



Växthusgasflöden från restaurerad torvmark

En jämförelse mellan en restaurerad torvtäkt och en orörd myr i Store Mosse nationalpark 7 år efter återvätning

Karin Halldin

Självständigt arbete i miljövetenskap • 15 hp

Sveriges lantbruksuniversitet, SLU

Institutionen för mark och miljö

Kandidatprogrammet i biologi och miljövetenskap

Serietitel, arbetets nummer i serien •2022:12

Uppsala 2022



Växthusgasflöden från restaurerad torvmark - En jämförelse mellan en restaurerad torvtäkt och en orörd myr i Store Mosse nationalpark 7 år efter återvätning
Greenhouse gas fluxes from restored peatland-A comparison between a restored extracted peatland and a pristine mire in Store Mosse national park 7 years after rewetting

Karin Halldin

Handledare: Sabine Jordan, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för mark och miljö
Bitr. handledare: Gustaf Granath, Uppsala universitet, Institutionen för ekologi och genetik
Examinator: Björn Lindahl, Sveriges lantbruksuniversitet, institutionen för mark och miljö

Omfattning: 15 hp
Nivå och fördjupning: Grundnivå, G2E
Kurstitel: Självständigt arbete i Miljövetenskap
Kurskod: EX0896
Program/utbildning: Kandidatprogrammet i biologi och miljövetenskap
Kursansvarig inst.: Mark och miljö

Utgivningsort: Uppsala
Utgivningsår: 2022
Serienummer: 2022:12
Omslagsbild: Foto: Karin Halldin 2022
Upphovsrätt: Alla bilder används med upphovspersonens tillstånd. Bilder utan upphovsrätt är tagna av författaren.
Nyckelord: Vitmossa, *Sphagnum*, vattennivå, marktemperatur, vegetation, PAR, kammarmätningar, högupplösta mätningar, kolsänka

Sveriges lantbruksuniversitet
NJ-fakulteten
Institutionen för mark och miljö

Sammanfattning

Den globala uppvärmningen ökar. För att dämpa denna ökning behöver världens växthusgasutsläpp minska. När torvmarker dikas ut för industrier går de från att vara kolsänkor till att vara kolkällor. För att få tillbaka torvmarkers funktion som kolsänka restaureras dem, främst genom återvätning. Denna studie bidrar med underlag för hur restaurering av torvtäcker påverkar växthusgasutsläppen, vilket går att koppla till miljö kvalitetsmålen *Begränsad klimatpåverkan* och *Myllrande våtmarker*. Studien jämför metan- och koldioxidutsläpp från en restaurerad torvmark mot en orörd myr. Fältarbetet genomfördes med en gasanalysator och en 50x50x50 cm transparent- och opak kammare under dagtid i april och maj 2022. Kolflödesmätningarna relateras till mikrotopografi, vattennivå, fotosyntetiskt aktiv strålning, vegetationstäckning och marktemperatur, eftersom dessa faktorer påverkar kolflödet. Resultatet åskådliggör att både det restaurerade- och det orörda området har ett nettoupptag av kol. Detta innebär att återvätning snabbt återställer torvtäckers funktion som kolsänka. Resultatet påvisar också att det restaurerade området är en starkare kolsänka än det orörda området. Det här beror på att *Sphagnum* i det restaurerade området har betydligt snabbare tillväxthastighet och därmed högre fotosyntes än *Sphagnum* i det orörda området. Hur kolflödet i de undersökta områdena ser ut under resten av året och i framtiden kan studien endast spekulera om. Ytterligare studier krävs för att kunna besvara detta. Denna studie bidrar med underlag för hur återvätning och restaurering påverkar växthusgasutsläppen ifrån torvtäcker.

Nyckelord: vitmossa, *Sphagnum*, vattennivå, marktemperatur, vegetation, PAR, kammarmätningar, högupplösta mätningar, kolsänka

Abstract

Global warming is increasing. To lower this increase, the greenhouse gas emissions need to be reduced. When peatlands are drained for industries, they go from being carbon sinks to becoming carbon sources. To get back the function of peatlands as a carbon sink, they are restored, mostly by rewetting. This study contributes to knowledge of how restoration of extracted peatlands affects greenhouse gas emissions. The study does this by comparing methane- and carbon dioxide emissions from a restored peatland with the emissions from a pristine mire. The field work was conducted with a gas analyzer and a 50x50x50 cm transparent- and opaque chamber, during daytime in April and May 2022. The carbon flux measurements are related to microtopography, water table, photosynthetic active radiation, vegetation cover and soil temperature, since these factors influence carbon flux. The result show that both sites have a net carbon uptake, which imply that rewetting quickly restore the function of peatlands as carbon sinks. The study also show that the restored area is a bigger carbon sink than the pristine area. This is caused by the higher growth rate, and therefore higher photosynthesis of the *Sphagnum* at the restored area. To know how the carbon flow in the areas develop the rest of the year and in the future, more studies are needed. This study contributes knowledge to how rewetting and restoration affects the greenhouse gas emissions from extracted peatlands.

Keywords: restoration, greenhouse gases, peatland, water table, soil temperature, vegetation, *Sphagnum*, PAR chamber measurements, carbon sink

Innehållsförteckning

Förkortningar	6
1. Inledning	7
1.1 Syfte och frågeställning	8
1.2 Områdesbeskrivning	9
1.3 Bakgrund	10
1.3.1 Ostörd torvmark	11
1.3.2 Vegetation	12
1.3.3 C-flöde	13
1.3.4 Temperatur och mikrobiell aktivitet	15
1.3.5 N ₂ O	15
1.3.6 Antropogen påverkan på torvmark	16
1.3.7 Restaurering av torvmark	17
2. Material och metod	19
2.1 Fältarbete	19
2.1.1 Placering av provytor	19
2.1.2 Gasflöde	20
2.1.3 Miljövariabler	22
2.2 Bearbetning av rådata	23
2.2.1 Bearbetning i R	24
2.2.2 Bearbetning i Excel	26
2.2.3 Mikrotopografi	26
3. Resultat	27
3.1 Observationer	27
3.2 Miljövariabler och VHG	28
3.2.1 Skillnader inom VHG-flöden	28
3.2.2 Skillnader inom miljövariabler	30
3.2.3 Miljövariablers påverkan på VHG-flöden	31
3.3 Mikrotopografi	34
4. Diskussion	35
4.1 CH ₄	35
4.2 CO ₂	37
4.2.1 Fotosyntes (GEE)	37

4.2.2	CO ₂ respiration (ER)	38
4.2.3	Nettoflödet av CO ₂ (NEE)	40
4.3	Sänka eller källa?	40
4.4	Felkällor och framtida studier	40
5.	Slutsats	42
	Referenser	43
	Tack	48
	Bilaga 1	49

Förkortningar

C	Kol
CH ₄	Metan
CO ₂	Koldioxid
CO ₂ e	Koldioxidekvivalenter
ER	Ecosystem respiration
GEE	Gross ecosystem exchange
NEE	Net ecosystem exchange
N ₂ O	Lustgas
PAR	Fotosyntetiskt aktiv strålning
VHG	Växthusgas

1. Inledning

På grund utav industrialisering och mänskliga ingrepp i naturen uppskattas den globala medeltemperaturen ha ökat med 1°C sedan förindustriella tider. Om uppvärmningen fortsätter i samma takt som i dag är det troligt att den globala temperaturen kommer stiga till 1,5 °C mellan åren 2030 och 2052 (IPCC 2018). Genom Parisavtalet har världens länder åtagit sig ansvar om att se till att den globala uppvärmningen hålls långt under 2°C och att ökningen inte når upp till 1,5°C, jämfört med förindustriell nivå (Regeringen 2016). För att begränsa ökningen till under 1,5°C behöver de globala antropogena koldioxid (CO₂)-utsläppen minska med 45 % till år 2030 jämfört med 2010 års nivåer och bör nå netto-nollutsläpp år 2050. För att begränsa uppvärmningen till under 2°C behöver CO₂-utsläppen istället minska med runt 25 % till 2030 och nå netto-noll vid år 2070 (IPCC 2018). Förändringar i markanvändning så som avskogning, utökning av åkermark, mänskliga bosättningar och dikning av torvmarker släpper ut mellan 0,9 till 2,3 Gt kol (C) per år, vilket är ungefär 15 % av de totala globala antropogena utsläppen (IPCC 2022).

Globalt tar naturliga terrestra ekosystem upp mer C från atmosfären än de släpper ut (IPCC 2022). Ett av de landekosystem som tar upp mer C än det släpper ut är naturliga torvmarker. Dessa är viktiga C-sänkor då de ackumulerar ungefär 30 % av världens markbundna C i endast 3 % av landarealen (Li et al. 2021).

Sverige har en areal på runt 10⁶ ha torvmark (Päivänen & Hånell 2012), detta motsvarar cirka 1,6 % av världens totala torvmarksareal. Av dessa torvmarker var cirka 2,4⁶ ha dikade eller dräneringspåverkade år 2016. Största delen av den diknings- eller dräneringspåverkade arealen används till skogs- och jordbruk, medan 12 500 ha används för torvtäkter (Naturvårdsverket 2016). Sedan början av 1800-talet har ungefär 25 % av Sveriges torvmarksareal torrlagts (Tenning 2015) och sedan 1990 har de globala utsläppen från dränerad torvmark ökat med 25 % (Bonn et al. 2016).

Vid dikning av torvmark oxideras den syresatta torven, vilket leder till ökade utsläpp av CO₂. I näringsrika marker ökar också lustgas (N₂O)-utsläppen vid syresättning eftersom denitrifikationen ökar (Silvan et al. 2005). Metan (CH₄)-utsläppen minskar istället, förutom från dräneringsdikena där vattennivån fortsatt är hög (Rydin & Jeglum 2013). Till följd av oxidering av syresatt torv slutar myrmarker att fungera som C-sänka efter exploatering. I vissa fall ökar CO₂-

utsläppet med 400 % (Price et al. 2003). Oxidationen av torv kan leda till betydande CO₂- och N₂O-utsläpp i flera årtionden eller till och med århundranden (Humpenöder et al. 2020).

För att försöka återställa myrens naturliga ekosystemtjänster, såsom funktionen som C-sänka, restaureras torvmarker (Mahmood & Strack 2011). En vanlig restaureringsåtgärd är att återställa hydrologin genom att dämna igen diken (Paulsson 2015). När vattenytan höjs skapas anaerobiska förhållanden vilka kan gynna återställandet av flera naturliga funktioner i våtmarken. Vanligtvis leder återställandet av dessa naturliga funktioner till att CO₂- och N₂O-utsläppen till atmosfären minskar, medan CH₄-utsläppen till atmosfären temporärt kan öka (Jordan 2016). CH₄ är en växthusgas (VHG) med 25 gånger starkare global uppvärmningspotential än CO₂. N₂O är en annan VHG med en global uppvärmningspotential som är 298 gånger starkare än CO₂ (Naturvårdsverket u.å.).

Trots att restaurering och återvätning efter torvutvinning har pågått i flera årtionden har få studier undersökt långtidseffekterna av denna restaurering på C-balansen (Strack & Zuback 2013). Några av de studier som har genomförts är Engering et al. (2022), Jordan et al. (2016, 2020), Larson & Carlstedt (2020), Lundin et al. (2017) Strack et al. (2016) och Strack & Zuback (2013). Det krävs dock ännu fler studier innan man kan uttala som om hur VHG-utsläppen ser ut i restaurerade torvmarker. Bland annat behövs det fler året-runt mätningar. Det krävs också mätningar under längre tid efter restauration, eftersom det fortfarande är okänt hur de naturliga processerna utvecklar sig med tid efter restaurering (Price et al. 2003; Strack et al. 2016). Dessutom behövs fler studier på olika restaureringsmetoders påverkan, detta behövs för att man ska kunna veta hur lämplig olika restaureringsmetoder är (Lemmer et al. 2020).

1.1 Syfte och frågeställning

I denna uppsats jämförs CH₄- och CO₂-flödet (upptag till marken och utsläpp till atmosfären) från en restaurerad torvtäkt med en orörd myrmark. De flödesvariabler som studeras är CH₄, net ecosystem exchange (NEE), ecosystem respiration (ER) och gross ecosystem exchange (GEE). Jämförelsen utförs med ledning av frågeställningen: Närmar sig VHG-flödena i den undersökta restaurerade torvmarken VHG-flödena i den undersökta referensmyren?

För att besvara frågeställningen tar studien särskild hänsyn till vissa variabler medan vissa utesluts. Särskild hänsyn tas till mikrotopografi samt miljövariabler som påverkar C-flödet, såsom marktemperatur, vattennivå, vegetation och solinstrålning. Studien har flera avgränsningar. Till exempel ger resultatet endast svar på hur VHG-utsläppen från just de två undersökta områdena ser ut 6 dagar under dagtid, våren (april och maj) år 2022. Studien ger därför endast svar på hur utsläpp från högmossar kan se ut, samt hur de ser ut i klimatzonen där fälтарbetet

genomfördes och hur de ser ut efter just detta områdes restaureringsmetod 7 år efter restaurering på torvtäkt. Fältdarbetet mätte endast flödet av CO₂ och CH₄. N₂O-flödet undersöktes inte, detta beror på studiens storlek, samt att utsläppen av N₂O med stor sannolikhet är närmast obefintliga (se 1.3.5. för motivering). På grund av studiens storlek tas inte heller någon hänsyn till påverkan från dissolved organic carbon (DOC).

Studien genomförs för att bidra till kunskap om hur torvmarkers VHG-flöden påverkas efter restaurering. Mer specifikt är syftet att ge underlag till om VHG-utsläpp från restaurerad torvmark närmar sig mängden VHG-utsläpp från orörd referenstorvmark. Detta underlag kommer medverka till att man med säkerhet vet om restaurering av torvmarker kan minska mängden C i atmosfären och på så sätt bidra till att minska växthuseffekten, så att Parisavtalet nås. Syftet med restaureringen och denna studie går att koppla till Sveriges miljöarbets strävan mot att uppnå miljö kvalitetsmålen *Begränsad klimatpåverkan* och *Myllrande våtmarker*.

1.2 Områdesbeskrivning

Studiens fältdarbete genomfördes i Store Mosse (57°16'55.4"N 13°55'39.8"E) i Småland (figur 1). Köppens klimatklassifikationskarta klassificerar Store Mosses klimat som Dfb, vilket innebär fuktigt klimat med snö på vintern och varma somrar (Kottek et al. 2006). Rydin & Jeglum (2013) skriver att Store Mosse ligger i den boreo-nemorala regionen.

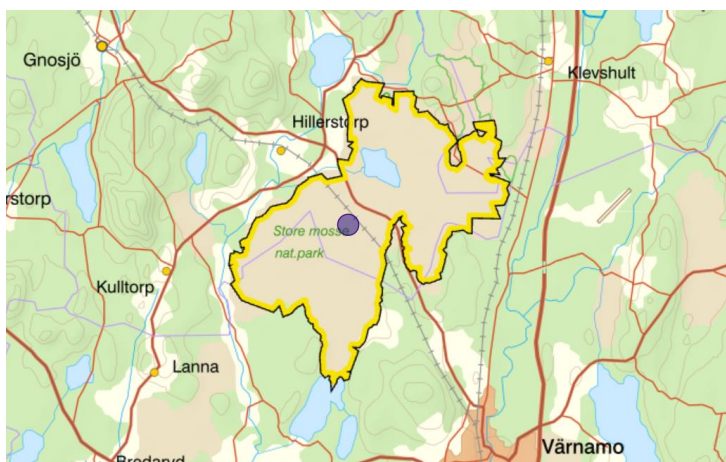
Store Mosse är det största myrmarksområdet i södra Sverige, på 7682 ha. Största delen av detta myrmarksområde är högmosse (Länsstyrelsen i Jönköpings län u.å.c, u.å.a), där denna studie också genomfördes. Högmossens torvlager har ackumulerats i minst 8000 år. Myren är både nationalpark, ett Natura 2000-område samt är utpekad som internationellt värdefull våtmark enligt Ramsarkonventionen (Länsstyrelsen i Jönköpings län u.å.b).

Torven i Store Mosse har länge använts för mänskliga ändamål. Brytning av strötorv pågick i en del av Store Mosse från tidigt 1900-tal fram till 1966. De översta metrarna av torven bröts för hand i djupa långa fåror, vilket kallas torvgravar. Mellan torvgravarna lämnades högre torra ryggar kvar, detta kallas plintar. Plintarna användes ofta för att frakta bort torvblocken (Paulsson 2015).

Genom projektet *Life to ad(d)mire* restaurerades ett stycke av den brytningspåverkade delen av Store Mosse genom att plintarna sänktes ned till omkringliggande vattennivå. Detta skedde genom att plintarna schaktades ned i de intilliggande torvgravarna så att en blöt och jämn markyta skapades. Förutom hydrologin restaurerades också vegetationen genom att de träd som växte på plintarna fälldes (Paulsson 2015). Restaureringen pågick mellan 2013 och 2015. Ett av de områden som restaurerades i Store Mosse var Hädingetäkten (Länsstyrelsen

i Jönköpings län u.å.d), vilket är det restaurerade område som denna studie genomfördes på. Denna restaurering var en av 35 restaureringar som genomfördes i *Life to ad(d)mire* projektet mellan år 2010 och 2015 för att få tillbaka våtmarkernas naturliga ekologiska funktioner. En av den naturliga myrens viktiga ekologiska funktioner är funktionen som C-sänka (Tenning 2015).

Detta arbete jämför VHG-avgången från den restaurerade ytan mot en orörd referensyta. I figur 2 åskådliggörs skillnaden i mikrotopografi och vegetation mellan de två ytorna, med observerbart högre diversitet hos det orörda referensområdet.



Figur 1. Store Mosse nationalpark (i gult) och studieområdet (lila prick). Modifierad från Reservatskartan © Lantmäteriet och Länsstyrelserna 2022.



Figur 2. De två undersökta områdena. Orörda området (vänster) och restaurerade området (höger) i Store Mosse.

1.3 Bakgrund

För att besvara studiens frågeställning krävs det inblick i processerna kring VHG i torvmark och hur dessa gaser påverkas av torvbrytning samt restaurering. Denna kunskap tas upp nedan.

1.3.1 Ostörd torvmark

För att förklara vad en torvmark är behöver man först definiera vad torv är (Rydin & Jeglum 2013). Torv är en organogen jordart (Nationalencyklopedin u.å.) vars torkade massa består av minst 30 % dött organiskt material (Joosten et al. 2017). Torven består främst av ackumulerade döda växtrester som finns kvar på samma plats som växterna tidigare levde på, detta kallas ”sedentary material”. Torvbildning sker i vattenmättade (reducerade) förhållanden. Brist på syre hindrar nedbrytning vilket leder till ackumulation av torv (Rydin & Jeglum 2013; Joosten et al. 2017). Denna ackumulation av organiskt material är varför torvmarker fungerar som C-sänkor (Strack et al. 2016; Engering et al. 2022).

En torvmark är ett område vars yta är täckt av naturligt ackumulerad torv. För att klassificeras som torvmark behöver torvlagret vanligtvis vara minst 30 cm djupt. Torvmark är en typ av våtmark, vilket är ett område som är vattenmättat i sådan utsträckning att växterna i området är anpassade till reducerade förhållanden. En myr är en torvmark som har torvbildande vegetation. Detta innebär att myrmark alltid är torvmark, men en torvmark som inte ackumulerar torv är inte en myr (Rydin & Jeglum 2013; Joosten et al. 2017).

Torvmarker delas in i mossar och kärr, beroende på varifrån vattentillförseln kommer ifrån. Kärr får vatten både från nederbörd och genom inflöde från omkringliggande mark, medan mossar endast förses med vatten från nederbörd. Detta medför att kärr är mer näringsrika och har högre pH än mossar, vilket leder till skillnader i vegetation och andra ekologiska funktioner mellan de två myrarterna (Paulsson 2015). Till följd av att mossar endast får vatten genom nederbörd är de både näringsfattiga och sura, med andra ord är de ombrotrofa (Rydin & Jeglum 2013). Få arter trivs i denna miljö, vilket resulterar i att mossar domineras av artfattig vegetation med främst *Sphagnum ssp.* (vitmossa) och ris. Med tiden kan en mosse utvecklas till högmosse. En högmosse bildas genom att en mosse ackumulerar torv på så sätt att mossen får en konvex form som höjer sig ovanför det omkringliggande landskapet (Paulsson 2015).

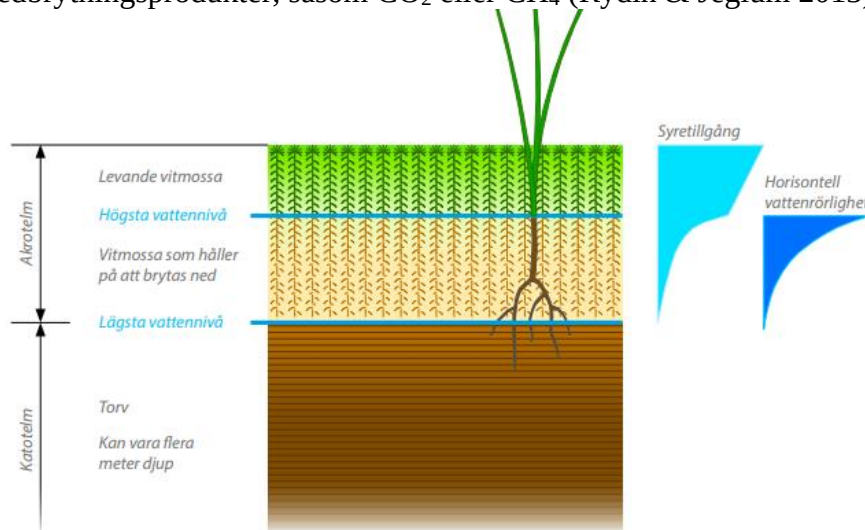
Mossar har en mikrotopografi, detta innebär att myrmarken varierar stort i höjd och vattenstånd. Mikrotopografin består av bland annat tuvor (små upphöjda torra delar) och höljor (lägre blöta partier) (Rydin & Jeglum 2013; Paulsson 2015). I höljor är *Sphagnum spp.* dominerande medan det på tuvor också växer bland annat ljung och tuvull (Joosten et al. 2017). Då mikrotopografin leder till variation i höjd, vattenstånd och vegetation i mossen har de olika habiterna olika marktemperatur och gasflöden (Rydin & Jeglum 2013).

Hydrologi

En naturlig mosse består av två separata markskikt, akrotelm och katotelm. Det övre skiktet (akrotelm) är oxiskt och ligger ovanför grundvattennivån, vilket vanligtvis är på 10–40 cm djup. I akrotelmen sker största delen av de naturliga

fluktuationerna i vattennivå. Under akrotelmen ligger katotelmen, denna kan vara flera meter tjock och är konstant vattenmättad (Whalen 2005; Paulsson 2015) (figur 3).

Vattennivån har stor påverkan på syrenivån i marken, och därmed vad det blir för nedbrytningsprodukter, såsom CO_2 eller CH_4 (Rydin & Jeglum 2013).



Figur 3. Illustration på lagerföljden i torvmark. Överst är akrotelmen, under detta ligger katotelmen. Syretillgången och vattnets horisontella rörlighet minskar mot djupet och är nästan obefintlig i katotelmen. Illustration: Kristofer Paulsson.

1.3.2 Vegetation

En annan miljövariabel som påverkar VHG-utsläppen är vegetation. Tomas et al. (1996) skriver att fotosyntetiska processer driver största delen av den mikrobiella aktiviteten i torv och att ytvegetationen reglerar flödena av CH_4 och CO_2 . Vegetation reglerar gasflöden genom fotosyntes (se underrubriken PAR) samt genom att växter transporterar gaser genom sina stjälkar (se underrubriken aerenkym och 1.3.3).

Aerenkym

Aerenkym är en vävnad med förstorade rum för gas som förekommer hos vissa växter. Vävnadens bildning är bland annat en stressrespons för låga syreförhållanden, vilket leder till att vävnaden är vanligt förekommande hos våtmarksväxter. Funktionen av aerenkym är bland annat att minska syrebehovet i växten, att skapa en lågresistent intern väg så att transporten av syre till rotspetsen sker lättare samt att förflytta gaser producerade av mikroorganismer såsom CO_2 , CH_4 och C_2H_4 från jorden ut till atmosfären (Colmer 2003; Evans 2004). Under vegetationsperioden uppskattas denna växt-medierade transport av CH_4 bidra till cirka 90 % av totala CH_4 -utsläppet från våtmarker (Butterbach-Bahl et al. 1997).

En del våtmarksväxter har aerenkym, men inte alla. Ängsull (*Eriophorum angustifolium*) och tuvull (*Eriophorum vaginatum*) är två halvgräsarter som är vanligt förekommande i torvmarker och har aerenkym (Smirnoff & Crawford 1983). Andra halvgrässläkten som har vävnaden är starr (*Carex spp.*) och skogssäv (*Scirpus spp.*). De träd och dvärgbuskar som lever på våtmarker har däremot inte utvecklat aerenkym. För att överleva på myren har de istället utvecklat sitt habitat på tuvor eller utvecklat ytliga rötter (Rydin & Jeglum 2013). Arterna tranbär (*Vaccinium oxycoccos*), ljung (*Calluna vulgaris*), rosling (*Andromeda polifolia*), kråkbär (*Empetrum nigrum*) och blåbär (*Vaccinium myrtillus*) hör alla till familjen ljungväxter (SLU u.å.). Dessa ljungväxter är dvärgbuskar (Jahn 1967). Ett annat namn för dvärgbuskar är ris. Inte heller mossor utvecklar aerenkym (Tsuyuzaki et al. 2001). Enligt Granath¹ blir mossor aktiva tidigare på våren än kärlväxter.

Fotosyntetiskt aktiv strålning (PAR)

Solljus används som energikälla för fotosyntes. I fotosyntesen fångas CO₂ in i växtvävnader genom att omvandlas till C₆H₁₂O₆ (Rydin & Jeglum 2013). Det solljus som växter använder för energi ligger i intervallet 400–700 nm. Strålning inom detta intervall kallas PAR, där PAR står för fotosyntetiskt aktiv strålning (Carruthers et al. 2001). Upptaget av CO₂ från atmosfären till torvmarker sker genom fotosyntesen. Skillnader i strålning när PAR är över 1000 µmol m⁻² s⁻¹ påverkar inte fotosyntesen (Strack et al. 2016).

1.3.3 C-flöde

De C-flöden som undersöks i studien är för CH₄ och CO₂. Flödet av CO₂ delas upp i ecosystem respiration (ER), gross ecosystem exchange (GEE) och net ecosystem exchange (NEE). NEE är nettoflödet av CO₂ i ekosystemet och är summan av ER och GEE. ER är den totala CO₂-respirationen både från vegetation, mikrober och andra nedbrytare medan GEE är fotosyntesen. När NEE är negativt har ekosystemet ett nettoupptag, eftersom fotosyntesen är större än respirationen. Vice versa gäller när NEE är positivt (Rocha & Goulden 2008; Li et al. 2021).

Många miljövariabler och ekosystemprocesser påverkar C-flödet i torvmarker, såsom vattennivå, nedbrytningssubstrat, vegetation och temperatur (Rydin & Jeglum 2013). De viktigaste delarna av C-flödet presenteras i figur 4. Något som är tydligt i figur 4 är att det i huvudsak är två gaser som släpps ut från torvmarker, CH₄ och CO₂. Dessa har ett inverterat förhållande till varandra i relation till vattennivå. När vattennivån sjunker minskar CH₄ utsläppen medan CO₂-utsläppen ökar. Detta innebär att vattennivån har stor påverkan på C-flödet (Rydin & Jeglum 2013). Vanligtvis är vattennivån den starkaste indikatorn för CH₄-flöde (eg.

¹ Granath, Gustaf. Forskare vid institutionen för ekologi och genetik. Uppsala universitet. Personlig kommunikation. 2022-04-07.

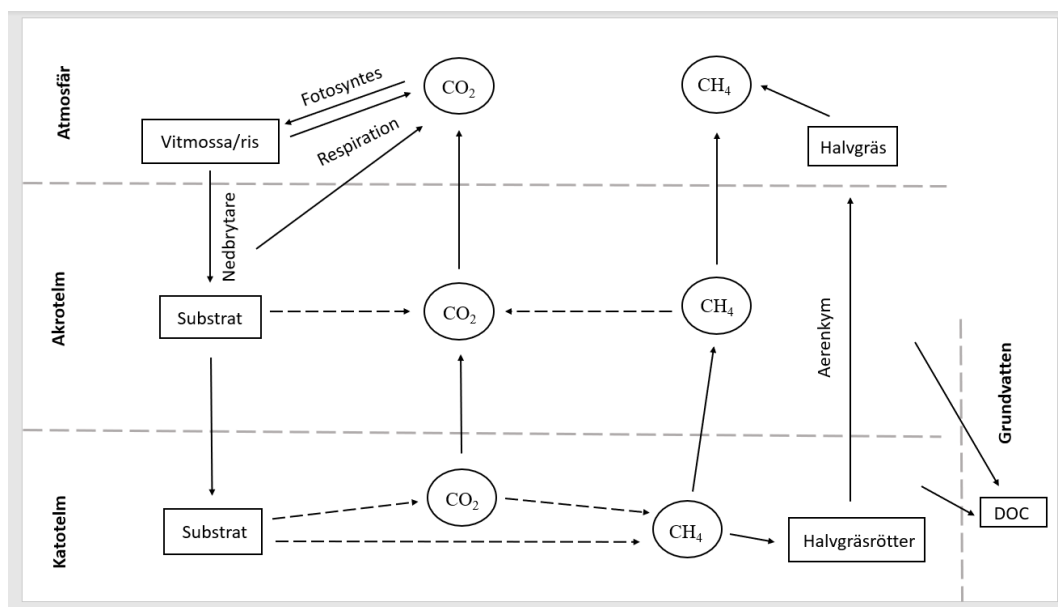
Couwenberg & Fritz 2012; Wilson et al. 2016) . Att vattennivån har sådan påverkan på gasutsläppen beror på att O₂-koncentrationen i vattenmättade förhållanden är så låg att andra elektronacceptorer används för nedbrytning. CH₄ är den elektronacceptor som används vid nedbrytning när övriga elektronacceptorer såsom N, Mn, Fe och S har reducerats (Whalen 2005; Rydin & Jeglum 2013). Om någon av de konkurrerande elektronacceptorerna är tillgängliga för nedbrytning till exempel genom SO₄²⁻ - deposition sker nedbrytning med denna acceptor istället, vilket minskar CH₄ produktionen (Rydin & Jeglum 2013).

Figur 4 illustrerar markprocesserna som påverkar C-flödet. Upptag av CO₂ sker genom att CO₂ binds in till torvmark genom fotosyntes. Utsläpp av CO₂ sker istället genom respiration från växter, djur och mikrober i aerob nedbrytning, denna nedbrytning sker i akrotelmen (Rydin & Jeglum 2013). I katotelmen, vilket är anoxiskt, producerar arkéer CH₄ genom anaerob nedbrytning. Dessa arkéer heter metanogener och genomför metanogenes, det vill säga nedbrytning av organiskt material med CH₄ som slutprodukt (Whalen 2005; Rydin & Jeglum 2013). En annan typ av mikrober som är viktiga för C-flödet är metanotrofer. Metanotrofer är bakterier som konsumerar CH₄ genom att oxidera CH₄ till CO₂. Denna oxidation sker i oxiska akrotelmen (Rydin & Jeglum 2013).

Eftersom produktionen av CH₄ och CO₂ sker genom nedbrytning har tillgången på lättnedbrutet organiskt material stor påverkan på C-utsläppet. Beroende på hur lättnedbrutet och resursrikt substrat som mikroberna har tillgång till desto mer CH₄- och CO₂-utsläpp till atmosfären kan ske. Ju längre ned grundvattenytan är desto mindre resursrikt substrat finns det tillgängligt i katotelmen, eftersom det har hunnit brytas ned aerobiskt i akrotelmen. Detta leder till att CH₄- produktionen är lägre när grundvattenytan är djupare ner i marken. Produktionen av CH₄ är därför högre i höljor än i tuvor (Rydin & Jeglum 2013).

En annan miljövariabel som påverkar CH₄-flödet till atmosfären är tillgången på aerenkym hos vegetationen. CH₄ rör sig upp och ut ur torven genom diffusion, bubblor och aerenkym. När gasen passerar genom det syrerika torvlagret (akrotelm) bryts den ned av aeroba CH₄-konsumerande bakterier, så kallade metanotrofer. En markant andel av CH₄ undviker denna nedbrytning genom att transporteras från katotelmen (anaeroba torvlagret) till atmosfären skyddat i aerenkym i växter (Thomas et al. 1996). När CH₄ transporteras i aerenkym i växter undslipper CH₄ nedbrytningen av metanotrofer. Detta leder till att de högsta CH₄-utsläppen inom en torvmark är där grundvattenytan är nära markytan, (det vill säga att det aeroba torvlagret är litet, vilket gör att metanotrofer har mindre tid på sig att bryta ner CH₄) och från ytor med hög andel växter med aerenkym (Rydin & Jeglum 2013).

Dissolved organic carbon (DOC) läcker ut från torvmarker genom grundvattnet (Rydin & Jeglum 2013) (se figur 4).



Figur 4. C-flödet i en torvmark med ett oxiskt övre lager (akrotelm) och anoxiskt undre lager (katotelm). Inringade föreningar är gaser och streckade pilar visar på mikrobiella processer. DOC läcker ut från torvlagren till grundvattnet. Modifierad från figur 12.5 i Rydin och Jeglum (2013).

1.3.4 Temperatur och mikrobiell aktivitet

Även temperatur är en av de miljövariabler som påverkar C-flödet i torvmarker. Så väl lufttemperatur som marktemperatur påverkar flödet av CO_2 och CH_4 ut ur torvmarker (Lafleur et al. 2005; Treat et al. 2007; Godin et al. 2012).

Lafleur et al. (2005) ger att förhållandet mellan ER och torvtemperatur har en stark positiv korrelation ($r^2=0,62$). Treat et al. (2007) skriver att CH_4 -flödet korrelerar starkt positivt med torvtemperatur ($r^2=0,78$) och med lufttemperatur ($r=0,74$). Dessa studiers positiva korrelationer indikerar att ju högre temperatur desto mer gasproduktion, vilket också bekräftas av Jordan et al. (2020). Rydin & Jeglum (2013) skriver att ökade temperaturer bör leda till att de mikrobiella processerna ökar i hastighet. Två studier påvisar att marktemperaturen är låg under våren och att detta leder till att den mikrobiella aktiviteten är låg. Marktemperaturen är som högst mellan juni-september, då är också metanproduktionen som högst (Lafleur et al. 2005; Godin et al. 2012).

1.3.5 N_2O

En annan VHG som produceras i torvmarker är N_2O . Omfattningen av N_2O -utsläpp från torvmarker styrs av tillgången på oorganiskt N. Tillgången på oorganiskt N beror på kvaliteten av det substrat som finns tillgängligt för nedbrytning i torvmarken. Om substratet är svårnedbrutet samt har låg koncentration av organiskt N, blir produktionen av N_2O genom denitrifikation och nitrifikation låg (Jordan

2016). Under 1.3.1. står det att mossar, vilket denna studie genomförs på, är väldigt näringsfattiga (ombrotrofa).

1.3.6 Antropogen påverkan på torvmark

25 % av Sveriges torvmarksareal har dränerats. Denna mark har torrlagts för att användas som skogsmark, jordbruksmark eller som torvtäkt (Tenning 2015; Naturvårdsverket 2016). 800 000 ha av Sveriges dränerade torvmark används till skogsmark, 145 000 ha används till åkermark medan 12 500 ha används för torvbrytning (Naturvårdsverket 2016). Torv bryts för att användas till trädgårdsodling eller för energiproduktion (Päivänen & Hånell 2012). Beroende på syftet sker brytningen på olika sätt. För energitorv bryts torven ända ned till underliggande mineraljord. Medan vid brytning för odlings- och strötorv bryts torven endast ned till några meters djup. Dränering innebär att utflödet från torvmarken utökas för att sänka grundvattennivån, vilket vanligtvis genomförs av att diken grävs (Paulsson 2015).

När grundvattennivån sänks genom dränering påverkas många av myrens naturliga ekosystem och processer. Till exempel leder dränering och förändring av markanvändning till förlust av biodiversitet (Anshari et al. 2010). Dessutom leder dränering till att den naturliga vegetationen försvinner. *Sphagnum spp.* minskar med minst 25% och ersätts med skogsmossor (Rydin & Jeglum 2013). Kärlväxter med högre syrebehov etablerar sig också, dessa växters vattenupptag leder till att torven blir ännu torrare (Paulsson 2015). Vidare påverkas VHG-utsläppen från torvmarken genom att den anoxiska katotelmens syresätts, vilket resulterar i att torven oxideras, vilket i sin tur leder till högre utsläpp av CO₂. Vid dikning av näringsrika marker ökar dessutom N₂O-utsläppen, eftersom denitrifikationen ökar (Silvan et al. 2005; Paulsson 2015). Utsläppen av CH₄ minskar däremot, förutom från dräneringsdiken, där är vattennivån fortsatt hög (Rydin & Jeglum 2013). När en torvmark dräneras kan det förändrade C-flödet leda till att den går från att vara C-sänka till att bli C-källa (Naturvårdsverket 2016).

Markstrukturen och markegenskaper är ytterligare funktioner som påverkas av dränering. När grundvattennivån sänks kompakteras torven, denna kompaktering är irreversibel. Den fysiska strukturen i form av skikten akrotelm och katotelm försvinner därmed (Paulsson 2015). Markegenskaper såsom vattenkapacitet, porositet och hydraulisk konduktivitet minskar vid torrläggning (Jordan 2016). Medan näringsämnen, såsom DOC, transporteras bort från torvmarken via grundvattnet (Rydin & Jeglum 2013).

1.3.7 Restaurering av torvmark

Målet med att restaurera torvmark är att återställa de naturliga ekosystemfunktionerna (Mahmood & Strack 2011). Det första steget i en restaurering är att skapa ett tillstånd som gynnar naturliga processer, den fysiska strukturen är svårare att återskapa. Det går till exempel inte att minska kompakteringen av torven, inte heller går det att återställa den hydrologiska strukturen med akrotelm- och katotelm-skikt (Paulsson 2015). Om det går att återställa de ekosystemfunktioner som finns i orörda torvmarker med hjälp av restaurering är okänt (Price et al. 2003).

En vanlig restaureringsmetod är att diken läggs igen så att vattennivån höjs (återvätning) och blir stillastående. Med en stabil vattennivå nära markytan skapas anaerobiska förhållanden som är gynnsamma för bland annat *Sphagnum*. När *Sphagnum* är återetablerad återfår torvmarken sin torvbildande förmåga, och därmed funktionen som C-förråd (Paulsson 2015; Jordan 2016).

De processer som återställs vid höjning av vattenytan leder generellt till att CO₂- och N₂O-utsläppen till atmosfären minskar, medan CH₄-utsläppen till atmosfären kan öka (Jordan 2016). Hur nära dessa flöden kommer till flödena från referensmarken beror av många saker. Vad som påverkar ett VHG-flödes storlek har tagits upp ovan. Nedan tas det upp hur restaurering kan påverka några av dessa variabler.

Mikrobiell aktivitet

CH₄-utsläppen från en restaurerad torvtäkt kan vara lägre än för en orörd myr trots att den har blivit återkoloniserad av myrväxter. Detta kan bero på att metanogener kan ha en lång återhämtningsperiod (Rydin & Jeglum 2013). I Francez et al. (2000) iakttas det att 8 år efter restaurering så befinner sig metanotrofer runt den nuvarande grundvattennivåytan medan metanogener befinner sig längre ned kring den före detta grundvattennivån. Detta bekräftar att metanogener kan ha en lång återhämtningsperiod.

Det finns fler anledningar till att CH₄-utsläppen kan vara lägre hos restaurerade områden än orörda områden. En hypotes är att kompaktering av torv kan hindra både CH₄- och CO₂-produktion. Detta beror på att kompaktering av torv kan minska markens förmåga att hålla gaser såsom O₂, H₂ och CO₂, vilket krävs för att mikroberna ska kunna genomföra både anaerob- och aerob respiration (Andersen et al. 2006). I en studie av Strack & Zuback (2013) fanns det ingen signifikant skillnad mellan det undersökta orörda området och det undersökta restaurerade området, gällande ER, trots att vattennivån var betydligt närmare markytan i det restaurerade området. Detta beror eventuellt på en lägre substratkvalitet i djup torv (Strack & Zuback 2013). De motiverar denna analys genom att referera till Andersen et al. (2006), som beskriver teorier från vetenskapliga artiklar. Dessa

artiklar ger flera möjliga anledningar till att restaurerade torvtäkter har lägre CO₂-produktion än naturlig torvmark. En av dessa studier är Croft et al. (2001) som fann att torvbrytning tydligt minskade storleken på torvens mikrobiella biomassa. En annan studie beskriven i Andersen et al. (2006) är Waddington et al. (2011), som drog slutsatsen att torvtäkter hade lägre förmåga för CO₂-produktion än orörd torvmark till följd av den låga kvaliteten på det substrat som återstod efter brytning. Att substratkvalitet påverkar mikrober och därmed nedbrytningshastigheten tas upp i 1.3.3. Andersen et al. (2006) drar av sin studie slutsatsen att trots återväxt på markytan så ökar inte respirationstakten i djupa markskikt.

Tillväxthastighet

Förutom respiration kan också fotosyntesen från en naturlig torvmark skilja sig åt från en restaurerad torvmark. Resultatet från Karofeld et al. (2020) visar på att *Sphagnum* arter har olika egenskaper beroende på om de befinner sig i restaurerat- eller orört område. Detta resultat stämmer med Waddington et al. (2011) som bevisar att vitmossarten *Sphagnum rubellum* har utvecklat andra egenskaper i restaurerade torvtäkter än de har i naturlig torvmark. Dessa egenskaper leder till att *S. rubellum* och därmed torven har sämre vattenhållande förmåga i restaurerade torvmarker än i naturlig torvmark.

Sphagnum fotosyntes kontrolleras av fukt (Tuittila et al. 2004). Den optimala produktiviteten av *Sphagnum* är när fuktigheten ligger på en medelnivå. När fuktighetsnivån är högre än den optimala blir vattenfilmen på bladen för tjock och hindrar gasutbyte och därmed fotosyntes. När fuktigheten hos *Sphagnum* är lägre än optimum drabbas växten istället av vattenstress, vilket leder till lägre fotosyntes (Strack & Price 2009). Det finns ett starkt samband mellan vattennivå och fuktigheten i *Sphagnum* (Strack & Price 2009). Det som leder till skillnad i tillväxt är i huvudsak grundvattennivån (Karofeld et al. 2020).

Enligt observationer av Jordan² och expertsamtal är tillväxthastigheten hos *Sphagnum* under sekundär succession på till exempel restaurerad torvmark snabbare än väletablerad vitmossa i myrmark. Detta beror på att det är mindre platskonkurrens för *Sphagnum* som har pågående etablering.

² Jordan, Sabine. Forskare vid institutionen för mark och miljö. Sveriges Lantbruksuniversitet. Personlig kommunikation. 2022–05.

2. Material och metod

2.1 Fältarbete

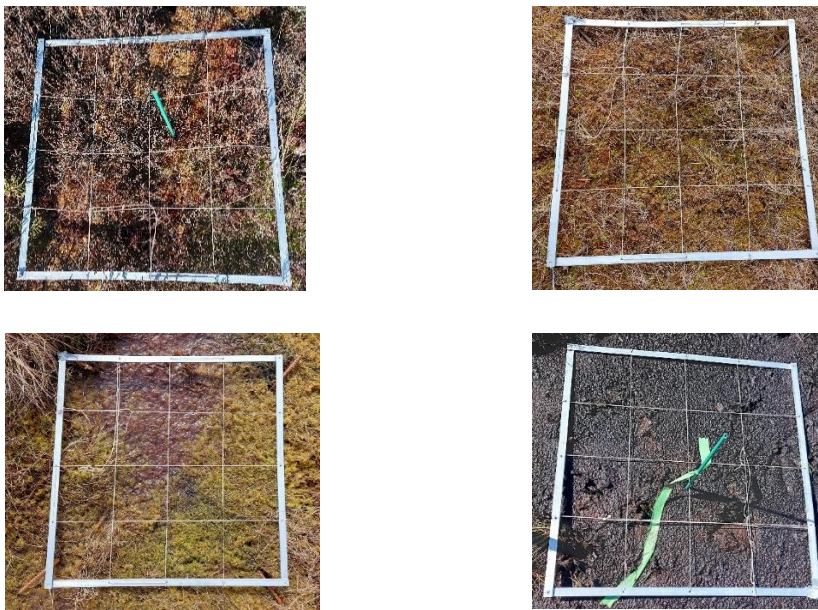
2.1.1 Placering av provytor

Mätningarna genomfördes på totalt 24 provplatser, med 12 ramar i det restaurerade området och 12 ramar i det orörda området (se figur 5). Provplatserna var utplacerade med stratifierad design, vilket användes för att få så representativa stickprover som möjligt. I denna studie innebär det att provplatserna placerades för att täcka mossens mikrotopografi och vegetation på ett så representativt sätt för området som möjligt. De mikrohabitat som inkluderas i designen är torrt, blött, medelfuktigt samt bar torv. I det restaurerade området består mikrotopografin främst av före detta plintar och torvgravar, med torrare habitat på de före detta plintarna och blötare habitat i de före detta torvgravarna. I det orörda området består mikrotopografin istället av naturligt bildade tuvor och höljor, med torrare habitat på tuvor och blötare habitat på höljor (se figur 2;5). På grund av studiens storlek, att resultatet består av medelvärden samt att korrelationen mellan gasflödet och grundvattennivån uträknas, gjordes ingen beräkning på hur representativa stickproverna var för det faktiska området.

Fältarbetet genomfördes på stationerna i figur 5. Till vänster på kartan ligger det orörda området, med fyra stationer nämnda P1-P4, där P står för pristine (orörd). I dessa fyra stationer är det totalt 12 mätpunkter. Mätpunkterna delas in i D (dry), M (middle), W (wet) och BP (bare peat) på ett så representativt sätt för området som möjligt. Till höger på kartan (figur 5) ligger det restaurerade området. Där är fem stationer uppsatta med 12 mätpunkter sammanlagt. Dessa stationer är benämnda som R1-R5, där R står för restored. Mätpunkterna delas in i samma kategorier som det orörda området. Alla provplatser är placerade längst samma transekt (se figur 5). Indelningen av mätpunkterna i D (torrt), M (medel), W (blött) och BP (bar torv) skedde vid första anblick av provpunkten (se figur 6). Vid bearbetning av datan användes mätningar av vattennivån för att på ett mer objektivet sätt dela in provpunkterna i mikrohabitat (se 2.2.3).



Figur 5. Provstationernas placering på det orörda, P (vänster) området och det restaurerade, R (höger) området i Store Mosse nationalpark. Modifierad från Flygfoto © Lantmäteriet 2022.



Figur 6. Exempel på hur de olika habitaterna ser ut. Torrt (vänster, övre), medelfuktigt (höger, övre), blött (vänster, nedre) och bar torv (höger, nedre).

2.1.2 Gasflöde

Utsläpp till- och upptag från atmosfären av CH_4 och CO_2 mättes. Provtagning av CH_4 och CO_2 genomfördes vid två tillfällen. Den 20e april till den 23e april samt den 3e maj till den 4e maj år 2022 på Store Mosse i Småland. Gasanalysatorn Piccaro i modell G4301 användes för att mäta gasflödet. Varje sekund mätte Piccarron CO_2 dry och CH_4 dry i ppm. Innan mätningarna genomfördes trycktes fyra böjda armeringsjärn ner till markhöjd i mossen med avståndet 50x50 cm för att markera mätplatsen (se figur 7). Vid de blötaste provpunkterna byggdes det

dessutom anordningar i trä för att förhindra en påverkan på mätomgivningen genom rörelse och därmed minimera mät-artefakter (se figur 8). Under mättillfället i april genomfördes provtagningen senast en dag efter att träkonstruktionen och ramen konstruerats. Vid provtagning stod provtagaren på en 2,7 m stege med träplanka för att förhindra att provtagarens tyngd skulle påverka gasutsläppen. Vid mätning placerades en kammare med volymen 50x50x50 cm på ramen av armeringsjärn. För att minska läckage av gas från kammaren blev en "kjol" på ca. 25 cm i genomskinlig plast med en kedja fäst vid botten av kammaren. Av samma anledning blev kammarens bottenkant täckt av grå skumgummi. En fläkt på 0,4 dm³ homogeniserade luften i kammaren innan den transporterades med en slang till Piccaro-analysatorn (se figur 9). Gasmätningarna genomfördes både med transparent- och opak (mörk) kammare. Kammaren var transparent (se figur 9) och omvandlades till opak kammare för mörkermätning genom att kammaren täcktes av en mörk duk (se figur 10). Transparent kammare gav nettoflödet (skillnaden mellan utsläpp och upptag) av CO₂ till atmosfären (NEE) medan opak kammare gav utsläppet av CO₂ till atmosfären (ER). Båda kamrarna gav nettoflöde för CH₄. Skillnaden mellan NEE och ER beräknades efter fältarbetet för att få ut upptaget av CO₂ från atmosfären, det vill säga fotosyntesen (GEE). Resultatet visar negativt flöde för upptag och positivt flöde för utsläpp. Mätningarna med transparent- och opak kammare genomfördes med samma metod. Metoden gick ut på att kammaren vädrades ut, sedan placerades den på ramen där gasmätningen med Piccaro-analysatorn pågick i tre minuter.



Figur 7. En provyta i form av en 50x50 cm ram, de orangea ringarna markerar armeringsjärnen vilka utgör kanterna på ramen.



Figur 8. Stege och bräda som lutas mot en träkonstruktion för att förhindra tryck-artefakt vid gasmätning.



Figur 9. Transparent kammare med fläkt och lufttermometer (höger) som samlar in VHG vilka transporteras via slangen till Picarro gas analyser (vänster).



Figur 10. Opak kammare vid VHG mätning.

2.1.3 Miljövariabler

Förutom gasflöden mättes också faktorer i omgivande miljö som kunde påverka utsläppet eller upptaget. Vid start och slut av varje mätning avlästes lufttemperaturen. Lufttemperaturen mättes i grader Celsius av en termometer för inne-/utetemperatur med en noggrannhet på 1 decimal. Termometerns sensor var placerad inuti kammaren genom ett borrhål som tätades igen med genomskinlig tejp. På varje provplats undersöktes även miljövariablerna marktemperatur, grundvattennivå, solintensitet, volym och vegetation. Marktemperaturen mättes i grader Celsius med en trådlös stektermometer av Rubicson med en noggrannhet på 1 decimal genom att sensorn trycktes ned till 10 cm djup i marken nära provytan och lästes av efter ett antal minuter.

Förutom marktemperatur mättes även grundvattennivån vid varje provyta. Grundvattennivån mättes med hjälp av en brunn och en ihålig gummislang. En brunn, vilket är ett plaströr för vattennivåmätning, placerades tillfälligt i samma markhöjd som provstationens ram. Sedan blåste provtagaren i gummislangen som placerats i brunnen. Där bubblor uppstod i vattnet befann sig vattennivån. Längden i cm från brunnens början ned till vattennivån subtraherades med längden från brunnens början ned till markytan. Differensen av dessa två värden var grundvattennivån i cm på provplatsen.

Ytterligare en variabel som mättes var solintensiteten. För att mäta solintensiteten av fotosyntetiskt aktiv strålning (PAR) användes under det första mättillfället i april ett instrument som visade att strålningen var över $1000 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ vid samtliga provpunkter. Under andra mättillfället mättes PAR i $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ med Apogee Instrument's full-spectrum quantum meter modell MQ-500 med räckvidden 400–700 nm och med 5% osäkerhet. Detta instrument visade mer detaljerat hur hög solintensiteten var i $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ i de olika provpunkterna.

Ännu en variabel som undersöktes var vegetationen. Inom varje provtagningsram genomfördes en täckningsskattning där andelen vegetation av olika slag bedömdes med en ram för vegetationskartläggning. En ram för vegetationskartläggning är en kvadrat i metall på 50x50 cm indelad i 16 mindre kvadrater (se figur 11). Vitmossa kan ha 100% täckningsgrad trots att kärlväxter (halvgräs och ris) också har viss täckningsgrad inom provrutan. Detta beror på att de har olika växtsätt, där kärlväxter kan växa ovanpå mossan. Två mätningar genomfördes i området i spannet av 2 veckor. Eftersom mätningarna skedde nära inpå varandra upptäcktes det ingen märkbar förändring av vegetation för det andra mättillfället, därför uppskattades vegetationen endast vid mättillfället i april.

En annan faktor som uppskattades vid varje provplats var vegetationens inverkan på volymen av kammaren under gasmätning. Vegetationens höjd och area vid varje provyta mättes med måttband för att efter fältarbetet beräknas om till volym. Denna volym och volymen av fläkten på $0,4 \text{ dm}^3$ subtraherades från kammarens volym på $0,125 \text{ m}^3$ för att få ut den aktuella volymen i kammaren under gasmätning.



Figur 11. Täckningsskattning av vegetation genomfördes med denna ram för vegetationskartläggning.

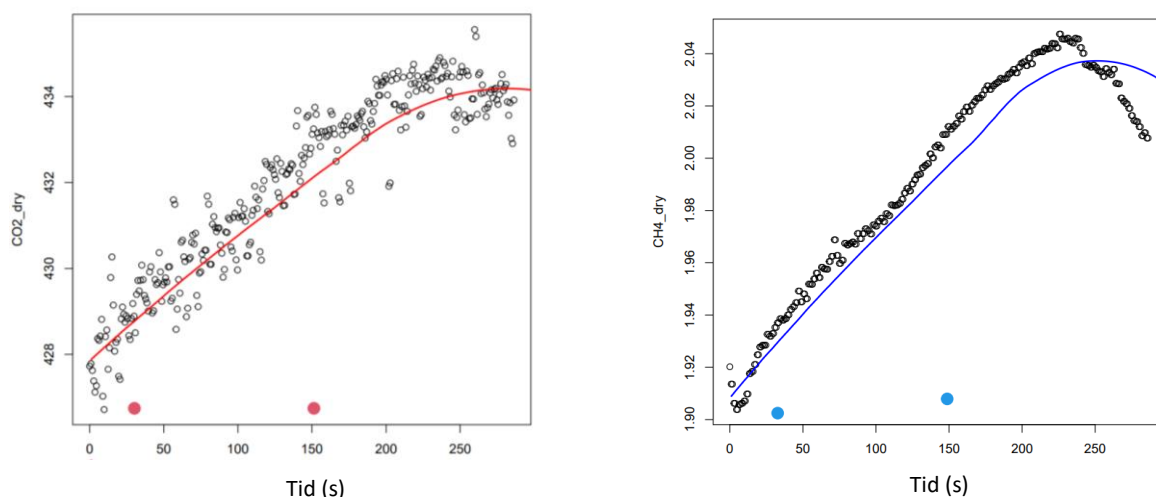
2.2 Bearbetning av rådata

Efter fältarbetet bearbetades rådatan i Excel och i programmet RStudio med beräkningspaketen Fix och Flux. Den rådata som bearbetades med RStudios beräkningspaket var VHG-mätningarna från Piccaro gas analyser samt lufttemperatur, volym och lufttryck. Lufttemperatur och volym hämtades ifrån anteckningarna under fältarbetet, medan lufttrycket hämtades från SMHI (u.å.). SMHI (u.å.) gav lufttrycket i pascal en gång i timmen från en mätstation i Hagshult.

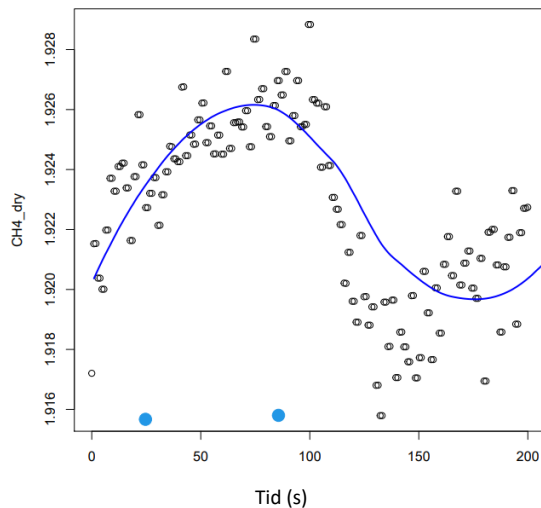
Vegetationen delades in i grupperna: vitmossa, halvgräs, ris, lav och övriga mossor. Till följd av att det fanns få provrutor med lav och övriga mossor inkluderas inte dem i resultatet. Gruppen halvgräs innefattade främst tuvull och ängsull. Gruppen ris bestod av tranbär, ljung, rosling och blåbärsris. Gruppen vitmossa innehöll alla arter av vitmossor som befann sig i det undersökta området.

2.2.1 Bearbetning i R

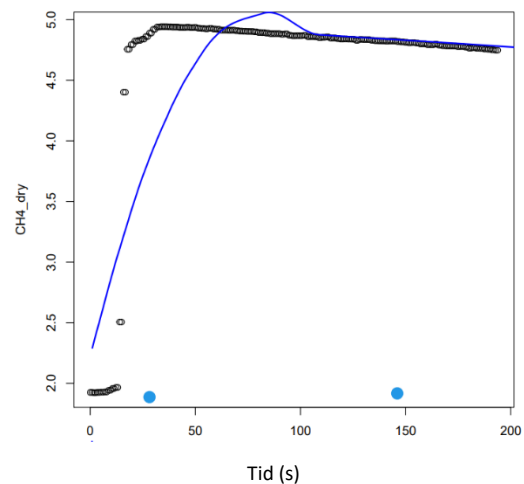
Första steget i R var för gasmätningarna att genomgå beräkningspaketet Fix. Detta skript omvandlade DAT-filerna från Piccaron till csv-filer. Under omvandlingen klipptes all data. Varje gasmätning har en enskild DAT-fil. Dessa klipptes i så stor utsträckning som möjligt mellan 30 s och 150 s (se figur 12). Att flödet efter 150 s klippes bort beror på att koncentrationen innanför kammaren blev så hög att kurvan planade ut eller bytte riktning (se figur 12). Om flöden som planar ut eller byter riktning inkluderas ger det missvisande resultat (Davidson et al. 2002). Vid flödesmätningar är det också vanligt att klippa bort början av en mätning, eftersom bakgrundsljud vid start gör flödet missvisande (Davidson et al. 2002). För denna studies mätningar var standarden att flödet innan 30 s gått klippes bort (figur 12). Denna klippningsstandard applicerades inte på alla kurvor, då anpassning krävdes för att inte inkludera artefakter i vissa fall (se figur 13). När flödet i en mätning påverkades av en tydligt onaturlig gasbubbla (ebullition) raderades mätningen (se figur 14). I de fall det var CH₄-ebullition ersattes den i möjligaste mån av den andra CH₄-mätningen som genomförts på samma provplats.



Figur 12. Grafer på naturligt flöde av CO₂-dry (vänster) och CH₄-dry (höger) mot tid, mätt samtidigt på samma provplats. Båda flödena klippes mellan 30 s och 150 s (se de färgglada stora prickarna, vilka markerar skärningen).



Figur 13. Kurva på CH₄-dry mot tid där anpassning av klippningen behövs för att undervika missvisande resultat. De stora blå prickarna visar att skärningen sker mellan 30 s och 90 s.



Figur 14. Onaturlig CH₄-bubbla under mätning av CH₄-dry mot tid (s). Denna kurva raderades.

23 % av mätningarna i april var störda av onaturlig CH₄-ebullition. 7 av dessa datapunkter ersattes med den andra CH₄-mätningen för samma plats. Medan 4 av mätpunkterna raderades. I april användes därför 37 av 48 datapunkter för resultatet, vilket är 77 %.

I maj påverkades 33 % av mätningarna av ebullition, men 13 % av dessa bubblor ansågs vara naturliga. Detta innebar att 21 % av mätningarna i maj var störda av onaturlig ebullition, i form av 9 mätningar av CH₄ och 1 mätning av CO₂. 7 av mätningarna ersattes med den andra CH₄-mätningen för samma plats. Medan 3 av mätningarna raderades, vilket innefattade 2 CH₄-mätningar och 1 CO₂-mätning. I maj användes 38 av 48 datapunkter för resultatet, vilket är 79 %.

När alla mätningar var klippta och omvandlade till csv.-filer genomgick de beräkningspaketet Flux. I Flux-skriptet beräknades så som i Peacock et al. (2021) diffusa flöden med linjär regression mellan gasens koncentration och mätningens tid. Detta korrigerades mot atmosfärstryck, lufttemperatur och volymen inuti kammaren. Ekvationen som användes för detta var: $F = f'(t_0) \cdot p \cdot V / (A \cdot R \cdot T)$. Där F var gasflödet till atmosfären i mg m⁻² dag⁻¹. För att beräkna F användes $f'(t_0)$, vilket var den funktionella derivatan vid start av mätningen (t_0). Dessutom användes p , som var atmosfärstryck, V , som var volymen inuti kammaren, A som var arean av kammarens basyta, R som var den molära gaskonstanten och T , vilket var lufttemperaturen vid provtagningen. Flux-skriptet resulterade i två värden på F för varje provtagning, ett för CH₄ och ett för CO₂. Ett R²-värde för varje flödesvärde beräknades också. Så som i Peacock et al. (2021) användes ingen R²-gräns. Flöden med R² under 0,8 studerades extra och bedömes vara korrekta men små flöden.

2.2.2 Bearbetning i Excel

Efter bearbetningen i R innehöll varje provpunkt värden på CH₄- och CO₂-flöde samt miljövariabler. Då delades provpunkterna upp i mätningar i det orörda området och mätningar i det restaurerade området. För varje område skedde också en uppdelning av mätningar till CH₄, ER, GEE och NEE. Denna fördelning genomfördes 2 gånger, 1 för aprilmätningen och 1 för majmätningen. Det flöde av CH₄ som användes var det ifrån opaka mätningen. CO₂ från opaka mätningen gav ER, medan CO₂ från transparenta mätningen gav NEE. GEE beräknades genom skillnaden mellan ER och NEE.

När denna uppdelning var avklarad skedde beräkningar i Excel. Medelvärde och medelfel uppskattades för alla undersökta miljövariabler samt flödeskomponenterna CH₄, ER, GEE och NEE i g m⁻² dag⁻¹. Medelfelet skattades genom: standardavvikelsen / roten ur provstorleken (n). Ett tvåsidigt icke parat (heteroskedastisk) t-test genomfördes för att undersöka om det fanns en statistiskt signifikant skillnad i medelflöde mellan det orörda- och det restaurerade området. För att skatta om någon av flödeskomponenterna påverkades av någon av miljövariablerna beräknades korrelationen mellan dessa två parametrar. Den korrelationskoefficient (r) som uppskattades kom av Pearsons momentprodukt för ett dataset. Om r>0,2 ansågs datan visa på en korrelation. För att bedöma om korrelationen var statistisk signifikant eller inte används ett t-test för tvådelad elevdistribution på t-värdet (T.DIST.2T).

Om p-värdet var <0,05 ansågs det finnas ett starkt stöd för att sambandet var korrekt, då sannolikheten att sambandet var fel var under 5 %. I studiens resultat var endast en minoritet av trenderna signifikanta. En majoritet av VHG-sambanden hade trots detta samma trend under de två mättillfällena. När sambandet följde en liknande trend vid två separata mättillfällen var resultaten konsistenta och troligtvis sanna. Slutsatser där nollhypotesen inte kunde förkastats tog därför i denna studie, detta motiveras med Amrhein et al. (2019).

CH₄-flödet räknades om till CH₄-flöde i koldioxidekvivalenter (CO₂e). Denna beräkning gick till på så sätt att CH₄-flödet i g CH₄ m⁻² dag⁻¹ multiplicerades med 25, eftersom uppvärmningspotentialen för CH₄ är 25 (Naturvårdsverket u.å.). Detta resulterade i en produkt i form av CH₄-flöde i g CO₂e m⁻² dag⁻¹.

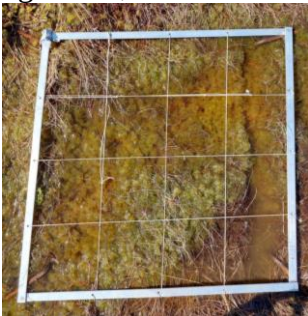
2.2.3 Mikrotopografi

Indelningen av mätpunkterna i D (torrt), M (medel), W (blött) och BP (bar torv) skedde vid första anblick av provpunkterna (se 2.1.1). Vid bearbetning av datan användes vattenståndet för att mer objektivt dela in provpunkterna i mikrohabitat. En provruta med vattennivå på 0–4 cm sattes som blött habitat (W). Med vattennivå på 5–15 cm bedömdes rutan ha ett habitat med medel fuktighet (M). En vattennivå som var ≥16 cm sattes som torr (D). En provyta räknades endast som bar torv (BP) om det var 0 % vegetation i provytan.

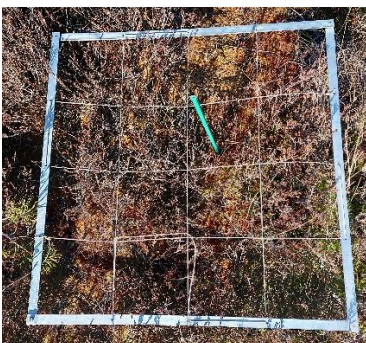
3. Resultat

3.1 Observationer

Under fältarbetet iaktogs flera tillstånd i torvmarkerna. Till exempel lägger författaren märke till att mossorna är aktiva i april, medan kärlväxterna är långsammare med sin vår-tillväxt. Under mätningen i maj har halvgräsen utvecklat några procent gröna strån, vilket är en ökning från aprilmätningen. En annan iakttagelse är att några av provpunkterna är synligt torrare under andra mätningen (se figur 15). En ytterligare observation är att skillnaden i vegetation mellan områdena är tydlig hos tuvor (figur 16). Ännu en iakttagelse är att ytor utan vegetation, så kallad bar torv, är täckta av fotosyntetiserande alger (figur 17).



Figur 15. Provruta P4W i det orörda området. Bild tagen under fältarbetet i april (vänster) och maj (höger).



Figur 16. Två tuvor i undersökningsområdet. I det orörda området (vänster) består vegetationen hos tuvorna främst av ris och röda Sphagnum-arter. I det restaurerade området (höger) består vegetationen hos tuvorna främst av stora mängder halvgräs och gröna arter av Sphagnum.



Figur 17. Provyta på bar torv som är täckt med fotosyntetiserande alger. Fotot är taget under fältarbetet i april.

3.2 Miljövariabler och VHG

3.2.1 Skillnader inom VHG-flöden

Tabell 1 och figur 18 åskådliggör vilka skillnader det finns hos de VHG-flöden som mättes under studiens fältarbete. Negativt gasflöde innebär upptag från atmosfären, medan positivt gasflöde innebär utsläpp till atmosfären. I figur 18 går det att observera att alla flöden är högre i maj, jämfört med april.

CH₄-flödet är betydligt lägre än CO₂-flödet (tabell 1). Även efter att den globala uppvärmningspotentialen har kompenserats för genom att gaserna är satta till koldioxidekvivalenter (CO₂e) är nettoflödet av CH₄ lägre än nettoflödet av CO₂ (NEE) både i april- och majmätningen (figur 18). Detta gör att både det restaurerade- och orörda området har nettoupptag av totala CO₂e (figur 18).

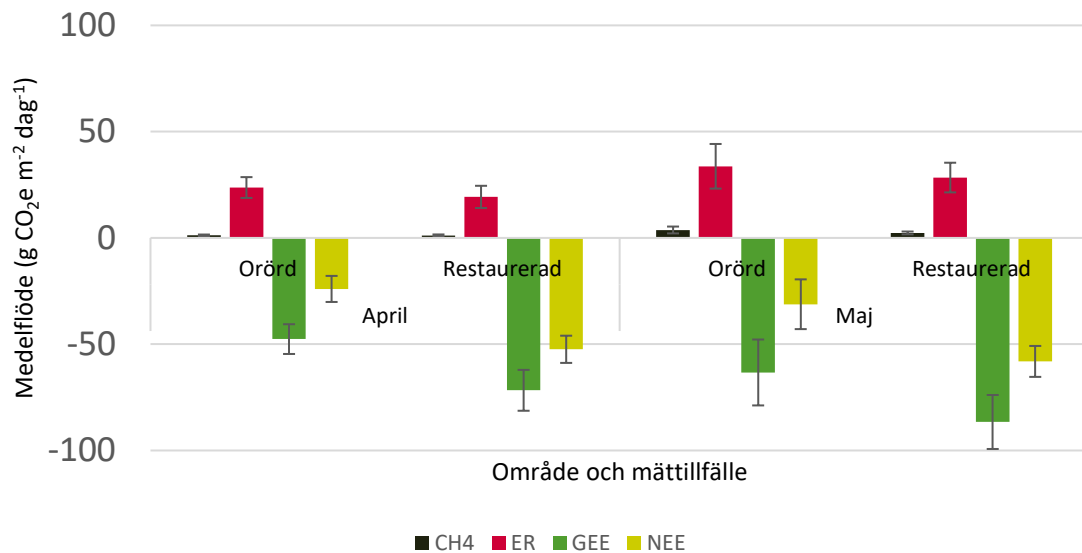
Det restaurerade området har högre upptag av CO₂e än det orörda området (figur 18). De flödeskomponenter som har bidragit till denna skillnad visas i figur 18 och förklaras nedan.

Det finns ingen skillnad mellan medelnettoutsläppet av CH₄ från det orörda- och det restaurerade området under aprilmätningen ($p=0,9$) (tabell 1). Under majmätningen har skillnaden mellan områdena ökat ($p=0,4$) och antyder på att det orörda området släpper ut mer CH₄. Denna skillnad är dock inte signifikant både i hänsyn till p-värde och medelfel (tabell 1).

För NEE är det däremot statistiskt säkerställt på 5 % nivån att det restaurerade området har ett högre upptag av CO₂ än det orörda området (tabell 1). Signifikansen minskar och medelfelet ökar i majmätningen, men medelvärdet antyder fortsatt på samma trend (tabell 1).

De genomsnittliga värdena på ER är lika för det orörda- och restaurerade området (figur 18). En trend som går att urskilja är att medelvärdet är högre i det orörda området vid båda mätningarna (figur 18). Men medelfelen samt de höga p-värdena gör detta resultat svagt (figur 18, tabell 1).

GEE (fotosyntesen) är större (dvs. mer negativt flöde) i det restaurerade området (figur 18). Att det är mer fotosyntes i det restaurerade området är dock inte statistiskt säkerställt då $p > 0,05$ (tabell 1). I aprilmätningen är p-värdet dock nära att vara statistiskt säkerställt eftersom $p = 0,0565$ (tabell 1).



Figur 18. Medelflöde ($\text{g CO}_2\text{e m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$) (staplar) $\pm$ medelfel (felstaplar) för gasflödeskomponenterna CH₄, ER, GEE och NEE. Bakom flödesvärdena ligger markvegetation i varierande form av vitmossa, ris, halvgräs, lav och alger. För april utgörs flödesresultatet av $n_{\text{NEE}}=n_{\text{ER}}=n_{\text{GEE}}=12$ mätpunkter i orörd (P) och restaurerad (R); $n_{\text{CH}_4}=10$ i P och $n_{\text{CH}_4}=12$ i R. För maj utgörs flödesresultatet av $n_{\text{NEE}}=12$ i P och R; $n_{\text{ER}}=n_{\text{GEE}}=11$ i P och $n_{\text{ER}}=n_{\text{GEE}}=12$ i R; $n_{\text{CH}_4}=12$ i P och $n_{\text{CH}_4}=11$ i R. Datan är hämtad från tabell 2, se bilaga 1.

Tabell 1. Medelvärde ($\text{g gas m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$) $\pm$ medelfel (SEM) för gasflödeskomponenterna CH₄, NEE, ER och GEE. p-värdet ger resultatet av t-test mellan gasflödeskomponenten i orörd- och restaurerat område. Ett b innebär att p-värdet är $< 0,05$. Bakom flödesvärdena ligger markvegetation i varierande form av vitmossa, ris, halvgräs, lav och alger. För april utgörs flödesresultatet av $n_{\text{NEE}}=n_{\text{ER}}=n_{\text{GEE}}=12$ mätpunkter i orörd (P) och restaurerad (R); $n_{\text{CH}_4}=10$ i P och $n_{\text{CH}_4}=12$ i R. För maj utgörs flödesresultatet av $n_{\text{NEE}}=12$ i P och R; $n_{\text{ER}}=n_{\text{GEE}}=11$ i P och $n_{\text{ER}}=n_{\text{GEE}}=12$ i R; $n_{\text{CH}_4}=12$ i P och $n_{\text{CH}_4}=11$ i R.

Mätning	Värden	Område	CH ₄ ($\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$)	NEE ($\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$)	ER ($\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$)	GEE ($\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$)
April	Medel $\pm$ SEM	Orörd	0,0484	-24,0 $\pm$ 6,13	23,7 $\pm$ 4,90	-47,6 $\pm$ 7,00
		Restaurerad	0,046	-52,4 $\pm$ 6,40	19,3 $\pm$ 5,23	-71,7 $\pm$ 9,61
	p-värde		0,923	0,00402 ^b	0,545	0,0565
Maj	Medel $\pm$ SEM	Orörd	0,1496	-31,2 $\pm$ 11,7	33,7 $\pm$ 10,5	-63,3 $\pm$ 15,5
		Restaurerad	0,0936	-58,1 $\pm$ 7,28	28,4 $\pm$ 6,98	-86,6 $\pm$ 12,7

3.2.2 Skillnader inom miljövariabler

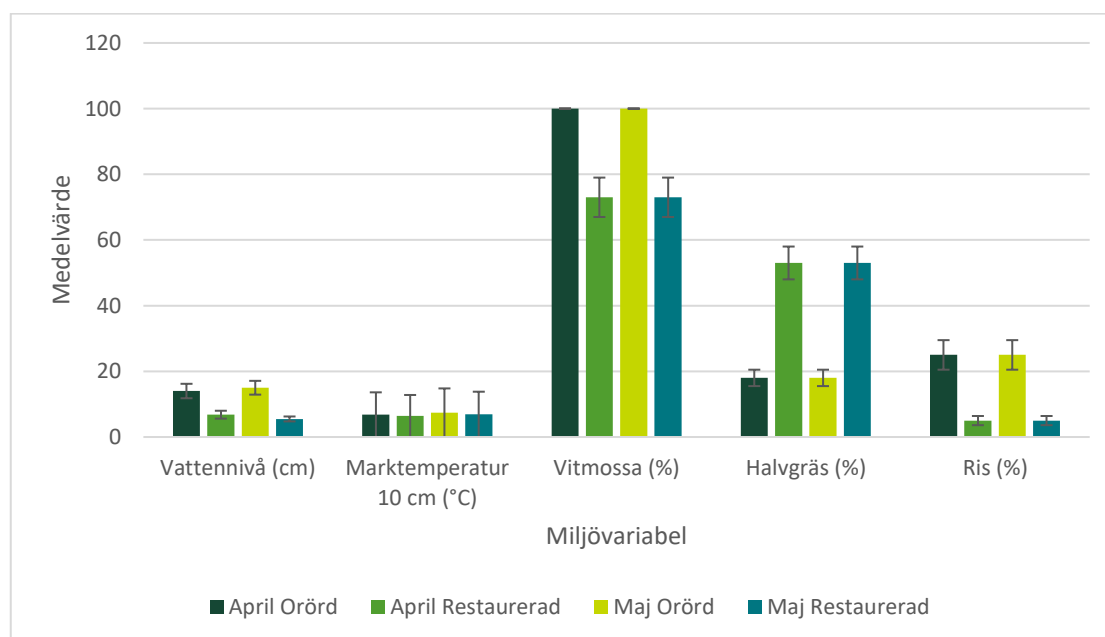
Den genomsnittliga grundvattennivåförändringen mellan mättillfället i april jämfört med maj i figur 19 är inte signifikant (tabell 4). Att det restaurerade området med en medelgrundvattennivå på 5–7 cm har en vattennivå närmare markytan än det orörda området med en medelgrundvattennivå på 14–15 cm har starkt statistiskt stöd under båda mättillfällena (figur 19, tabell 4).

Den genomsnittliga marktemperaturen mellan 0–10 cm djup var högre i maj än i april (figur 19). Detta är inte säkerställt (figur 19, tabell 4).

Täckningsgraden (%) av vitmossa och ris är signifikant större i det orörda området än i det restaurerade (tabell 4, figur 19). Medelvärdet av vitmossa varierar från 100 % till 73 % och medelvärdet av ris varierar från 25 % till 5 % (figur 19).

Täckningsgraden av halvgräs är istället signifikant högre i det restaurerade området än det orörda, med ett medelvärde på 18 % halvgräs i det orörda området och 53 % halvgräs i det restaurerade området (tabell 4, figur 19).

I figur 19 åskådliggörs medelfelet hos medelvärdet av miljövariablerna. Dessa medelfel är låga nog att inte påverka de skillnader som har tagits upp ovan.

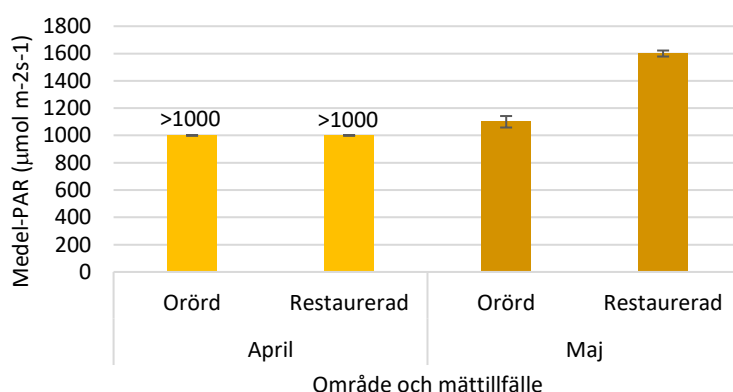


Figur 19. Medelvärde (staplar) ± medelfel (felstaplar) av miljövariabler. Vitmossa, halvgräs och ris visar dess vegetationstyps täckningsgrad i procent (%) inom provrutorna. Marktemperaturen i °C är mätt på 10 cm djup. Datan är hämtad från tabell 3, se bilaga 1.

Tabell 4. *p*-värdet ger resultatet av *t*-test mellan miljövariablerna i orört (P)- och restaurerat område (R) under april- och majmätningarna. – indikerar att *p*-värdet inte är beräknat. Ett b innebär att *p*-värdet är <0,05.

p-värde mellan	Grund-vattennivå	Mark-temperatur	Vitmossa	Halvgräs	Ris
P och R april	0,0051 ^b	0,13	0,000049 ^b	0,000000023 ^b	0,00010 ^b
P och R maj	0,000044 ^b	0,041 ^b	-	-	-
P april och P maj	0,99	0,075	-	-	-
R april och R maj	0,33	0,0085 ^b	-	-	-

Vid båda mättillfällena var det generellt direkt solljus på över 1000 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ (figur 20). I maj var medelsolinstrålningen hos det restaurerade området högre än för det restaurerade området (figur 20).



Figur 20. Medelvärde (±medelfel) av miljövariabeln fotosyntetiskt aktiv strålning (PAR). PAR på >1000 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ indikerar att ett exakt värde av PAR inte mättes vid aprilmätningen när PAR var >1000 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$. Datan är hämtad från tabell 3, se bilaga 1.

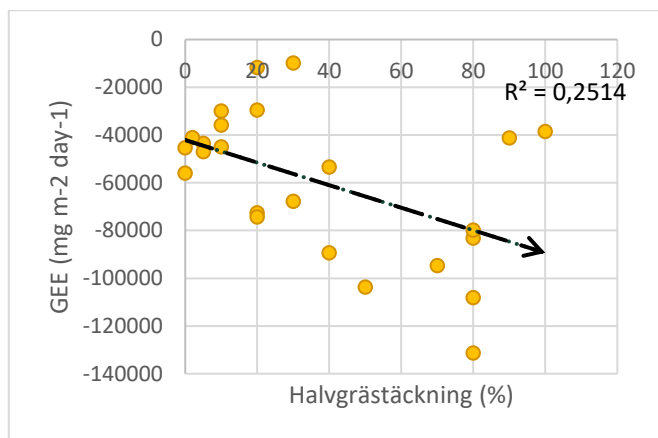
3.2.3 Miljövariablers påverkan på VHG-flöden

De korrelationer ($r > 0,2$) som inte är signifikanta ($p > 0,05$) i tabell 5 är inte säkerställda. De korrelationer som är signifikanta är GEE och NEE mot andel halvgräs i april och mot andel ris i maj (tabell 5). Att NEE korrelerar beror på att NEE består av bland annat GEE.

Tabell 5. Pearsons produktmomentkorrelationskoefficient (*p*-värdet). *r*-värdet ger korrelationen mellan flödeskomponent ($\text{mg gas m}^{-2} \text{dag}^{-1}$) och miljövariabel för båda områdena. *p*-värdet mellan dessa anges i parentes. – indikerar att PAR inte kan beräknas för aprilmätningen. Ett a indikerar att *r*-värdet är >0,2. Ett b indikerar att *p*-värdet är <0,05. Korrelation mot halvgräs eller ris är korrelation mot ekologiska samhällen som har stor andel av den vegetationstypen.

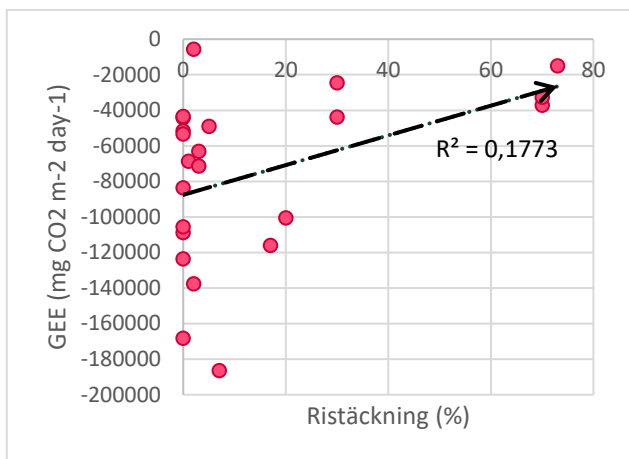
Mätning	Flödes- Komponent	Grund- vattennivå	Mark- temperatur	PAR	Halvgräs	Ris
April	CH ₄	-0,371 ^a (0,0887)	0,102 (0,651)	-	-0,0694 (0,759)	-0,19 (0,398)
	NEE	0,307 ^a (0,145)	0,259 ^a (0,222)	-	-0,522 ^a (0,0089) ^b	0,396 ^a (0,0551)
	ER	0,06332 (0,769)	0,0379 (0,860)	-	0,1222 (0,569)	-0,19 (0,398)
	GEE	0,219 ^a (0,303)	0,193 (0,365)	-	-0,501 ^a (0,0126) ^b	0,229 ^a (0,281)
Maj	CH ₄	-0,219 ^a (0,314)	0,150 (0,494)	0,041 (0,854)	-0,0865 (0,695)	-0,16 (0,467)
	NEE	0,15 (0,485)	0,265 ^a (0,21)	-0,294 ^a (0,163)	-0,222 ^a (0,3)	0,452 ^a (0,0265) ^b
	ER	-0,171 (0,435)	0,109 (0,621)	0,276 ^a (0,202)	0,113 (0,607)	-0,127 (0,565)
	GEE	0,217 ^a (0,32)	0,141 (0,523)	-0,396 ^a (0,0614)	-0,239 ^a (0,272)	0,421 ^a (0,0454) ^b

Den signifikanta korrelationen mellan NEE och halvgräs i april samt mellan NEE och ris i maj (tabell 5) undersöks närmare i figur 21 och 22. Ju mer halvgräs en provruta har, desto mer fotosyntes sker i april (figur 21). R^2 på 0,25 ger att 25 % av fotosyntesen i april beror på habitat med halvgräs (figur 21).



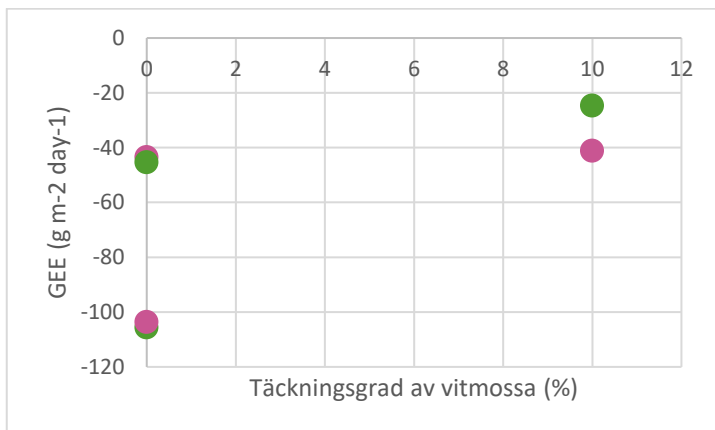
Figur 21. GEE korrelerar mot andelen halvgräs i april. Ju mer halvgräs habitatet har desto mer fotosyntes i april.

I maj har habitat med mycket ris mindre fotosyntes än habitat med lite till inget ris (figur 22). 17 % av GEE i maj beror av habitat med ris.



Figur 22. GEE beror av andelen ris i maj. Ju mer ris habitatet har desto mindre fotosyntes, i maj.

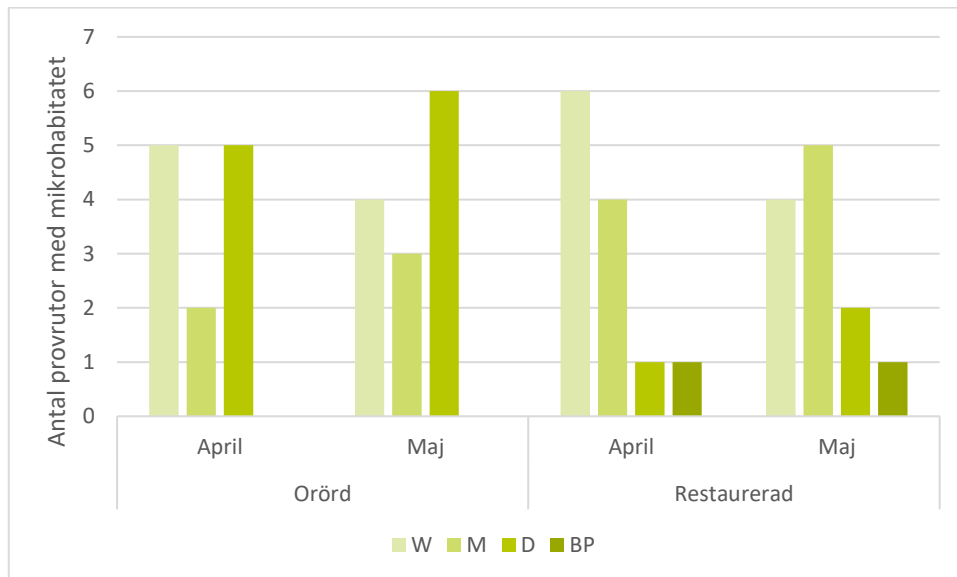
Bar torv täckt med alger utför kraftig fotosyntes både i april och maj (figur 23;17).



Figur 23. Bar torv med alger är högt fotosyntetiserande. Fotosyntesen hos provpunkterna i april (gröna punkter) är samma som i maj (lila punkter). Dessa provpunkter är lokaliserade i det restaurerade området.

3.3 Mikrotopografi

Fördelning av mikrohabitat i form av vattennivå på fältarbetets utsatta provpunkter (se figur 24).



Figur 24. Fördelning av mikrohabitat i de två områdena under april- och majmätningen. Mikrotopografin delas upp i habitat W (hölja), M (medelfuktigt habitat), D (tuva), BP (100% bar torv). Se 2.2.3, för hur indelningen gick till.

4. Diskussion

4.1 CH₄

CH₄-flödena från de undersökta områdena är låga jämfört med CO₂-flödena (figur 18). Detta överensstämmer med resultat från Larsson & Carlstedt (2020), Strack et al. (2016) och Lemmer et al. (2020).

Det finns ingen signifikant skillnad mellan CH₄-flödet hos det restaurerade området jämfört med referensområdet (tabell 1), trots att vattennivån är betydligt högre i det restaurerade området (figur 19). Detta överensstämmer inte med Strack et al. (2016) vars resultat visar på en stark korrelation mellan vattennivå och CH₄-flöde. Det stämmer inte heller med Andersen et al (2006), Couwenberg & Fritz (2012), Rydin & Jeglum (2013) eller Wilson et al. (2016), vilka påvisar att vattennivån har stor påverkan på CH₄-flödet. En vattennivå nära markytan brukar leda till högre CH₄-utsläpp än en lägre vattennivå (Whalen 2005; Rydin & Jeglum 2013). Men CH₄-flödet har ingen signifikant korrelation mot vattennivå under mättillfällena (tabell 5). Detta kan inte motiveras med att området var för torrt för att vattennivån skulle korrelera så som i till exempel Strack et al. (2016) och Lafleur et al. (2005), eftersom vattennivån är betydligt högre upp i studiens resultat. Istället innebär den låga korrelationen troligtvis att det fanns andra faktorer som påverkade CH₄-flödet under fältarbetet i så stor utsträckning att vattennivån inte kan påverka.

En teori är att marktemperaturen är så låg att CH₄-produktionen inte har kommit igång ordentligt. I flera studier finns det en starkt positiv korrelation mellan mark- och lufttemperatur mot CH₄-flödet (Treat et al. 2007; Godin et al. 2012; Jordan et al. 2016). Denna korrelation påvisas dock inte av resultatet (tabell 5). När fältarbetet genomfördes låg marktemperaturen på runt 7°C (figur 19). Detta är låga temperaturer som kommer öka och vara som högst mellan juni-september (Lafleur et al. 2005). Marktemperaturen under mättillfällena är troligtvis så låg att CH₄-produktionen inte har kommit igång ordentligt. Denna teori överensstämmer med Jordan et al. (2016, 2020) och med figur 18, som visar att CH₄-utsläppet är högre i maj än i april. Denna ökning är inte signifikant (tabell 1).

Att produktionen av CH₄ är låg under mättillfällena bedöms vara anledningen till den låga korrelationen för CH₄ mot både marktemperatur och vattennivå (tabell

5), vilka enligt litteraturen vanligtvis korrelerar. Påverkan från dessa miljövariabler kommer därför troligtvis öka under sommarperioden, så som för Jordan et al. (2016, 2020). Detta kan leda till att skillnaden mellan det orörda- och det restaurerade området ökar, så som skillnaden mellan områden ökar i Jordan et al. (2016).

Enligt litteraturen korrelerar även halvgräs starkt med CH₄. Ju mer halvgräs desto mer CH₄-utsläpp, till följd av aerenkym hos halvgräs (Butterbach-Bahl et al. 1997; Rydin & Jeglum 2013). Denna korrelation finns inte under mättillfällena (tabell 5). Detta beror på att halvgräs inte hade påbörjat sin växtsäsong (3.1) samt den låga CH₄-produktionen (se ovan).

Att andelen halvgräs är större, samt att vattennivån är närmare markytan i det restaurerade området (figur 19) bör leda till markant högre CH₄-utsläpp från det restaurerade området när temperaturen ökar (eg. Rydin & Jeglum 2013). Att vissa restaurerade marker har högre CH₄-utsläpp än orörda myrmarker bekräftas av Lemmer et al. (2020). Detta överensstämmer inte med figur 18. Skillnaden mellan CH₄-flödet i de två områdena ökar från aprilmätningen ($p=0,9$) till majmätningen ($p=0,4$) i och med högre temperatur (tabell 1). Denna skillnad ger att den orörda ytan släpper ut mer CH₄ än den restaurerade (tabell 1). Detta stämmer med resultatet i Strack et al. (2016) där det orörda området har högre CH₄-utsläpp. Men i Strack et al. (2016) är denna skillnad liten och i tabell 1 är skillnaden inte signifikant. Hur CH₄-utsläppet från restaurerad mark relaterar till orörd mark beror på restaureringsåtgärd (Lemmer et al. 2020).

Möjliga förklaringar till potentiellt högre utsläpp från det orörda området ges av Rydin & Jeglum (2013) som menar att det finns naturliga torvmarker som släpper ifrån sig mer CH₄ än de restaurerade trots en lägre vattennivå. Det finns flera möjliga orsaker till detta. Metanogener har lång återhämtningsperiod (Francez et al. 2000). Torvbrytning minskar den mikrobiella biomassan (Croft et al. 2001) samt ger sämre substratkvalitet i djupa markskikt (Waddington et al. 2011). Sämre substratkvalitet ger mindre respiration (Rydin & Jeglum 2013). Om metanogenerna inte har tillgång till substrat med samma kvalitet eller om mikroberna inte finns i samma utsträckning i det restaurerade området kan CH₄-produktion inte ske i samma mängd som i det orörda området, trots att vattennivån och vegetationen i det restaurerade området gynnar produktionen i högre utsträckning (Rydin & Jeglum 2013; Jordan et al. 2016). En annan möjlig anledning till att CH₄-produktionen är lägre i det restaurerade området är att det restaurerade området har mer kompakterad torv (Paulsson 2015), vilket kan leda till att det inte finns plats för det gasutbyte som krävs för respiration (Andersen et al. 2006).

För att kunna säga vad som faktiskt gäller för de undersökta områdena krävs ytterligare studier under längre tidsperioder. Något som resultatet inte visar, men som bevisas i andra studier så som Strack et al. (2016) är att CH₄-utsläppen ökar markant vid återvätning.

4.2 CO₂

Flödet av CO₂ undersöktes i denna studie med flödeskomponenterna GEE, ER och NEE. Nedan kommer resultatet från dessa diskuteras var för sig. Något de har gemensamt är att komponenternas flöde ökar i majmätningen. Detta beror troligtvis på att respiration och fotosyntes ökar med ökad temperatur (Tuittila et al. 2004) och att temperaturen ökar från april till maj (figur 19; tabell 4).

4.2.1 Fotosyntes (GEE)

Fotosyntesen (GEE) är ekosystemets största flöde (figur 18) och är anledningen till att nettoflödet av CO₂ (NEE) ger upptag av CO₂ från atmosfären (figur 18).

I det restaurerade området är fotosyntesen som högst (figur 18). Detta är inte en signifikant skillnad (tabell 1). Under mättillfällena är det endast vitmossa (3.1) och alger (3.1; figur 23) som fotosyntetiserar, ris och halvgräs har inte kommit igång med sin vår-tillväxt (3.1). Att fotosyntesen är högre i det restaurerade området gäller trots att vitmossetäcket är mindre hos det restaurerade området (figur 19) och att varken halvgräs eller ris har börjat med sin fotosyntes (3.1). En anledning till detta resultat är de alger som befinner sig på markytan utan vitmossetäcke (figur 17) har högt GEE-flöde (figur 23). Provrutor med bar torv finns endast i det restaurerade området (figur 23;24). Dessa alger är därför en av anledningarna till att det restaurerade området har högre fotosyntes än vad som täcks av vitmossan. Dock finns det endast 1 provruta med 100% bar torv (figur 24), vilket innebär att algerna på denna provruta inte är det enda som påverkar hela ekosystemets fotosyntes.

PAR skiljer sig mellan de två områdena (figur 20). Men då gränsen för när fotosyntesen hindras av tillgänglig strålning är under 1000 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ så skiljer sig inte påverkan av PAR på fotosyntesen mellan de två områdena (Strack et al. 2016).

Troligtvis beror istället skillnaden i fotosyntes från det restaurerade och orörda området på att arter av *Sphagnum* har olika egenskaper i restaurerade torvmarker jämfört med naturliga torvmarker (Waddington et al. 2011; Karofeld et al. 2020). Till exempel har *S. rubellum* sämre vattenhållande förmåga i restaurerade torvmarker (Waddington et al. 2011). Fotosyntesen påverkas av fuktigheten hos *Sphagnum*. För optimal fotosyntes behöver fuktigheten vara på en medelnivå (Tuittila et al. 2004; Strack & Price 2009). Vilken fuktighet *Sphagnum* har i denna studie har inte undersökts. Fuktigheten påverkas av grundvattennivån (Strack & Price 2009). Men då det inte finns någon korrelation mellan vattennivå och fotosyntes i denna studie (tabell 5) verkar inte detta stämma under mätperioden. För att kunna svara på om fuktigheten och den vattenhållande förmågan är det som gör att den restaurerade torvmarken har högre fotosyntes krävs ytterligare studier.

En annan teori till fotosyntesen är högre i den restaurerade ytan är att *Sphagnum* i restaurerad torvmark har högre tillväxthastighet än *Sphagnum* i orörd myr, eftersom det är mindre platskonkurrens när etableringen pågår (Jordan³). Att platskonkurrensen är mindre bekräftas av figur 19, som ger att det är mindre andel vitmossa i det restaurerade området.

Andra studier, så som Strack et al. (2016) bekräftar att GEE mellan orörd och restaurerat område är liknande, samt att fotosyntesen är betydligt högre än hos orestaurerad yta. Ytterligare studier krävs för att kunna svara på hur länge skillnaden i GEE mellan orörda- och restaurerade områden finns.

Mikrotopografi i relation till fotosyntes

Mikrotopografin påverkar fotosyntesen (tabell 5). Ju mer halvgräs en provruta har i april, desto mer fotosyntes sker (figur 21). Provytor med mycket halvgräs är vanligtvis tuvor, medan provrutor utan halvgräs är främst höljor (Joosten et al. 2017) (figur 6;16). I april har tuvor därmed högre fotosyntes än höljor (figur 21). Detta beror på att tuvor har högre marktemperatur än höljor, vilket leder högre växtproduktivitet (Rydin & Jeglum 2013).

Provytor med mycket risvegetation är vanligtvis tuvor. På höljor växer det ingen risvegetation (Joosten et al. 2017) (figur 6;16). Detta resulterar i att under majmätningen har tuvor lägre fotosyntes än höljor (figur 22). Detta beror på att tuvor är torrare än höljor (Rydin & Jeglum 2013), och har därför lägre fotosyntes (Strack & Price 2009).

Att påverkan från vegetationen på fotosyntesen varierar mellan april och maj beror troligtvis på att marktemperaturen kanske hunnit jämnas ut i maj, eller att det blev generellt torrare (se) vilket ledde till att den påverkan blev starkare.

Inverkan ifrån dessa mikrohabitat på fotosyntesen har inte påverkat totala GEE märkbart (figur 18). Detta beror på inverkan av halvgräs i april är 25% av totala GEE-flödet (figur 21) och inverkan från ris i maj är 17% av totala GEE-flödet (figur 22). Andra faktorer än mikrotopografin har därmed större inverkan på fotosyntesen, dessa tas upp ovanför denna underrubrik.

4.2.2 CO₂ respiration (ER)

Ekosystemrespiration (ER) sker både genom aerob nedbrytning och genom växtrespiration (Rocha & Goulden 2008; Li et al. 2021). Jämfört med CH₄-utsläppet är C-utsläppet från ekosystemrespirationen (ER) högt (figur 18). Men GEE-flödet är dock betydligt högre än ER-flödet (figur 18).

³ Jordan, Sabine. Forskare vid institutionen för mark och miljö. Sveriges Lantbruksuniversitet. Personlig kommunikation. 2022–05.

Det finns ingen signifikant skillnad mellan ER i det orörda- och det restaurerade området (tabell 1). Detta gäller trots att grundvattennivån är betydligt högre i det restaurerade området (figur 19). Högre vattennivå leder till mindre CO₂-respiration (eg. Rydin & Jeglum 2013). Följaktligen bör det restaurerade området ha lägre ER än det orörda området. Detta visar inte resultatet (figur 18, tabell 1), vilket motiveras med att det under mättillfällena inte finns någon signifikant korrelation mellan vattennivå och ER (tabell 5).

Den aktiva vegetationen har större påverkan på ER än vattenståndet. Provytor med låg andel aktiv vegetation, till exempel bar torv, har lägre ER än provytor med mycket aktiv vegetation, oavsett vattenståndet i provytorna. (Jordan et al. 2016). Under mättillfällena är endast vitmossa aktiv (3.1). Det restaurerade området har lägre andel vitmossa (figur 19) samt har mer provrutor med bar torv (figur 24). Detta innebär att det orörda området bör ha högre ER. Men det stämmer inte med resultatet i figur 18.

ER, så som CH₄, beror först och främst på marktemperatur. Vid låga marktemperaturer är den mikrobiella aktiviteten, och därmed respirationen låg, vilket resulterar i att andra miljövariabler inte kan påverka aktiviteten (Jordan et al. 2016). Den högsta temperaturen under året, och därmed högsta ER under året, finns under sommaren (Lafleur et al. 2005). Denna teori bekräftas av att ER är högre i maj än i april (figur 18). Det finns dock ingen signifikant korrelation mellan marktemperatur och ER under undersökningsperioden (tabell 5). Detta motiveras med att marktemperaturen, och därmed aktiviteten hos CO₂-producenterna är så låg under båda mättillfällena att korrelationen inte går att mäta (så som för CH₄). Om C-flödet hade undersökt under längre tid av året bör denna skillnad ha upptäckts. Under sommaren när aktiviteten hos CO₂-producenterna är högre kommer vegetationen och vattennivån påverka produktionen och resultera i att ER är högre i det orörda området (motiveras ovanför). Att ER är högre i orört område stämmer överens med Strack et al. (2016).

Jordan et al. (2016) åskådliggör att huvudfaktorn för CO₂-produktion är att mikrober är tillgängliga för att utföra respirationen. Ett stort hinder för mikrobernas aktivitet är marktemperaturen. När marktemperaturen är gynnsam är det största hindret istället tillgången till substrat, denna tillgång beror bland annat på om det finns någon vegetation på markytan som blir substrat. Om båda dessa faktorer är gynnsamma hindras CO₂-producenterna istället av vattenståndet.

Förutom förhållandet i vattenstånd och vegetation kan ER även vara lägre i det restaurerade området på grund av att torvbrytning leder till minskad mikrobiell biomassa (Croft et al. 2001) samt sämre substratkvalitet i djupa markskikt (Waddington et al. 2011). Dessutom kan kompakteringen som har skett efter dränering göra att gasutbytet som krävs för respiration inte sker i samma hastighet som i orörd torvmark (Andersen et al. 2006).

4.2.3 Nettoflödet av CO₂ (NEE)

NEE utgörs av summan av ER och GEE (Rydin & Jeglum 2013). Detta leder till att det är nettoupptag av CO₂ i båda områdena (figur 18). Detta resulterar även i att det är ett signifikant högre nettoupptag i det restaurerade området (tabell 1, figur 18). Vad detta beror på tas upp under 4.2.2 och 4.2.1. ovan. Detta överensstämmer med artiklarna Strack & Zuback (2013) och Lemmer et al. (2020), vilka har snarlika resultat.

4.3 Sänka eller källa?

Båda områdena är C-sänkor under mättillfällena (figur 18). Detta går att avläsa i figur 18 eftersom nettoflödet av CO₂ (NEE) är betydligt större än nettoflödet för CH₄ för båda områdena. NEE ger därför att båda områdena har markant högre upptag än utsläpp av C under både april- och majmätningen. Vad detta beror på tas upp under 4.1 och 4.2.

4.4 Felkällor och framtida studier

Det finns flera brister i fördelningen av mätstationer i den stratifierade designen. I det restaurerade området var 5 mätstationer utplacerade i torvgravar medan 6 var placerade på plintar. Då det är större andel torvgravareal än plintareal i det restaurerade området (se figur 5) är utplaceringen inte representativ för miljön. Ett annat tillkortakommande med den stratifierade designen är att det fanns mer lav i det orörda området än vad som inkluderades i stickproverna. Följaktligen är resultatet från provpunkterna inte representativa för miljön. Provpunkterna placerades nära varandra (figur 5), vilket beror på att det var svårt för fältarbetarna att förflytta sig långa sträckor, till följd av stor och tung utrustning samt tufft underlag. Att stickproverna var placerade så nära varandra leder till att det finns ytterligare risk att resultatet inte är representativt för området, eftersom det kan finnas variationer i miljön som provpunkterna inte fångar upp.

En annan felkälla är tryckbelastning. Träkonstruktionerna och ramarna placerades ut precis innan vissa av mätningarna i april. Detta kan ha påverkat gasflödet under mätningarna, eftersom marken runtom ramen blivit utsatt för tryckbelastning precis innan mätningen. Att det inte fanns några spångar i närheten av provpunkterna har troligtvis också bidragit till tryckbelastning som kan ha påverkat gasflödet. För att hindra tryck-artefakter stod provtagaren på stege vid mätning, men denna stege orsakade troligtvis mer tryck-artefakter än om provtagaren hade stått på en spång.

Det finns risk att gas läckte ut från kammaren vid vissa provpunkter. Detta beror på att marken där ramen var placerad i vissa fall var ojämn, samt att ramen vid vissa

provpunkter inte var helt nedsatt till marknivå. ”Kjolen” runt kammaren kan ha förhindrat detta läckage, men hur effektiv ”kjolen” var är okänt.

Enligt Davidson et al. (2002) kan konstruktionen av kammaren ha orsakat felaktiga resultat. Kammaren har ingen ventilering. Ingen ventilering kan medföra över-/undertryck i kammaren, vilket orsakar ett onaturligt CO₂-flöde från marken. Kammaren har en fläkt för att homogensiera gaserna. En fläkt kan förändra koncentrationsgradienten och på så sätt orsaka artefakt (Davidson et al. 2002).

Endast 77 % av mätpunkterna i april och 79 % av mätpunkterna i maj inkluderades i resultatet på grund av artefakter i form av ebullition (se 2.2.1). Om de datapunkter som raderas till stor andel representerar en särskild trend kan en under- eller överestimering av områdenas flöden ske.

De flöden som används för analysen har påverkats av partiskhet, då författaren med hjälp av handledarna har valt ut vilka flöden som ska raderas och hur de ska klipplas för att visa rätt resultat (se 2.2.1).

8 av flödena för opak mätning var negativa. CO₂-upptag vid mörkermätning är omöjligt. Dessa datapunkter inkluderas ändå i resultatet, då deras flöde är litet, samt att datan bedöms vara korrekt. I kurvorna för CO₂-dry och tid lutar dessa 8 mätningar åt rätt riktning. Men när CO₂-dry räknas om till CO₂-flöde genom linjär regression byter dessa 8 mätningar riktning. Detta beror troligtvis på att datapunkterna har klippts så korta att skillnaden mellan start- och sluttemperatur blir så stor att riktningen på kurvan byter håll.

Trots dessa troliga felkällor bedöms datan vara korrekt, då den överensstämmer med andra studier så som Larsson & Carlstedt (2020) och Jordan et al. (2016).

För att kunna uttala sig säkert om VHG flöden i områdena hade mer data krävts. Mätningarna genomfördes endast under en kort tidsperiod, därför behövs data för en längre tidsperiod för att kunna säga hur områdena skiljer sig från varandra under hela året. För att tydligare påvisa effekten av restaurering på VHG hade studiens data kunnat kompletteras med data från orestaurerad torvtäkt i närheten.

Under fältarbetet utfördes dessutom mätningar på en närliggande torvtäkt som var orestaurerad. Denna torvtäkt var påverkad av restaureringen i angränsande område genom att vattennivån höjdes. På grund av tidsbegränsning för kandidatarbetet inkluderades inte denna data i arbetets analys. Förhoppningsvis kommer datan senare analyseras för att tydliggöra om det är någon skillnad för VHG efter en restaurering, så som för det restaurerade området, mot endast återvätning.

5. Slutsats

Diskussionen ovan ger följande slutsatser till studiens frågeställning: Närmar sig VHG-flödena i den undersökta restaurerade torvmarken VHG-flödena i den undersökta referensmyren? Ja, enligt resultatet är VHG-utsläppen från den restaurerade ytan snarlikt de från den naturliga ytan. Detta visar att med återvätning av tidigare dränerade torvmarker är vi på bättre väg att nå miljömålen *Begränsad klimatpåverkan* och *Myllrande våtmarker*.

Under mättillfällena fungerade den restaurerade ytan till och med som större C-sänka än den orörda ytan. Detta beror på skillnader i vegetation, mikrober och markstruktur som har utvecklats genom torvbrytning och sedan återvätning i det restaurerade området. Främsta anledningen till skillnaden är att det sker betydligt mer fotosyntes hos vitmossan i det restaurerade området.

Resultatet indikerar på att alla C-flöden och skillnaderna mellan det orörda- och restaurerade området kommer öka under sommarperioden. Troligtvis kommer dessa skillnader dock inte ändra C-nettoflödet avsevärt, då den ökade fotosyntesen bör kompensera för den ökade produktionen av CH₄ och CO₂, så som i Jordan et al. (2016). Hur C-flödet kommer se ut resten av året och i framtiden går inte med säkerhet att säga.

Denna studie är en liten del i forskningen om hur VHG-utsläpp påverkas av restaurering. För att studien skulle kunna ge ett mer användbart svar hade den behövt genomföras under längre tid. Men studien bidrar ändå till underlag för vidare studier och beslut som bidrar till att minska VHG-utsläppen.

Referenser

- Amrhein, V., Greenland, S. & McShane, B. (2019). Retire statistical significance. *Nature*, 567, 305–307. <https://doi.org/10.1038/d41586-019-00857-9>
- Andersen, R., Francez, A.-J. & Rochefort, L. (2006). The physicochemical and microbiological status of a restored bog in Québec: Identification of relevant criteria to monitor success. *Soil Biology and Biochemistry*, 38 (6), 1375–1387. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.10.012>
- Anshari, G.Z., Afifudin, M., Nuriman, M., Gusmayanti, E., Arianie, L., Susana, R., Nusantara, R.W., Sugardjito, J. & Rafiastanto, A. (2010). Drainage and land use impacts on changes in selected peat properties and peat degradation in West Kalimantan Province, Indonesia. *Biogeosciences*, 7 (11), 3403–3419. <https://doi.org/10.5194/bg-7-3403-2010>
- Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H. & Stoneman, R. (2016). Peatland restoration and ecosystem services: an introduction. I: Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H., & Stoneman, R. (red.) *Peatland Restoration and Ecosystem Services*. Cambridge: Cambridge University Press, 1–16. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139177788.002>
- Butterbach-Bahl, K., Papen, H. & Rennenberg, H. (1997). Impact of gas transport through rice cultivars on methane emission from rice paddy fields. *Plant, Cell & Environment*, 20 (9), 1175–1183. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3040.1997.d01-142.x>
- Carruthers, T.J.B., Longstaff, B.J., Dennison, W.C., Abal, E.G. & Aioi, K. (2001). Chapter 19 - Measurement of light penetration in relation to seagrass. I: Short, F.T. & Coles, R.G. (red.) *Global Seagrass Research Methods*. Amsterdam: Elsevier Science, 369–392. <https://doi.org/10.1016/B978-044450891-1/50020-7>
- Colmer, T.D. (2003). Long-distance transport of gases in plants: a perspective on internal aeration and radial oxygen loss from roots. *Plant, Cell & Environment*, 26 (1), 17–36. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3040.2003.00846.x>
- Couwenberg, J. & Fritz, C. (2012). Towards developing IPCC methane "emission factors" for peatlands (organic soils). *Mires and Peat*, 10 (3), 1-17. https://www.researchgate.net/publication/267411627_Towards_developing_IPCC_methane_'emission_factors'_for_peatlands_organic_soils [2022-06-01]
- Croft, M., Rochefort, L. & Beauchamp, C.J. (2001). Vacuum-extraction of peatlands disturbs bacterial population and microbial biomass carbon. *Applied Soil Ecology*, 18 (1), 1–12. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(01\)00154-8](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(01)00154-8)
- Davidson, E.A., Savage, K., Verchot, L.V. & Navarro, R. (2002). Minimizing artifacts and biases in chamber-based measurements of soil respiration. *Agricultural and Forest Meteorology*, 113 (1–4), 21–37. [https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(02\)00100-4](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(02)00100-4)
- Engering, A., Davidson, S.J., Xu, B., Bird, M., Rochefort, L. & Strack, M. (2022). Restoration of a boreal peatland impacted by an in-situ oil sands well-pad

- 2: Greenhouse gas exchange dynamics. *Restoration Ecology*, 30 (3), e13508. <https://doi.org/10.1111/rec.13508>
- Evans, D.E. (2004). Aerenchyma formation. *New Phytologist*, 161 (1), 35–49. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2003.00907.x>
- Francez, A.-J., Gogo, S. & Josselin, N. (2000). Distribution of potential CO₂ and CH₄ productions, denitrification and microbial biomass C and N in the profile of a restored peatland in Brittany (France). *European Journal of Soil Biology*, 36 (3), 161–168. [https://doi.org/10.1016/S1164-5563\(00\)01057-8](https://doi.org/10.1016/S1164-5563(00)01057-8)
- Godin, A., McLaughlin, J.W., Webster, K.L., Packalen, M. & Basiliko, N. (2012). Methane and methanogen community dynamics across a boreal peatland nutrient gradient. *Soil Biology and Biochemistry*, 48, 96–105. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.01.018>
- Humpenöder, F., Karstens, K., Lotze-Campen, H., Leifeld, J., Menichetti, L., Barthelmes, A. & Popp, A. (2020). Peatland protection and restoration are key for climate change mitigation. *Environmental Research Letters*, 15 (10), 104093. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abae2a>
- IPCC (2018). Summary for Policymakers. In: *Global Warming of 1.5 °C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty*. [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, and T. Waterfield (eds.)]. In Press. <https://www.ipcc.ch/sr15/chapter/spm/> [2022-05-16]
- IPCC (2022). Terrestrial and Freshwater Ecosystems and their Services. In: *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability*. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.)]. Cambridge University Press. In press. https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg2/downloads/report/IPCC_AR6_WGII_FinalDraft_Chapter02.pdf [2022-04-05]
- Joosten, H., Tanneberger, F. & Moen, A. (2017). *Mires and peatlands of Europe: status, distribution and conservation*. Stuttgart: Schweizerbart Science Publishers.
- Jordan, S. (2016). *Greenhouse Gas Emissions from Rewetted Extracted Peatlands in Sweden*. Diss. Uppsala. Swedish University of Agricultural Sciences. https://pub.epsilon.slu.se/13697/1/jordan_s_161003.pdf [2022-04-05]. (Acta Universitatis Agriculturae Sueciae 2016:102).
- Jordan, S., Strömberg, M. & Fiedler, J. (2016). Ecosystem respiration, methane and nitrous oxide fluxes from ecotopes in a rewetted extracted peatland in Sweden. *Mires and Peat*, (17), 1–23. <https://doi.org/10.19189/MaP.2016.OMB.224>
- Jordan, S., Strömberg, M., Fiedler, J., Lode, E., Nilsson, T. & Lundin, L. (2020). Methane and Nitrous Oxide Emission Fluxes Along Water Level Gradients in Littoral Zones of Constructed Surface Water Bodies in a Rewetted Extracted Peatland in Sweden. *Soil Systems*, 4 (1), 17. <https://doi.org/10.3390/soilsystems4010017>
- Karofeld, E., Kaasik, A. & Vellak, K. (2020). Growth characteristics of three Sphagnum species in restored extracted peatland. *Restoration Ecology*, 28 (6), 1574–1583. <https://doi.org/10.1111/rec.13245>

- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B. & Rubel, F. (2006). World Map of the Köppen-Geiger Climate Classification Updated. *Meteorologische Zeitschrift*, 15, 259–263. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>
- Lafleur, P.M., Moore, T.R., Roulet, N.T. & Frolking, S. (2005). Ecosystem Respiration in a Cool Temperate Bog Depends on Peat Temperature but Not Water Table. *Ecosystems*, 8 (6), 619–629. <https://www.jstor.org/stable/25053860> [2022-05-22]
- Lantmäteriet (2022). *SWEREF 99 TM*. Flygfoto [Kartografiskt material]. <https://minkarta.lantmateriet.se/> [2022-06-01]. Modifierad av Karin Halldin.
- Lantmäteriet och Länsstyrelserna (2022). *Reservatskartan. Store Mosse nationalpark. SWEREF 99 TM*. Karta [Kartografiskt material]. https://extgeoportal.lansstyrelsen.se/standard/?appid=f7055495ff9549ca8c1377966628f9ca&customquery=Nv%20VicNatur%20Nationalparker,NVR_ID=2001362&highlight [2022-06-01]. Modifierad av Karin Halldin.
- Larsson, O. & Carlstedt, L. (2020). *Återvätning av dikad torvmark*. <https://gupea.ub.gu.se/handle/2077/65238> [2022-05-18]
- Lemmer, M., Rochefort, L. & Strack, M. (2020). Greenhouse Gas Emissions Dynamics in Restored Fens After In-Situ Oil Sands Well Pad Disturbances of Canadian Boreal Peatlands. *Frontiers in Earth Science*, 8. <https://www.frontiersin.org/article/10.3389/feart.2020.557943> [2022-05-28]
- Li, Q., Gogo, S., Leroy, F., Guimbaud, C. & Laggoun-Défarge, F. (2021). Response of Peatland CO₂ and CH₄ Fluxes to Experimental Warming and the Carbon Balance. *Frontiers in Earth Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/feart.2021.631368>
- Lundin, L., Nilsson, T., Jordan, S., Lode, E. & Strömgren, M. (2017). Impacts of rewetting on peat, hydrology and water chemical composition over 15 years in two finished peat extraction areas in Sweden. *Wetlands Ecology and Management*, 25 (4), 405–419. <https://doi.org/10.1007/s11273-016-9524-9>
- Länsstyrelsen i Jönköpings län (u.å.a). *Nationalpark Store mosse nationalpark. Länsstyrelsen*. <https://www.lansstyrelsen.se/jonkoping/besoksmal/nationalpark-store-mosse.html> [2022-05-02]
- Länsstyrelsen i Jönköpings län (u.å.b). *Nationalparksfakta - Store Mosse nationalpark. Sveriges nationalparker*. <http://www.nationalpark.se/park/store-mosse-nationalpark/nationalparksfakta/> [2022-05-09]
- Länsstyrelsen i Jönköpings län (u.å.c). *Om Store Mosse nationalpark. Sveriges nationalparker*. <http://www.nationalpark.se/park/store-mosse-nationalpark/nationalparksfakta/> [2022-05-02]
- Länsstyrelsen i Jönköpings län (u.å.d). *Restaurering av torvtäktssområdet 2013 - 2015 - Store Mosse nationalpark. Sveriges nationalparker*. <http://www.nationalpark.se/park/store-mosse-nationalpark/upplevelser/restaurering-av-torvtaktsområdet-2013-2015/> [2022-05-18]
- Mahmood, Md.S. & Strack, M. (2011). Methane dynamics of recolonized cutover minerotrophic peatland: Implications for restoration. *Ecological Engineering*, 37 (11), 1859–1868. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.06.007>

- Nationalencyklopedin (u.å.). Torv.
<https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/torv> [2022-05-19]
- Naturvårdsverket (2016). *Torvutvinningens och torvanvändningens klimat- och miljöpåverkan. Redovisning av regeringsuppdrag M2015/03518/Nm.* (Skrivelse: NV-06808-15)
- Naturvårdsverket (u.å.). *Beräkna klimatpåverkan - vägledning.*
<https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/luft-och-klimat/berakna-klimatpaverkan/> [2022-05-23]
- Paulsson, K. (2015). *Restaurering av en värdefull naturtyp - myren : erfarenheter från projektet Life to ad(d)mire.* Jönköpings län: Länsstyrelserna Dalarna, Jämtland, Jönköping, Kronoberg, Skåne, Västernorrland, Östergötland.
[https://www.lansstyrelsen.se/download/18.4adf753a1791c8ec4551975b/1621944624380/Restaurering%20av%20en%20v%C3%A4rdefull%20naturtyp%20MYREN%20-%20Erfarenheter%20fr%C3%A5n%20Projektet%20Life%20to%20ad\(d\)mire.pdf](https://www.lansstyrelsen.se/download/18.4adf753a1791c8ec4551975b/1621944624380/Restaurering%20av%20en%20v%C3%A4rdefull%20naturtyp%20MYREN%20-%20Erfarenheter%20fr%C3%A5n%20Projektet%20Life%20to%20ad(d)mire.pdf) [2022-03-31]
- Peacock, M., Granath, G., Wallin, M.B., Högbom, L. & Futter, M.N. (2021). Significant Emissions From Forest Drainage Ditches—An Unaccounted Term in Anthropogenic Greenhouse Gas Inventories? *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 126 (10), e2021JG006478.
<https://doi.org/10.1029/2021JG006478>
- Price, J.S., Heathwaite, A.L. & Baird, A.J. (2003). Hydrological processes in abandoned and restored peatlands: An overview of management approaches. *Wetlands Ecology and Management*, 11, 65–83.
<https://doi.org/10.1023/A:1022046409485>
- Päivänen, J. & Hännell, B. (2012). *Peatland ecology and forestry : a sound approach.* Helsinki: University of Helsinki, Department of Forest Sciences
- Regeringen (2016). Proposition 2016/17:16. *Godkännande av klimatavtalet från Paris.*
- Rocha, A.V. & Goulden, M.L. (2008). Large interannual CO₂ and energy exchange variability in a freshwater marsh under consistent environmental conditions. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 113 (G4).
<https://doi.org/10.1029/2008JG000712>
- Rydin, H. & Jeglum, J.K. (2013). *The biology of peatlands.* 2. uppl. Oxford: Oxford University Press.
<https://doi.org/10.1093/acprof:osobl/9780199602995.003.0002>
- Silvan, N., Tuittila, E.-S., Kitunen, V., Vasander, H. & Laine, J. (2005). Nitrate uptake by *Eriophorum vaginatum* controls N₂O production in a restored peatland. *Soil Biology & Biochemistry - SOIL BIOL BIOCHEM*, 37, 1519–1526. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.01.006>
- SLU (u.å.). *Ljungväxter - Naturvård från SLU Artdatabanken.* <https://artfakta.se/> [2022-05-19]
- SMHI (u.å.). *Ladda ner meteorologiska observationer: Hagsult. SMHI.*
<https://www.smhi.se/data/meteorologi/ladda-ner-meteorologiska-observationer/#param=airPressure,stations=active,stationid=74180> [2022-05-09]
- Smirnoff, N. & Crawford, R.M.M. (1983). Variation in the Structure and Response to Flooding of Root Aerenchyma in some Wetland Plants. *Annals of Botany*, 51 (2), 237–249. <https://www.jstor.org/stable/42757933> [2022-05-10]
- Strack, M., Cagampan, J. & Hassanpour Fard, G. (2016). Controls on plot-scale growing season CO₂ and CH₄ fluxes in restored peatlands: Do they differ

- from unrestored and natural sites? *Mires and Peat*, (17), 1–18.
<https://doi.org/10.19189/MaP.2015.OMB.216>
- Strack, M. & Price, J.S. (2009). Moisture controls on carbon dioxide dynamics of peat-Sphagnum monoliths. *Ecohydrology*, 2 (1), 34–41.
<https://doi.org/10.1002/eco.36>
- Strack, M. & Zuback, Y.C.A. (2013). Annual carbon balance of a peatland 10 yr following restoration. *Biogeosciences*, 10 (5), 2885–2896.
<https://doi.org/10.5194/bg-10-2885-2013>
- Tenning, L. (2015). Life to ad(d)mire : Restaurering av våtmarker och myrar i sju län. (2015:20), 28. http://www.tetrix.se/wp-content/uploads/2019/09/LIFE08_NAT_S_000268_LAYMAN_SV.pdf [2022-05-09]
- Thomas, K.L., Benstead, J., Davies, K.L. & Lloyd, D. (1996). Role of wetland plants in the diurnal control of CH₄ and CO₂ fluxes in peat. *Soil Biology and Biochemistry*, 28 (1), 17–23. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(95\)00103-4](https://doi.org/10.1016/0038-0717(95)00103-4)
- Treat, C., Bubier, J., Varner, R. & Crill, P. (2007). Timescale dependence of environmental and plant-mediated controls on CH₄ flux in a temperate fen. *J. Geophys. Res.*, 112. <https://doi.org/10.1029/2006JG000210>
- Tsuyuzaki, S., Nakano, T., Kuniyoshi, S. & Fukuda, M. (2001). Methane flux in grassy marshlands near Kolyma River, north-eastern Siberia. *Soil Biology and Biochemistry*, 33 (10), 1419–1423. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00058-X](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00058-X)
- Tuittila, E.-S., Vasander, H. & Laine, J. (2004). Sensitivity of C Sequestration in Reintroduced Sphagnum to Water-Level Variation in a Cutaway Peatland. *Restoration Ecology*, 12 (4), 483–493. <https://doi.org/10.1111/j.1061-2971.2004.00280.x>
- Waddington, J.M., Lucchese, M.C. & Duval, T.P. (2011). Sphagnum moss moisture retention following the re-vegetation of degraded peatlands. *Ecohydrology*, 4 (3), 359–366. <https://doi.org/10.1002/eco.130>
- Whalen, S. c. (2005). Biogeochemistry of Methane Exchange between Natural Wetlands and the Atmosphere. *Environmental Engineering Science*, 22 (1), 73–94. <https://doi.org/10.1089/ees.2005.22.73>
- Wilson, D., Blain, D., Couwenberg, J., Evans, C.D., Murdiyarso, D., Page, S., Renou-Wilson, F., Rieley, J., Sirin, A., Strack, M. & Tuittila, E.-S. (2016). Greenhouse gas emission factors associated with rewetting of organic soils. *Mires and Peat*, 17. <https://doi.org/10.19189/MaP.2016.OMB.222>

Tack

Stort tack till Sabine Jordan och Gustaf Granath för all er vägledning och tid ni har lagt ned för att hjälpa mig att göra detta arbete så bra som möjligt. Jag vill också tacka för den entusiasm ni har visat för ämnet.

Tack Bart Schukking för att du alltid lyfte de tyngsta sakerna under fältarbetet. Det hade inte gått att mäta ett enda flöde utan din hjälp.

Dessutom vill jag tacka Madelen Karlsson och Philip Barring för er korrekturläsning.

Bilaga 1

I tabell 2 presenteras medelvärdena av gasflödeskomponenterna i $\text{g CO}_2\text{e m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$ samt medelfelet kring dessa medelvärden. I rapporten framförs detta resultat i ett diagram (figur 18).

Tabell 2. Medelvärde ($\text{g CO}_2\text{e m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$) $\pm$ medelfel (SEM) för gasflödeskomponenterna CH_4 , NEE, ER och GEE. p -värdet ger resultatet av t -test mellan gasflödeskomponenten i orört- och restaurerat område. Ett b innebär att p -värdet är $<0,05$. Bakom flödesvärdena ligger markvegetation i varierande form av vitmossa, ris, halvgräs, lav och alger. För april utgörs flödesresultatet av $n_{\text{NEE}}=n_{\text{ER}}=n_{\text{GEE}}=12$ mätpunkter i orörd (P) och restaurerad (R); $n_{\text{CH}_4}=10$ i P och $n_{\text{CH}_4}=12$ i R. För maj utgörs flödesresultatet av $n_{\text{NEE}}=12$ i P och R; $n_{\text{ER}}=n_{\text{GEE}}=11$ i P och $n_{\text{ER}}=n_{\text{GEE}}=12$ i R; $n_{\text{CH}_4}=12$ i P och $n_{\text{CH}_4}=11$ i R.

Mätning	Värden	Område	CH_4 ($\text{g CO}_2\text{e m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$)	NEE ($\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$)	ER ($\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$)	GEE ($\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$)
April	Medel $\pm$ SEM	Orörd	1,21 $\pm$ 0,387	-24,0 $\pm$ 6,13	23,7 $\pm$ 4,90	-47,6 $\pm$ 7,00
		Restaurerad	1,15 $\pm$ 0,482	-52,4 $\pm$ 6,40	19,3 $\pm$ 5,23	-71,7 $\pm$ 9,61
	Medel $\pm$ SEM					
Maj	Medel $\pm$ SEM	Orörd	3,74 $\pm$ 1,61	-31,2 $\pm$ 11,7	33,7 $\pm$ 10,5	-63,3 $\pm$ 15,5
		Restaurerad	2,34 $\pm$ 0,672	-58,1 $\pm$ 7,28	28,4 $\pm$ 6,98	-86,6 $\pm$ 12,7
	Medel $\pm$ SEM					

Resultatet i tabell 3 presenteras också med diagram i rapporten (figur 19;20). Tabellen och figurerna åskådliggör medelvärde och medelfelet för de studerade miljövariablerna.

Tabell 3. Medelvärde ($\pm$ medelfel) av miljövariabler. PAR på $>1000 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ indikerar att ett exakt värde av PAR inte mättes vid aprilmätningen när PAR var $>1000 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$. % vitmossa, halvgräs och ris visar dess vegetationstyps täckningsgrad i % inom provrutorna. Marktemperaturen i $^{\circ}\text{C}$ är mätt på 10 cm djup.

Mätning	Område	Grund- vattenivå (cm)	Mark- temperatur 10 cm ($^{\circ}\text{C}$)	PAR ($\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$)	Vitmossa (%)	Halvgräs (%)	Ris (%)
April	Orörd	14 $\pm$ 2,2	6,8 $\pm$ 0,24	>1000	100 $\pm$ 0	18 $\pm$ 2,5	25 $\pm$ 4,5
	Restaurerad	6,8 $\pm$ 1,2	6,4 $\pm$ 0,11	>1000	73 $\pm$ 6	53 $\pm$ 5	5 $\pm$ 1,4
Maj	Orörd	15 $\pm$ 2,1	7,4 $\pm$ 0,22	1100 $\pm$ 42	100 $\pm$ 0	18 $\pm$ 2,5	25 $\pm$ 4,5
	Restaurerad	5,5 $\pm$ 0,75	6,9 $\pm$ 0,13	1600 $\pm$ 22	73 $\pm$ 6	53 $\pm$ 5	5 $\pm$ 1,4

Publicering och arkivering

Godkända självständiga arbeten (examensarbeten) vid SLU publiceras elektroniskt. Som student äger du upphovsrätten till ditt arbete och behöver godkänna publiceringen. Om du kryssar i **JA**, så kommer fulltexten (pdf-filen) och metadata bli synliga och sökbara på internet. Om du kryssar i **NEJ**, kommer endast metadata och sammanfattning bli synliga och sökbara. Även om du inte publicerar fulltexten kommer den arkiveras digitalt. Om fler än en person har skrivit arbetet gäller krysset för samtliga författare. Läs om SLU:s publiceringsavtal här:

- <https://www.slu.se/site/bibliotek/publicera-och-analysera/registrera-och-publicera/avtal-for-publicering/>.

☒ JA, jag/vi ger härmed min/vår tillåtelse till att föreliggande arbete publiceras enligt SLU:s avtal om överlåtelse av rätt att publicera verk.

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