

R Core Team (2026). *R: A language and environment for statistical computing*. Wien: R Foundation for Statistical Computing. https://www.R-project.org/

Ring, E. (1995). Nitrogen leaching before and after clear-felling of fertilised experimental plots in a Pinus sylvestris stand in central Sweden. *Forest Ecology and Management*, 72 (2–3), 151–166. https://doi.org/10.1016/0378-1127(94)03466-A

Saarsalmi, A., Tamminen, P. & Kukkola, M. (2014). Effects of long-term fertilisation on soil properties in Scots pine and Norway spruce stands. *Silva Fennica*, 48 (1), 989. https://doi.org/10.14214/sf.989

Sahlén, K. (2006). *Sewage sludge fertilization of conifer forests in the Nordic countries and North America*. TemaNord 2006:501. Nordiska ministerrådet, Köpenhamn. ISBN 92-893-1280-7.

Sahlén, K. (2012). *Kolsänkor Norrbotten – Beskrivning av en försöksserie med skogsgödsling för ökad koldioxidbindning hos Sveaskog i Norrbotten, anlagd 2006–2008 och reviderad 2009–2011*. Projektrapport. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skogens ekologi och skötsel, Umeå.

Sahlén, K., Andersson, T. & Åkerback, N. (2013). Från bioavfall till bionäring: hållbara kretslopp med rötning och gödsling. Svenskt Vatten Utveckling, Rapport 2013-24. Stockholm: Svenskt Vatten AB.

Satterthwaite, F.E. (1946). An approximate distribution of estimates of variance components. *Biometrics Bulletin*, 2 (6), 110–114. https://doi.org/10.2307/3002019

Sauvé, S., Hendershot, W. & Allen, H.E. (2000). Solid-solution partitioning of metals in contaminated soils: dependence on pH, total metal burden, and organic matter. *Environmental Science & Technology*, 34 (7), 1125–1131. https://doi.org/10.1021/es9907764

SCB (2025). *Utsläpp till vatten och slamproduktion 2022*. Statistiskt meddelande MISAM BR2501. Statistiska centralbyrån på uppdrag av Naturvårdsverket, Stockholm. https://www.scb.se/publikation/58299

SFS 1998:808. *Miljöbalk*. Stockholm: Klimat- och näringslivsdepartementet. https://www.riksdagen.se/sv/dokument-och-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/miljobalk-1998808_sfs-1998-808/

Shapiro, S.S. & Wilk, M.B. (1965). An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*, 52 (3–4), 591–611. https://doi.org/10.1093/biomet/52.3-4.591

Skogsstyrelsen (2019). Regler och rekommendationer för skogsbränsleuttag och kompensationsåtgärder – kunskapsunderlag. Rapport 2019/13. Jönköping: Skogsstyrelsen. https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/om-

oss/rapporter/rapporter-20222021202020192018/rapport-2019-13-regler-och-rekommendationer-for-skogsbransleuttag-och-kompensationsatgarder---kunskapsunderlag.pdf

Skogsstyrelsen (2020). *Yttrande över betänkandet Hållbar slamhantering (SOU 2020:3)*. Remissvar, dnr 2020/913, 2020-05-14. Jönköping: Skogsstyrelsen. https://www.regeringen.se/contentassets/424d340de05243668c641e3915c7628e/skogsstyrelsen.pdf

Skogsstyrelsen (2026). *Åtgärder för ökad skogsgödsling – slutredovisning*. Rapport 2026/10. Skogsstyrelsen, Jönköping. https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/om-oss/rapporter/rapporter-2026/rapport-2026-10-atgarder-for-okad-skogsgodsling---slutredovisning.pdf

SNFS 1994:2 (1994). *Naturvårdsverkets kungörelse med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket*. Naturvårdsverket, Stockholm. https://www.naturvardsverket.se/globalassets/nfs/1994/snfs1994-02k.pdf

Soil Science Society of America (2026). *Glossary of Soil Science Terms*. Madison, WI: Soil Science Society of America. https://www.soils.org/publications/soils-glossary

SOU 2020:3 (2020). *Hållbar slamhantering*. Betänkande av Utredningen om en giftfri och cirkulär återföring av fosfor från avloppsslam. Statens offentliga utredningar, Stockholm. https://regeringen.se/rattsliga-dokument/statens-offentliga-utredningar/2020/01/sou-20203/

Svenskt Vatten (2013). *Slamanvändning och strategier för slamanvändning*. Meddelande M137. Stockholm: Svenskt Vatten AB.

Tamm, C.O. (1991). *Nitrogen in terrestrial ecosystems: questions of productivity, vegetational changes, and ecosystem stability*. Ecological Studies, 81. Springer, Berlin. https://doi.org/10.1007/978-3-642-75168-4

Terry, R.E., Nelson, D.W. & Sommers, L.E. (1979). Carbon cycling during sewage sludge decomposition in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 43 (3), 494–499. https://doi.org/10.2136/sssaj1979.03615995004300030013x

Throop, H.L., Archer, S.R., Monger, H.C. & Waltman, S. (2012). When bulk density methods matter: implications for estimating soil organic carbon pools in rocky soils. *Journal of Arid Environments*, 77, 66–71. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.08.020

Tukey, J.W. (1949). Comparing individual means in the analysis of variance. *Biometrics*, 5 (2), 99–114. https://doi.org/10.2307/3001913

Ťupek, B., Lehtonen, A., Manzoni, S., Bruni, E., Baldrian, P., Richy, E., Adamczyk, B., Guenet, B. & Mäkipää, R. (2025). Long-term nitrogen fertilization alters microbial respiration sensitivity to temperature and moisture, potentially enhancing soil carbon retention in a boreal Scots pine forest. *Biogeosciences*, 22 (19), 5497–5510. https://doi.org/10.5194/bg-22-5497-2025

Tyler, G. (1978). Leaching rates of heavy metal ions in forest soil. *Water, Air, and Soil Pollution*, 9 (2), 137–148. https://doi.org/10.1007/BF00280700

Tyler, G. (1981). Leaching of metals from the A0-horizon of a spruce forest soil. *Water, Air, and Soil Pollution*, 15 (3), 353–369. https://doi.org/10.1007/BF00285049

Tyler, G. (1992). Critical concentrations of heavy metals in the mor horizon of Swedish forests. Naturvårdsverket, Rapport 4078. Solna: Naturvårdsverket.

van Breemen, N., Mulder, J. & Driscoll, C.T. (1983). Acidification and alkalinization of soils. *Plant and Soil*, 75 (3), 283–308. https://doi.org/10.1007/BF02369968

Van Sundert, K., Horemans, J.A., Stendahl, J. & Vicca, S. (2018). The influence of soil properties and nutrients on conifer forest growth in Sweden, and the first steps in developing a nutrient availability metric. *Biogeosciences*, 15, 3475–3496. https://doi.org/10.5194/bg-15-3475-2018

Vannier, C., Didon-Lescot, J.F., Lelong, F. & Guillet, B. (1993). Distribution of sulphur forms in soils from beech and spruce forests of Mont Lozère (France). *Plant and Soil*, 154, 197–209. https://doi.org/10.1007/BF00012525

Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. New York: Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-24277-4

Zulfiqar, U., Haider, F.U., Ahmad, M. m.fl. (2023). Chromium toxicity, speciation, and remediation strategies in soil-plant interface: a critical review. *Frontiers in Plant Science*, 13, 1081624. https://doi.org/10.3389/fpls.2022.1081624

Zutter, J. (2026). *Long-term responses of boreal forest understory communities to organic and mineral fertilization in northern Sweden*. Examensarbete (opublicerat). Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skogens ekologi och skötsel, Umeå.

Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A. & Smith, G.M. (2009). *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. New York: Springer. https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6

Åkerblom, S. (2006). *Anthropogenic heavy metals in organic forest soils – distribution, microbial risk assessment and Hg mobility*. Doktorsavhandling, Sveriges lantbruksuniversitet. Acta Universitatis Agriculturae Sueciae, 2006:67. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala. https://pub.epsilon.slu.se/id/document/807

Öhlund, J. & Näsholm, T. (2001). Growth of conifer seedlings on organic and inorganic nitrogen sources. *Tree Physiology*, 21 (18), 1319–1326. https://doi.org/10.1093/treephys/21.18.1319

Öling-Wärnå, V., Palmborg, C., Sahlén, K., Åkerback, N., Engblom, S., Hahlin, A.-S., Andersson, T., Fröjdö, M. & Lillhonga, T. (2019). *NP-Balans – växtbehovsanpassade gödselmedel från biogasanläggningar*. SLU Rapport 6:2019. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för norrländsk jordbruksvetenskap, Umeå. https://pub.epsilon.slu.se/id/document/18366554

Populärvetenskaplig sammanfattning

Skogen i norra Sverige växer långsamt, främst eftersom det råder brist på kväve i marken. Därför gödslas skog ofta med mineralkvävegödsel, som framställs med hjälp av fossila bränslen. I många svenska reningsverk rötas avloppsslam för att producera biogas. Den rötrest som blir kvar innehåller kväve och andra näringsämnen som skulle kunna återföras till skogen och bidra till en effektivare resurshållning. Slammet innehåller dock även tungmetaller och andra föroreningar, och hur skogsmarken påverkas lång tid efter en slamgödsling är till stor del okänt.

I den här studien undersöktes 16 skogsbestånd i Norrbotten som gödslades 2006–2008, antingen med Bionäring, en torkad och hygieniserad produkt av rötat avloppsslam, eller med vanlig mineralgödsel. Sommaren 2026 togs prover av humuslagret, markens översta organiska lager, och jämfördes med prover från ogödslade ytor.

Resultaten visade att spåren av slamgödslingen fortfarande syns tydligt efter 20 år. Ytorna som fått Bionäring hade större förråd av kol och kväve i marken, något högre pH och omkring fem gånger högre fosforhalt. Halterna av koppar, zink, krom och nickel var också högre, och kopparhalten låg över den nivå där negativa effekter på markens biologiska processer har observerats i svenska skogar. Mineralgödslingen hade däremot inte lämnat några tydliga spår.

Humuslagret var också djupare och hade en större massa där slammet hade spridits. Högst omkring hälften av det större kolförrådet kan förklaras av rester av slammet, och det kolet har flyttats från reningsverket till skogen snarare än tagits upp ur atmosfären. Resten tyder på att mer organiskt material har byggts upp i marken efter gödslingen, men varför är oklart. Innan slam kan användas i större skala i skogen behövs mer kunskap om hur föroreningarna påverkar skogens ekosystem.

Bilaga 1

Tabell 10 redovisar behandlingsytornas areal, gödslingstidpunkt och faktiska givor för de 16 bestånd som ingår i studien, enligt Sahlén (2012). Behandlingsytorna var 3–44 ha stora. Givorna av Bionäring varierade mellan 10,0 och 16,9 ton ts/ha, motsvarande 358–694 kg N/ha, medan den första mineralgödslingen gav 101–176 kg N/ha. Mineralgödslingen upprepades 2009–2011 med samma måldos, 150 kg N/ha, vilket inte redovisas i tabellen och inte återfinns i Sahlén 2012. I Alkusjärvi och Vittikkovaara användes Bionäring från UMEVA i stället för SYVAB.

Tabell 10. *Försöksled, arealer och gödslingstidpunkter för de 16 försöksbestånd som ingår i denna studie. Mörttjärn och Mörttjärn 2 redovisas som ett bestånd. Efter Sahlén (2012).*

	Kontroll		Bionäring			Mineralnäring		
Bestånd	**Areal (ha)**	**Tidpunkt**	**Areal (ha)**	**ton/ha**	**kg N/ha**	**Areal (ha)**	**kg/ha**	**kg N/ha**
2006								
Hällberget	25,2	17–23/8	31,4	13,4	562	44,1	522	142
Lillfuruberget	12,8	10–16/8	11,1	14,7	617	16,4	488	132
Mörttjärn	15,0	1–8/9	20,3	12,1	507	20,5	585	158
Näverberget	10,9	26–31/8	14,2	14,5	609	19,9	653	176
2007								
Ansavaara	14,6	29/8–19/9	36,3	14,0	574	16,2	494	133
Aspvattnet	5,8	24–26/9	10,4	16,9	694	8,0	375	101
Tällberget 6	7,5	16–23/8	12,0	15,8	649	9,9	505	136
Hautamaa	10,7	28/8[1]	15,7	13,4	551	15,9	503	136
Peuravaara	6,4	23/8[2]	15,1	10,0	410	12,8	476	129
2008								
Alkusjärvi	5,1	29/8–5/9	10,0	11,2	358[3]	6,6	606	164
Keroniemi	3,8	10/9	4,4	11,1	457	3,1	645	174
Räktjärvberget 37	10,4	21–26/8	9,6	13,0	534	12,1	579	156
Räktjärvberget 39	15,4	3–7/7	12,2	10,7	440	19,9	503	136
Vittakero	8,8	18–20/8	11,9	10,2	417	13,2	455	123
Vittikkovaara	7,3	8–10/9	7,5	11,6	371[3]	6,7	597	161

Bilaga 2

Känslighetsanalys: analys utan de tre slutavverkade bestånden

Tre av de 16 bestånden har slutavverkats sedan gödslingen: Mörttjärn 2 (2017), Keroniemi (2020) och Vittikkovaara (2022) (Tabell 1). Avverkningen kan ha påverkat humuslagret, till exempel genom förändrad nedbrytning och förhöjda grundvattennivåer, och kan därmed ha dolt eller förstärkt behandlingseffekterna. För att pröva om huvudresultaten beror på dessa bestånd upprepades samtliga analyser med de 13 bestånd som inte avverkats (n = 13 per behandling, 39 behandlingsytor). Analyserna gjordes på samma sätt som i huvudanalysen (avsnitt 2.7). Cu och Zn, som i huvudanalysen analyserades med ANOVA på log-transformerade data trots små avvikelser från antagandena, behandlades i denna analys enligt samma regel för antaganden som övriga variabler.

Slutsatserna var oförändrade för 32 av 33 variabler (Tabell 11): samma variabler skilde sig signifikant mellan behandlingarna, effekten hade samma riktning och bokstavsindelningen var densamma. Undantaget var B-halten, där mineralytorna med 13 bestånd inte längre skilde sig signifikant från kontrollytorna (a/a/b i stället för a/b/c); skillnaden mellan Bionäring och båda övriga behandlingar bestod. De variabler som inte påverkades av behandlingarna i huvudanalysen (K, Ca, Mg, Cd, Pb och SOC) var fortsatt icke-signifikanta. P-värdena blev genomgående något högre, vilket är väntat när antalet bestånd minskar från 16 till 13. De svagaste signifikanta resultaten i huvudanalysen, bulkdensitet ($p = 0{,}003 \rightarrow 0{,}028$) och totalkvävehalt ($p = 0{,}002 \rightarrow 0{,}021$), var fortsatt signifikanta. Efter den nya antagandekontrollen ändrades testvalet för fyra variabler (bulkdensitet, Mg-halt, Zn-halt och Ca-förråd) utan att slutsatserna påverkades.

***Tabell 11**. Jämförelse mellan huvudanalysen (16 bestånd) och känslighetsanalysen utan de tre slutavverkade bestånden (13 bestånd). Test: ANOVA, ln-ANOVA (ANOVA på log-transformerade data) eller Friedmans test. Stat. = F-värde (ANOVA) eller χ^2 (Friedman). Bokstäverna anger behandlingarna i ordningen kontroll/mineral/Bionäring; samma bokstav innebär ingen signifikant skillnad ($p \geq 0,05$) och – innebär att ingen signifikant behandlingseffekt påvisades. Samma slutsats = samma variabler skilde sig signifikant och bokstavsindelningen var densamma.*

Variabel	Huvudanalys (16 bestånd)				Utan avverkade bestånd (13 bestånd)				Samma slutsats
	Test	Stat.	P-värde	Bokstav	Test	Stat.	P-värde	Bokstav	
Fysiska egenskaper									
BD	ANOVA	6,95	0,003	a/ab/b	ln-ANOVA	4,16	0,028	a/ab/b	Ja
Djup	ANOVA	8,40	0,001	a/a/b	ANOVA	5,41	0,011	a/a/b	Ja
Massa	ln-ANOVA	24,61	<0,001	a/a/b	ln-ANOVA	15,90	<0,001	a/a/b	Ja
Kol, kväve och pH									
SOC	Friedman	3,88	0,144	–	Friedman	3,23	0,199	–	Ja
C-förråd	ANOVA	13,17	<0,001	a/a/b	ANOVA	8,26	0,002	a/a/b	Ja
N-förråd	ANOVA	26,98	<0,001	a/a/b	ANOVA	16,73	<0,001	a/a/b	Ja
C/N	ANOVA	23,87	<0,001	a/a/b	ANOVA	19,35	<0,001	a/a/b	Ja
TN	ANOVA	7,76	0,002	a/ab/b	ANOVA	4,53	0,021	a/ab/b	Ja
pH	Friedman	11,38	0,003	a/a/b	Friedman	9,38	0,009	a/a/b	Ja
Näringsämnen, halter									
P (halt)	ln-ANOVA	88,87	<0,001	a/a/b	ln-ANOVA	68,04	<0,001	a/a/b	Ja
K (halt)	ANOVA	1,61	0,216	–	ANOVA	0,85	0,439	–	Ja
Ca (halt)	ln-ANOVA	3,00	0,065	–	ln-ANOVA	1,76	0,193	–	Ja
Mg (halt)	ln-ANOVA	0,61	0,551	–	ANOVA	0,71	0,500	–	Ja
S (halt)	ANOVA	14,64	<0,001	a/a/b	ANOVA	14,26	<0,001	a/a/b	Ja
B (halt)	Friedman	24,50	<0,001	a/b/c	Friedman	24,15	<0,001	a/a/b	**Nej**
Näringsämnen, förråd									
P (förråd)	ln-ANOVA	130,20	<0,001	a/a/b	ln-ANOVA	99,56	<0,001	a/a/b	Ja
K (förråd)	Friedman	13,62	0,001	a/a/b	Friedman	9,38	0,009	a/a/b	Ja
Ca (förråd)	Friedman	14,62	<0,001	a/a/b	ln-ANOVA	9,44	<0,001	a/a/b	Ja
Mg (förråd)	ln-ANOVA	10,92	<0,001	a/a/b	ln-ANOVA	9,18	0,001	a/a/b	Ja
S (förråd)	ln-ANOVA	37,29	<0,001	a/a/b	ln-ANOVA	27,97	<0,001	a/a/b	Ja
B (förråd)	Friedman	28,50	<0,001	a/a/b	Friedman	22,62	<0,001	a/a/b	Ja
Tungmetaller, halter									
Cd (halt)	ANOVA	0,65	0,527	–	ANOVA	0,55	0,584	–	Ja
Cr (halt)	ln-ANOVA	19,62	<0,001	a/a/b	ln-ANOVA	17,09	<0,001	a/a/b	Ja
Cu (halt)	ln-ANOVA	108,90	<0,001	a/a/b	ln-ANOVA	94,52	<0,001	a/a/b	Ja
Ni (halt)	ln-ANOVA	36,01	<0,001	a/a/b	ln-ANOVA	33,46	<0,001	a/a/b	Ja
Pb (halt)	ANOVA	1,22	0,309	–	ANOVA	1,18	0,324	–	Ja
Zn (halt)	ln-ANOVA	47,85	<0,001	a/a/b	ANOVA	44,56	<0,001	a/a/b	Ja
Tungmetaller, förråd									
Cd (förråd)	ln-ANOVA	12,20	<0,001	a/a/b	ln-ANOVA	7,29	0,003	a/a/b	Ja
Cr (förråd)	Friedman	21,88	<0,001	a/a/b	Friedman	18,00	<0,001	a/a/b	Ja
Cu (förråd)	ln-ANOVA	155,10	<0,001	a/a/b	ln-ANOVA	131,40	<0,001	a/a/b	Ja
Ni (förråd)	ANOVA	101,90	<0,001	a/a/b	ANOVA	79,36	<0,001	a/a/b	Ja
Pb (förråd)	ln-ANOVA	19,05	<0,001	a/a/b	ln-ANOVA	12,49	<0,001	a/a/b	Ja
Zn (förråd)	ln-ANOVA	90,99	<0,001	a/a/b	ln-ANOVA	69,29	<0,001	a/a/b	Ja

Bilaga 3

Jämförelse med provtagningen 2017

I fyra av bestånden (Hällberget, Lillfuruberget, Mörttjärn 2 och Näverberget), som gödslades 2006, provtogs humuslagret hösten 2017, omkring tio år efter gödslingen (Öling-Wärnå et al. 2019). Tabell 15 och 16 visar medelvärden för dessa bestånd vid båda provtagningarna. Jämförelsen är beskrivande och har inte testats statistiskt, eftersom provtagning, provberedning och analys skilde sig mellan åren. Att flera variabler, till exempel N, K, pH och Cr, förändrades i samma riktning även i kontrollytorna tyder på systematiska skillnader mellan provtagningarna.

Tabell 12. *Halter av näringsämnen i humuslagret 2017 och 2026 i de fyra bestånd som gödslades 2006 och provtogs vid båda tillfällena, för behandlingarna kontroll, mineralgödsling (Skog-CAN) och Bionäring. Värdena för 2017 är hämtade från Öling-Wärnå et al. (2019). Förändring anges som skillnaden mellan 2026 och 2017, i absoluta tal och i procent av halten 2017. Värdena är medelvärden för de fyra bestånden. Jämförelsen är beskrivande och har inte testats statistiskt, eftersom provtagning och analys skilde sig mellan åren. För Bionäring 2017 anges medelvärdet av de två doser som provtogs. Halten för näringsämnen i denna tabell anges som mg/kg, för N anges det som %TS. pH mättes i vattensuspension båda åren, men med olika jord–vattenförhållande (cirka 1:25 år 2017 och 1:12,5 år 2026), och för pH anges förändringen i pH-enheter.*

	Kontroll			**Mineral**			**Bionäring**		
Variabel	**2017**	**2026**	**Förändring**	**2017**	**2026**	**Förändring**	**2017**	**2026**	**Förändring**
N	1,27	0,95	-0,32 (-25%)	1,47	1,15	-0,32 (-22%)	1,8	1,4	-0,41 (-22%)
P	738	758	+20 (+3%)	712	832	+120 (+17%)	8289	8650	+361 (+4%)
K	1308	700	-608 (-46%)	1322	814	-508 (-38%)	1190	716	-474 (-40%)
Ca	2456	2188	-268 (-11%)	3020	4175	+1155 (+38%)	5752	3745	-2007 (-35%)
Mg	428	412	-16 (-4%)	607	628	+20 (+3%)	629	625	-4 (-1%)
S	1031	860	-171 (-17%)	1137	1093	-44 (-4%)	1928	1868	-60 (-3%)
B	1,9	1,9	0,0 (0%)	2,8	3,3	+0,5 (+19%)	24,2	27,7	+3,5 (+15%)
pH	3,9	3,77	−0,13	4,1	4,00	−0,10	4,45	4,19	−0,26

Tabell 13. *Halter av tungmetaller i humuslagret 2017 och 2026 i de fyra bestånd som gödslades 2006 och provtogs vid båda tillfällena, för behandlingarna kontroll, mineralgödsling (Skog-CAN) och Bionäring. Värdena för 2017 är hämtade från Öling-Wärnå et al. (2019). Förändring anges som skillnaden mellan 2026 och 2017, i absoluta tal och i procent av halten 2017. Värdena är medelvärden för de fyra bestånden. Jämförelsen är beskrivande och har inte testats statistiskt, eftersom provtagning och analys skilde sig mellan åren. För Bionäring 2017 anges medelvärdet av de två doser som provtogs. Halten för samtliga tungmetaller i denna tabell anges som mg/kg.*

	Kontroll			**Mineral**			**Bionäring**		
Variabel	**2017**	**2026**	**Förändring**	**2017**	**2026**	**Förändring**	**2017**	**2026**	**Förändring**
Cd	0,33	0,29	-0,04 (-12%)	0,26	0,26	+0,00 (0%)	0,38	0,34	-0,04 (-10%)
Cr	1,5	3,1	+1,6 (+105%)	1,6	3,3	+1,7 (+106%)	8,2	10,3	+2,1 (+26%)
Cu	6	6,5	+0,5 (+8%)	5	6,7	+1,7 (+34%)	69	66,9	-2,1 (-3%)
Ni	2,3	2,5	+0,2 (+7%)	2,1	2,6	+0,5 (+23%)	6	5,7	-0,3 (-5%)
Pb	23	22	-1,0 (-4%)	20	22,3	+2,3 (+11%)	23	25,2	+2,2 (+10%)
Zn	40	37,9	-2,1 (-5%)	36	40,3	+4,3 (+12%)	152,5	127,3	-25,2 (-16%)

Publicering och arkivering

Godkända självständiga arbeten (examensarbeten) vid SLU kan publiceras elektroniskt. Som student äger du upphovsrätten till ditt arbete och behöver i sådana fall godkänna publiceringen. I samband med att du godkänner publicering kommer SLU även att behandla dina personuppgifter (namn) för att göra arbetet sökbart på internet. Du kan närsomhelst återkalla ditt godkännande genom att kontakta biblioteket.

Även om du väljer att inte publicera arbetet eller återkallar ditt godkännande så kommer det arkiveras digitalt enligt arkivlagstiftningen.

Du hittar länkar till SLU:s publiceringsavtal och SLU:s behandling av personuppgifter och dina rättigheter på den här sidan:

- https://libanswers.slu.se/sv/faq/228316

☒ JA, jag, Adam Eliasson har läst och godkänner avtalet för publicering samt den personuppgiftsbehandling som sker i samband med detta

☐ NEJ, jag/vi ger inte min/vår tillåtelse till att publicera fulltexten av föreliggande arbete. Arbetet laddas dock upp för arkivering och metadata och sammanfattning blir synliga och sökbara.

SENASTE UTGIVNA NUMMER

2026:08 Författare: Sally Thompson
A legacy on the landscape:
The diverging histories of forest roads in Northern Sweden and Southeast Alaska

2026:09 Författare: Alexander Martin
Establishment success of Pinus sylvestris seedlings with fertilization and mechanical site preparation: survival, growth and ectomycorrhizal fungal responses

2026:10 Författare: Xinyao Shang
Effects of Nitrogen Fertilization, Water Treatment, and Environment on Nitrogen Fixation in Boreal Forest Species

2026:11 Författare: Yue Wu
Linking root trait with wood density and vitality of Scots pine breeds (Pinus sylvestris)

2026:12 Författare: Matthew Coker
Decadal patterns of tree regeneration following wildfire
Effects of fire severity in boreal forests of central Sweden

2026:13 Författare: Axel Manngård
Forest Experiments in Sweden: Biogeoclimatic Coverage and Scientific Production.
With a focus on thinning and biodiversity studies

2026:14 Författare: Julia Wikström
Does Downed Deadwood Influence Ungulate Browsing Pressure in Forest Regeneration: A Systematic Literature Review

2026:15 Författare: Fredrik Bergman
Älven bar skogen till havet
Flottningen i Indalsälven – från etablering till avveckling

2026:16 Författare: Karin Jacobsson
Greenhouse gas fluxes across three contrasting peatlands along a latitudinal gradient in Sweden

2026:17 Författare: Max Lindhe
Evaluating enrichment planting strategies in Borneo
Evidence from a long-term tropical restoration project

2026:18 Författare: Nanna Hemmingsson
Biocultural Legacies in a Boreal Old-Growth Landscape
Sámi Land Utilisation and Forest Structure in Tjeggelvas Nature Reserve

2026:19 Författare: Chutian Chen
Carbon cycling and productivity in boreal continuous-cover forestry
-Evaluating different CCF systems against rotation-forestry in boreal Sweden

2026:20 Författare: Yao Jinghong
Interactive effects of warming and water regime on belowground strategies of Scots pine and Norway spruce seedlings

2026:21 Författare: Adam Eliasson
Långsiktiga effekter av skogsgödsling med avloppsslam på humuslagrets kemiska egenskaper i boreal barrskog