

Kalkningens påverkan på växthusgasemissioner från odlad torvjord

The effect of liming on greenhouse gas emissions from cultivated peat soils

Lisa Jörblad



Kandidatuppsats i miljövetenskap
Kandidatprogrammet – Biologi och markvetenskap

Examensarbeten, Institutionen för mark och miljö, SLU
2018:07

Uppsala 2018

Kalkningens påverkan på växthusgasemissioner från odlad torvjord

The effect of liming on greenhouse gas emissions from cultivated peat soils

Lisa Jörblad

Handledare: Kerstin Berglund, institutionen för mark och miljö, SLU

Biträdande handledare: Joakim Hermansson, institutionen för mark och miljö, SLU

Examinator: Lars Lundin, institutionen för mark och miljö, SLU

Omfattning: 15 hp

Nivå och fördjupning: Grundnivå, G2E

Kurstitel: Självständigt arbete i miljövetenskap - kandidatarbete

Kurskod: EX0688

Program/utbildning: Kandidatprogrammet Biologi och miljövetenskap 180 hp

Utgivningsort: Uppsala

Utgivningsår: 2018

Omslagsbild: Mätning av koldioxid på cylinderprover med torvjord, foto författaren, 2018

Serietitel: Examensarbeten, Institutionen för mark och miljö, SLU

Delnummer i serien: 2018:07

Elektronisk publicering: <http://stud.epsilon.slu.se>

Nyckelord: CO₂, N₂O, dränering, skrymdensitet, nedbrytning, vattenhalt

Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Fakulteten för naturresurser och jordbruksvetenskap
Institutionen för mark och miljö

Abstract

Peat soils are used for agriculture and to improve the conditions they are drained and limed. These actions lead to improved living conditions for the microorganisms that live in the soil which increases the decomposition of the organic matter. In the process of decomposition the greenhouse gases carbon dioxide (CO₂) and nitrous oxide (N₂O) are produced. Cultivated peat soils do therefore contribute to the global warming by emissions of CO₂ and N₂O. The aim of this experiment was to test the effect on emissions from cultivated peat soils caused by drainage and liming. In the experiment CO₂ and N₂O emissions were measured on cylinder soil samples prepared as 4 treatments (corresponding to untreated sample and 10, 20 and 40 ton lime/ha respectively) and each treatment was repeated 5 times. The emission measurements were performed at 6 different drainage depths (saturated, 25, 37, 50, 75 and 100 cm from the soil surface). For each treatment measurements of the soils properties were performed to investigate possible relationship with the emissions.

The results showed increased CO₂ emissions for the untreated sample between saturated and drainage depth of 25 cm. In the treatments with lime the results were the opposite and the emissions decreased at the first drainage depth. Except that the emissions from the untreated sample were lower at all drainage depths no big differences were measured at further drainage. The emissions within the treatments varied and there were also a difference in which treatment that gave the highest emissions at the different drainage depths. The results for the N₂O emissions only showed clear values at saturated conditions, where they were higher than at the other drainage depths. The big difference at saturated conditions, for both gases, gives a high uncertainty and it is difficult to make conclusions. When a comparison between the limed treatments are made the results from this experiment shows that the water content has a greater effect on the emissions than the lime content.

Sammanfattning

Torvjordar används till odling och för att förbättra förutsättningarna dräneras och kalkas de. Dessa åtgärder leder till förbättrade livsmiljöer för mikroorganismer som lever i jorden vilket ökar nedbrytningen av organiskt material. Vid nedbrytningen produceras växthusgaserna koldioxid (CO_2) och lustgas (N_2O). Odlade torvjordar bidrar därmed till den globala uppvärmningen genom emissioner av CO_2 samt N_2O . Syftet med det här experimentet var att testa dräneringens samt kalkningens effekt på emissioner från odlad torvjord. I experimentet mättes CO_2 - och N_2O -emissioner från cylinderjordprover preparerade till 4 behandlingar (motsvarande obehandlat led samt 10, 20 respektive 40 ton kalk/ha) och varje behandling upprepades 5 gånger. Emissionsmätningarna utfördes vid 6 olika dräneringsdjup (vattenmättat, 25, 37, 50, 75 samt 100 cm från jordytan). För varje behandling utfördes också mätningar av jordegenskaper för att undersöka eventuella samband med emissioner.

Resultaten visade ökade CO_2 -emissioner för det obehandlade ledet vid ökad dränering från vattenmättat till dräneringsdjup 25 cm. I behandlingarna med inblandning av kalk var resultatet det motsatta och emissionerna minskade vid första dräneringsdjupet. Förutom att emissionerna från det obehandlade ledet var lägre vid alla dräneringsdjup uppmättes ingen större skillnad vid ytterligare dränering. Emissionerna inom behandlingarna varierade och det skiljde sig även mellan vilken behandling som gav högst emissioner vid de olika dräneringsdjupen. Resultaten för N_2O -emissionerna uppmätte endast tydliga värden vid vattenmättade förhållanden, där de var högre än vid de andra dräneringsdjupen. De stora skillnaderna vid vattenmättade förhållanden, för båda gaserna, ger en hög osäkerhet och det är svårt att dra några klara slutsatser. Vid jämförelse mellan kalkbehandlingarna visar resultaten i det genomförda experimentet att vattenhalten i provet har större påverkan än kalkhalten.

Innehåll

Bakgrund	1
Syfte	2
Material och metod	2
Emissionsmätningar	4
Analys av data	5
Resultat	6
Jordegenskaper	6
CO ₂ -emissioner	8
N ₂ O-emissioner	9
Diskussion	9
Kalkbehandling	9
Dränering	10
Referenser	12

Bakgrund

Torvjordar har odlats i Sverige i över 100 år på grund av behov av åkermark (Berglund, 2008). Förekomsten av odlade torvjordar har idag minskat men dess bidrag av växthusgaser utgör fortfarande en betydande del (Kasimir-Klemedtsson et al., 1997; Berglund & Berglund, 2010). De senaste decennierna har klimatfrågan blivit mer aktuell och idag letar vi efter olika sätt att minska växthusgasutsläppen. Odränerade torvjordar är naturligt vattenmättade en stor del av året vilket gör att nedbrytning av organiskt material går långsamt. Om syretillgången är god bildas både koldioxid (CO_2) och lustgas (N_2O) vid nedbrytning av organiskt material medan dålig tillgång på syre medför metanbildning (CH_4) (Berglund & Berglund, 2011). Det höga innehållet av organiskt material i torvjordar gör att de potentiellt kan bidra med stora mängder CO_2 och N_2O . Både CO_2 och N_2O är växthusgaser varför det är intressant att undersöka möjligheten att minska emissioner av dessa ämnen.

Vattenhalten i jorden påverkar mikroorganismernas aktivitet och på så vis nedbrytningen. Både höga och låga vattenhalter kan vara en begränsande faktor då låga halter ger dålig tillgång på organiskt material och enzymer medan höga halter orsakar syrebrist (German & Allison, 2015; Norberg et al., 2016). Torvjordar dräneras för att möjliggöra odling. Genom dränering ökar tillgången på luft i marken vilket förser nedbrytare med syre (Berglund, 1989). Det har påvisats att dränering av torvjordar ger en ökad emission av växthusgaser (Kasimir-Klemedtsson et al., 1997; Rochette et al., 2010; Norberg et al., 2018) och att en höjd dräneringsnivå kan minska utsläppen (Musarika et al., 2017). Det har också visats att en höjd vattennivå kan ge ökade emissioner (Berglund & Berglund, 2011). Vilket kan bero på att jorden är komplex och emissionerna påverkas av mer än en faktor.

Torvjordar har generellt sett ett lågt pH då de kan innehålla mycket organiska syror (Weslien et al., 2009). Det är därför vanligt att kalka torvjord för att höja pH och förbättra bördigheten (Persson, 2008). Ett högre pH ökar CO_2 -emissioner genom förbättrad livsmiljö för mikroorganismerna då tillgången på tillgängligt kol och kväve ökar (Kemmitt et al., 2006; Fuentes et al., 2006). Jordens kol kväve-kvot (C/N) talar om det finns god tillgång på kväve och en låg kvot tyder på hög aktivitet bland mikroorganismerna (Eriksson et al., 2011). Kalken i sig ökar också CO_2 -emissionerna genom att det löser sig i vatten och bildar kolsyra (Biasi et al., 2008; Eriksson et al., 2011). Kalkens reaktion med jordpartiklarna påverkas bland annat av hur mycket kalk som går åt till att höja pH och en viss andel kommer inte reagera, så kallat residualkalk (Fisher et al., 2006). N_2O -emissioner är högre i jordar med lågt pH då reduktionen till kvävgas hämmas av lågt pH (Weslien et al., 2009; Van den Heuvel et al., 2011).

Syfte

Med bakgrund till detta har ett EU-projekt startats för att bland annat undersöka hur mark-pH påverkar N₂O-emissioner. Som en del av detta projekt kommer försök med kalkning av odlad torvjord utföras i fält med 0, 10 och 20 ton kalkstensmjöl (CaCO₃) per hektar. I fältförsöket kommer växthusgasemissioner mätas för att se hur mark-pH påverkar emissionerna.

I denna studie har ett laborieförsök genomförts som komplement och för validering av fältförsöket. Studien syftade till att genomföra motsvarande kalkning samt en extra hög kalkgiva motsvarande 40 ton/ha för att under mer kontrollerade former undersöka effekten av pH på emissionerna. Växthusgaserna vid olika dräneringsdjup mättes för att analysera vattenhaltens påverkan på emissionerna. För att få en större bild av hur markens egenskaper påverkar emissionerna analyserades även jordens kemiska och fysikaliska egenskaper.

Material och metod

Torvjord från Bälunge mossar grävdes upp på hösten 2017 och lades i backar med lock. Jorden är en väl förmultnad kärrtorvjord med humifieringsgrad H 9-10 klassificerat enligt von Post (1922). Backarna placerades i kylrum tills experimentet började i mars 2018. I experimentet testades två olika faktorer, kalkning med kalkstensmjöl (Tabell 1) samt 6 olika dräneringsdjup (motsvarande vattenmättat, 25, 37, 50, 75 samt 100 cm), och deras effekt på emissioner (CO₂ och N₂O). Dräneringsdjupen anges i vattenavförande tryck (h_i) som motsvarar avståndet mellan jordytan och vattennivån, i cm. Experimentet utfördes på stålcyllindrar ($\varnothing = 7.2$, $h = 10$ cm) packade med jord. 5 cylindrar preparerades för varje kalkbehandling (Led A-D) (Tabell 1 och Figur 1). Jord motsvarande en cylinder användes som lösprov till mätningar av pH (i vatten), elektrisk konduktivitet (EC), total kolhalt (Tot-C), total kvävehalt (Tot-N), halt karbonatkol (Karb-kol), organiskt kol (Org-C), kolkväve-kvot (C/N) samt glödningsförlust.

Tabell 1: I tabellen visas de fyra behandlingarna och fördelningen av kalkstensmjöl

	Led A	Led B	Led C	Led D
Kalkgiva (ton/ha)	Obehandlad	10	20	40
Kalkbehandling (g/cylinder)	0	4	8	16
Jord (g/cylinder)	360	300	312	343



Figur 1: De 20 cylindrarna. 4 kalkbehandlingar (Led A=0, B=10, C=20, D=40 ton/ha) upprepades 5 gånger (5 block).

Vid prepareringen av de olika kalkbehandlingarna togs 6 cylindrar ut för varje led ur backarna med jord (Figur 2) och blandades i en låda med känd vikt. Grova växtrester plockades bort och jorden trycktes försiktigt sönder för att det inte skulle bildas stora porer vid packningen. För led innehållande kalk blandades kalkstensmjöl med jorden i lådan för att få en jämn fördelning (Figur 3). Jorden delades upp i 6 burkar och jorden från 5 av dessa packades i cylindrar. Packningen skedde för hand med lite jord i taget tills cylindern var fylld (Figur 4). För att hålla jorden på plats täcktes botten med ett pappersfilter och ett finmaskigt nät som hölls fast av en gummisnodd.



Figur 2: För varje led togs 6 cylindrar ut ur jorden som hämtats i fält.



Figur 3: Kalkstensmjölet ströddes över jorden till Led B, C respektive D (6 cylindrar jord/led). Foto: Örjan Berglund.

När alla cylindrar var packade ställdes de i en plastback och började vattenmättas. Kokat och avsvanat avjoniserat vatten hälldes i backen så att cylindrarna vattenmättades underifrån för att minska risken att det stängs in luft i porerna. Knappt 2 cm vatten per dag fylldes på under 4 dagar och sedan fylldes resterande 3 cm på så att vattennivån var i höjd med jordytan (Figur 5). En plast lades över alla cylindrarna för att minska avdunstningen.



Figur 4: Jorden packades i cylindrarna för hand. Foto: Andreas Mattsson.



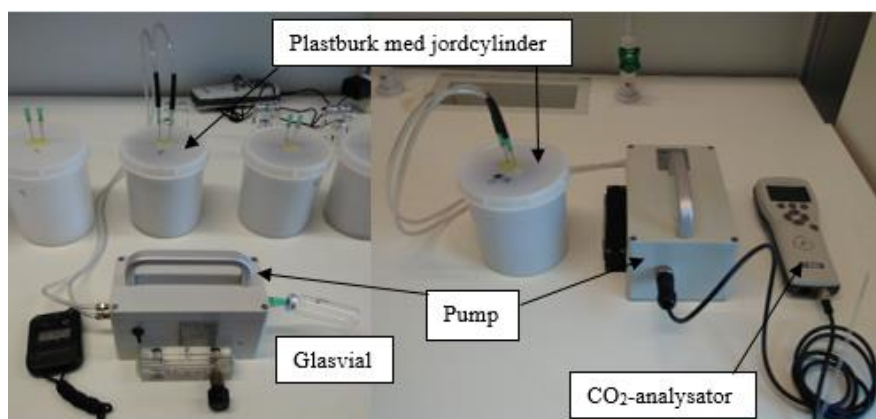
Figur 5: Efter en vecka var proverna vattenmättade och klara för emissionsmätningar.

Jorden i lösprovet användes till kemiska och fysikaliska analyser. EC och pH mättes i en blandning av jord och avjoniserat vatten med förhållandet 1:5 i början och slutet av experimentet. Blandningen skakades i 30 minuter och efter 2 timmar mättes först EC och sedan pH, pH mättes även efter 24 timmar för att låta jämvikt inställa sig i provet. För att mäta glödningsförlust torkades lite jord från varje led i 105 °C under 1 dygn varefter den maldes och förbrändes vid 550 °C i 1 dygn. För att bestämma Tot-C, Tot-N och C/N maldes och siktades prover av jord genom en 2 mm sikt. Proverna förbrändes sedan i en CN-analysator (CN2000, LECO, USA) vid 1350 °C i enlighet med SS-ISO 10694 samt SS-ISO 13878 för kol respektive kväve. Varje cylinder vägdes före CO₂-mätningarna för att kunna bestämma mängden vatten som dränerades bort vid varje dräneringsdjup. Mängden dränerat vatten användes för att beräkna vattenhalten i volyms-% för varje led. Efter emissionsmätningarna torkades jorden i varje cylinder under 1 dygn i 105 °C för att få fram torrvikten. Jordens skrymdensitet beräknades på både naturfuktig jord och provernas torrvikter.

Emissionsmätningar

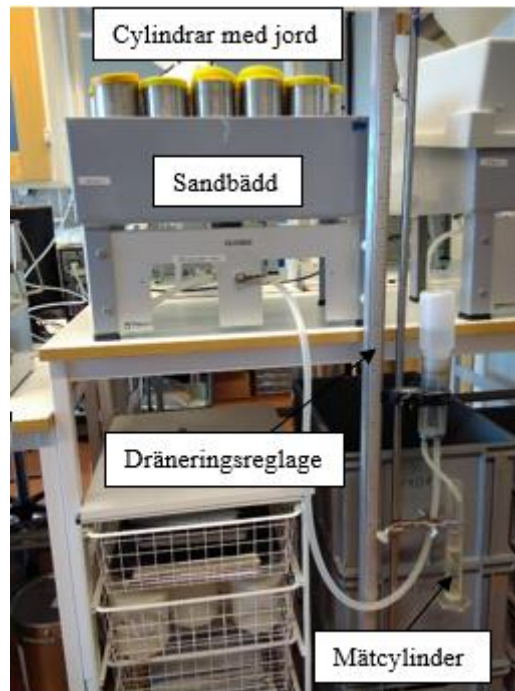
De första emissionsmätningarna gjordes när jordproverna hade varit vattenmättade i 5 dagar. Mätningarna utfördes flera gånger under en tidsperiod för att kunna beräkna emissions-hastigheten genom koncentrationsökningen. Till gasmätningarna placerades cylindrarna i en plastburk (volym = 1,14 liter) som via två slangar kopplades till en pump som cirkulerade luften i burken (Figur 6). Plastburkarna var försedda med lufttäta skruvlock med två nålar till vilka slangarna kunde kopplas (Norberg et al 2018).

För lustgasmätningarna samlades luft från plastburken upp i 22 ml-glasvialer. Luften i burken provtogs med hjälp av en pump som var försedd med två injektionsnålar där glasvialer kunde träs på (Figur 6). Glasvialernas lock var försedda med tätslutande gummisepta vilket gjorde att de kunde träs på injektionsnålarna utan att något luftutbyte skedde från rummet. Luften cirkulerades genom plastburken och vialen under 30 sek så att N₂O-koncentrationen motsvarade den som jorden avgav. Burkens lock skruvades på precis före mätningens början. 4 mätningar genomfördes per cylinder med 12 minuters mellanrum (efter 0, 12, 24 samt 36 min). Mätningarna genomfördes blockvis, först block 1-3 och sedan block 4-5 (för att det skulle bli lika lång tid mellan varje mätning väntades tiden in (4 min) under mätningen av block 4-5). Luften i glasvialerna analyserades i en gaskromatograf.



Figur 6: En pump kopplades till plastburken för att cirkulera luften och mäta gas-koncentrationen. Till vänster visas lustgasmätningen och till höger koldioxidmätningen.

CO₂ mättes på luften i plastburken med direkt analys via infraröd strålning i en bärbar CO₂-analysator (Vaisala, GMP343) (Figur 6). Burkens lock skruvades på precis före mätningens början. Mellan varje mätning ”nollställdes” pumpen genom att luften cirkulerades genom en behållare med ”soda lime”. Mätningarna genomfördes under 2-6 min med 5 sek intervall för de kortare mätningarna och 15 sek för de längre. Efter de första mätningarna ställdes cylindrarna på en sandbädd för dränering (Figur 7). Alla gasmätningar gjordes vid ytterligare 5 olika tillfällen, motsvarande dräneringsdjup 25, 37, 50, 75 och 100 cm från jordytan.



Figur 7: Jordproverna ställdes på en sandbädd försedd med ett dräneringsreglage, justerat via den graderade staven till höger om sandbädden. Det dränerade vattnet tömdes i en mätcylinder för att avgöra när dräneringsnivån hade ställt in sig.

Analys av data

Emissionerna från proverna beräknades utifrån gasens koncentrationsförändring med hjälp av den allmänna gaslagen och linjär regression enligt följande ekvation:

$$E = \Delta C_x \times \frac{PVM}{RT}$$

Där E är emission (mg/h), ΔC_x är förändringen i koncentration för gasen x (ppm/h), P är trycket (101325 Pa), V är gasens volym beräknad genom att subtrahera jordvolymen från plastburkens volym (liter), M är molekylvikten (44,01 g/mol), R är gaskonstanten (8,3145 J/mol/K), T är temperaturen i provet (293,15 K). Emissionsvärdena dividerades sedan med jordens torrsvikt för att kunna jämföra utsläppen per gram jord.

Resultaten analyserades med hjälp av figurer och tabeller konstruerade i Excel. Vid beräkning av CO₂-koncentrationsökning förkastades mätpunkter innan 60 sekunder för att låta luften i burken stabilisera sig. Alla koncentrationsökningar användes då de hade R²-värden större än 0,9. För beräkning av N₂O-koncentrationsökning användes data från de tre första mätpunkterna (dvs. 24 minuter för varje prov) eftersom många koncentrationer minskade igen vid den fjärde mätningen. Emissioner med R²-värden mindre än 0,6 sattes till noll, då de antogs vara för små för att mätas.

Resultat

Jordegenskaper

Resultaten från analysen av jordens egenskaper visas i Tabell 2 och 3. Andelen Tot-C, Org-C och glödningsförlust minskade med ökad inblandning av kalk medan Karb-C samt pH ökade. Andelen Tot-N var något högre i Led B än i Led A och lägra i både Led C och D. C/N minskade mellan Led A och Led B för att sedan öka i Led C och minska igen i Led D. Jordens EC ökade med inblandning av kalk, i början av experimentet ökade EC med ökad mängd kalk medan den i slutet av experimentet minskade. I Led A minskade pH under experimentets gång medan det ökade i Led B-D.

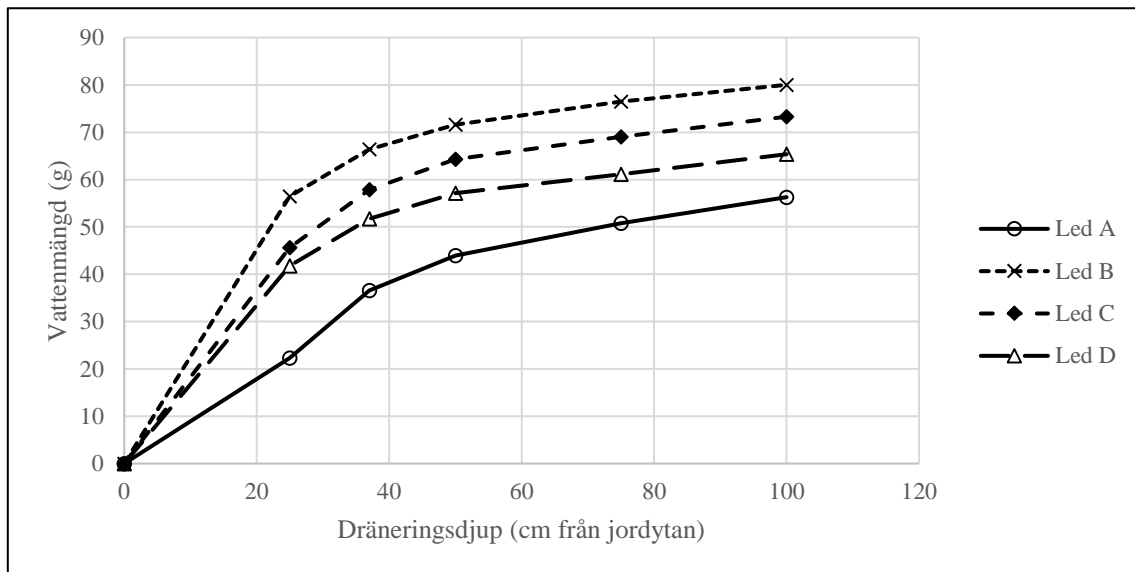
Tabell 2: Jordegenskaper presenterade för varje behandling (Led A=0, B=10, C=20, D=40 ton kalk/ha). Totalkol (Tot-C), karbonatkol (Karb-C), organiskt kol (Org-C), totalkväve (Tot-N) samt kolkväve-kvot (C/N). Resultaten är ett medelvärde från tre mätningar vid försökets början

Led	Tot-C %	Karb-C %	Org-C %	Tot-N %	C/N	Glödningsförlust (%)
A	42,5	0,22	42,3	3,0	14,0	87
B	41,3	0,49	40,8	3,1	13,3	83
C	40,0	0,93	39,1	2,9	13,4	79
D	38,4	1,54	36,8	2,8	13,3	75

Tabell 3: Jordegenskaper presenterade för varje behandling (Led A=0, B=10, C=20, D=40 ton kalk/ha). Elektisk konduktivitet (EC) och pH (i vatten) mätt efter 2 respektive 24 timmar. Resultaten är ett medelvärde från två mätningar, vid försökets början respektive vid slutet av försöket

Led	EC (µS/cm) början	EC (µS/cm) slutet	pH (2 h) början	pH (2 h) slutet	pH (24 h) början	pH (24 h) slutet
A	59	144	5,9	5,7	5,8	5,7
B	153	251	7,5	7,6	7,1	7,4
C	199	235	7,5	7,8	7,2	7,7
D	224	229	7,4	7,9	7,3	7,7

Den mängd vatten som dränerades bort mellan dräneringsdjupen presenteras som kumulativa mängder i figur 8. Totalt sätt släppte Led A minst vatten och Led B mest.



Figur 8: Kumulativ mängd vatten som dränerades bort. Led A=0, Led B=10, Led C=20 och Led D=40 ton kalk/ha.

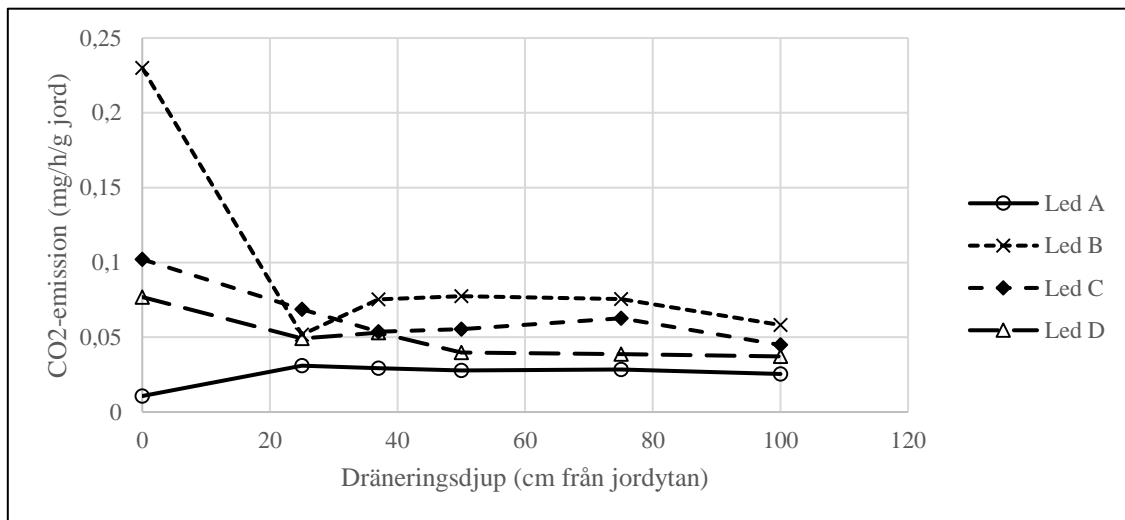
Resultaten från torkningen av jordcylindrarna visar en skillnad i mängd jord för de olika leden (Tabell 4). Led D hade den största mängden jord medan Led B hade den minsta mängden jord. Uträkningen för jordens skrymdensitet för de olika leden visar samma resultat (Tabell 4).

Tabell 4: Medelvärden för vikten på jorden i leden efter torkning i 105 °C i ett dygn samt medelvärden för jordens skrymdensitet, beräknad utifrån jordens torrsvikt respektive jordens vikt när proverna packades. Led A=0, Led B=10, Led C=20, Led D=40 ton kalk/ha

Led	Torrsvikt (g)	Torr skrymdensitet (g/cm ³)	Skrymdensitet vid packning (g/cm ³)
A	102	0,28	0,97
B	88	0,26	0,85
C	94	0,27	0,89
D	109	0,3	0,94

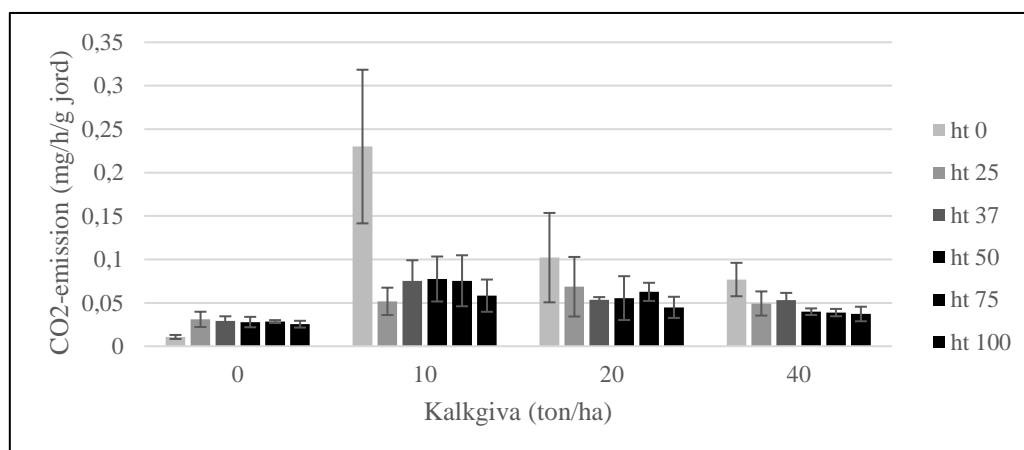
CO₂-emissioner

Resultaten från experimentet visar på ökade CO₂-emissioner mellan dräneringsdjup 0 och 25 cm för det obehandlade ledet (Led A) medan de kalkade behandlingarna (Led B-D) hade minskade emissioner (Figur 9). Led A hade lägst medelemissioner vid alla dräneringsdjup. Led B hade högst medelemissioner vid alla dräneringsdjup förutom vid h_t 25. Emissionerna mellan leden skiljde sig mest vid vattenmättade förhållanden.



Figur 9: Medelemission för varje kalkbehandling (Led A=0, B=10, C=20, D=40 ton/ha) vid de olika dräneringsdjupen.

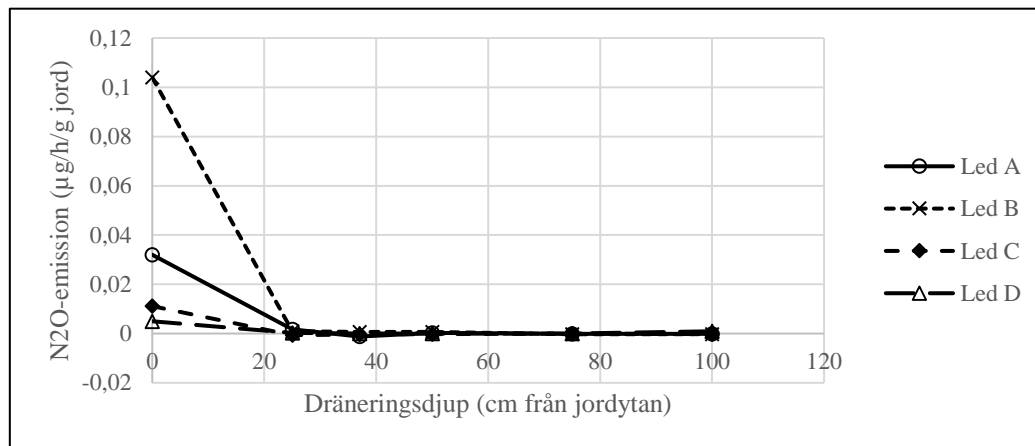
Värdena vid vattenmättade förhållanden skilde sig tydligt från de andra dräneringsdjupen med högre emissioner i alla led utom det okalkade (Led A) där emissionerna istället var lägre (Figur 10). För Led B-D minskade medelemissionerna med ökad mängd kalk vid alla dräneringsdjup. Inom leden såg det olika ut för vilket dräneringsdjup som gav högst emissioner och det var stor variation i emissioner mellan de olika proverna.



Figur 10: Medelemissioner för varje dräneringsdjup (h_t = cm från jordytan) som respons på kalkgivan. Standardavvikelsen inom leden visas med felstaplar.

N₂O-emissioner

Också N₂O-emissionerna skiljde sig mellan behandlingarna vid vattenmättade förhållanden medan emissionerna efter dränering var nära noll (Figur 11). Vid vattenmättade förhållanden var emissionerna från Led B högst och Led D lägst.



Figur 11: Medelemission för varje behandling (Led A=0, B=10, C=20, D=40 ton kalk/ha) vid de olika dräneringsdjupen.

Diskussion

Kalkbehandling

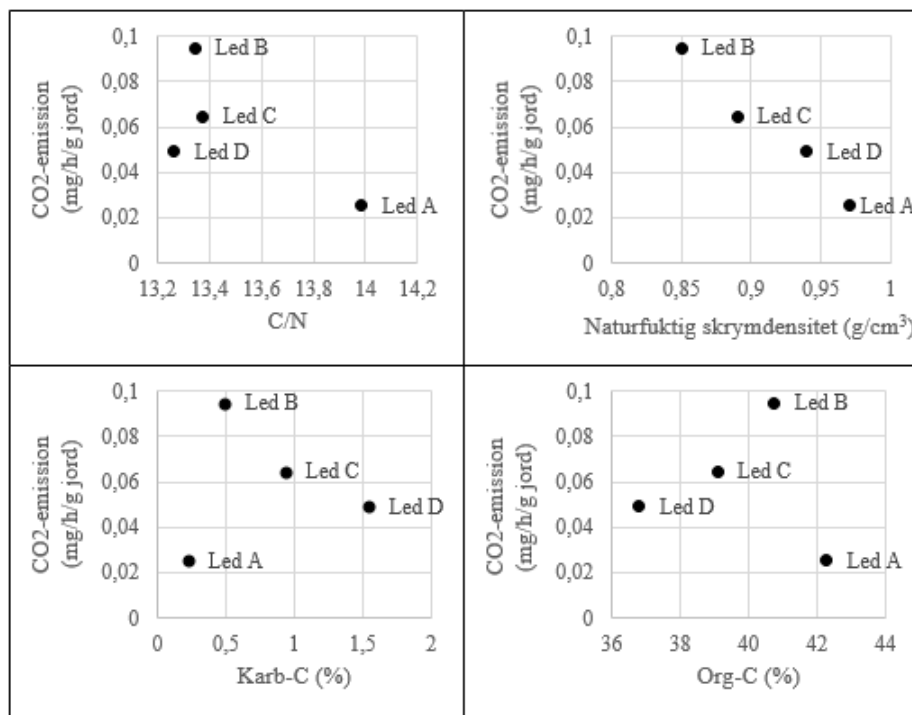
CO₂-utsläppen från de kalkade behandlingarna var högre än från det obehandlade ledet vilket stämmer överens med teorin att kalken ökar emissionerna. Om de ökade utsläppen är på grund av ökad mängd tillgängligt organiskt material (Kemmitt et al., 2006; Fuentes et al., 2006) eller kalken i sig själv (Biasi et al., 2008; Eriksson et al., 2011) kan inte avgöras med den metod som användes i det här experimentet. Oavsett varifrån koldioxiden kommer (mikroorganismer eller kalk) har det en negativ klimatpåverkan genom växthuseffekt.

Även då jordens pH ökade med inblandning av kalk, visade inte de högsta koncentrationerna kalk den största ökningen. Detta kan tyda på en ojämn fördelning av kalken i jorden men det talar också för att andelen residualkalk ökar med ökad inblandning av kalk (Fisher et al., 2006). En lite ojämn fördelning av kalk är en trolig följd av att inblandningen skedde för hand samt att proverna inte var så stora. I fältförsök har det påvisats att N₂O-emissionerna är större från jordar med lågt pH (Weslien et al., 2009) och därför kan kalkning antas vara en åtgärd för att minska emissionerna. Resultaten från det genomförda experimentet visade inte på minskade N₂O-emissioner vid högre pH så fortsatt forskning krävs för att påvisa samband mellan pH och emissioner.

En låg C/N talar för en ökad omsättning av det organiska materialet (Eriksson et al., 2011) vilket skulle öka CO₂-utsläppen från jorden. Resultaten i det här experimentet visar att de kalkade leden med lägre C/N släpper ut mer än Led A (Figur 12). Däremot förefaller inget tydligt samband mellan emissionerna i förhållande till C/N för de kalkade behandlingarna vilket kan förklaras av att C/N-värdena inte skiljer sig mycket åt. Det finns forskning på att

tillgången på organiskt material är en av de viktigaste faktorerna som påverkar emissioner (Kemmitt et al., 2006; Fuentes et al., 2006). Halten Org-C och glödningsförlusten talar om det tillgängliga organiska materialet och höga värden skulle alltså ge höga emissioner. I det här experimentet visar resultaten den trenden mellan de kalkade leden medan Led A avviker (Figur 12). Detta tyder på att skillnaderna i tillgången på organiskt material inte är tillräckligt stora för att visa på olika aktivitet hos mikroorganismerna.

Inblandningen av kalk i torvjorden visar i det här experimentet att CO₂-emissioner ökar medan N₂O-emissionerna inte skiljer sig mellan de olika leden. Dessa resultat visar på vikten av vidare forskning av effekten på emissioner orsakade av ett höjt pH i jorden. Kalkningens totala effekt på både CO₂- och N₂O-emissioner bör undersökas så att nackdelarna inte överträffar fördelarna.



Figur 12: CO₂-emissionerna plottade mot kolkväve-kvoten (C/N), jordens skrymdensitet beräknad på naturfuktig jord, halten karbonatkol (Karb-C) respektive halten organiskt kol (Org-C). Led A=0, Led B=10, Led C=20 och Led D=40 ton kalk/ha.

Dränering

Mina resultat visar på ökade CO₂-emissioner vid dränering från vattenmättade förhållanden till 25 cm för det obehandlade ledet i likhet med tidigare forskning (Kasimir-Klemmedtsson et al., 1997; Norberg et al., 2018). Detta stämmer med teorin att luftning ger bättre levnadsförhållanden för mikroorganismer (Kemmitt et al., 2006; Fuentes et al., 2006). Resultaten från jordproverna varierade mycket inom leden vilket kunde väntas med tanke på att proverna packades för hand. Jorden i lådorna, som cylinderproverna mätades ut från, var olika kompakt vilket resulterade i olika vikt jord mellan leden (Tabell 1). Alltså väntas även emissioner från prover tagna direkt i fält variera på grund av en skillnader i densitet. De olika vikterna jord

mellan leden ledde till att cylindrarna blev olika hårt packade, vilket representeras av den naturfuktiga skrymdensiteten (Tabell 4). En hårdare packning ger mindre porer och på så vis mindre möjlighet till luftning. Resultaten visar att emissionerna följer den naturfuktiga skrymdensiteten med högre emissioner vid lägre densitet (Figur 12). Anledningen till att naturfuktig jord använd vid analysen är att kalken har en högre densitet än torvjord och därför får Led D en högre torrsvikt, som är orsakad av den höga kalkhalten, vilket ger en missvisning vid jämförelsen av emissionerna.

Resultaten för den mängd vatten som dränerats bort visar att det finns många porer som är så stora att de släpper vattnet vid dränering till 25 cm djup (Figur 8). Att det försvinner mindre mängd vatten vid ytterligare dränering är en förklaring till att skillnaden i emissioner inte är så stor mellan dessa dräneringssteg (25 till 100 cm). Skillnaden mellan leden, i mängd vatten som dränerats bort, följer samma ordning som CO₂-emissionerna med undantag av dräneringsdjup 25 cm (Figur 8 och 9).

Till skillnad från tidigare forskning (Kasimir-Klemedtsson et al., 1997; Rochette et al., 2010) visar mina resultat för N₂O-emissioner att de minskar när jorden dräneras. Emissionerna är dock låga även vid vattenmättade förhållanden och det är därför svårt att avgöra säkerheten i resultaten. I grafen (Figur 11) ser det ut som att de olika behandlingarna skiljer sig mycket men skalan är liten och variationen inom behandlingarna är stor varför det inte går att dra några säkra slutsatser.

Det genomförda experimentet visar att vattenhalten har stor betydelse för CO₂-emissioner från odlade torvjordar medan osäkerheten är stor för N₂O-emissioner. Resultaten skiftar genom alla mätningar vilket också visar på att jorden är en komplex sammansättning och dess emissioner påverkas av flera faktorer. Emissionerna vid vattenmättade förhållanden var mycket olika både inom och mellan leden vilket tyder på att det är svårt att simulera dessa fältförhållanden. I det genomförda experimentet finns ett samband mellan CO₂-emissionerna och den naturfuktiga skrymdensiteten och vattenhaltens påverkan på emissionerna överskuggar effekten av inblandad kalk.

Referenser

Berglund, K. (1989). *Ytsänkning på mosstorvjord*. Uppsala, Sveriges Lantbruksuniversitet, Avdelningsmeddelande 89:3. Tillgänglig: <https://pub.epsilon.slu.se/5122/> [2018-04-24]

Berglund, K. (2008). Torvmarken, en resurs i jordbruket igår, idag och även i morgon. I Runefelt, L. (Ed.) *Svensk mosskultur - Odling, torvanvändning och landskapets förändring*, ss. 483-498, Eskilstuna: Enheten för de Areella Näringarnas Historia, KSLA. (Skogs- och Lantbrukshistoriska meddelanden 41).

Berglund & Berglund (2010). Distribution and cultivation intensity of agricultural peat and gyttja soils in Sweden and estimation of greenhouse gas emissions from cultivated peat soils. *Geoderma*, vol. 154 (3-4), ss. 173-180. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.11.035>

Berglund, Ö. & Berglund, B. (2011). Influence of water table level and soil properties on emissions of greenhouse gases from cultivated peat soil. *Soil biology & biochemistry*, vol. 43 (5), ss. 923-931. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.01.002>

Biasi, C., Lind, S.E., Pekkarinen, N.M., Huttunen, J.T., Shurpali, N.J., Hyvönen, N.P., Repo, M.E., Martikainen, P.J. (2008). Direct experimental evidence for the contribution of lime to CO₂ release from managed peat soil. *Soil Biology & Biochemistry*, vol. 40 (10), ss. 2660–2669. DOI: 10.1016/j.soilbio.2008.07.011

Eriksson, J., Dahlin, S., Nilsson, I., Simonsson, M. (2011). *Marklära*. Studentlitteratur AB, Lund.

Fisher, P.R., Huang, J., Argo, W.R. (2006). Modeling lime reaction in peat-based substrates. *Hortscience*, vol. 41 (1), ss. 244-251.

Fuentes, J.P., Bezdicek, D.F., Flury, M., Albrecht, S., Smith, J.L. (2006). Microbial activity affected by lime in a long-term no-till soil. *Soil & Tillage Research*, vol. 88, ss. 123–131. DOI: 10.1016/j.still.2005.05.001

German, D.P., Allison, S.D. (2015). Drying and substrate concentrations interact to inhibit decomposition of carbon substrates added to combusted Inceptisols from a boreal forest. *Biology and Fertility of Soils*, vol. 51 (5), ss. 525 – 533. DOI: 10.1007/s00374-015-0998-z

Kasimir-Klemedtsson, Å., Klemedtsson, L., Berglund, K., Martikainen, P., Silvola, J., Oenema, O. (1997). Greenhouse gas emissions from farmed organic soils: a review. *Soil use and management*, vol. 13 (4), ss. 245-250. DOI: 10.1111/j.1475-2743.1997.tb00595.x

Kemmitt, S.J., Wright, D., Goulding, K.W.T., Jones, D.L. (2006). pH regulation of carbon and nitrogen dynamics in two agricultural soils. *Soil Biology & Biochemistry*, vol. 38 (5), ss. 898–911. DOI: 10.1016/j.soilbio.2005.08.006

Musarika, S., Atherton, C.E., Gomersall, T., Wells, M.J., Kaduk, J., Cumming, A.M.J., Page, S.E., Oechel, W.C., Zona, D. (2017). Effect of water table management and elevated CO₂ on radish productivity and on CH₄ and CO₂ fluxes from peatlands converted to agriculture. *Science of the total environment*, vol. 584, ss. 665-672. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.01.094

Norberg, L., Berglund, Ö., Berglund, K. (2016). Seasonal CO₂ emission under different cropping systems on Histosols in southern Sweden. *Geoderma Regional*, vol. 7 (3), ss. 338-345. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2016.06.005>

Norberg, L., Berglund, Ö., Berglund, K. (2018). Impact of drainage and soil properties on carbon dioxide emissions from intact cores of cultivated peat soils. *Mires and Peat*, vol. 21 (3), ss. 1-14. DOI: 10.19189/MaP.2017.OMB.284

Persson (2008). Växtnäringsfrågor. I Runefelt, L. (Ed.) *Svensk mosskultur - Odling, torvanvändning och landskapets förändring*, ss. 483-498, Eskilstuna: Enheten för de Areella Näringarnas Historia, KSLA. (Skogs- och Lantbrukshistoriska meddelanden 41).

Rochette, P., Tremblay, N., Fallon, E., Angers, D.A., Chantigny, M.H., MacDonald, J.D., Bertrand, N., Parent, L.É. (2010). N₂O emissions from irrigated and non-irrigated prganic soil in eastern Canada as influenced by N fertilizer addition. *European Journal of Soil Science*, vol. 61, ss. 186-196. DOI: 10.1111/j.1365-2389.2009.01222.x

Van den Heuvel, R.N., Bakker, S.E., Jetten, M.S.M., Hefting, M.M. (2011). Decreased N₂O reduction by low soil pH causes high N₂O emissions in a riparian ecosystem. *Geobiology*, vol. 9 (3), ss. 294-300. DOI: 10.1111/j.1472-4669.2011.00276.x

Von Post, L. (1922). Sveriges Geologiska Undersöknings torvinventering och några av dess hittills vunna resultat. *Svenska Mosskulturföreningens tidskrift*, 36, 1-27.

Weslien, P., Kasimir-Klemedtsson, Å., Börjesson, G. & Klemedtsson, L. (2009). Strong pH influence on N₂O and CH₄ fluxes from forested organic soils. *European Journal of Soil Science*, vol. 60, ss. 311-320. DOI: 10.1111/j.1365-2389.2009.01123.x