

Restaurerade våtmarker – punktkällor för metanavgång och kvicksilvermetylering?

Betty Ehnvall, Mats Nilsson, Jacob Smeds,
Tong Liu, Stefan Bertilsson, Kevin Bishop,
Erik Björn, Ulf Skyllberg, Mats Öquist

RAPPORT 7158 | NOVEMBER 2024



Restaurerade våtmarker – punktkällor för metanavgång och kvicksilvermetylering?

av Betty Ehnvall, Mats Nilsson, Jacob Smeds, Tong Liu, Stefan Bertilsson,
Kevin Bishop, Erik Björn, Ulf Skyllberg och Mats Öquist

Naturvårdsverket

Tel: 010-698 10 00

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-7158-5

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2024

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2024

Omslagsfoto: Jacob Smeds

Förord

Här presenteras resultaten från forskningsprojektet ”Restaurerade våtmarker – punktkällor för metanavgång och kvicksilvermetylering”. Projektet är ett av åtta projekt som genomförts inom forskningsansatsningen Våtmarkers ekosystemtjänster.

Med forskningsområdet ville Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten stödja forskning som kunde stärka möjligheterna att på bästa sätt restaurera och anlägga våtmarker i landskapet för att skapa så stor nytta som möjligt för ekosystemen och samhället. Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag.

Rapporten har skrivits av Betty Ehnvall, Mats Nilsson, Jacob Smeds, Tong Liu, Stefan Bertilsson, Kevin Bishop, Ulf Skyllberg och Mats Öquist, alla från Sveriges lantbruksuniversitet SLU samt Erik Bjorn från Umeå universitet.

Rapporten har granskats för vetenskaplig kvalitet av Åsa Kasimir (Göteborgs universitet) samt för praktisk relevans av Emma Bergman (Naturvårdsverket).

Författarna svarar för rapportens innehåll.

Stockholm i november 2024

Marie Uhrwing
Avdelningschef, Hållbarhetsavdelningen

Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	6
Summary	8
1. Inledning	10
1.1 Metandynamik i torvmarker	11
1.2 Kvicksilvermetylering och -reducering till Hg(0)	12
1.3 Dräneringens effekt på torvens egenskaper	13
1.4 Syfte	14
2. Metod	15
2.1 Studielokaler	15
2.2 Provtagning och -beredning	19
2.2.1 Utvärdering av torvens fysikaliska och kemiska egenskaper	20
2.3 Mikrobiella samhällen	21
2.3.1 Statistisk utvärdering av mikrobiella populationer	23
2.4 Metandynamik	23
2.4.1 Statistisk utvärdering av metandynamik	24
2.5 Metylering av kvicksilver	24
2.5.1 Utvärdering av kvicksilvermetylering och kvicksilverreducering	25
3. Resultat	26
3.1 Torvens hydrologiska, fysikaliska och kemiska egenskaper	26
3.1.1 Restaurering av grundvattennivån	26
3.1.2 Förändringar i torvens fysikaliska och kemiska egenskaper	27
3.2 Mikrobiella populationer	31
3.2.1 Förekomsten av metanogener och metanotrofer	31
3.3 Metandynamik i torven	33
3.3.1 Sambandet mellan mikrobiella populationer, metankoncentrationer och torvegenskaper	33
3.3.2 Biogeokemiska bildningsvägar av metan	35
3.4 Kvicksilvermetylering	37
4. Diskussion	47
4.1 Medför våtmarksrestaurering ökad metanproduktion?	47
4.2 Medför våtmarksrestaurering ökad kvicksilvermetylering?	49
4.3 Har grundvattenytan restaurerats framgångsrikt?	51
4.4 Vad kan nedbrytning av torv berätta om våtmarkernas dränerings- och restaureringshistorik?	53
4.5 Skillnader i mikrobiella samhällen mellan naturliga och restaurerade våtmarker	54
5. Slutsatser och förslag	56
6. Källhänvisning	59

7. Publikationer och data	70
7.1 Publikationer	70
7.2 Data	70
Bilaga A. Hydrologiska data	71
Bilaga B. Kvicksilverdata	80
Bilaga C. Torvens fysikaliska och kemiska egenskaper	81
Bilaga D. Mikrobiella populationer	89

Sammanfattning

Våtmarker är värdefulla ekosystem som bidrar med viktiga ekosystemtjänster. De står för en långsiktig kolinlagring, reglerar vattenflöden, förbättrar vattenkvalité och främjar biodiversitet, samt erbjuder enastående naturupplevelser. Under de senaste två seklerna har omfattande dikning av våtmarker utförts för jord- och skogsbruksändamål, samt för torvutvinning. De värdefulla ekosystemtjänster som dessa ekosystem erbjuder är i dag därför kraftigt påverkade och regionalt inom Sverige mycket begränsade. För att motverka förlusten av våtmarkers ekosystemtjänster är viljan och ambitionen att restaurera dikade våtmarker stor och intresset är växande, både från myndigheter, markägare och andra privata aktörer. Torvmarker, eller myrar, är av särskilt intresse på grund av potentiell klimatnytta i form av stora lager av kol som har tagits upp från atmosfären och som en restaurering anses bevara.

En höjning av grundvattennivån och återupprättandet av syrefria förhållanden i torven i samband med en våtmarksrestaurering kan dock påskynda ett flertal oönskade kemiska processer, såsom bildning och avgång av metan som näst efter koldioxid är den mest betydelsefulla växthusgasen. Metanavgång kan potentiellt motverka den önskvärda klimatnyttan av restaureringen, men i vilken grad och även inom vilket tidsperspektiv detta sker är okänt. En annan miljörisk kopplad till återvätning av våtmarker är ökad metylering av kvicksilver till den mer biotillgängliga och betydligt mer giftiga formen metylkvicksilver. Syftet med den här rapporten är att undersöka i vilken grad restaurering kan förvandla dikade torvmarker till långsiktiga punktkällor av metan och metylkvicksilver.

Undersökningen baseras på åtta förhållandevis näringsfattiga till måttligt näringsrika restaurerade torvmarker från Småland i söder till Västerbotten i norr. Alla torvmarker restaurerades mellan 2012 och 2015 inom ramen för EU-projektet Life-to-ad(d)mire, som genomfördes av länsstyrelserna. För att utvärdera effekten av restaurering på metanbildning och kvicksilvermetylering tio år efter restaurering jämfördes varje restaurerad yta med en närliggande referensyta. Vi undersökte skillnader i torvens fysikaliska och kemiska egenskaper, halterna metan och koldioxid, samt koncentrationerna av kvicksilver och metylkvicksilver på olika torvdjup. Därtill undersöktes mikrobiella samhällen i torven med fokus på förekomst av metanbildande, metanoxiderande och kvicksilvermetylerande organismer. Med hjälp av all denna data kan vi sammanlänka kemiska processer kopplade till metan- och kvicksilverdynamik till relevanta mikroorganismer, samt utröna effekten av olika markegenskaper som reglerar bildning och förekomst av metan och metylkvicksilver. Genom att kontinuerligt mäta grundvattenytan kunde vi koppla de studerade processerna till rådande syreförhållanden och även utvärdera hur framgångsrik restaureringen har varit för att återskapa hydrologin på de restaurerade objekten.

För samtliga fysikaliska och kemiska torvegenskaper kunde vi påvisa skillnader mellan naturliga och restaurerade ytor. Torven i de restaurerade ytorna hade en högre densitet, högre innehåll av kol och kväve, samt lägre halt organiskt material och lägre kvot mellan kol och kväve (C:N). Alla dessa faktorer tyder på en högre nedbrytningsgrad i den tidigare dränerade torven. Även fördelningen av stabila isotoper av kol och kväve i profilen stödjer detta. Flera torvegenskaper pekade också

på att förutsättningarna för nedbrytning i de restaurerade våtmarkerna var fortsatt högre jämfört med de naturliga våtmarkerna, då det rådde mer oxiderande förhållanden. Det visar på en kvarstående högre risk för torvnedbrytning trots återvätning. Tio år efter restaurering påverkas således torven fortfarande i större grad av historisk dräneringen jämfört med effekter av återvätningen. Detta har betydelse för torvbildningens hastighet och måste tas i beaktande vid skattning av restaureringsåtgärdens klimatnytta.

Analys av de mikrobiella populationerna visade att kopplingen mellan olika mikrobiella grupper (syntrofin) skilde sig mellan restaurerade och naturliga ytor. På de naturliga ytorna var graden av interaktion och komplexitet inom mikrosamhället högre jämfört med de restaurerade ytorna. Däremot fanns ingen skillnad i förekomsten av metanbildande, metanoxiderande eller kvicksilvermetylerande populationer. Halten metan i de restaurerade ytorna var något lägre i de mest ytliga torvlagren, men denna skillnad härrörde i huvudsak från de våtmarker där de naturliga ytorna hade en betydligt högre grundvattenyta. Vi såg en tendens till högre koncentrationer av metylkvicksilver i de restaurerade ytorna.

Sammantaget hade de restaurerade ytorna en lägre grundvattennivå än de naturliga referensytorna, även om de två sydligaste våtmarkerna avvek från detta mönster. I samband med restaurering utformas ofta tydliga mål kring till exempel vilken grundvattennivå som är lämplig för att erhålla önskad effekt på specifika ekosystemtjänster. Våra resultat pekar på hur utmanande en sådan målbild kan vara att uppnå. Ett större teoretiskt och praktiskt kunskapsunderlag kring restaureringens effekt på våtmarkers hydrolog är därför nödvändig.

Även om vi ser en variation i undersökta torvegenskaper mellan de naturliga och restaurerade ytorna i olika undersökningslokaler runt om landet var den övergripande responsen av restaureringen tämligen likartad. Om vi utgår från antagandet att de dikade ytorna innan återvätning karaktäriserades av låg grundvattenyta, låga halter av metylkvicksilver, låg metanproduktion och hög potential för metanoxidation har sannolikt återvätning gynnat både metylering och metanproduktion. Ungefär tio år efter restaurering uppvisar de restaurerade ytorna en slående likhet med de naturliga ytorna med anspråk på dessa biogeokemiska processer, även om sammansättningen hos mikrobiella populationer som påverkar metanomsättning och kvicksilvermetylering, samt torvegenskaperna fortfarande skiljer sig tydligt mellan naturliga och restaurerade myrar. Sammantaget visar våra resultat inte på någon förhöjd risk för att restaureringen skapar förstärkta punktkällor för kvicksilvermetylering eller metanproduktion. Då provtagningen utfördes tio år efter restaureringsinsatserna kan vi inte utesluta risken för att en tillfällig punktkälla av till exempel metylkvicksilver uppkommer i torvmarkerna direkt efter restaureringen, men om en sådan effekt uppstår är den förhållandevis kortvarig och försvinner inom ett årtionde. Däremot är det troligt att mängden metylkvicksilver på landskapsnivå ökar när en större andel landskapselement är blöta och erbjuder mer gynnsamma förhållanden för metylering. Den snabba återgången till en metadynamik lik den i naturliga system gör att restaureringens kortsiktiga klimatnytta kan minska, beroende på hastigheten av ny torvackumulering och våtmarkens övergripande kolbalans.

Summary

Wetlands are valuable ecosystems that contribute important ecosystem services. They are long-term carbon stores, regulate water flow, improve water quality, promote biodiversity, and offer opportunities for recreation. Over the last centuries draining of wetlands have been a common practice to increase arable land and to promote forest growth, as well as for peat extraction. Thus, the valuable ecosystem services provided by wetlands have been severely affected, and regionally in Sweden the impact is large. To counteract this, there is large interest among authorities, land owners and other actors in the private sector to restore drained wetlands. Peatlands are of special interest because of their ability to store large amounts of carbon sequestered from the atmosphere, thereby mitigating climate change.

Increased groundwater levels and reestablishment of anoxic conditions, however, can accelerate several unwanted processes, such as production and emission of methane (CH_4), after carbon dioxide (CO_2) the second most important greenhouse gas. This can counteract and lessen the climate mitigating effect of rewetting, but to what degree and over what time scales are unknown. Another possible environmental hazard associated with rewetting of wetlands is increased methylation of mercury (Hg) to the more bioavailable, toxic, form methyl mercury (MeHg), which may have large environmental consequences. Both CH_4 dynamics and Hg-methylation are controlled by local redox conditions covering the full span from aerobic to methanogenic conditions. The purpose of this report is to investigate to what extent restoration of drained peatlands peatland will convert them to long-lasting hot spots for CH_4 and MeHg.

The investigation involves eight restored peatlands in a latitudinal gradient from Småland in the south to Västerbotten in the north. All objects were restored between 2012 and 2015 within the framework of the EU-project Life-to-ad(d)mire that was carried out by the County Administrative Boards. To evaluate the effect of restoration on the biogeochemical processes each individual restored object was compared to nearby, pristine, reference objects. We investigated differences in the physical and chemical properties of the peat, concentrations of CH_4 and CO_2 , and Hg and MeHg at different depths below the surface. The microbial community structure was characterized with emphasis on CH_4 -producing, CH_4 -oxidizing and Hg-methylating organisms. Thus, we can link the biogeochemical processes to the relevant microbial groups and identify the underlying environmental factors regulating production and dynamics of CH_4 and MeHg. By continuous measurements of the ground water levels we can link the intensity of the studied processes to prevailing redox conditions and also evaluate how successful the rewetting has been in restoring hydrological conditions at the sites.

All physical and chemical peat properties investigated showed significant differences between natural and restored sites. The restored sites had higher dry bulk densities, higher contents of carbon (C) and nitrogen (N), as well as lower contents of organic matter and a lower C:N ratio. All these properties suggests a higher degree of decomposed peat at the previously drained sites. Also the distribution of the stable isotopes of C and N in the peat profile support this conclusion with a relative enrichment of ^{15}N and a depletion of ^{13}C in the organic material. Several indications also

pointed towards a higher degree of oxidizing conditions prevailing at the restored sites, as compared to the pristine sites. This indicates that the potential for peat decomposition is still higher in the restored sites despite rewetting. This will have an effect on the rates of carbon accumulation and peat growth, and must be taken into account when evaluating the climate mitigating effects of peatland restoration.

Characterization of the microbial communities showed that the syntrophic networks among microbial groups differed between the restored and pristine sites and the latter had a higher degree of complexity. However, no difference in the size of the CH₄-producing, CH₄-oxidizing and Hg-methylating populations was seen. Concentrations of CH₄ in the peat profile at the restored sites were slightly lower than at the pristine sites, but the difference could mainly be attributed to the pristine sites being wetter. There was a trend in higher MeHg concentrations in the restored peat profiles, but the difference was not statistically significant.

Overall, the restored sites had lower groundwater levels as compared to the pristine sites, even though the two most southern peatlands deviated from this pattern and the restored sites were wetter. A main goal for rewetting should be to create hydrological conditions resembling those of pristine sites. Furthermore, when restoring there are often specific targets for a desirable water table level depending on objective of the restoration. Our result points towards the challenge of such goals and more theoretical as well as practical knowledge on restoring hydrologic properties in peatlands is necessary.

Although, we see substantial variation in the investigated properties and processes the overall response to rewetting was rather similar across the gradient. If we assume that the drained sites before restoration were characterized by a low water table, low concentrations of MeHg, low CH₄-production rates and high potential for CH₄-oxidation, the rewetting has likely increased both Hg-methylation and CH₄-production. After around ten years since rewetting these processes at the restored sites show a remarkable similarity with the pristine sites, even though there are distinct differences in both chemical and physical peat properties as well as the microbial populations affecting CH₄-dynamics and Hg-methylation. Overall, our results do not suggest an increased risk for restored peatlands turning into persistent strong hot-spots for Hg-methylation or CH₄-production. As the evaluation was made some ten years after restoration we cannot exclude the risk of more short-term hot-spots of, for example MeHg, directly following rewetting. However, if this is the case such a response is relatively short term and will disappear within a decade. However, it is very likely that the amount of MeHg, as well as CH₄, on landscape level increases because a larger proportion of the landscapes elements are wetter, providing more suitable environments for methylation and CH₄-production. The comparably fast establishment of CH₄-dynamics after rewetting of drained peatlands must be taken into account when evaluating the short term climate mitigating effect of restoration.

1. Inledning

Våtmarker är unika ekosystem som bidrar med viktiga ekosystemtjänster till människor och naturlandskapet. Till dessa tjänster hör bland annat långsiktigt upptag och ackumulering av kol från atmosfären, magasinering och kontroll av vattenflöden, förbättrad vattenkvalitet, främjande av biodiversitet, samt rekreativ- möjligheter (Hambäck m.fl., 2023). Torvbildande våtmarker är samtidigt dominerande källor för avgivning av metan till atmosfären och metylerat kvicksilver till vattendrag och sjöar. Under de senaste två seklerna har dikning av våtmarker utförts runt om i världen för jord- och skogsbruksändamål, samt för torvutvinning (Päivänen & Hånell, 2012). I Sverige har dränering orsakat en kraftigt reducerad våtmarksutbredning, med påföljden att de positiva ekosystemtjänster som våtmarker tillhandahåller på landskapsnivå har skadats (Clymo & Bryant, 2008; Harris m.fl., 2020). Det är framförallt myrar som har dränerats och den största reduktionen i myrareal har skett i södra delen av landet (SEPA, 2017a).

Runt om i Sverige har myndigheter och privata aktörer under de senaste årtiondena genomfört omfattande restaurering av torvmarker och ytterligare restaureringsprojekt är planerade. Genom restaurering kan återställning av torvmarker bidra till flera av de svenska miljö kvalitetsmålen som har antagits av Sveriges riksdag, framför allt ”*Myllrande Våtmarker*”, ”*Ett rikt växt- och djurliv*”; ”*Grundvatten av god kvalitet*”, ”*Ingen övergödning*”, ”*Hav i balans*”, samt ”*Levande kust och skärgård*”. Intresset och engagemanget för att återskapa våtmarker är ofta stort och det har avsatts betydande ekonomiska resurser såväl nationellt som inom EU för olika typer av restaureringsinsatser (Andersen m.fl., 2017).

Det primära målet med våtmarksrestaurering är att återställa en eller flera av de huvudfunktioner som kännetecknar ostörda våtmarker (Jordbruksverket, 2014; SEPA, 2017a). En höjning av grundvattennivån och återupprättandet av syrefria förhållanden i torven kan dock accelerera ett flertal oönskade processer, såsom bildning och avgång av metan (CH_4), som näst efter koldioxid (CO_2) är den mest betydelsefulla växthusgasen (IPCC, 2021). Utsläpp av CH_4 har bidragit till ca 20 % av den förhöjda atmosfäriska strålningsbalansen som skett under senare sekel (Kirschke m.fl., 2013). Idag står naturliga torvmarker för ca 30 % av de årliga globala CH_4 -utsläppen (Sauniois m.fl., 2016) och av alla utsläpp från naturliga källor uppskattas nordliga myrar stå för ca 25 % (Bloom m.fl., 2010; Melton m.fl., 2013). Halterna av atmosfärisk CH_4 har ökat kraftigare än någonsin under de senaste två årtiondena och närmar sig nu IPCCs mest växthusgasintensiva scenarium (Sauniois m.fl., 2016, 2017). Då den pågående klimatförändringen dessutom förväntas orsaka ökad årsmedeltemperatur och nederbörd i de flesta nordliga områden, skapas ytterligare gynnsamma förhållanden för såväl produktion som avgivning av CH_4 . Olika målbilder för grundvattenhöjning har ställts i samband med de senaste decenniernas våtmarksrestaurering. Våtmarksrestaurering som genomfördes för ca tio år sedan hade ofta som mål att uppnå motsvarande grundvattennivå som i den ostörda myren (SEPA, 2017a). Med tanke på potentiellt ökande växthusgasutsläpp efter restaurering har målbilden för en optimal grundvattenytta under de senaste åren justerats med förhoppningen att minimera riskerna för metanbildning.

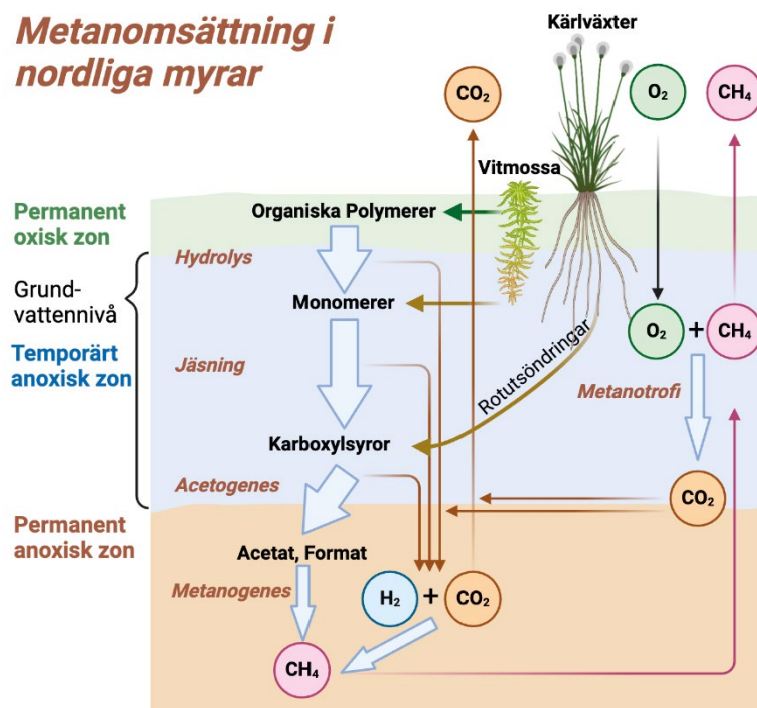
En annan risk kopplad till återvätning av våtmarker är ökad metylering av kvicksilver (Hg) till den mer biotillgängliga och betydligt mer toxiska formen metylkvicksilver (MeHg; Morel m.fl., 1998; Bravo m.fl., 2017). Myrar kan vara betydande källor av kvicksilver (Osterwalder et al., 2017), men hittills har effekten av våtmarksrestaurering på Hg-metylering endast undersöks i ett fåtal studier, där utfallet har varit varierande beroende på våtmarkernas näringsstatus och utgångsläget före restaureringen (Tjerngren m.fl., 2012a, b). De biogeokemiska faktorer som styr bildning av CH_4 och transformering av Hg till MeHg är i flera avseenden gemensamma. De båda kemiska processerna styrs av lokala redoxförhållanden, som täcker hela spannet från aeroba (syrerika) till metanogena (helt syrefria) förhållanden. Genom förändrade redoxförhållanden regleras tillgängligheten av elektrondonatorer och elektronacceptorer, vilket i sin tur styr mikrobiella metabola processer som kontrollerar bildning av CH_4 och MeHg. Det gör att möjliga punktkällor för CH_4 och MeHg kan förväntas förekomma på liknande platser i landskapet.

1.1 Metandynamik i torvmarker

Den generella förståelsen för hur olika faktorer driver produktion, oxidation och utsläpp av CH_4 från torvmarker är väletablerad sedan mer än trettio år (se bl.a. Abdalla m.fl., 2016; Turetsky m.fl., 2014; Bridgham m.fl., 2013; Whalen, 2005; Joabsson m.fl., 1999; Granberg m.fl., 1997; Bartlett & Harris, 1993). Utsläpp av CH_4 från alla typer av torvmarker är ett resultat av balansen mellan CH_4 -produktion (även kallad metanogenes) och CH_4 -konsumtion, som utförs av metnotrofa organismer. De mikroorganismer som utför respektive process uppvisar ofta en karaktäristisk fördelning i djupled. CH_4 -bildande mikrobiella populationer breder i första hand ut sig under medelgrundvattenytan och de CH_4 -konsumerande organismerna över och i anslutning till medelgrundvattenytan. Denna fördelning omfattar även mikroorganismernas mångfald, artsammansättning och aktivitet (Sund m.fl., 1994; 1995; Granberg m.fl., 1997; Eriksson m.fl., 2010; Juottonen m.fl., 2012). Fördelningen av metanogener och metanotrofer i djupled är relativt stabil och förändras endast långsamt över tid. Metanogener och metanotrofer kan därför aktiveras periodvis under tillfälligt eller återkommande förändrade redoxförhållanden, som i dessa system främst styrs av grundvattennivån. Den mängd CH_4 som i slutändan avgår från en torvmark återspeglar därför både förekomsten och andelen aktiva metanogena och metanotrofa organismer. Metanogens tillväxt och aktivitet har vätgas, acetat eller metanol som energikälla (Figur 1). Metanotrofer i sin tur kräver syre eller andra oxiderade molekyler som kan ha samma funktion, t.ex. nitrat och oxiderade former av järn, för att kunna tillgoda sig CH_4 som energikälla. Som en konsekvens av detta är metanogenes och CH_4 -oxidering rumsligt separerade, även om interaktionen mellan de båda processerna är stark.

Torvmarkens växtsamhälle spelar också en avgörande roll för CH_4 -avgången, eftersom vegetationen kan tillföra betydande mängder substrat (elektrondonatorer), vilket är avgörande för torvmarkens biogeokemi och mikrosamhälle (Öquist & Svensson, 2002; Bravo m.fl., 2017). Dessutom kan CH_4 transporteras från den syrefattiga, vattenmättade zonen till atmosfären genom vissa kärlväxter (cf. Joabsson m.fl., 1999). Trots all kunskap om hur biogeokemin styr CH_4 i naturliga torvmarker saknas en mer djupgående förståelse för hur restaurering påverkar bildning och utsläpp av CH_4 .

Metanomsättning i nordliga myrar



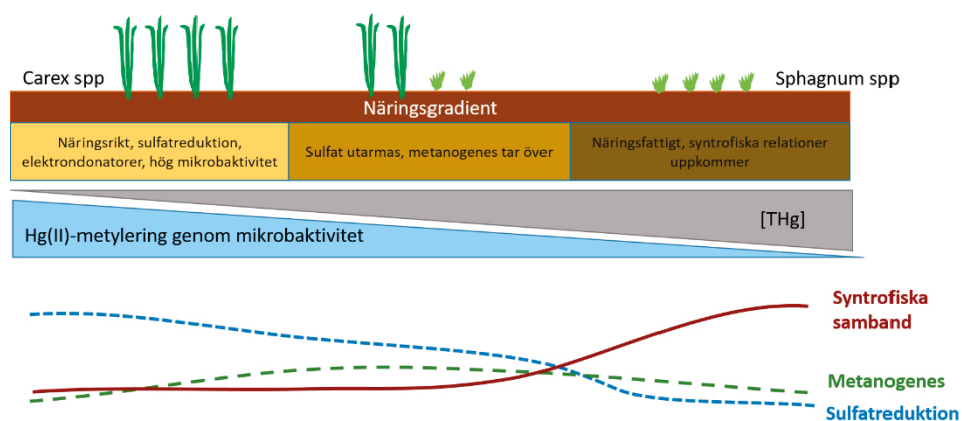
Figur 1. Mikrobiell metanomsättning i nordliga våtmarker, samt förekomsten av mikroorganismer och deras huvudsakliga roll i metanocykeln. Bilden är återskapad utifrån Liu m.fl. (manuskript).

1.2 Kvicksilvermetylering och -reducering till Hg(0)

I likhet med CH_4 -bildning, gynnas metylering av Hg då grundvattennivån befinner sig nära markytan, syrehalten är låg och tillgängligheten av labilt organiskt material är hög (Figur 2; Eklöf m.fl., 2018; Bravo m.fl., 2017), vilket kan öka ackumulering av Hg i organismer. Utöver redoxförhållanden påverkar även torvmarkens näringsstatus dess förmåga till Hg-metylering. Torvmarker med medelhög näringsstillgång har visat sig ge den största nettobildningen av MeHg (Mitchell m.fl., 2008; Poulin m.fl., 2019; Tjerngren m.fl., 2012a,b), vilket sannolikt har att göra med näringsstillgångens inverkan på tillgången av elektron-donatorer och -acceptorer som är nödvändiga för mikrobers metabolism. Mer specifikt är det kvalitén på det organiska materialet som fungerar som substrat för de metylerande mikroorganismerna (Bravo m.fl., 2017; Drott m.fl., 2007), som reglerar bildningen av MeHg, även under förändrad hydrologi (Bishop m.fl., 2009; Hall m.fl., 2005; Kronberg m.fl., 2016a; Kronberg m.fl., 2016a; Skyllberg m.fl., 2009; St Louis m.fl., 2004; Tjerngren m.fl., 2012b). En rad olika typer av främst anaeroba mikroorganismer omfattande såväl arkeer (t.ex. metanogener), som bakterier kopplade till omsättning av svavel och järn har visat sig bidra till metylering av Hg (Kerin m.fl., 2006; Gilmour m.fl., 1992; 2013; Schaefer m.fl., 2020).

Nedbrytning av MeHg kan ske genom fotolys, framför allt i våtmarker med betydande andel öppen vattenspegel (Fernández-Gómez m.fl., 2015), men även biotisk och abiotisk demetylering utan inverkan av ljus är viktiga nedbrytningsprocesser i marken (Li m.fl., 2023). I alkärr har MeHg konstaterats brytas ner på

både abiotisk och biotisk väg, där den biologiska nedbrytningen har kopplats till metanogens aktivitet (Kronberg et.al., 2012, 2018; Schaefer m.fl., 2020). Reduktion av Hg(II) till Hg(0) är också en viktig process (Jiskra m.fl., 2016) som minskar tillgängligheten av Hg(II) för metylering i jordar (Osterwalder m.fl., 2018). Både i experimentella (Åkerblom m.fl., 2013) och naturliga (Wang m.fl., 2023) näringsgradienter har man kunnat påvisa att samma faktorer som gynnar metylering även leder till ökad Hg(II) reduktion med emissioner av flyktigt Hg(0) som resultat. Sammanfattningsvis så gynnar förhållanden i torvbildande våtmarker en nettobildning av MeHg, medan icke torvbildande, betydligt mer näringsrika våtmarker som klibbalkärr har visat sig bryta ner MeHg.



Figur 2. Mikrobiella kvicksilverprocesser i nordliga torvbildande våtmarker. Bilden är återskapad utifrån Hu m.fl., 2020.

1.3 Dräneringens effekt på torvens egenskaper

Merparten av alla dikningsprojekt av svenska torvmarker genomfördes för över 50 år sedan (SEPA, 2017a), vilket innebär att den dränerade torven har genomgått omfattande kemiska och fysikaliska förändringar. Den kan därmed förväntas skilja sig från den torv som återfinns i myrar som aldrig har dikats (Kruger m.fl., 2015). Utöver ekosystemtjänster såsom biodiversitet, som till stor del styrs av processer vid markytan, så baseras många av de ekosystemtjänster som vi vill främja genom våtmarksrestaurering på biogeokemiska processer i de ytliga torvlagren (Ivanov, 1981), det vill säga den del av jordprofilen som har varit direkt påverkad av dräneringen och torrlagd under lång tid. De gradvisa förändringarna i torvens egenskaper som har skett gör att man inte kan garantera att en restaurerad torvmarks egenskaper kommer att återgå till de ursprungliga. Detta medför att det blir mycket svårt att förutse effekten av våtmarksrestaureringar på centrala biogeokemiska processer (Bergman m.fl., 1999; Bravo m.fl., 2018). Sammanfattningsvis finns det stora kunskapsluckor kring hur biogeokemiska processer påverkas av restaureringsinsatser i våra dränerade torvmarker och även vilka tidsskalor som är relevanta för restaureringen. För att minimera riskerna för negativa miljöeffekter till följd av restaurering är det därför av största vikt att förstå vilka biogeokemiska processer som förekommer i en våtmark, samt hur de påverkas av storskalig, hydrologisk manipulering.

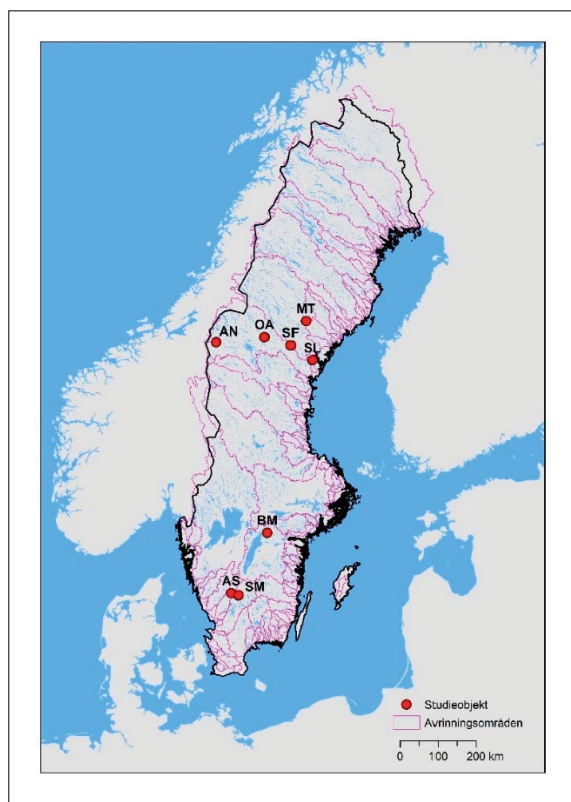
1.4 Syfte

Det står klart att åtgärder som syftar till att höja grundvattennivån i torvmarker inte enbart leder till positiva miljöeffekter, eftersom även oönskade processer kan gynnas av en förhöjd grundvattenyta, med förändrad vegetation och förändrade syreförhållanden som huvudsaklig effekt. Även om förekomst och aktivitet hos mikrobiella nyckelgrupper såsom metanogener, metanotrofer, Hg-metylerare och Hg-demetylerare är en förutsättning för att dessa processer ska ske (Sundh m.fl., 1995; Juottonen m.fl., 2012; Bravo m.fl., 2018b) så är det markens fysikaliska, kemiska och ekologiska egenskaper som styr sammansättningen hos dessa samhällen (Bergman m.fl., 1998; 1999; 2000; Sundh m.fl., 1995; Bravo m.fl., 2018a). Syftet med den här rapporten är att belysa hur torvmarkers egenskaper och förutsättningarna för CH₄-produktion, CH₄-oxidering, samt Hg-metylering påverkas av våtmarksrestaurering. Genom att identifiera våtmarksegenskaper som är av central betydelse för dessa processer och jämföra förhållanden i återskapade torvmarker med närliggande naturliga referensytor kan vi bidra till en förbättrad kunskap om hur effektiva restaureringsstrategier som undviker potentiella negativa miljöeffekter kan utformas. I rapportens syntes presenteras en uppskattning över den grad till vilken restaurerade torvmarker riskerar att bli punktkällor för CH₄-utsläpp och Hg-metylering, samt vilka torvegenskaper som kännetecknar en restaurerad torvmark. Detta underlag kan hjälpa myndigheter, markägare och övriga intressenter att fatta mer underbyggda beslut om till exempel vilken typ av våtmarker som bör restaureras, vilka miljökonsekvenser våtmarksrestaurering kan ha, samt även ge en indikation om relevanta tidsskalor i restaureringsarbetet. Rapporten omfattar fyra delprojekt, där målen är att jämföra naturliga och restaurerade torvmarker med avseende på: a) generell torvkaraktär, b) mikrobiella populationer, c) CH₄-dynamik och d) Hg-metylering och -reducering.

2. Metod

2.1 Provtagningslokaler

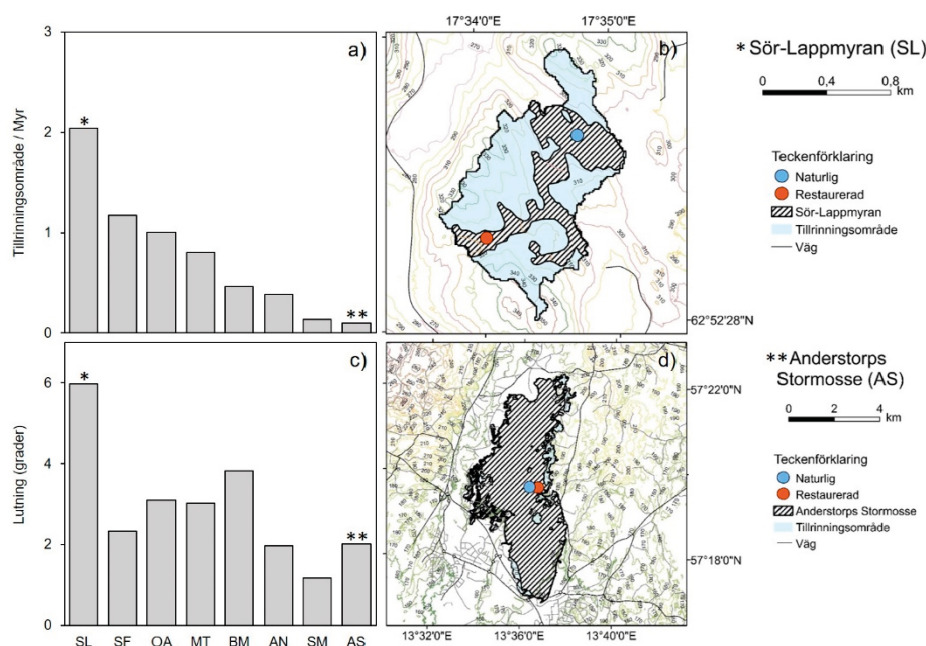
De restaurerade torvbildande våtmarker som omfattas av studien är myrar som ingick i EU-projektet Life-to-ad(d)mire (Figur 3; [https://www.lansstyrelsen.se/download/18.4e0415ee166afb59324d3ea/1541507785618/Life%20to%20Ad\(d\)mire_sammanfattning.pdf](https://www.lansstyrelsen.se/download/18.4e0415ee166afb59324d3ea/1541507785618/Life%20to%20Ad(d)mire_sammanfattning.pdf)). Myrarna restaurerades mellan åren 2013 och 2015 och täcker en näringsgradient från näringsfattiga (oligotrofa) till måttligt näringsrika (mesotrofa) myrar. Sveriges mest näringsrika torvmarker eller torvmarker på jordbruksmark representeras inte av den här rapporten. Samtliga analyser innefattar 50 cm av det översta torvlagret, som är den del av markprofilen som har varit mest exponerad under myrens dräneringsfas och där majoriteten av CH₄- och Hg-omvandlingen sker. Myrarna ligger i tre huvudsakliga geografiska områden: Småland/Östergötland-Jämtland-Västernorrland/Västerbotten (Tabell 1). Myrarna ("lokaler") är grupperade i par där restaurerade och naturliga ytor ingår i varje par. I fortsättningen kommer dessa att benämnas "naturlig yta" och "restaurerad yta". Avståndet mellan naturliga och restaurerade ytor varierar mellan 100 och 1500 m beroende på lokala hydrologiska förhållanden (Bilaga A).



Figur 3. Studielokalerna (röda punkter) fördelar sig över fem landskap: Småland (AS: Anderstorps Stormosse och SM: Store Mosse), Östergötland (BM: Bredsjömossen), Västernorrland (SL: Sör-Lappmyran och SF: Stensjöflon), Västerbotten (MT: Mossaträsk), samt Jämtland (AN: Ånnsjöns myr och OA: Öjsjömyrarna). Huvudavrinningsområden (SMHI) är markerade med lila linjer.

Tabell 1. Geografisk placering och förkortningar, medelvärden av temperatur (Temp.), nederbörd, arealförhållande mellan tillrinningsområde och myr (T/M), pH (\pm SE) i markvattnet (tre observationer) på de naturliga och dränerade ytorna, samt Köppen-klimatzon och bergart under myrarnas torvlager. Köppen-klimatzoner motsvarar: Cfb = Varmtempererat klimat med varm sommar och helårsregn, Dfb = Kalltempererat klimat med varm sommar och helårsnederbörd, Dfa = Kalltempererat klimat med varm sommar och helårsnederbörd, Dfa = Kalltempererat klimat med het sommar och helårsnederbörd.

Myr	ID	Naturlig yta	Restaurerad yta	Temp. (°C)	Nederbörd (mm y ⁻¹)	T/M	pH naturlig	pH restaurerad	Köppen klass	Bergart
Anderstorps Stormosse	AS	57°19'34"N, 13°36'42"E	57°19'38"N, 13°36'43"E	6,4	773	0,1	4,2 \pm 0,13	4,2 \pm 0,13	Cfb	Granit
Store Mosse	SM	57°16'57"N, 13°55'18"E	57°17'10"N, 13°56'25"E	6,4	773	0,1	4,1 \pm 0,06	4,0 \pm 0,04	Cfb	Granodioritisk gnejs
Bredsjö mossen	BM	58°46'53"N, 15°12'53"E	58°46'54"N, 15°12'57"E	7,1	565	0,5	3,9 \pm 0,03	3,9 \pm 0,04	Cfb	Glimmerrik gråvacka
Ånnsjöns myr	AN	63°18'49"N, 12°31'35"E	63°18'55"N, 12°31'34"E	2,1	898	0,4	4,1 \pm 0,06	4,5 \pm 0,27	Dfb	Karbonatrik fyllit
Öjsjömyrarna	OA	63°27'34"N, 15°05'35"E	63°27'12"N, 15°06'26"E	3,7	522	1,0	5,1 \pm 0,05	4,9 \pm 0,13	Dfb	Pelit
Stensjöflon	SF	63°15'04"N, 16°28'43"E	63°15'16"N, 16°28'18"E	3,2	577	1,2	4,4 \pm 0,01	4,4 \pm 0,03	Dfa/Dfb	Paragnejs
Sör-Lappmyran	SL	62°53'07"N, 17°34'44"E	62°52'46"N, 17°34'02"E	5,0	743	2,0	4,7 \pm 0,35	4,9 \pm 0,42	Dfa/Dfb	Glimmerrik gråvacka
Mossaträsk	MT	63°49'20"N, 17°18'10"E	63°49'21"N, 17°18'53"E	3,7	583	0,8	4,3 \pm 0,03	4,3 \pm 0,06	Dfa/Dfb	Granit



Figur 4. a) Areaförhållandet mellan tillrinningsområde och myr, samt c) tillrinningsområdets medellutning (grader). I b) visas den myr med störst (Sör-Lappmyran, SL) och i d) den myr med minst tillrinningsområde i förhållande till hela myraren (Anderstorps Stormosse, AS). Blå punkter i b) och d) representerar provtagningspunkter på de naturliga referensytorna och röda punkter representerar restaurerade ytor i närheten av dämmen. Notera skillnaden i skala mellan figurer b) och d).

Store Mosse (SM), Anderstorps Stormosse (AS) och Bredsjömossen (BM) ligger i Småland (SM, AS) och Östergötland (BM) på breddgraderna 57°N – 58°N (Tabell 1). Store mosse (Bilaga A, Figur A3) är en öppen, ombrogen myr (mosse) där vegetationen domineras av vitmossor (*Sphagnum* spp.), med inslag av starrarter (*Rhynchospora alba*, *Eriophorum* spp.), ljungväxter (*Andromeda* sp., *Vaccinium* spp., *Calluna vulgaris*, *Erica tetralix*) och lavar (*Cladonia* spp.) (Ryberg m.fl., 2022). Den restaurerade delen av SM användes för torvutvinning under 1900-talets första hälft. Myren restaurerades mellan åren 2013 och 2015. Restaureringen genomfördes genom att dämna upp de tidigare dräneringsdikena (Sveriges Nationalparker, 2023).

Även Anderstorps Stormosse (Bilaga A, Figur A1) är en ombrogen myr (mosse) som domineras av vitmossor (*Sphagnum* spp.), starrarter (*Eriophorum vaginatum*, *Carex* sp.) och ljungväxter (*Calluna vulgaris*, *Erica tetralix*). Ljungväxterna är mer allmänna i de restaurerade delarna jämfört med de naturliga delarna av myren. I den restaurerade delen av myren återstår förna och stubbar av träd och buskar som avverkades i samband med restaureringen. Anderstorps Stormosse dränerades under 1940-talet för utvinning av torv. Restaureringen genomfördes mellan åren 2012 och 2013 (skriftlig kommunikation). Diket som har blockerats är förhållandevis brett och djupt med ett stort dämme (Figur 5a), vilket under perioder av året (både under vår och höst) orsakar översvämning av markytan.

Den tredje torvmarken i södra Sverige, Bredsjömossen (BM; Bilaga A, Figur A5), är trots namnet en minerogen myr (kärr). Vegetationen i Bredsjömossen domineras av vitmossor (*Sphagnum* spp.) och ljungväxter (*Emporium nigrum*, *Calluna vulgaris*) (SEPA, 2013). Bredsjömossen dränerades ursprungligen under 1500-talet för att avleda vatten från myren till närliggande järnbruk. Ett fyra meter brett dike underhölls och avledde vatten till en intilliggande sjö fram till år 2014, då diket dämades upp (Sveriges

Nationalparker, 2023; Länsstyrelsen i Östergötland, 2023). I november 2022 genomfördes en kompletterande restaurering av Bredsjömossen där man åstadkom en ytterligare höjning av grundvattenytan.



Figur 5. Dämmen på Anderstorps Stormosse (a), Store mosse (b) och Bredsjömossen (c) fotograferade i mars 2024. Dämmen i a) och b) konstruerades i samband med den ursprungliga restaureringen som genomfördes mellan åren 2012 och 2013 på Anderstorps Stormosse och mellan åren 2013 och 2015 på Store Mosse. Dämmet på Bredsjömossen utgör ett dämme som uppfördes i samband med den kompletterande restaurering som genomfördes år 2022. Foton av Jacob Smeds.

Två myrar ligger i närheten av Jämtlandsfjällen: Ånnsjöns myr (AN) och Öjsjömyrarna (OA; Tabell 1). Ånnsjöns myr (Bilaga A, Figur A7) är en minreogen myr (kärr) som ligger på förhållandevis hög höjd (533 m.ö.h.). Vegetationen domineras av vitmossor (*Sphagnum* spp.), brunmossor (familjen *Amblystegiaceae*) och ris (t.ex. *Calluna vulgaris*; Länsstyrelsen i Jämtland, 2015). Ingen information finns tillgänglig gällande när Ånnsjöns myr dikades.

Även Öjsjömyrarna (Bilaga A, Figur A9) ligger på förhållandevis hög höjd (459 m.ö.h.) och är en minreogen myr där vegetationen domineras av vitmossor (*Sphagnum* spp.) och brunmossor (familjen *Amblystegiaceae*; Länsstyrelsen i Jämtland, 2015). Ingen information finns tillgänglig gällande när Öjsjömyrarna dikades. Restaureringen av Öjsjömyrarna som genomfördes under år 2012 ledde till en ökad täckning av vitmossor från 62 % to 86 %. Täckningsgraden av brunmossor minskade samtidigt från 15 % till 4 % under den treårsperiod som följde uppdamningen av de tidigare dräneringsdikena (Länsstyrelsen i Jämtland, 2015).

Tre av de undersökta lokalerna ligger mer österut och närmare Bottniska viken mellan breddgraderna 62°N och 63°N: Stensjöflon (SF), Sör-Lappmyran (SL) och Mossaträsk (MT; Tabell 1). Stensjöflon (Bilaga A, Figur A11) är en minerogen myr, vars vegetation domineras av vitmossor (*Sphagnum* spp.), starrarter (*Eriophorum vaginatum*, *Carex pauciflora*), buskar (*Betula nana*, *Empetrum nigrum*, *Andromeda polifolia*) och vattenklöver (*Menyanthes trifoliata*). Den södra delen av Stensjöflon, där provtagningen skedde, dikades år 1926 för att öka skogsproduktiviteten i området (Länsstyrelsen i Västernorrland, 2015). Dämning av de tidigare dräneringsdikena genomfördes år 2014 och ledde till en ökad täckning av vitmossor (*Sphagnum* spp.) och vattenklöver.

Sör-Lappmyran (Bilaga A, Figur A13) är en minerogen myr med dominerande vegetation av vitmossor (*Sphagnum* spp.), starrarter (*Eriophorum vaginatum*, *Carex pauciflora*) och vattenklöver (*Menyanthes trifoliata*). Dräneringsdikena på Sör-Lappmyran grävdes under 1950- och 1960-talen för att öka skogsproduktion på myren. Samtliga diken fylldes igen under restaureringen av myren år 2012 (Länsstyrelsen i Västernorrland, 2015).

Den tredje torvmarken som provtogs i nordöstra Sverige, Mossaträsk (Bilaga A, Figur A15), är en minerogen myr som domineras av vitmossor (*Sphagnum* spp.), starrarter (*Carex rostrata*, *Carex pauciflora*, *Eriophorum vaginatum*), buskar (*Andromeda polifolia*, *Betula nana*) och hjortron (*Rubus chamaemorus*; Länsstyrelsen i Västerbotten, 2015). De tidigare dräneringssdikena dämades upp år 2013.

2.2 Provtagning och -beredning

Torvkärnor från fastmattor samlades in från samtliga lokaler (n = 8) under juli–augusti 2021. Fastmattor representerar hydrologiskt medelförhållanden på myren mellan de torrare tuvorna och blötare höljorna. Tre stycken 50 cm djupa, cylindriska torvprov med en diameter om 16 cm provtogs från varje yta med hjälp av en markprovtagare gjord av rostfritt stål (modifierad baserat på Clymo, 1988). Avståndet mellan torvkärnorna var 10–15 m. På Ånnsjöns myr samlades sex naturliga och sex restaurerade torvkärnor in för att erhålla ett jämnt antal torvkärnor över de tre geografiska områdena (Småland/Östergötland, Jämtland och Västernorrland/Västerbotten). Totalt samlades 54 torvkärnor in, där hälften representerar dränerade ytor (27 st) och hälften naturliga ytor (27 st).

Inom 4 timmar efter provtagning placerades torvkärnorna i en frys (–18 °C), där de förvarades fram till vidare hantering. Inom en till två månader skars de frusna torvkärnorna till 25 st 2 cm tjocka skivor med hjälp av en bandsåg (Metabo Bas 318) försedd med ett blad av rostfritt stål. Skivorna användes för att bestämma markens fysikaliska och kemiska egenskaper. Sågningen genomfördes i ett kylrum (4 °C) för att minimera risken för att torven skulle tina under hanteringen. Skivorna återfördes till frysen (–18 °C) direkt efter sågningen och torkades därefter i 70 °C i en ventilerad ugn tills konstant massa uppnåddes (~72 h). En delmängd av proverna (ca 10 g) frystorkades i –50 °C för analyser av Hg och bestämning av svavelformer genom svavel XANES-analys. Den senare möjliggör uppskattning av redoxpotentialen över en längre period (månader-år) än vad mätningar med en elektrod eller av existerande redox-par i porvattnet kan åstadkomma. För analyser av Hg, CH₄ och mikrob-sammansättning valdes av praktiska orsaker de torvskivor ut som motsvarade djupen 5 cm (4–6 cm skiva), 15 cm (14–16 cm), 25 cm (24–26 cm), 35 cm (34–36 cm) och 45 cm (44–46 cm).

Grundläggande fysikaliska och kemiska egenskaper i torvprofilerna undersöktes med anspråk på skillnader mellan naturliga och restaurerade ytor. Torrdensiteten bestämdes gravimetriskt genom att väga in de frystorkade proverna. Därefter homogeniserades de torkade proverna för att säkerställa ett representativt prov för vidare hantering. Ungefär 1 g torkat, homogeniserat prov maldes med hjälp av en IKA Tube Mill Control-kvarn, varefter det malda provet placerades i ett 15 ml Falconrör. Det malda provet användes för bestämning av glödningsförlust (LOI), samt totalhalten kol (C), kväve (N), samt isotoperna $\delta^{13}\text{C}$ och $\delta^{15}\text{N}$. LOI mättes genom att först torka de malda proverna över natten (105 °C) för att säkerställa torra prover vid den initiala invägningen. Därefter brändes proven under 4 h i 550 °C. Glödningsförlusten användes för att uppskatta halten organiskt material (OM). De totala halterna C och N (% m/m), samt isotopsignaturena $\delta^{13}\text{C}$ och $\delta^{15}\text{N}$ bestämdes med Thermo Fischer Scientific, Waltham, MA, USA equipment. Torvprovernas pH bestämdes i ytligt markvatten som uppmättes med ett portabelt pH instrument (Greisinger GMH 5550).

För att övervaka variationen i grundvattennivå installerades en automatisk Solinst Levellogger Model 3001-grundvattensensor (logger) på varje provtagningspunkt ($n = 54$). Dessa samlade in grundvattendata från augusti 2021 till oktober 2023. Trycket under grundvattenytan registrerades med hjälp av tryckloggrar. Grundvattenmätarna installerades på ett känt djup under myrens yta. Avståndet från grundvattenytan till myrens yta beräknades med hjälp av vattentrycket och grundvattennivån som registrerades av respektive logger. För att urskilja trycket av vattenpelaren ovanför grundvattenmätarna och atmosfäriskt lufttryck mättes även lufttrycket på varje myr.

2.2.1 Utvärdering av torvens fysikaliska och kemiska egenskaper

Torvkärnorna extraherades med markytan som referensnivå (djup noll). De översta 4 cm, som till mesta del bestod av levande vitmossor (*Sphagnum* spp), avlägsnades för att minimera möjlig påverkan av vegetationen då torvlager jämfördes. Avlägsnandet av vitmossor tillät även en jämförelse av ytliga lager där levande vegetation påverkar torven. C och N uttrycktes som fraktioner av OM. Vid beräkning av den kumulativa mängden C och N över hela 50 cm-torvprofilen användes dock viktprocenten av dessa ämnen.

För att identifiera skillnader mellan naturliga och restaurerade torvmarker i varje område användes standardpoäng (z) baserat på varje torvmarkspår (Ekvation 1), där x = mätvärde, μ = medelvärde, σ = standardavvikelse. Avsikten med detta var att separera skillnaderna mellan de respektive behandlingarna (naturliga och restaurerade myrar) från skillnader mellan myrarna.

$$z = \frac{x - \mu}{\sigma} \quad \text{[Ekvation 1]}$$

En linjär blandad modell (linear mixed effect model; LMM) skapades för varje mark-egenskap: Densitet, OM, %C, %N, C:N, $\delta^{13}\text{C}$ och $\delta^{15}\text{N}$. Genom att använda torvdjup och torvmarksklass (naturlig eller restaurerad) som oberoende variabler i modellen beaktas torvdjupet medan skillnader mellan de två klasserna undersöks (Ekvation 2).

$$Y_{ijk} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \alpha\beta_{ij} + C_k + e_{ijk} \quad \text{[Ekvation 2]}$$

Variabeln Y_{ijk} representerar ett givet djup (i) och en given torvmarksklass (j ; naturlig eller restaurerad) på en given torvmarkslokal (k). μ motsvarar det generella medelvärdet för variabeln. α_i , respektive β_j är effekter av djup och torvmarksklass, medan $\alpha\beta_{ij}$ motsvarar den samverkande effekten av djup och klass. C_k representerar en slumpmässig effekt av platsen (k) och slutligen beskrivs det slumpmässiga felet med e_{ijk} . De 23 observationerna från djupen 4–50 cm hanterades som beroende mätningar eftersom ett torvlager påverkas av omkringliggande lager.

Ett ANOVA-test utfördes för att undersöka om naturliga och restaurerade torvmarker skiljde sig åt statistiskt. Om en signifikant skillnad ($p < 0,5$) kunde påvisas utfördes ett post-hoc-test för att identifiera på vilket djup den signifikanta skillnaden återfanns. P-värden justerades med Bonferronikorrelation för att ta hänsyn till problem med multipla jämförelser (Dunn, 1961). Alla statistiska analyser utfördes i R version 4.2.3 (Pinheiro m.fl., 2023; R Core Team 2022).

För att visualisera variationerna i torvegenskaper användes principalkomponentanalys (PCA) som togs fram med hjälp av SIMCA Multivariate Data Analysis Software (Version 17, Umetrics Umeå, Sweden). Data transformerades till standardpoäng (Ekvation 1) före de inkluderades i principalkomponentanalysen.

Grundvattendatan från de olika objekten anpassades för att omfatta enbart vegetationsperiodens längd, vilken skiljer sig mellan objekten. Vegetationsperiodens längd baserade sig på en dygnsmedeltemperatur som varaktigt var över/under 5 °C i minst 5 dagar i streck. Den första dagen i denna tidsserie definierade vegetationsperiodens start och slut. I de fall där gränsvärdet för vegetationsperiodens slut skedde efter den 31:a oktober användes detta datum som slutdatum på grund av bristen på dagsljus under vintermånaderna. Medelvärdet för de tre grundvattenssensorerna på respektive lokal användes för att beskriva fördelningsfrekvensen av grundvattennivå under vegetationsperioden.

2.3 Mikrobiella samhällen

Mikrobiella samhällen i torvprofilerna karaktäriserades med fokus på förekomst och skillnader i metanogena, metanotrofa och Hg-metylerande mikrobiella samhällen på de restaurerade och naturliga ytorna på 5, 15, 25, 35 och 45 cm djup. Separata delprov av torven användes för att extrahera hela DNA-genomet med hjälp av DNeasy PowerSoil Kit (Qiagen, Valencia, CA, USA). Bakteriesamhället karaktäriserades genom en PCR-baserad analys av V3–V4 regionen av genen som kodar för 16S rRNA (Sinclair m.fl., 2015). DNA extraherades från prover om 200 mg från varje djup av de insamlade torvkärnorna (totalt 270 prover; 3 torvkärnor med 5 djup vardera för de 18 lokalerna). För detta användes DNeasy PowerSoil Kit (Qiagen, Valencia, CA, USA) enligt tillverkarens protokoll och DNA-halten i extrakten analyserades med Qubit 1X dsDNA Broad Range (BR) analyskit med en Qubit 3.0 Fluorometer (Invitrogen, Thermo Fisher Scientific, Waltham, MA, USA). Två variabla regioner av 16S rRNA-genen kopierades med polymeraskedjereaktion (PCR) för efterföljande Illumina-sekvensering med primerparet 341F(CCTACGGGNGGCWGCAG) och 805NR(GACTACNVGGGTATCTAATCC) (Herlemann m.fl., 2011). Metoden för inmärkning med molekylära markörsekvenser och efterföljande beredning av sekvensbibliotek följer Sinclair m.fl. (2015) med mindre modifieringar. I korthet utförs en första PCR med 1 µl prov-DNA, 0,2 µl Q5 High-Fidelity DNA-polymeras (New England Biolabs) och 0,25 µM av respektive primer i en 20 µl reaktionsvolym. Kopieringen initieras av ett 3-minuters denatureringssteg vid 98 °C följt av 20 cykler med denaturering vid 98 °C, hybridisering vid 48 °C och kopiering vid 72 °C (30 sekunder per steg) och ett slutligt 2-minuters kopieringssteg vid 48 °C. Därefter kontrollerades produkten med gelelektrofores i 1 % agaros. I ett andra PCR-steg märks de individuella proven in med molekylära streckkoder och Illumina-adaptorsekvenser i en PCR reaktion där parametrarna är desamma som i den första PCR reaktionen förutom att reaktionen utförs i 15 PCR-cykler. Även här kontrolleras produkten med gelelektrofores, för att säkerställa korrekt kopiering. Därefter utförs en rening av varje PCR reaktion med hjälp av magnetiska kulor (Agencourt AMPure XP) enligt tillverkarens rekommendationer. Efter kvantifiering av PCR produkten med Qubit (se ovan) kombineras i lika mängd. Sekvensering med Illumina MiSeq (Reagent Kit v3) utfördes internt och rådata analyserades med DADA2 (version 1.16) i R (version 4.0.2) (Callahan m.fl., 2016). Sekvenserna grupperades i sekvensvarianter

(ASVs) och dessa klassificerades taxonomiskt med hjälp av rRNA-databasen SILVA, release 138.1 (Quast m.fl., 2013). Sekvensdata från studien är arkiverade i National Center for Biotechnology Information (NCBI) med referensnumret SAMN38645172 i BioProjekt PRJNA1048504.

För att underlätta en meningsfull jämförelse mellan kvantitativ analys av funktionella grupper av mikroorganismer (QPCR) med den övergripande mikrobiella samhällsanalysen använde vi primer-par MET630F-MET803R som är speciellt utformat för att fånga upp 16S rRNA-gener från metanogener som är vanligt förekommande i den aktuella marktypen (Tabell 2; Su m.fl., 2015).

Med hänsyn tagen till den betydligt större fylogenetiska mångfalden hos metanotrofer (främst tillhörande Proteobacteria och Verrucomicrobia) jämfört med metanogener (Euryarchaeota) använde vi för denna funktionella grupp ett primer-par som kopierar den funktionella genen *mxoF* (Tabell 2; McDonald m.fl., 1997), som kodar för enzymet metanoldehydrogenas, istället för de vanligt använda metoder som utgår från de metanotrofspecifika generna *pmoA* och *mmoX* (Lau m.fl., 2013) då dessa båda gener saknas i vissa metanotrofa Proteobakterier såsom *Methylocella* och *Methyloferula*.

Kvicksilvermetylering kan utföras av 8 bredare grupper (fylum) av bakterier och arkéer (Bravo m.fl., 2018a). Dessa grupper kännetecknas av att de bär på två nyckelgener som behövs för att utföra processen: *hgcA* och *hgcB* (Parks m.fl., 2013). För att kvantifiera Hg-metylerare användes primerparet ORNL-Delta-HgcA-F+ ORNL-Delta-HgcA-R (Tabell 2) för att fånga upp *hgcA*-gener från Hg-metylerare inom klassen Deltaproteobacteria (Christensen m.fl., 2016, Bravo m.fl., 2018a, b; Xu m.fl., 2019). För alla våra kvantitativa analyser med QPCR inkluderades 9-faldiga spädnings-serier med en standard som inkluderar aktuell målsekvens (från 10^1 till 10^9 kopior per reaktion). Denna standard bestod av en linjäriserad plasmid (pCR4-TOPO, Invitrogen) som innehåller endera ett 16S rRNA-genfragment från en metanogen renkultur (Narihito m.fl., 2011) eller en enda kopia av *mxoF*-genen (GenBank accessionsnummer LT962688.1).

Kvantitativ realtids-PCR utfördes på ett CFX96™ Real-Time-system (BIO-RAD). Reaktionsvolymen om 20 µl bereddes, innehållande 10 µl 2×Master mix (TATAA SYBR® GrandMaster Mix 625 rxn), vardera primer i mängden 10 pmol och 8 µl DNA-templatt. Vi analyserade tekniska triplikater för både prover och standarder. Negativa kontroller inkluderades i alla qPCR-körningar. qPCR-programmet bestod av ett initialt 7 minuters denatureringssteg vid 95 °C, följt av 39, 40 och 40 cykler (*mxoF*, MET respektive *hgcA*-primrar) av denaturering vid 95 °C i 40s, hybridisering vid 60 °C under 1 min och förlängning vid 72 °C i 40 s. För *hgcA* var denatureringen vid 95 °C i 15 s, sedan hybridisering vid 65 °C i 20 s och förlängning vid 65 °C i ytterligare 20 s. Smältkurvan för varje qPCR analyserades för att bekräfta att detektionen var specifik, med en enda topp som matchade storleken på motsvarande standarder.

Sekvensdatan (rådata) kan återfinnas på the National Centre for Biotechnology Information (NCBI) database (BioSample accession SAMN38645172 kopplat till BioProjekt PRJNA1048504). För en mer detaljerad beskrivning av metodiken kopplad till de mikrobiella populationerna hänvisas läsaren till Liu m.fl. (manuskript).

Tabell 2. Primers för realtids-PCR för kvantifiering av mikrobiella funktionella grupper.

Målgen	Primer sekv. 5'→ 3'	Process/funktion	Metodreferens
16S rRNA	GGATTAGATACCCSGGTAGT GTTGARTCCAATTAACCG	Methanogen universal primer	Metanogener (Su m.fl., 2015)
<i>mxoF</i>	TGGAACGAGACCATGCGTC CATGCAGATGTGGTTGATGC	Methanol dehydrogenase	Metanotrofer (McDonald & Murrell, 1997)
<i>hgcA</i>	GCCAACTACAAGMTGASCTWC	Hg methylation: Hg ²⁺ →MeHg	Hg-metylerare (d-Prot) (Christensen m.fl., 2016)

2.3.1 Statistisk utvärdering av mikrobiella populationer

Torvkärnorna provtogs av praktiska orsaker med markytan som referensnivå (djup noll), varefter de ytligaste 4 cm torv avlägsnades för att minimera möjlig påverkan av vegetationen vid jämförelse av torvlagren. Inför de statistiska analyserna som berör mikrobiella populationer normaliserades torvdjupet mot den genomsnittliga grundvattennivån under år 2021. Proverna grupperades baserat på avståndet till den genomsnittliga grundvattennivån i ”-15 till -5 cm”, ”-5 till 5 cm”, ”5 till 15 cm”, ”15 till 25 cm”, ”25 till 35 cm” och ”35 till 45 cm”.

För att identifiera miljöfaktorer som korrelerar med mikrosamhällets sammansättning användes ett multivariat PERMANOVA-test (permutational multivariate analysis of variance, R package *vegan*, version 2.6-4). Korrelationerna baserade sig på data från samtliga torvmarker förutom Sör-Lappmyran, eftersom ingen mikrobiell data kunde samlas in från den torvmarken. Utöver detta användes t-test för att analysera skillnader i CH₄-koncentrationer mellan porvattenprov från de olika torvmarkerna. För att visualisera skillnader mellan mikrosamhällen i naturliga och restaurerade torvmarker användes ANOVA och linjär diskriminantanalys (LDA), medan de generella skillnaderna i mikrosamhällen mellan olika prov visualiserades och tolkades med nonmetric multidimensional scaling (NMDS) (*vegan*, version 2.6-4). Arter (Amplicon sequence variants; ASVs) med relativ abundans > 1 % användes även för en nätverksanalys. Nätverket baserades på signifikanta korrelationer (Spearman's rank-korrelationer) mellan varje ASV-par där p-värden korrigerades enligt Benjamini-Hochberg (Haynes, 2013). Samhällsstrukturen samt potentiella nyckelmikroorganismer, undersöktes därefter med hjälp av olika index (Berry & Widder, 2014). För att ytterligare undersöka variationen i mikrosamhällenas struktur mellan torvmarksparen (naturlig och restaurerad) genomfördes en viktad principal coordinate analysis (PCoA) för varje djup inom varje torvmarkspär.

2.4 Metandynamik

Skillnader i CH₄-dynamik i torvmarkerna och effekten av restaurering undersöktes genom att tillämpa samma vertikala zoner som för de mikrobiella populationerna (5, 15, 25, 35 och 45 cm). Från torvens porer togs prov för bestämning av halterna CH₄ och CO₂ under juli–augusti 2021. En spruta (5 ml) med 20–60 cm specialtillverkade sonder (Ø 3 mm) i rostfritt stål användes för provtagningen.

Ovanför grundvattenytan togs gasprover och under grundvattenytan togs vattenprover. Gasprover överfördes till evakuerade glasflaskor (22 ml) och förvarades i mörker fram till analys. Vattenprover injicerades i kvävgasfyllda flaskor (22 ml) med 5 ml fosforsyra (H_3PO_4 , 85%) och konserverades med en dropppe ZnCl . Analys av CH_4 och CO_2 gjordes med hjälp av GC-FID (PerkinElmer Clarus 580 utrustad med methanizer). Separation gjordes på en Elite-PLOT Q kolonn (30 m, 0,53 mm ID, 20 μm df, PerkinElmer) vid 30 °C med N_2 som bärgas (10 psi). Bildningsvägar och dynamik av CH_4 utvärderades genom fördelningen av ^{13}C och D-isotoperna i CH_4 ($^{13}\text{CDH}_4$), samt ^{13}C i CO_2 (Whiticar, 1986, Hornibrook, 2000; Heffermann m.fl., 2022; Popp m.fl., 1999; Lecher m.fl., 2017). Isotopsammansättningen i CH_4 ($\delta^{13}\text{C}-\text{CH}_4$ och $\delta^{\text{D}}-\text{CH}_4$) analyserades i porvattenproverna med hjälp av gaskromatografi och masspektrometri (GC-IRMS; Delta V Plus isotopkvot mass-spektrometer, Thermo Fisher Scientific, Bremen, Tyskland). För deuteriumanalys fokuserades först gasprovet på en flytande kvävefälla bestående av PoraPLOT Q kolonn (40 cm lång, 0,32 mm ID och 10 μm film tjocklek från Agilent). Det fokuserade provet separerades sedan på en CarbonPLOT-kolonn (30 m lång, 0,32 mm ID och 3 μm film tjocklek från Agilent) vid en temperatur på 30 °C, samt ett flöde av 1 ml/min innan det pyrolyserades till vätgas för deuteriumanalys.

För ^{13}C -analys separerades gasprovet utan att först fokuseras. Efter separationen på CarbonPLOT-kolonnen förbrändes CH_4 till CO_2 . Efter förbränningen utfördes en extra separation med PoraPLOT kolonn (15 m lång, 0,32 mm ID och 10 μm film tjocklek från Agilent) för att få bort interferens från krypton. CO_2 analyserades därefter för att erhålla ^{13}C -kvoten. Isotopkvoterna analyserades utifrån m/z 44 och 45 för ^{13}C samt m/z 2 och 3 för deuterium. $^{13}\text{C}-\text{CO}_2$ in porvatten analyserades på samma instrument som $^{13}\text{C}-\text{CH}_4$ enligt Campeau m.fl. (2019)

2.4.1 Statistisk utvärdering av metandynamik

Skillnader CH_4 - och CO_2 -halterna i de olika torvprofilerna utvärderades med modellerna beskrivna av Ekvation 1 och 2. Isotopfraktioneringen i ^{13}C och deuterium i CH_4 och ^{13}C i CO_2 användes för att identifiera biogeokemiska bildningsvägar av CH_4 enligt publicerad metodik (Coleman m.fl., 1981; Whiticar 1986; Whiticar m.fl., 1999; Popp m.fl., 1999; Hornibrook m.fl., 2000; Chanton, 2006; Throckmorton m.fl., 2015; Lecher m.fl., 2017).

2.5 Metylering av kvicksilver

I enlighet med Drott m.fl. (2012) använde vi kvoten mellan halterna av metylkvicksilver (MeHg) och oorganiskt kvicksilver (Hg) för att uppskatta nettobildningen av MeHg i torvproverna. Detta gjordes på djupen 5, 15, 25, 35 och 45 cm i ett 0,5 g prov av den frystorkade, homogeniserade torven, enligt Lambertsson m.fl. (2001). Ungefär 0,5 ml $\text{CH}_3^{200}\text{Hg}^+$ och $^{199}\text{Hg}^{2+}$ i vätskefas tillfördes som en intern standard. Kaliumbromid (KBr ; 10 ml, 1,4 M) i 5% (v/v) svavelsyra (H_2SO_4) och kopparsulfat tillsattes (CuSO_4 ; 2 ml, 1 M) därefter och 50 ml-rören roterades i en timme (40 varv per minut), varefter 10 ml av diklormetan (CH_2Cl_2) tillsattes. Provrören roteras i ytterligare en timme innan de centrifugerades i 30 min (3000 varv per minut). Avsikten med centrifugeringen var att separera den vattenbaserade fasen i provrören från de organiska lagren. Den organiska fasen överfördes till nya 50 ml provrör där 30 ml Milli-Q vatten tillsattes. Proverna renades från organiska lösningar med N_2 gas. Den

renade vattenlösningen överfördes till 125 ml glasvialer tillsammans med 200 µl acetatbuffer (2 M) och 100 µl 1% natrium tetraetylborat (NaBEt_4) i 2% KOH. Etylerade Hg-specier överfördes sedan till kvartsrör med Tenax TA-struktur.

Utöver proverna extraherades MeHg från certifierat referensmaterial ($n = 2$) för varje extraheringsomgång á 12 prover. Tenaxrören analyserades med gaskromatografi där Hg-specierna desorberades. Data insamlades för Hg-specierna 198, 199, 200, 201, och 202. Utifrån Hg-specierna kan torvprovernas ursprungliga MeHg-koncentration beräknas med hjälp av formeln beskriven i Lambertsson m.fl. (2001). Totalmängden Hg (Hg-tot) i den frystorkade torven analyserades med hjälp av Milestone Direct Mercury Analyzer (DMA) 80. För vart femte miljöprov analyserades ett referensprov (NIST 1515 – Apple Leaves Standard Reference Material®, ERMCD-281 – Rye Grass ERM®) för att validera den analytiska precisionen. Det uppmätta värdet för referensprovet var alltid inom ± 15 % varians av det angivna värdet av standardprovet.

För att beskriva de redoxförhållanden som förekommer på olika djup i torvmarkerna använde vi oss av svavel XANES-analys (X-ray absorption near edge structure) (Xia m.fl., 1998; Shakeri Yekta m.fl., 2012). Formerna sulfonat och sulfat summerades för att representera oxiderat svavel, medan formerna tiol, organisk sulfid och disulfid summerades för att representera reducerat svavel. Analyserna utfördes på Beijing Synchrotron Radiation Facilities (BSRF) i enlighet med Song m.fl. (2018). Röntgenskanningar gjordes över energispännat 2462 till 2500 eV med energisteg om 0,2 eV. Ett antal modellämnen med känd sammansättning av olika svavelformer analyserades: Na_2SO_4 , Na_2SO_3 , elementärt svavel (S^0), cystein (RSH), metionine (RSR), natriummetansulfonat och FeS (mackinawite). Dessa referensämnen användes för att modellera sammansättningen av svavelformerna i torvproverna. För vidare detaljer se Song m.fl. (2018).

2.5.1 Utvärdering av kvicksilvermetylering och kvicksilverreducering

Oorganiskt kvicksilver (Hg) beräknades genom att subtrahera mängden MeHg från totala halten ($\text{Hg-tot} = \text{Hg} + \text{MeHg}$). För att erhålla %MeHg dividerades halten MeHg med Hg-tot. Svavelformerna grupperades i oxiderade och reducerade svavelformer där sulfonat och sulfat representerar oxiderat svavel och sulfid (RSR), disulfid (RSSR) och tioler (RSH) reducerat svavel. MeHg, %MeHg och Hg-tot ingick som parametrar i samma typ av linjär blandad modell (LMM) som användes för torvegenskaperna (Ekvation 1 och 2), men med skillnaden att enbart fem torvdjup ingick i modellerna för Hg-specier. Den genomsnittliga skillnaden i andelen oxiderat svavel (av totalt svavel) mellan naturliga och restaurerade ytor på olika djup räknades ut genom att subtrahera andelen oxiderat svavel i de naturliga ytorna från andelen i de restaurerade ytorna inom varje lokal. På motsvarande sätt beräknades skillnaderna för det reducerat svavel. För att undersöka mikrobers och grundvattennivåns betydelse för Hg-metylering jämfördes halten av MeHg, Hg-tot och %MeHg med frekvensfördelningen av grundvattenytas djup på varje enskild lokal, samt genom principalkomponentanalys (PCA) där grundvattnets medelnivå över vegetationsperioden ingick som en variabel tillsammans med fysikalisk och kemisk torvdata.

3. Resultat

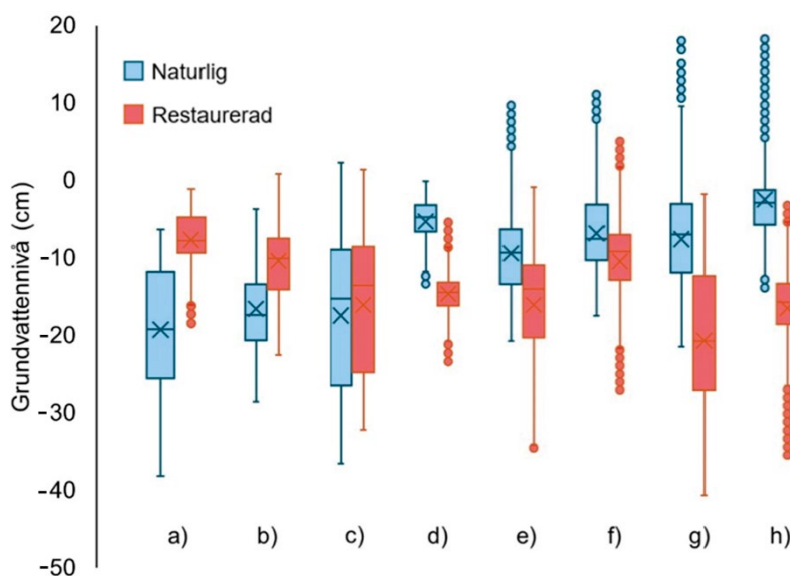
3.1 Torvens hydrologiska, fysikaliska och kemiska egenskaper

3.1.1 Restaurering av grundvattennivån

Variationen i grundvattennivå under vegetationsperioden var hög både inom och mellan de olika lokalerna, samt mellan de restaurerade och naturliga ytorna inom lokalerna. På de två sydligaste, ombrogena, småländska myrarna Anderstorps Stormosse (Figur 6a) och Store Mosse (Figur 6b) var grundvattennivåerna signifikant högre (ca 11 cm på Anderstorps Stormosse och ca 7 cm på Store Mosse) i den restaurerade delen av torvmarken jämfört med de naturliga referenspunkterna ($p < 0,01$; Tabell A1). På Anderstorps Stormosse varierade dock grundvattennivån under vegetationsperioden kraftigare i den naturliga referensytan (ca 7–37 cm under markytan) jämfört med den restaurerade ytan (2–18 cm under markytan).

Till skillnad från de två ombrogena och mest sydligt placerade myrarna, kunde inte de ursprungliga grundvattennivåerna återskapas i lika hög grad i de minerogena och mer nordligt placerade myrarna. Grundvattennivån var i genomsnitt 9 cm lägre ($p < 0,01$) på den restaurerade ytan jämfört med kontrollytan i Ånnsjöns myr (Figur 6d), 4 cm på Öjsjömyrarna ($p < 0,01$; Figur 6e), 2 cm på Stensjöflon ($p < 0,01$; Figur 6f), 13 cm på Sör-Lappmyran ($p < 0,01$; Figur 6g) och 12 cm på Mossaträsk ($p < 0,01$; Figur 6g). I de restaurerade ytorna sjönk grundvattennivån mer dramatiskt under torka och den totala variationen i grundvattennivå var större i den restaurerade delen av torvmarken.

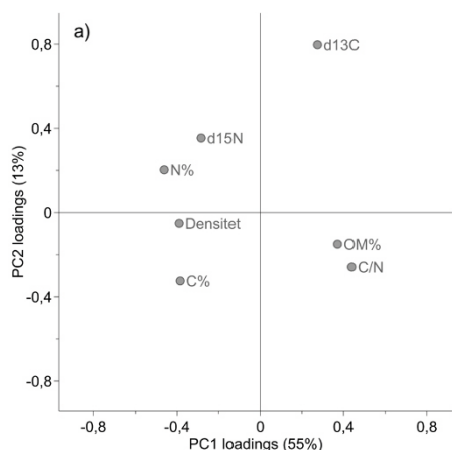
På Bredsjömossen i Östergötland genomfördes en kompletterande restaurering i november 2022, vilken ledde till att referensnivån för grundvattenmätningarna ändrades under mätningarnas gång. Enbart data från 2022 används därför för Bredsjömossen i de analyser som omfattar grundvattennivån. Grundvattennivån var signifikant högre ($p < 0,01$) i den restaurerade delen (13 cm) jämfört med den naturliga delen (15 cm) redan före tilläggsrestaureringen av Bredsjömossen (Figur 6c). Dock varierade grundvattennivån kraftigt över vegetationsperioden såväl på den naturliga (ca 2 cm ovan markytan till 35 cm under markytan) som på den restaurerade (ca 1 cm ovan markytan till 31 cm under markytan) ytan.



Figur 6. Låddiagram över grundvattennivå under vegetationsperioderna år 2022 och 2023 (medelvärde över åren) på a) Anderstorps Stormosse (Småland), b) Store mosse (Småland), c) Bredsjömossen (Östergötland), d) Ånnsjöns myr (Jämtland), e) Öjsjömyrarna (Jämtland), f) Stensjöflon (Västernorrland), g) Sör-Lappmyran (Västernorrland) och h) Mossaträsk (Västernorrland). Enbart grundvattendata från år 2022 användes i c), det vill säga data som registrerades före den kompletterande restaureringen av Bredsjömossen. I samtliga lokaler var skillnaderna mellan de naturliga och restaurerade ytorna signifikanta vid $p < 0,01$ (restaurerad > naturlig i a) och b), samt naturlig > restaurerad och i c), d), e), f), g) och h)).

3.1.2 Förändringar i torvens fysikaliska och kemiska egenskaper

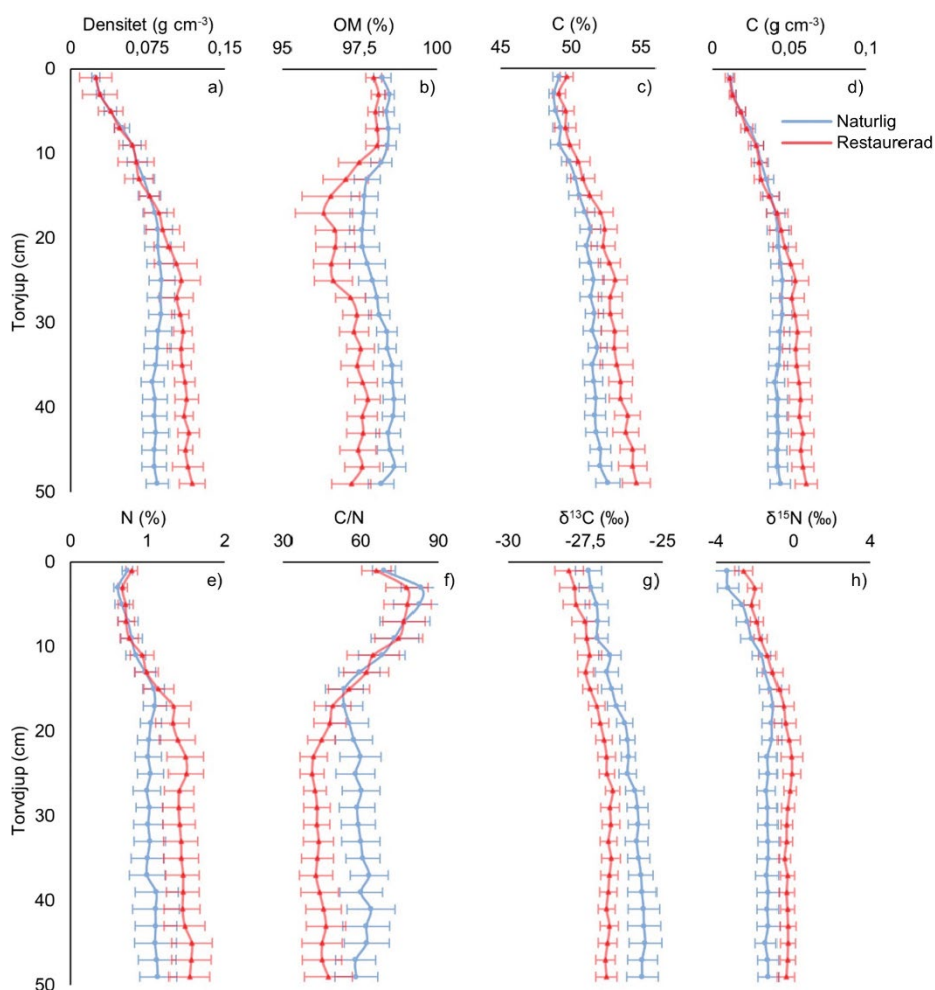
Det är uppenbart utifrån principalkomponentanalysen (PCA; Figur 7) att det förekommer systematiska skillnader i torvens fysikaliska och kemiska egenskaper mellan de naturliga och restaurerade ytorna. Torvprov från naturliga och restaurerade ytor separerades längs den första principalkomponenten (PC1), som förklarade 55 % av all variation i data. PCAn visade att torvlager från naturliga ytor generellt har ett högre innehåll av organiskt material (OM%) och en högre C/N-kvot, medan restaurerade ytor generellt har högre torvdensitet och högre halter kol (C%) och kväve (N%). Den andra principalkomponenten (PC2) förklarade 13 % av variationen i data och representerade en gradient i isotopsignaturen av $\delta^{13}\text{C}$ och den totala kolhalten (C%).



Figur 7. Principalkomponentanalys (PCA) över torvegenskaper (0–50 cm) visande “loadings”. Samtliga provtagna torvdjup är representerade i analysen.

Enskilda djupprofiler visade på tydliga förändringar i torvens fysikaliska och kemiska egenskaper med ökat torvdjup. Sammantaget visade samtliga undersökta variabler (Figur 8) signifikanta skillnader mellan naturliga och restaurerade ytor (LMM; Ekvation 1 & 2), men storleken och djupfördelningen i skillnader skiljde sig mellan olika egenskaper. Torvens densitet ökade med djupet i alla åtta lokaler (Figur 8a; Bilaga C, Figur C1) och nådde den högsta densiteten mellan 13 och 47 cm på naturliga ytor (medeldjup 29,3 cm djup) och mellan 17 och 49 cm djup på restaurerade ytor (medeldjup 38,5 cm). Den maximala densiteten var signifikant högre (parat t-test, $p = 0,03$) i de restaurerade ytorna ($0,10 \text{ g cm}^{-3}$ till $0,17 \text{ g cm}^{-3}$) jämfört med kontrollytorna ($0,06 \text{ g cm}^{-3}$ till $0,12 \text{ g cm}^{-3}$). Enligt LMM:n återfinns densitetsskillnaderna mellan naturliga och restaurerade ytor på 36–50 cm djup. Även den ackumulerade torvmassan över hela den 50 cm djupa torvkärnan var signifikant högre (parat t-test, $p = 0,03$) på de restaurerade ytorna ($44,0 \pm 3,08 \text{ SE kg m}^{-2}$) jämfört med de naturliga ytorna ($36,8 \pm 3,25 \text{ SE kg m}^{-2}$).

Den genomsnittliga halten organiskt material (OM) varierade mellan 95,5 % och 99,6 % på de naturliga ytorna och mellan 93,8 % och 99,2 % på de restaurerade ytorna (Figur 8b; Bilaga C, Figur C2). Fem torvmarkspår uppvisade ett tydligt minimum i OM i djupintervallet 13–25 cm, både på naturliga och restaurerade ytor, medan övriga tre torvmarkspår hade lägst OM i djupintervallet 25–50 cm. De två torvmarksklasserna skiljde sig inte inom varje par vad gällde den lägsta uppmätta halten organiskt material (parat t-test), men däremot var OM signifikant lägre på djupen 22–24 cm, 34–36 cm och 38–48 cm i restaurerade torvmarker jämfört med naturliga torvmarker då respektive djup jämfördes mellan torvmarksklasserna.



Figur 8. Medelvärden över torvens fysikaliska och kemiska egenskaper i naturliga (blå) och restaurerade (röda) delar av myrarna Anderstorps Stormosse, Storemosse, Bredsjömossen, Ånnsjöns myr, Öjsjömyrarna, Stensjöflon, Sör-Lappmyran och Mossaträsk. Felstaplarna anger standardfel.

Kolhalten (C massa-%) ökade med torvdjupet i alla undersökta torvprofiler och sträckte sig mellan 48 % och 59 % på de restaurerade ytorna och mellan 48 % och 55 % på de naturliga ytorna (Figur 8c). Den högsta C-halten på de restaurerade ytorna förekom på 24–50 cm djup och på 14–50 cm djup på naturliga ytor. Parvis jämförelse av torvdjupen mellan torvmarksklasserna visade att den maximala C-halten var signifikant högre på de restaurerade ytorna jämfört med de naturliga ytorna (parat t-test, $p = 0,02$). Även enligt LMM:n var C-halten högre på de restaurerade ytorna jämfört med de naturliga ytorna och skillanderna förekom på djupen 22–28 cm, 30–32 cm och 36–50 cm (Figur 8c; Bilaga C, Figur C3). Kombinationen av högre C-halt och högre densitet gav även ett signifikant högre C-innehåll i de restaurerade ytorna (Figur 8d). Integrerat över de provtagna 50 cm innehöll restaurerade ytor ca $4,2 \text{ kg}$ mer C än de naturliga ytorna ($22,9 \pm 1,85 \text{ SE kg m}^{-2}$ i restaurerade ytor och $18,7 \pm \text{SE kg m}^{-2}$ i naturliga ytor; paired t-test, $p = 0,04$).

Kvävehalten (N massa-%) varierade mellan 0,46 % och 3,07 % på de restaurerade ytorna och mellan 0,48 % och 3,07 % på de naturliga ytorna (Figur 8e; Bilaga C, Figur C4). Både på de naturliga och restaurerade ytorna minskade N-halterna direkt

under markytan (0–4 cm djup) för att sedan gradvis öka med djupet. Den högsta N-halten förekom antingen i mitten av torvkärnan (ca 25 cm djup) eller på det högsta provtagna djupet (ca 50 cm). De restaurerade ytorna hade signifikant högre N-halt på djupen 20–28 cm, 36–40 cm och 44–46 cm enligt LMM:n. Den volymetriska N-halten var även högre på de restaurerade ytorna, med signifikanta skillnader inom djupintervallen 36–38 cm och 48–50 cm. Däremot kunde inga signifikanta skillnader påvisas mellan de två torvmarksklasserna vad gäller total N-halt i den översta 50 cm av torven, även om trenden var tydlig (parat t-test, $p = 0,07$). De naturliga torvmarkerna innehåller i genomsnitt $0,39 \pm 0,07$ SE kgN m⁻² över 50 cm, medan de restaurerade torvmarkerna innehåller i genomsnitt $0,60 \pm 0,08$ SE kg m⁻² över den ytligaste 50 cm torven.

Skillnaderna i C- och N-innehåll påverkade även C:N-kvoten i torven. C:N-kvoten var signifikant högre i naturliga torvmarker på djupen 22–24 cm, 26–28 cm och 36–38 cm enligt LMM:n. I sju av lokalerna ökade C:N-kvoten i den ytligaste torven (0–6 cm), både på de naturliga och restaurerade ytorna (Figur 8f). Undantaget utgjordes av Bredsjömossen (se Bilaga C, Figur C5), där C:N-kvoten på den restaurerade ytan minskade över de ytligaste torvlagren. Bredsjömossen var därmed den enda lokalen som saknade ett lokalt maximum i C:N-kvoten inom djupintervallet 4–14 cm. I övriga lokaler skiljde sig inte magnituden av det lokala maximumet mellan torvmarksklasserna. Under maximumet sjönk C:N-kvoten till dess lägsta värde på mellan 28,9 cm $\pm 5,1$ SE på de naturliga ytorna och mellan 33,3 cm $\pm 4,3$ SE på de restaurerade ytorna. Inga signifikanta skillnader förekom mellan torvmarksklasserna i minimi-C:N-kvot (parat t-test).

De naturliga ytorna hade ett genomsnittligt $\delta^{13}\text{C}$ -värde om $-26,2 \text{ ‰} \pm 0,14$ SE och de restaurerade ytorna ett värde om $-27,0 \text{ ‰} \pm 0,11$ SE (Figur 8g; Bilaga C, Figur C5). $\delta^{13}\text{C}$ -värdena var förhållandevis konstanta över djupprofilerna både på de naturliga och restaurerade ytorna med ett minimum om $-29,3 \text{ ‰} \delta^{13}\text{C}$ oavsett torvmarksklass. Det högsta $\delta^{13}\text{C}$ -värdet var $-22,9 \text{ ‰}$ på naturliga ytor och $-25,1 \text{ ‰}$ på restaurerade ytor. De högsta $\delta^{13}\text{C}$ -värdena var signifikant högre på naturliga ytor jämfört med restaurerade ytor (parat t-test; $p = 0,03$). LMM:n påvisade även signifikant högre $\delta^{13}\text{C}$ -värden på de naturliga ytorna inom djupintervallet 10–50 cm.

På de naturliga ytorna var $\delta^{15}\text{N}$ -värdena i genomsnitt $-1,7 \text{ ‰} \delta^{15}\text{N} \pm 0,06$ SE och på de restaurerade ytorna $-0,9 \text{ ‰} \delta^{15}\text{N} \pm 0,06$ SE (Figur 8h; Bilaga C, Figur C6). På de naturliga ytorna varierade $\delta^{15}\text{N}$ -värdena mellan $-4,0 \text{ ‰}$ och $2,0 \text{ ‰}$, medan variationen sträckte sig från $-5,82 \text{ ‰}$ till $1,61 \text{ ‰}$ på de restaurerade ytorna. Inga signifikanta skillnader i minimi- eller maximivärden förekom mellan torvmarksklasserna. Djupprofilerna nådde antingen de högsta $\delta^{15}\text{N}$ -värdena i mitten av djupprofilen (ca 25 cm djup) eller ökade konstant över torvdjupet. På de naturliga torvmarksytorna nåddes det högsta $\delta^{15}\text{N}$ -värdet på ett djup av $31,5 \text{ cm} \pm 1,70$ SE och på de restaurerade torvmarkerna på ett djup av $33,0 \text{ cm} \pm 1,79$ SE. De lägsta $\delta^{15}\text{N}$ -värdena påträffades på ett djup av $9,50 \text{ cm} \pm 2,05$ SE på de naturliga ytorna och på $13,5 \text{ cm} \pm 2,56$ SE djup på de restaurerade ytorna. LMM:n påvisade skillnader mellan de två torvmarksklasserna, med signifikant högre $\delta^{15}\text{N}$ -värden på de restaurerade ytorna jämfört med de naturliga ytorna på djupen 22–24 cm, 26–28 cm och 36–48 cm.

3.2 Mikrobiella populationer

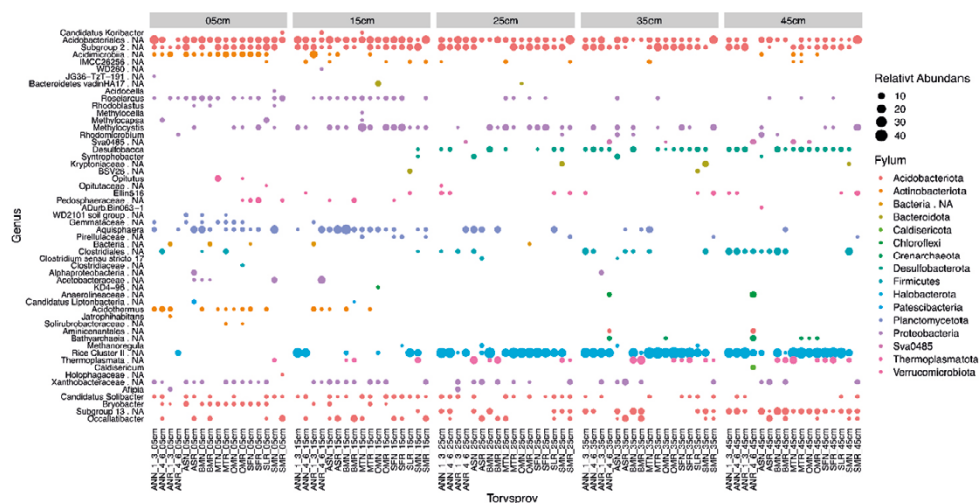
3.2.1 Förekomsten av metanogener och metanotrofer

Förekomsten och mängd av funktionella grupper av mikroorganismer (t.ex. metanogener/metanotrofer) ger ingen direkt information om deras momentana aktivitet (t.ex. metanproduktion eller oxidation), utan reflekterar snarare dessa gruppers integrerade metabolism under den längre tid då populationerna byggdes upp. Förekomsten av CH₄-producerande arkéer ökade med ökat torvdjup inom intervallet 25–45 cm, medan metanotrofer var mest talrika på djupen 15, 25 och 35 cm (Bilaga D, Figur D1). Ingen tydlig korrelation mellan metanogener och metanotrofa bakterier kunde iaktas då integrerade data över samtliga torvdjup och torvmarker jämfördes. Däremot korrelerade dessa två funktionella grupper både i den ytligaste och djupaste torven i de naturliga torvmarkerna, medan motsvarande korrelation enbart var signifikant i den djupaste torven i de restaurerade torvmarkerna.

Förekomsten av metanogener var betydligt högre i de minerogena myrarna (Ånnsjöns myr, Bredsjömossen, Mossaträsk, Öjsjömyrarna och Stensjöflon) jämfört med de två ombrogena och mest sydligt belägna myrarna (Anderstorps Stormosse och Store Mosse). Abundansen av metanotrofer var högre i Öjsjömyrarna, Stensjöflon och Store Mosse jämfört med övriga undersökta myrar. I tre av torvmarkerna (Ånnsjöns myr (AN), Anderstorps Stormosse och Öjsjömyrarna) var det totala antalet metanogener signifikant högre på de restaurerade ytorna jämfört med de naturliga ytorna (parat t-test, $p < 0,05$), medan det totala antalet metanogener var högre på den naturliga ytan jämfört med den restaurerade ytan i en av lokalerna (Bredsjömossen; parat t-test, $p < 0,01$). En lokal (Store Mosse) hade signifikant högre förekomst av metanotrofer i den restaurerade ytan jämfört med motsvarande kontrolltyta (parat t-test, $p < 0,01$).

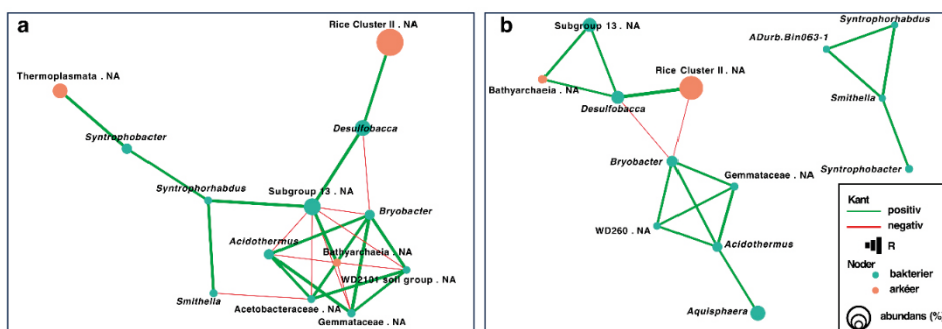
I samtliga torvkärnor dominerades de metanogena samhällena av ett enstaka släkte av arkéer som ännu inte har studerats i renkultur. Detta släkte tillhör familjen "Rice Cluster II" (*Candidatus Methanoflorentaceae*). Grupper som är kända för att vara metanotrofa innefattade *Methylocystis*, som var dominerade i alla prov, samt *Methylocella* och *Methylocaps*, som förekom i enstaka prov. De senare två bidrog i högre grad till de metanotrofa samhällena i Öjsjömyrarna, Stensjöflon och Store Mosse, vilket överensstämmer med den högre abundansen av *mxrA*-genen i dessa torvmarker (Bilaga D, Figur D1).

Den övergripande analysen av samhällsstruktur med 16S rRNA sekvensering påvisade en synbar minskning i artrikedom och mångfald från 5 till 25 cm djup med en genomgående låg mångfald på 35–45 cm djup. Denna förändring var generell för både naturliga och restaurerade ytor. På övergripande nivå (fylum) och även på en mer detaljerad nivå (genus) varierade de mikrobiella samhällenas sammansättning med djup i alla undersökta torvkärnor (Figur 9 och 10).



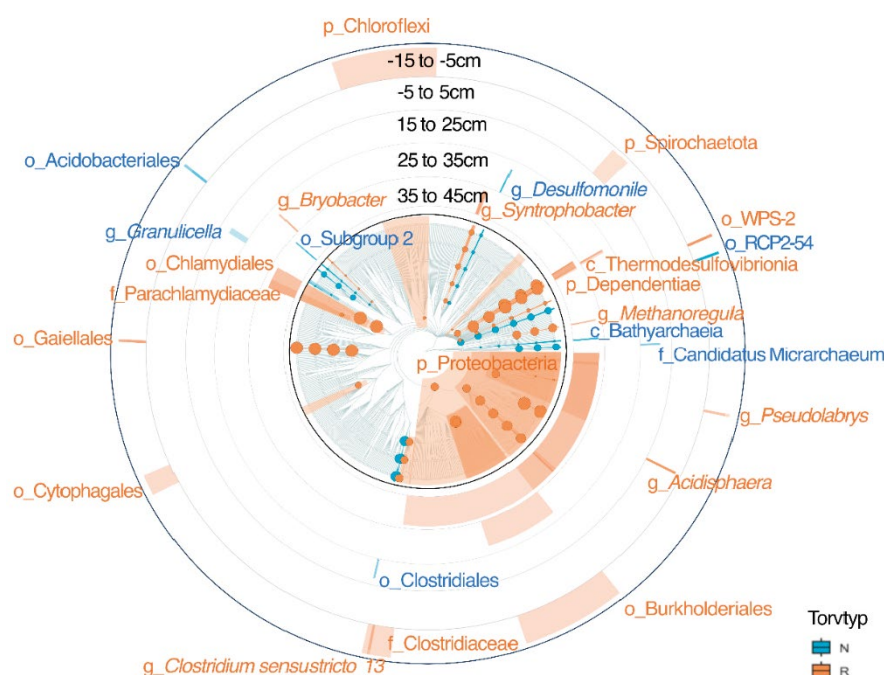
Figur 9. Relativ förekomst av taxa i mikrosamhället baserat på medel "ASV reads" av 16S rRNA-gener på olika torvdjup. Taxonomiska grupper listades enligt genus (vänster y-axel) och är färgade enligt fylum. Cirkelstorleken motsvarar den relativa abundansen av varje identifierat genus. Ett "R" sist i torvmarkskoden anger prover från restaurerade områden, medan "N" anger kontrolltytor.

Förändringen på genusnivå, som är tydlig både i de naturliga och restaurerade ytorna, beror främst på förekomst av populationer inom Halobacterota och Proteobacteria. Inom djupintervallet 5–45 cm ökade den relativa abundansen av Halobacterota (representerad av familjen Rice Cluster II, d.v.s. *Candidatus Methanoflorentaceae*) från $0,6 \pm 1,6$ % to $21,8 \pm 12,0$ %, medan Proteobacteria (frekvent representerade av genus *Roseiarcus* och *Methylocystis*) minskade från $21,1 \pm 4,2$ % till $10,3 \pm 7,1$ % (Figur 10). Den relativa abundansen av genus *Desulfobacca* (fylum Desulfobacterota), order Clostridiales (fylum Fimicutes, främst i prov från Ånnsjön myr) och klass Thermoplasmata (fylum Thermoplasmata) ökade med djup i torvprofilerna, samtidigt som genus *Opitutut* (fylum Verrucomicrobiota), klass Acidimicrobia och genus *Acidothermus* (fylum Actinobacteriota) och *Aquisphaera* (fylum Planctomycetota) minskade med ökat torvdjup. Den relativa abundansen av Acidobacteriales och Subgroup 2 (fylum Acidobacteriota) var oförändrad över torvprofilerna. PCoAn (Principal coordinate analysis) visade en tydlig separation mellan de restaurerade och naturliga ytorna förutom i Stensjöflon där mikrosamhällenas distribution överlappade (Bilaga D, Figur D2).



Figur 10. "Co-occurrence network analysis" baserad på korrelationen i relativ abundans av amplicon sequence variant (ASV) för mikrobprofiler på genusnivå eller närmaste klassificerade taxonomiska nivå för a) naturliga tytor och b) restaurerade tytor. Bakteriegrupper visas med gröna punkter (noder) och arkégrupper med orangea punkter (noder). Varje linje ("edge") representerar en signifikant korrelation mellan noderna ($p < 0,001$), där positiva korrelationer anges i grönt och negativa korrelationer i rött. Tjockleken av linjerna är proportionell mot korrelationens R-värde ($R > 0,5$).

Fysiologiska samband och skillnader mellan mikrober som är associerade till CH₄-produktion undersöktes med hjälp av en nätverksmodell. Resultaten visade att samma huvudsakliga metanogen-kopplade samhälle bestående av ett kluster av ”Rice Cluster II – *Desulfobacca* – Subgroup.13 – Bathyarchaeia”, förekom både i de naturliga och restaurerade ytorna. I både naturliga och restaurerade ytor förekom en tydlig koppling mellan *Syntrophobacter* – *Smithella* – *Syntrophorhabdus*, men det var endast i de naturliga ytorna som detta kluster var korrelativt kopplat till det metanogena samhället (Figur 11). Omvänt så var detta mikrobiella konsortium helt frikopplat från det metanogena samhället i de restaurerade ytorna.



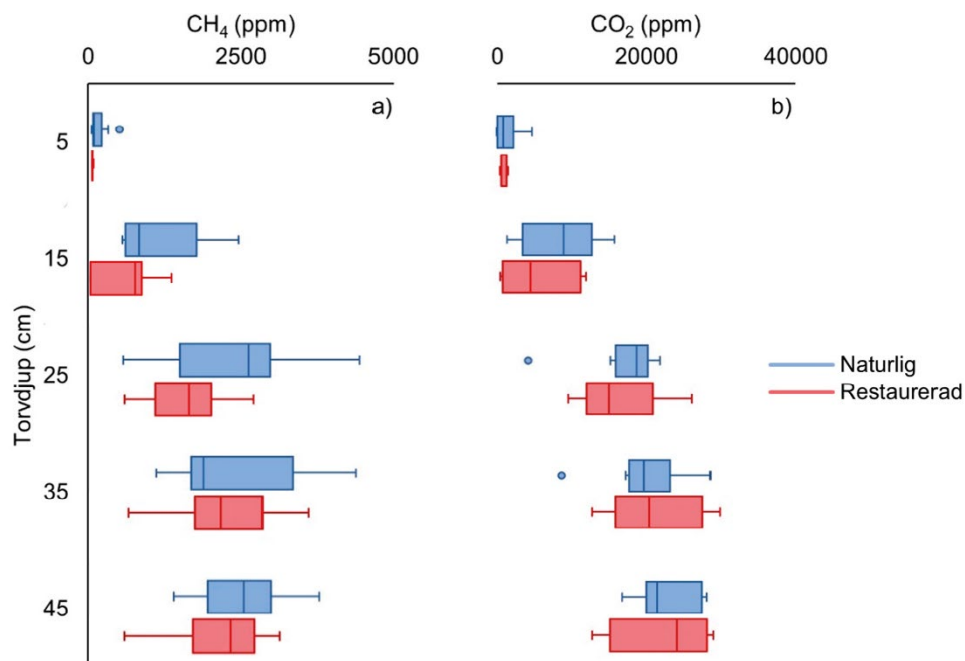
Figur 11. Signifikanta skillnader i mikrobiell samhällsstruktur mellan naturliga (N; blåa punkter) och restaurerade ytor (R, orangea punkter) på amplicon sequence variant (ASV)-nivå. Prov inom samma spann i avstånd till grundvattennivån kombinerades i analysen. Ringarna i diagrammet går från ytliga prov i den yttersta ringen (-15 till -5 cm djup i förhållande till grundvattennivån, dvs prov ovanför grundvattennivån) till djupare torv närmare mitten (35–45 cm från grundvattentytan). Signifikant högre ASV på naturliga ytor är markerade i blått och signifikant högre ASV på restaurerade ytor är markerade i orange. I mitten av diagrammet visas de generella skillnaderna mellan naturliga och restaurerade ytor med hjälp av ett fylogenetiskt träd som omfattar samtliga djup i respektive torvmark.

3.3 Metandynamik i torven

3.3.1 Sambandet mellan mikrobiella populationer, metankoncentrationer och torvegenskaper

Koncentrationen CH₄ i torven representerar nettot av produktion, konsumtion och transportprocesser. CH₄-halten i torvens porsystem visade på en hög variation mellan de olika lokalerna (Figur 12). Även om halterna generellt överlappar mellan de naturliga och restaurerade ytorna kunde vissa signifikanta skillnader påvisas på lokalnivå, framförallt under grundvattentytan. Till exempel Ånnsjöns myr ($p < 0,05$; parat t-test) och Stensjöflon ($p = 0,05$; parat t-test) uppvisade högre CH₄-

koncentrationer på den naturliga ytan jämfört med den restaurerade ytan, medan CH₄-koncentrationerna var högre på den restaurerade ytan i Öjsjömyrarna (p < 0,01; parat t-test). I övrigt fanns inga signifikanta skillnader i CH₄-halt på objektsnivå.



Figur 12. Halten av metan (a) och koldioxid (b) på de naturliga och restaurerade ytorna i samtliga torvmarker.

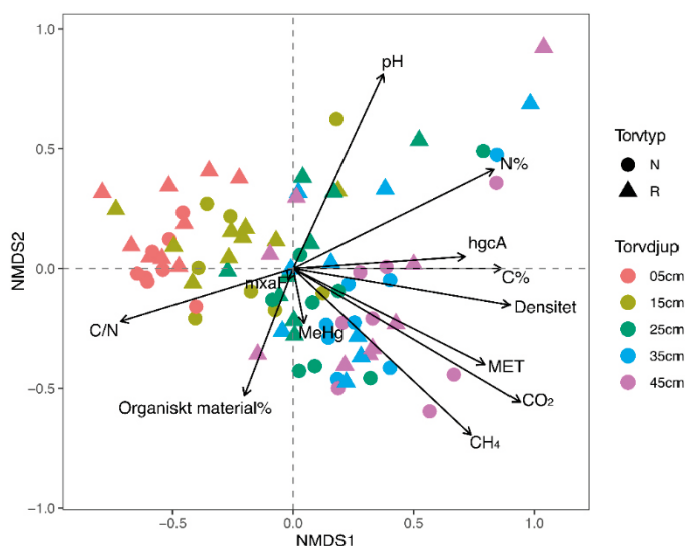
Integrerad analys av hela datamängden (LMM; Ekvation 1&2) visade att de restaurerade ytorna hade signifikant lägre CH₄-halter än de naturliga på 5 cm djup (Tabell 3). Då detta test baserar sig på normaliserade data kan observationen inte användas för att utvärdera mängden CH₄ i sig, utan endast utreda ifall de finns systematiska skillnader mellan naturliga och restaurerade ytor på lokalnivå. LMMn visade även att förekomsten av de gener som kodar för metanotrofa populationer var signifikant högre i de restaurerade än i de naturliga objekten, men att denna skillnad endast förekom på 25 cm djup (Tabell 3). Detta kan vara en effekt av lägre grundvattenyta som främjar metanotrofa organismer och en högre CH₄-oxiderande potential, vilket kan påverka CH₄-halterna i myrytan även om oxidationen sker i djupare, underliggande torvlager. Inga skillnader mellan naturliga och restaurerade ytor kunde påvisas med avseende på CO₂-halter (Tabell 3).

Tabell 3. Skillnader mellan naturliga och restaurerade ytor gällande genabundans för metanotrofa och metanogena organismer (genkopior ml⁻¹), CH₄ (ppm) och CO₂ (ppm). De angivna p-värdena är ett resultat av ett post hoc-test som utgår från en linjär blandad modell (LMM).

Torvdjup	Metanotrofer (genkopior ml ⁻¹)	Metanogener (genkopior mL ⁻¹)	CH ₄ (ppm)	CO ₂ (ppm)
4–6 cm	0,52	1,00	0,013 (N > R)*	1,00
14–16 cm	1,00	0,32	0,051 (N > R)*	0,12 (N > R)*
24–26 cm	0,0021 (N < R)*	1,00	0,19 (N > R)*	1,00
34–36 cm	1,00	1,00	1,00	1,00
44–46 cm	1,00	1,00	0,29 (N > R)	1,00

* N – naturlig yta; R – restaurerad yta.

CH₄-halter och abundansen av metanogena organismer, framförallt *Candidatus methanoflorentaceae* tillhörande Rice Cluster II (se sektion 5.2 ovan) korrelerade positivt. CH₄-halt och förekomsten av metanogena organismer korrelerar även med torvens densitet och C%, medan koncentrationerna var svagt negativt korrelerade med torvens C/N-kvot, pH och den genomsnittliga grundvattennivån (PERMANOVA) (Figur 13). Grupper som är kända för att vara potentiellt metanotrofa omfattar *Methylocystis*, som var den dominerade representanten för metanotrofer i alla prov, samt *Methylocella* och *Methylocaps*, som förekom i enstaka prov. I prov där de senare förkom var också abundansen av mxaF-genen högre (Bilaga D, Figur D1).



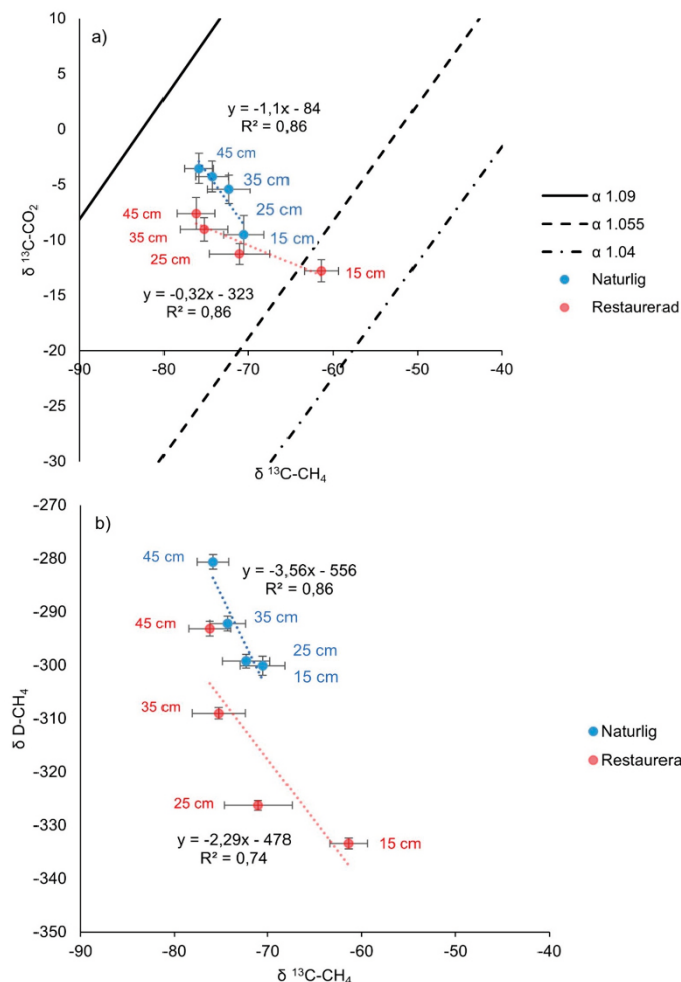
Figur 13. Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS)-diagram för bakteriesamhällen enligt 16S rRNA-data. Punkter är färgade baserat på torvdjup och miljöfaktorer som är associerade med mikrosamhällets struktur är illustrerade som vektorer, där längden och riktningen av vektorerna indikerar graden av korrelation med samhällsdata. Metanogener (MET), metanotrofer (mxaF) och kvicksilvermetylerare (Deltaproteobacteria, hgcA) anges som antalet genkopior per ml och övriga variabelförkortningar motsvarar pH-värdet i porvattnet (pH), densitet (BD; g cm⁻³), CH₄-koncentrationen i porvattnet (CH₄; ppm), MeHg-koncentrationen (ng g⁻¹), halterna organiskt material ("Organic matter%"; massa-%), kol (C%; massa-%) och kväve (N%; massa-%), samt deras kvot (C/N).

3.3.2 Biogeokemiska bildningsvägar av metan

Förekomsten av stabila isotoper av kol (¹³C) i CO₂ och CH₄, samt deuterium i CH₄ ger oss en detaljerad inblick i molekylernas biogeokemi (Popp m.fl., 1999; Lecher m.fl., 2017). Samtliga lokaler visade en tydlig dominans av hydrogenotrof CH₄-bildning ($\alpha > 1,055$; Whiticar, 1986; Hornibrook, 2000; Heffermann m.fl., 2020) förutom i de restaurerade ytorna där CH₄ på 15 cm djup övergick till att i högre grad härröra från acetoklastisk CH₄-bildning (Figur 14a). Det är även uppenbart att ¹³C i CO₂ blir mer anriktat med djupet, samt att denna anrikning verkar vara mindre i de restaurerade objekten än de naturliga (Figur 14a).

På ≥ 25 cm djup förekom inga skillnader i ¹³CH₄ mellan naturliga och restaurerade ytor, men de restaurerade avvek markant på 15 cm djup (Figur 14b). Deuterium-innehållet i CH₄ var högst på 45 cm djup och utarmades successivt upp till 15 cm

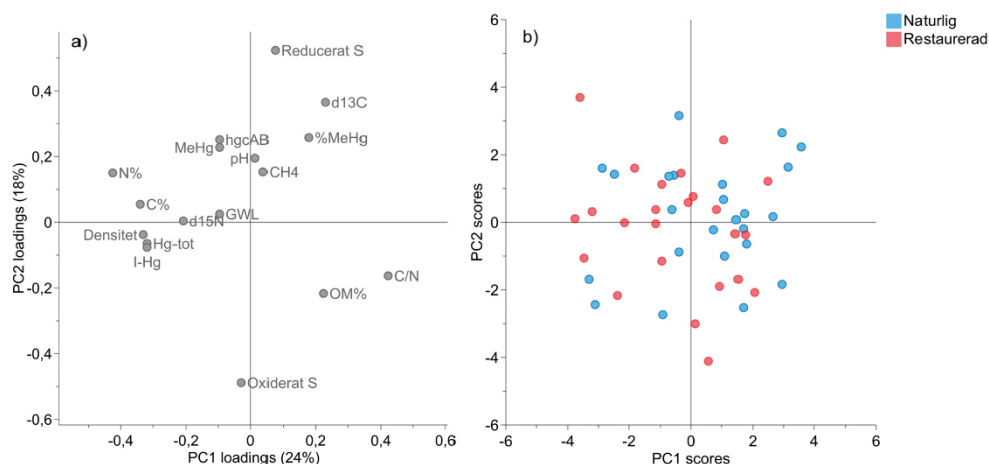
(Figur 14b). Detta mönster var tydligt både på naturliga och restaurerade ytor. Vidare var deuteriuminnehållet på respektive djup konsekvent lägre på de restaurerade ytorna (-290 till -330) jämfört med de naturliga ytorna (-280 till -300).



Figur 14. a) $^{13}\text{C-CO}_2$ uttryckt som en funktion av $^{13}\text{C-CH}_4$ på 15, 25, 35 och 45 cm djup i naturliga och restaurerade objekt. Resultatet bygger på alla lokaler och djup där porvattenprover kunde tas. Metan (CH_4) på 15 cm djup är konsekvent mest anrikt i ^{13}C och anrikningsgraden avtar successivt med djupet, samtidigt som $^{13}\text{C CO}_2$ blir mer utarmat i ^{13}C . CH_4 -bildning ger en isotopfördelningar i spannet (α) 1,04–1,09, där 1,04–1,055 är indikativt av hydrogenotrof CH_4 -bildning och $\alpha > 1,055$ indikerar acetoklastisk bildning. D-CH_4 som en funktion av $^{13}\text{C-CH}_4$ i porvattenmetan från naturliga och restaurerade ytor. b) En anrikning i $^{13}\text{C-CH}_4$ parallellt med en anrikning i D-CH_4 är indikativt för påverkan av processer kopplade till transport genom diffusion eller konsumtion av metanotrofa organismer. Den observerade diskrimineringen av deuterium påvisar istället att skillnaden i $^{13}\text{C-CH}_4$ är ett resultat av förändrade bildningsvägar i de restaurerade objekten, framförallt på 15 cm djup.

3.4 Kvicksilvermetylering

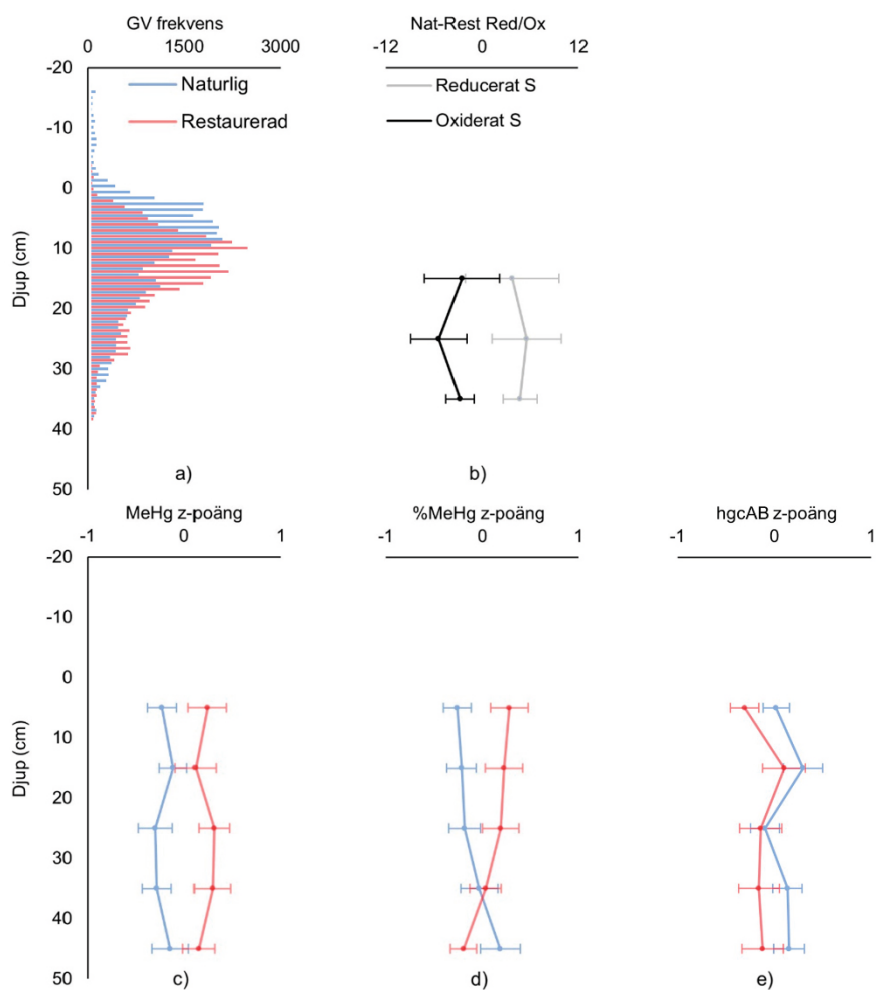
Sambandet mellan torvens fysikaliska egenskaper, kemisk speciering av svavel- och Hg, samt förekomsten av Hg-metylerande mikroorganismer visualiserades i en principalkomponentanalys (PCA) där de restaurerade och naturliga ytorna separerades som olika klasser (Figur 15). De första två principalkomponenterna förklarade tillsammans 42 % av variationen i data. Komponent 2 förklarade 18 % och är tydligt driven av redoxförhållanden (åskådliggjort av oxiderat och reducerat S), medan komponent 1 (24 % förklaringsgrad) beskriver fysikaliska egenskaper (densitet) och näringsförhållanden (C/N kvot). Halten MeHg korrelerade positivt med koncentrationen hgcA-gener, men kan även sättas i samband med lägre redoxpotential (reducerat S), medan den totala Hg-koncentrationen (Hg-tot) och oorganiskt Hg (I-Hg) korrelerade positivt med torvens densitet och kolinnehåll (C%). Den senare korrelationen styrdes främst av det signifikanta sambandet mellan densitet och halterna totalt och oorganiskt Hg på 30–40 cm djup. Sammanfattningsvis är den på kort sikt mer föränderliga halten MeHg styrd av parametrar som relaterar till biologisk aktivitet och redoxpotential, medan den mer konservativa halten av I-Hg främst styrs av torvdensitet, som är en mer konservativ parameter. De två torvmarsklasserna (naturlig och restaurerad) överlappade i ordinationen.



Figur 15. Principalkomponentanalys (PCA) över kvicksilverformer (MeHg, %MeHg, Hg-tot, I-Hg), svavelformer (oxiderat och reducerat svavel), samt torvegenskaper på djupen 15, 25 och 35 cm på naturliga och restaurerade torvmarsytor.

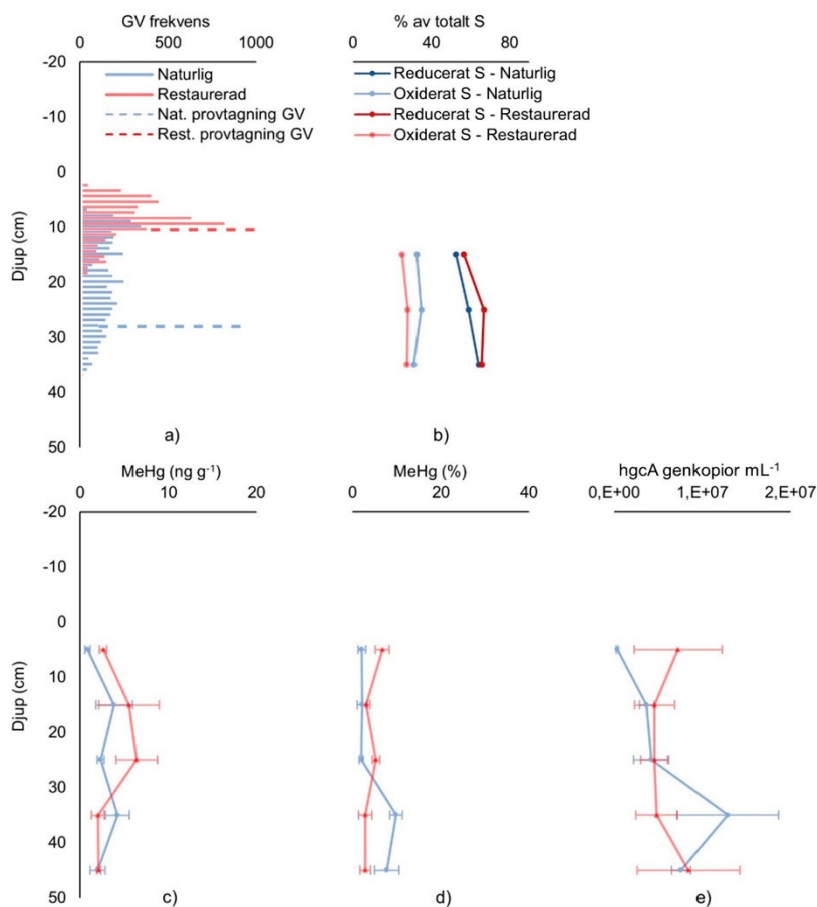
Skillnader i Hg-koncentration och redoxförhållanden (representerat av oxiderat och reducerat S) kopplat till grundvattennivån, samt svavelspeciering förekom mellan de restaurerade och naturliga ytorna inom torvmarsparen (Figur 17–24). Även då samtliga lokaler ingick i analysen förekom skillnader mellan naturliga och restaurerade ytor (Figur 16). Grundvattennivån uppvisade en normalfördelning då observationer från samtliga lokaler i båda kategorierna grupperades (Figur 16a). Generellt var grundvattennivåerna något högre på de naturliga ytorna (median 13 cm) jämfört med de restaurerade ytorna (median 9 cm). På de naturliga ytorna förekom enstaka observationer av grundvattennivåer upp till 17 cm ovanför markytan, medan grundvattennivåer som understeg 39 cm observerades vid ett fåtal tillfällen både på restaurerade och naturliga ytor.

De positiva värdena för differensen av reducerat svavel mellan naturliga och restaurerade torvmarker och de negativa värdena för differensen av oxiderat svavel (Figur 16b) visar att de naturliga ytorna innehåller mer reducerat svavel och mindre oxiderat svavel i förhållande till restaurerade ytor på de undersökta djupen (15–35 cm). Om samtliga torvmarker beaktas bildar djupprofilerna av MeHg och %MeHg i de naturliga och restaurerade ytorna spegelbilder i förhållande till varandra (Figur 16c och d), dock utan signifikanta skillnader vid $p < 0.05$.



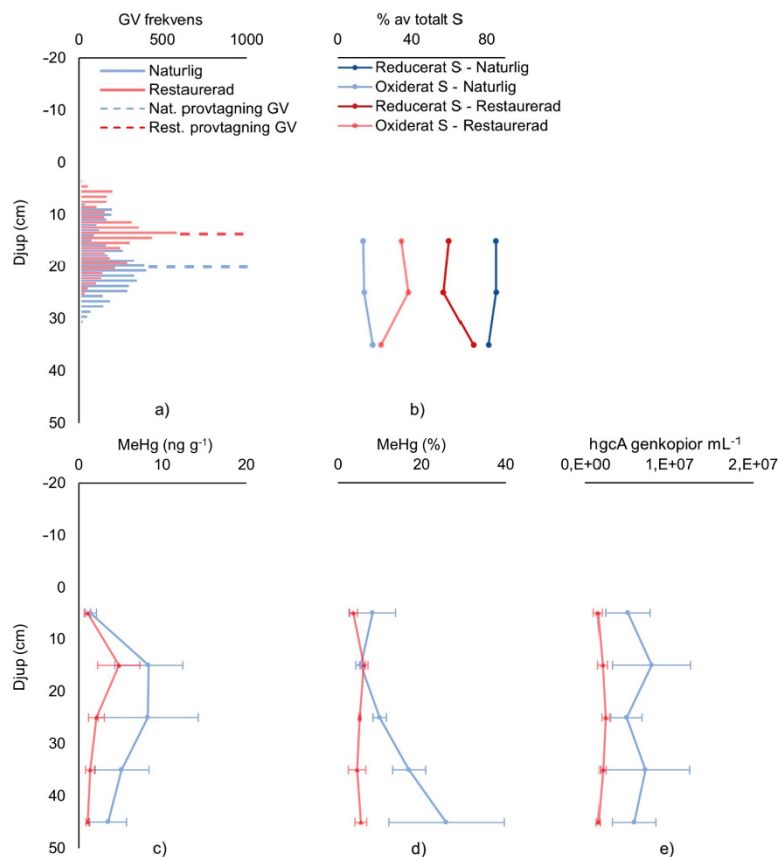
Figur 16. a) Histogram och låddiagram över grundvattenobservationer från Anderstorps Stormosse (Småland), Store mosse (Småland), Bredsjömossen (Östergötland), Ånnsjöns myr (Jämtland), Öjsjömyrarna (Jämtland), Stensjöflon (Västernorrland), Sör-Lappmyran (Västernorrland) och Mossaträsk (Västernorrland), b) medelskillnad mellan naturliga och restaurerade ytor (naturlig-restaurerad) gällande oxiderade och reducerade S XANES (felstaplar anger standardfel), c) skillnader i MeHg-koncentration (ng g^{-1}) mellan naturliga och restaurerade ytor baserat på data från samtliga lokaler (standardpoäng med standardfel), d) skillnader i %MeHg av total Hg mellan naturliga och restaurerade ytor baserat på samtliga lokaler (standardpoäng med standardfel), e) skillnader i hgcA-kopior mellan naturliga och restaurerade ytor.

På Anderstorps Stormosse förekom de högsta MeHg-halterna (ng g^{-1}) på ett djup av 35 cm på den naturliga ytan och på 25 cm djup på den restaurerade ytan (Figur 17c). Den högsta andelen MeHg av det totala Hg-innehållet (%) förekom på 35 cm djup i den naturliga delen och 5 cm djup i den restaurerade delen (Figur 17d). Den högsta förekomsten av hgcAB-gener (antal per ml) uppmättes på 35 cm djup på den naturliga ytan och på 5 cm samt 45 cm djup på den restaurerade ytan. Andelen oxiderat svavel (% av totala S) var lägre än andelen reducerat svavel över hela djupprofilen både på den naturliga och den restaurerade ytan (Figur 17b) och skillnaderna mellan det oxiderade (ca 30 %) och reducerade svavlet (ca 70 %) var större på den restaurerade torvmarksytan.



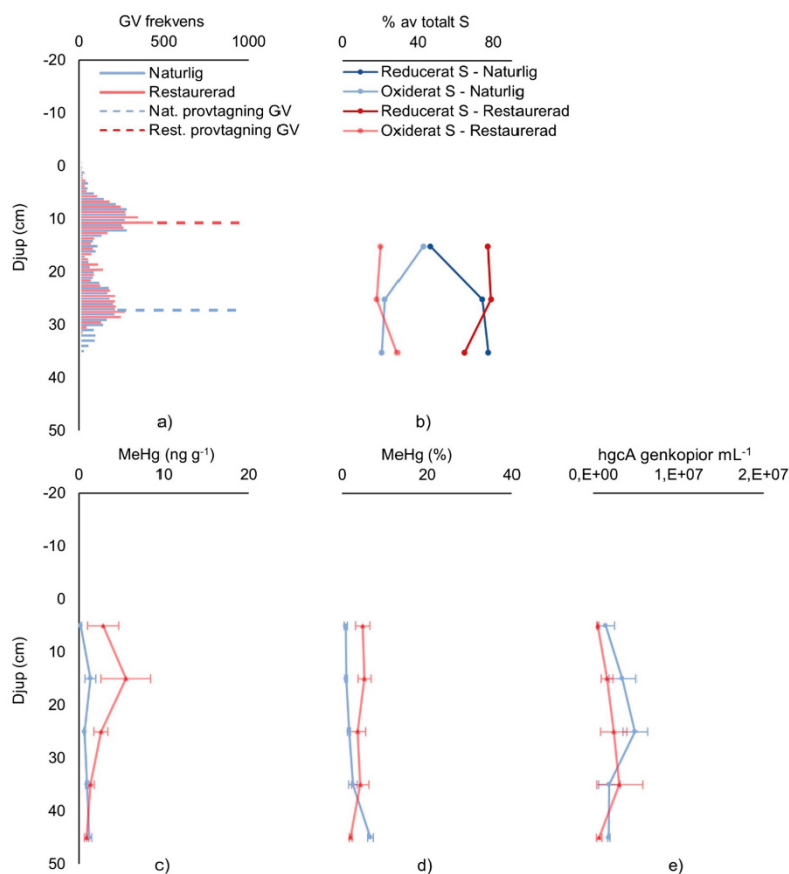
Figur 17. a) Histogram över timvisa observationer av grundvattennivån i naturliga (blå) och restaurerade (röd) provtagningspunkter på Anderstorp Stormosse under perioderna 20/4–31/10 (2022) och 14/4–31/10 (2023) (1 cm bredd av bins). De streckade linjerna avser grundvattennivån vid provtagningstillfället i augusti 2021. b) Oxiderade och reducerade S XANES, c) metylkvicksilverkoncentration i torv (nanogram per gram), d) procent metylkvicksilver av total Hg och e) hgcA-gensens antal per ml prov på naturliga och restaurerade ytor på Anderstorp Stormosse.

På Store mosse förekom de högsta MeHg-halterna (ng g^{-1}) på ett djup av 15–25 cm på den naturliga ytan och på 15 cm djup på den restaurerade ytan (Figur 18c). Ett av replikaten från den naturliga ytan hade upp till fyra gånger högre MeHg och %MeHg jämfört med övriga replikat, vilket delvis sammanföll med högre förekomst av hgcA-genen. Andelen oxiderat svavel (% av totala S) var lägre än andelen reducerat svavel över hela djupprofilen både i den naturliga och i den restaurerade torvmarken (Figur 18b) och skillnaderna mellan det oxiderade (ca 20 %) och reducerade svavlet (ca 80 %) var större på den naturliga ytan.



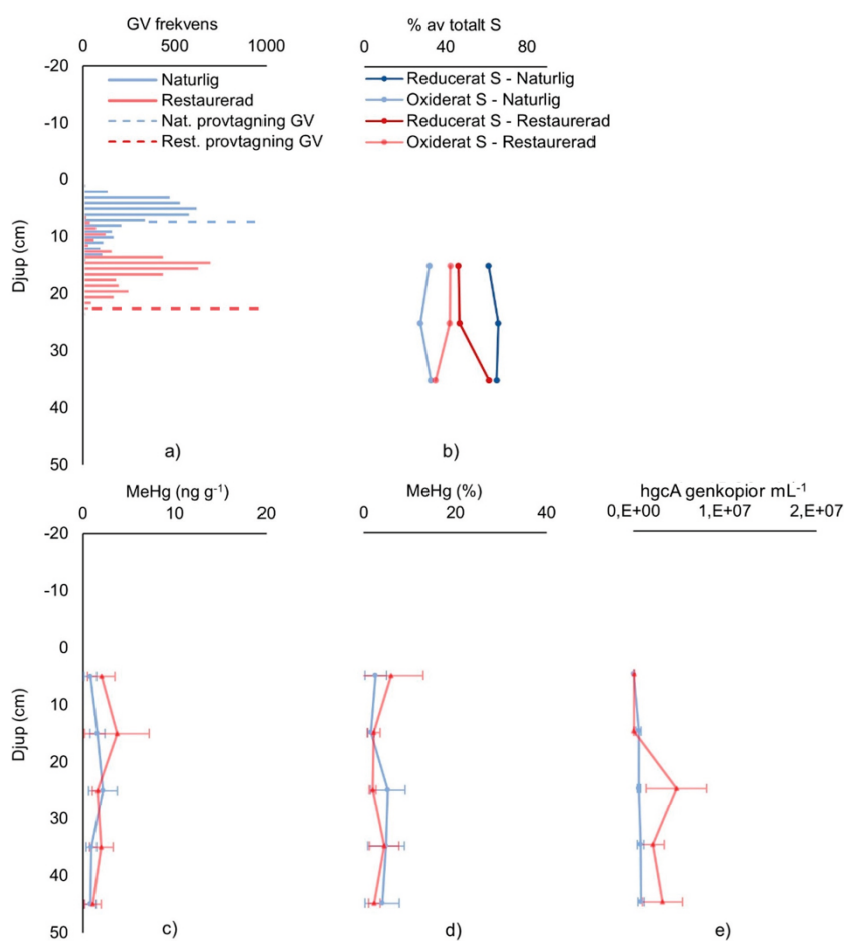
Figur 18. a) Histogram över timvisa observationer av grundvattennivån på naturliga (blå) och restaurerade (röd) ytor på Store Mosse under perioden 20/4 – 31/10/2022 och 14/4 – 31/10/2023 (1 cm bredd av bins). De streckade linjerna avser grundvattennivån vid provtagningstillfället i augusti 2021. b) Oxiderade och reducerade svavelformer, c) metylkvicksilverkoncentration i torv (nanogram per gram), d) procent metylkvicksilver av total Hg och e) hgcA-genens antal per ml prov på naturliga och restaurerade ytor på Store Mosse.

På Bredsjö mossen förekom de högsta MeHg-halterna (ng g^{-1}) på ett djup av 45 cm på den naturliga ytan och på 15 cm djup på den restaurerade ytan (Figur 19c). Ett av replikaten på den naturliga delen av torvmarken hade upp till fyra gånger högre MeHg och %MeHg jämfört med övriga replikat, vilket delvis sammanföll med en hög förekomsten av *hgcA*-genen. Andelen oxiderat svavel (% av totala S) var lägre än andelen reducerat svavel över hela djupprofilen både på den naturliga och den restaurerade ytan (Figur 19b) och skillnaderna mellan det oxiderade (ca 20 %) och reducerade svavlet (ca 80 %) var större på den naturliga ytan.



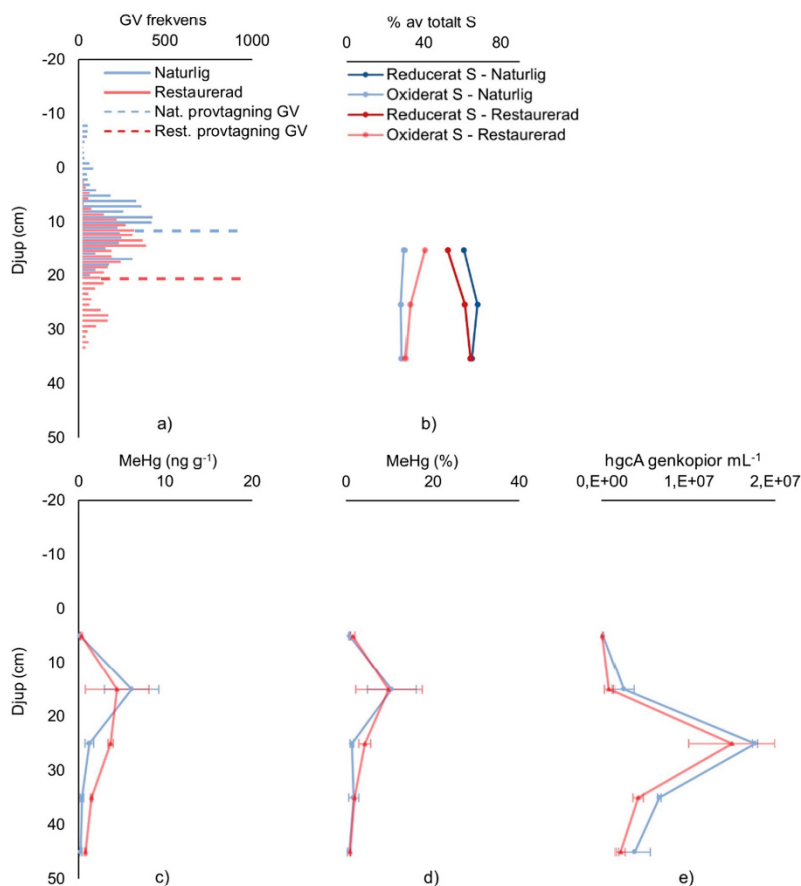
Figur 19. a) Histogram över timvisa observationer av grundvattennivån på naturliga (blå) och restaurerade (röd) ytor på Bredsjö mossen under perioden 20/4 – 31/10/2022 (1 cm bredd av bins). De streckade linjerna avser grundvattennivån vid provtagningstillfället i augusti 2021. b) Oxiderade och reducerade svavelformer, c) metylkvicksilverkoncentration i torv (nanogram per gram), d) procent metylkvicksilver av total Hg och e) *hgcA*-genens antal per ml prov på naturliga och restaurerade ytor på Bredsjö mossen.

På Ånnsjöns myr förekom de högsta MeHg-halterna (ng g^{-1}) på ett djup av 25 cm på den naturliga ytan och på 15 cm djup på den restaurerade ytan (Figur 20c). Ett av replikaten på den restaurerade ytan hade upp till fyra gånger högre MeHg och %MeHg jämfört med övriga replikat. Däremot var förekomsten av hgcAB-gener (antal per ml) jämn och låg över samtliga profiler både på den naturliga och restaurerade ytan. Andelen oxiderat svavel (% av total S) var lägre än andelen reducerat svavel över hela djupprofilen både på den naturliga och på den restaurerade ytan (Figur 20b) och skillnaderna mellan det oxiderade (ca 30 %) och reducerade svavlet (ca 70 %) var större på den naturliga ytan. På den restaurerade ytan var andelen oxiderat och reducerat svavel relativt jämn ner till ca 25 cm djup, varefter andelen reducerat svavel ökade i förhållande till det reducerade svavlet.



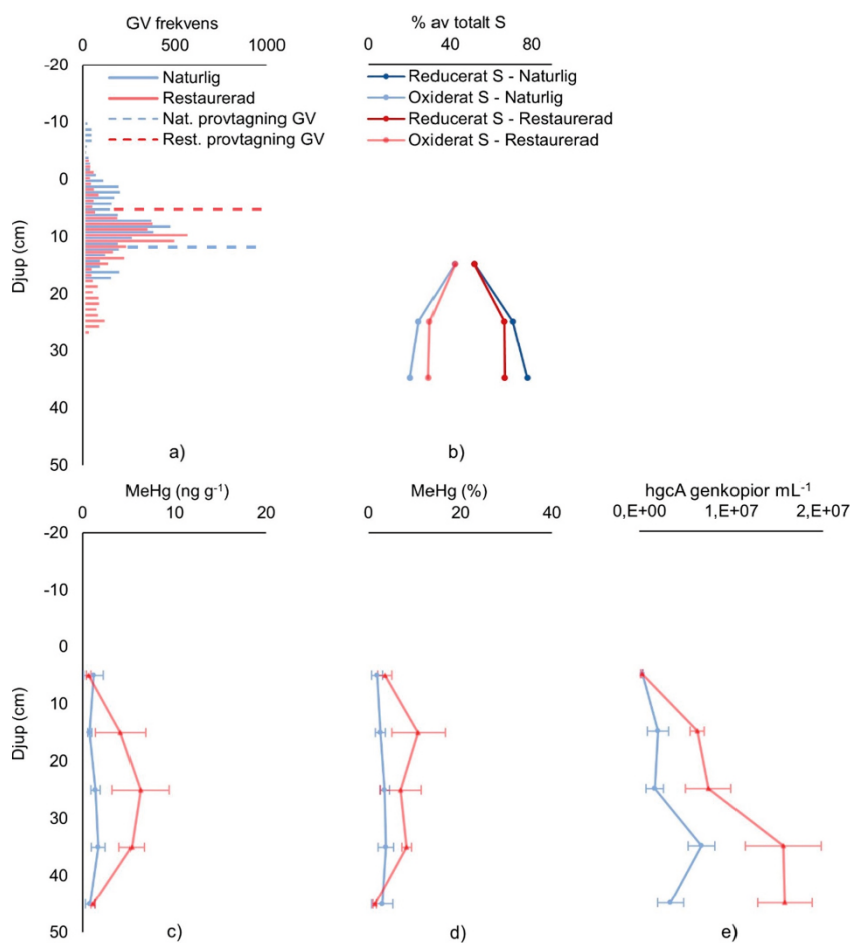
Figur 20. a) Histogram över timvisa observationer av grundvattennivån på naturliga (blå) och restaurerade (röd) ytor på Ånnsjöns myr under perioden 21/5 – 15/10/2022 och 13/5 – 7/10/2023 (1 cm bredd av bins). De streckade linjerna avser grundvattennivån vid provtagningstillfället i augusti 2021. b) Oxiderade och reducerade svavelformer, c) metylkvicksilverkoncentration i torv (nanogram per gram), d) procent metylkvicksilver av total Hg och e) hgcAB-gens antal per ml prov på naturliga och restaurerade ytor på Ånnsjön myr.

På Öjsjömyrarna förekom de högsta MeHg-halterna (ng g^{-1}) på ett djup av 15 cm både på den naturliga och den restaurerade ytan (Figur 21c). Förekomsten av hgcA-genen nådde sitt maximum 10 cm under de djup där de högsta MeHg-koncentrationerna observerades. Andelen oxiderat svavel (% av totala S) var lägre än andelen reducerat svavel över hela djupprofilen både på den naturliga och restaurerade ytan (Figur 21c) och skillnaderna mellan det oxiderade (ca 30 %) och reducerade svavlet (ca 70 %) var större på den naturliga ytan.



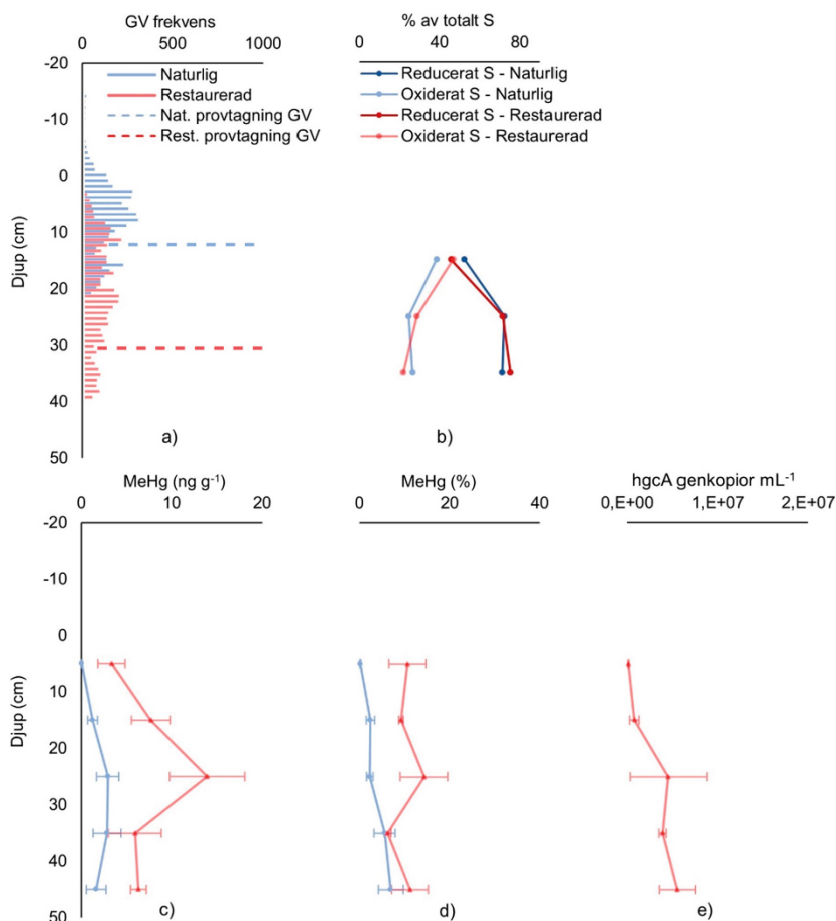
Figur 21. a) Histogram över timvisa observationer av grundvattennivån på naturliga (blå) och restaurerade (röd) ytor på Öjsjömyrarna under perioden 21/4 – 17/10/2022 och 11/5 – 10/7/2023 (1 cm bredd av bins). De streckade linjerna avser grundvattennivån vid provtagningstillfället i augusti 2021. b) Oxiderade och reducerade svavelformer, c) metylkvicksilverkoncentration i torv (nanogram per gram), d) procent metylkvicksilver av total Hg och e) hgcA-genens antal per ml prov på naturliga och restaurerade ytor på Öjsjömyrarna.

På Stensjöflon återfanns de högsta MeHg-halterna (ng g^{-1}) på ett djup av 25 cm på den restaurerade ytan, medan koncentrationerna var mer eller mindre konstanta på den naturliga ytan (Figur 22c). Förekomsten av hgcA-genen ökade med djupet över samtliga profiler både på den naturliga och restaurerade ytan. Andelen oxiderat svavel (% av totala S) var lägre än andelen reducerat svavel över hela djupprofilen både på den naturliga och restaurerade ytan (Figur 22b). På 15 cm djup var andelen reducerat (52 %) och oxiderat (42 %) svavel samma på den naturliga och restaurerade ytan, men med djupet ökade skillnaden mellan det reducerade (77 %) och oxiderade (20 %) svavlet mer på den naturliga ytan. En liten andel svavel är även intermediärt, vilket förklarar av det reducerade och oxiderade svavlet inte tillsammans uppgår i 100 %.



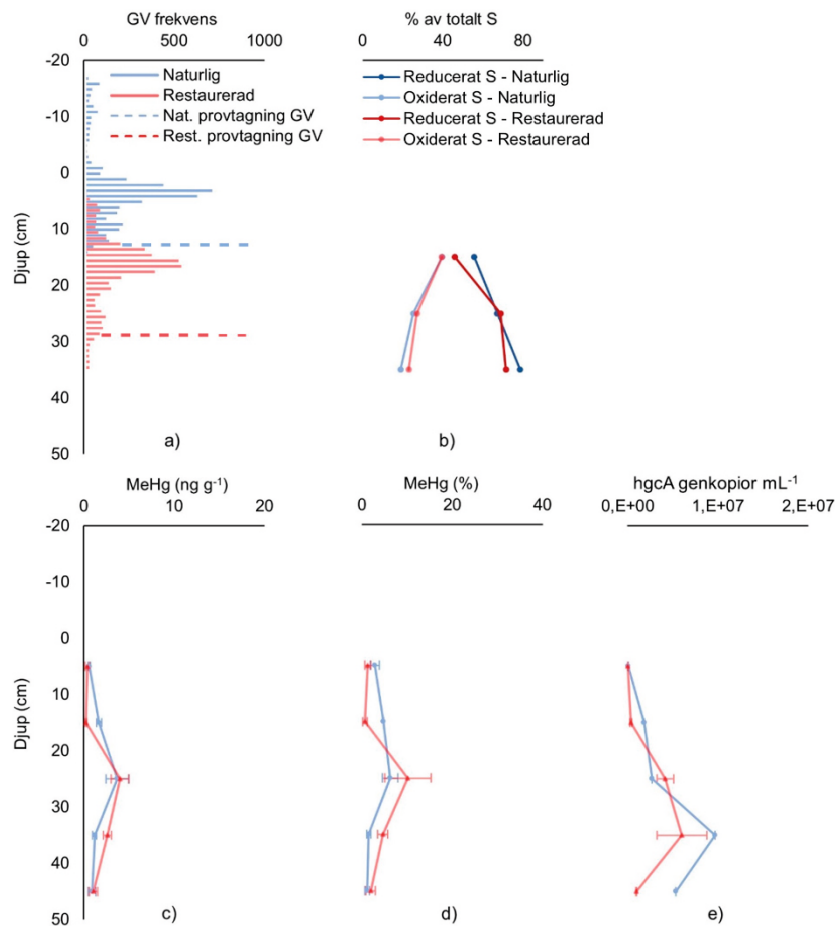
Figur 22. a) Histogram över timvisa observationer av grundvattennivån på naturliga (blå) och restaurerade (röd) ytor på Stensjöflon under perioden 21/4 – 8/10/2022 och 4/5 – 12/10/2023 (1 cm bredd av bins). De streckade linjerna avser grundvattennivån vid provtagningstillfället i augusti 2021. b) Oxiderade och reducerade svavelformer, c) metylkvicksilverkoncentration i torv (nanogram per gram), d) procent metylkvicksilver av total Hg och e) hgcA-genens antal per ml prov på naturliga och restaurerade ytor på Stensjöflon.

På Sör-Lappmyran förekom de högsta MeHg-halterna (ng g^{-1}) på ett djup av 25 cm på den restaurerade ytan och 35 cm på den naturliga ytan (Figur 23c). Förekomsten av *hgcA*-genen varierade med torvdjupet över samtliga profiler på den restaurerade ytan. På 15 cm djup var andelen reducerat (47 %) och oxiderat (47 %) svavel så gott som likvärdigt på den restaurerade ytan, för att sedan öka i det reducerade svavlets favör med ökat torvdjup. På den naturliga ytan med högre grundvattennivå var andelen reducerat svavel högre över hela djupprofilen.



Figur 23. a) Histogram över timvisa observationer av grundvattennivån på naturliga (blå) och restaurerade (röd) ytor på Sör-Lappmyran under perioden 13/5 – 24/10/2022 och 10/5 – 9/10/2023 (1 cm bredd av bins). De streckade linjerna avser grundvattennivån vid provtagningstillfället i augusti 2021. b) Oxiderade och reducerade svavelformer, c) metylkvicksilverkoncentration i torv (nanogram per gram), d) procent metylkvicksilver av total Hg och e) *hgcA*-genens antal per ml prov på naturliga och restaurerade ytor på Sör-Lappmyran.

På Mossaträsk förekom de högsta MeHg-koncentrationerna på 25 cm djup (Figur 24c). Utöver en torvkärna på den restaurerade ytan var även variationerna i MeHg%-profilerna små. Förekomsten av hgcA-genen ökade med djupet i samtliga profiler. Andelen oxiderat svavel (% av totala S) var lägre än andelen reducerat svavel över hela djupprofilen både på den naturliga och på den restaurerade ytan (Figur 24c) och skillnaderna mellan oxiderat och reducerat svavel ökade med djupet.



Figur 24. a) Histogram över timvisa observationer av grundvattennivån på naturliga (blå) och restaurerade (röd) ytor på Mossaträsk under perioden 21/4 – 18/10/2022 och 10/5 – 9/10/2023 (1 cm bredd av bins). De streckade linjerna avser grundvattennivån vid provtagningstillfället i augusti 2021. b) Oxiderade och reducerade svavelformer, c) metylkvicksilverkoncentration i torv (nanogram per gram), d) procent metylkvicksilver av total Hg och e) hgcA-genens antal per ml prov på naturliga och restaurerade ytor på Mossaträsk.

4. Diskussion

För att kunna bedöma om våtmarksrestaurering riskerar att skapa punktkällor för CH_4 -produktion och Hg-metylering är det av avgörande betydelse att förstå vilka fysikaliska, kemiska och mikrobiella förändringar som uppstår till följd av långvarig dränering av torvmarker, samt om och i vilken utsträckning det är möjligt att återskapa de naturliga, biogeokemiska förhållanden som rådde innan våtmarksdräneringen. Det är i detta sammanhang även viktigt att beakta de yttre lokala miljöfaktorer som kan komma att påverka våtmarken, samt typen av restaureringsinsats som har genomförts. I de kommande kapitlen diskuteras huruvida restaureringsinsatserna har medfört ökad CH_4 -produktion (kapitel 4.1) och/eller Hg-metylering (kapitel 4.2) i de åtta undersökta torvmarkerna. Därefter redogörs för hur bakomliggande torvmarksegenskaper skiljer sig mellan naturliga och restaurerade torvmarker och hur skillnaderna kan komma att påverka grundvattennivårestaurering (kapitel 4.3), graden av torvnedbrytning till följd av våtmarkernas dränerings- och restaureringshistoriker (kapitel 4.4), samt vilka mikrober som förekommer i torvmarkerna och hur de interagerar (kapitel 4.5).

4.1 Medför våtmarksrestaurering ökad metanproduktion?

Torvmarksdräneringens och -restaureringens påverkan på CH_4 -utsläpp, med kopplad risk för att punktkällor av CH_4 uppkommer lokalt, kan variera kraftigt beroende på olika egenskaper hos torvmarkerna. Dessa egenskaper styrs av förändringar i grundvattennivå (Nielsen, 2023), såväl som av diversitet och aktivitet hos de ursprungliga och återetablerade mikrobiella populationerna i våtmarken (Liu, 2022). Storleken av de uppmätta CH_4 -halterna i torven från de undersökta myrarna ligger inom de ramar som tidigare har observerats i nordliga myrar. Att det inom samma myr gick att observera både signifikant högre och signifikant lägre CH_4 -halter på restaurerade ytor jämfört med naturliga ytor visar på en stor potential för rumslig variation med avseende på biogeokemiska responser vid återvätning och restaurering. Från samtliga myrar använde vi torvprov från fastmattor, som antas representera medelförhållanden på myrytan vad gäller grundvattennivå och mikrotopografi. På blötare eller torrare områden inom myren kan avvikande förhållanden och processer förekomma jämfört med dem som beskrivs i den här rapporten. Även om variationen inom och mellan objekt var betydande framträdde ett mönster när vi analyserade samtliga objekt och lokaler. Den sammanfattande analysen av alla provtagna myrar indikerade något lägre CH_4 -halter i yttlig torv på de restaurerade ytorna jämfört med de naturliga ytorna, med signifikanta skillnader på 5 cm djup. Man ska dock hålla i åtanke att CH_4 -halterna som användes i analyserna endast representerar ett enstaka provtagningstillfälle och man bör därför vara försiktig med att dra för långtgående slutsatser baserat på denna observation, då den utan att ta hänsyn till variation över tid kan ha påverkats av rådande förhållanden i anslutning till provtagningen. Vi vet även från den hydrologiska utvärderingen att de naturliga ytorna i de flesta fall hade en högre grundvattennivå jämfört med de

restaurerade ytorna. Detta leder till högre CH₄-produktion i de ytliga skikten, vilket kan förklara observerade skillnader i CH₄-halt.

Den tydliga korrelationen mellan CH₄-koncentrationer och förekomst av metanogener stärker observationen kring skillnader i CH₄-halt mellan naturliga och restaurerade objekt. Metanogenernas populationsstorlek kan ses som en mer tidsmässigt integrerad och stabil uppskattning av CH₄-produktion (Sundh m.fl., 1995) jämfört med uppmätta halter av CH₄. Att metanbildande mikroorganismer dominerade längre ner i profilen och metanoxiderande närmare ytan, stämmer väl överens med tidigare observationer. Förekomsten av respektive population reflekterar en skiktning i torven i form av minskad syretillgång med ökat djup. Många metanotrofa organismer måste befinna sig i en miljö där de har tillgång till molekyllärt syre och där det finns CH₄ att oxidera. Utifrån denna generella stratifiering kan det te sig märkligt att förekomsten av metanogena och metantrofa organismer är korrelerade i de djupare lagren både på de restaurerade och naturliga ytorna. Metantrofer kan dock etablera sig även i djupare torvlagre då deras behov av syre kan tillgodoses av till exempel kärnväxter som transporterar ner syre till rotzonen. Även om detta syre i första hand förbrukas av rötterna själva i samband med rotrespiration, så kan en del av syret nyttjas av aeroba organismer i den omgivande och i övrigt syrefattiga torven. En stor CH₄-producerande population kan sannolikt vidmakthålla en större mängd metantrofer, vilket kan förklara varför storleken av de metanogena och metantrofa grupperna korrelerar på specifika djup. Att metanogena och metantrofa populationer bara korrelerade på ytliga torvdjup i de naturliga lokalerna, men inte i de restaurerade, kan vara en indikation på att fördelningen av populationerna fortfarande är påverkade av tidigare dikning och att de inte helt har återhämtat sig under de drygt tio år som har gått sedan återvätningen. Alternativt kan det bero på en generell lägre grundvattenyta i de restaurerade ytorna, som förhindrar återetablering av metanogena populationer i de mest ytliga torvlagren (5 cm).

Genom att studera fördelningsförändringen i stabila isotoper av kol och väte i djupled och mellan naturliga och restaurerade ytor kunde vi påvisa signifikanta och systematiska skillnader mellan naturliga och restaurerade system vad gäller både biogeokemiska bildningsvägar av CH₄ och dess dynamik (Figur 14). Ett högre inslag av CH₄ bildat från acetat, som vi ser i de restaurerade ytorna på 15 cm djup, brukar generellt förklaras med högre närings- och substrattillgång (Hornibrook m.fl., 2000). Förutom avvikande bildningsväg för CH₄ på 15 cm djup på de restaurerade ytorna fanns det även ett mönster med lägre CH₄-halt ($p = 0,05$) på detta djup. Generellt hade naturliga ytor en högre anrikning av ¹³C i torvens CO₂ i jämförelse med restaurerade ytor. En högre grad av anrikning indikerar mer reducerande förhållanden, vilket även är i linje med de observerade skillnaderna i CH₄-halt och dess bildningsvägar.

Den systematiska anrikningen av ¹³CH₄ från 45 cm till 15 cm djup kan ha flera förklaringar. Förutom skillnader i bildningsvägar, från hydrogenotrof till acetoklastisk CH₄-bildning, kan isotopfördelningen även vara ett resultat av diffusion (Throckmorton m.fl., 2015), då ¹²CH₄ diffunderar snabbare än ¹³CH₄, vilket leder till anrikning. Metantrof förbrukning av CH₄ kan även innebära en riktad fraktionering, som kan leda till en anrikning av ¹³CH₄ (Whiticar m.fl., 1999, Chanton m.fl., 2005), eftersom utnyttjandet av ¹²CH₄ sker i något snabbare takt jämfört med ¹³CH₄. Det beror på en högre enzymatisk affinitet för den lättare (dominerande) isotopformen. Alla dessa faktorer kan leda till den observerade systematiska

anrikningen av ^{13}C - CH_4 närmare markytan. Om anrikningen av $^{13}\text{CH}_4$ är ett resultat av transport eller konsumtion borde även deuterium anrikas parallellt med ^{13}C (Popp m.fl., 1999), men så är inte fallet (Figur 14). Det motsäger att anrikningen i $^{13}\text{CH}_4$ som observeras när man går från djupare till mer yttligare torvdjup i huvudsak skulle vara en effekt av transport eller oxidation, utan att det är biogeokemiska bildningsvägar som skiljer mellan naturliga och restaurerade torvmarker, med en högre andel acetoklastisk CH_4 -bildning i de senare.

Sammantaget visar resultaten på att även om förutsättningarna för CH_4 -produktion och CH_4 -oxidation i torven skiljer sig mellan naturliga och restaurerade ytor, så är skillnaden i förekomst av metanogena och metanotrofa populationer tämligen konstant och halter CH_4 i torven är likartad. Även om vi kan påvisa skillnader kopplade till biogeokemiska processer som leder till CH_4 -bildning, verkar dessa inte påverka potentialen för CH_4 -produktion i någon större utsträckning. Troligen är de skillnader som vi observerar en effekt av systematiska skillnader i grundvattenyta mellan restaurerade och naturliga ytor, det vill säga faktorer som är kopplade till genomförandet av restaureringen. Baserat på antagandet att dikade torvmarker har låg CH_4 -produktion, hög kapacitet för CH_4 -oxidation och små emissioner av CH_4 kan vi dra slutsatsen att restaurerade torvmarker inom en tioårsperiod verkar återgå till en CH_4 -dynamik som är jämförbar med naturliga (opåverkade) system. En sådan snabb återhämtning med avseende på CH_4 -emissioner stämmer väl överens med tidigare modellbaserade studier av beskogade nordliga torvmarker som genomgår restaurering (Ojanen & Mikkinen (2020). En snabb ökning av CH_4 -emissioner förlänger den tid som måste gå efter restaurering innan myren återgår till att bli en nettosänka för växthusgaser. Det är därför av stor vikt att framtida forskning fokuserar på att skatta vilka tidsspann som är relevanta för att restaureringsåtgärder ska kunna uppnå klimatnytta.

4.2 Medför våtmarksrestaurering ökad kvicksilvermetylering?

Till skillnad från tidigare studier som har påvisat upp till tio gånger förhöjda halter av MeHg efter en grundvattenhöjning av en våtmark med mer än en meter (St Louis m.fl., 2004), indikerar våra resultat ingen risk för att nya punktkällor för Hg-metylering har uppkommit i de undersökta myrarna till följd av våtmarksrestaurering. Eftersom provtagningen utfördes tio år efter restaureringsinsatserna kan vi inte utesluta risken för att en tillfällig punktkälla uppkommer i torvmarkerna direkt efter restaureringen, men ifall en sådan puls uppstår är den förhållandevis kortvarig och försvinner inom ett årtionde. Även tidigare studier har visat att en mindre grundvattenhöjning inte resulterar i större förändringar av halten MeHg i enskilda våtmarker jämfört med skillnader som existerar mellan olika våtmarkstyper (Tjerngren m.fl., 2012b).

Exempel på kortvarig, men tydlig förhöjning i Hg-metylering har rapporterats från väl-dränerade och förhållandevis näringsrika skogsmarker som har översvämmats upp till en meter. I dessa väl-dränerade ekosystem ökade Hg-metyleringen med flera 100 % två år efter grundvattenhöjningen (Hall m.fl., 2005). Därefter minskade snabbt det MeHg som hade absorberats till jorden på grund av ökad netto-demetylering. På motsvarande sätt kan produktionen av MeHg höjas tillfälligt

i områden som blir blötare efter skogsavverkning (Bishop m.fl., 2009; Kronberg m.fl., 2016a). Skillnaden i metylering är störst i jordar som var väl-dränerade innan avverkningen (Skylberg m.fl., 2009; Kronberg m.fl., 2016b). Det som är avgörande för metyleringen är kvalitén på torvens organiska material, som fungerar som energikälla för metylerande mikroorganismer. St Louis m.fl. (2004) jämförde effekten av att översvämma väl-dränerad skogsmark med torvbildande våtmark och fann att skogsmarkerna var betydligt mer benägna att bilda MeHg på grund av det förhållandevis onedbrutna organiska materialet med högt energiinnehåll som återfinns där, jämfört med våtmarkens torv.

De genomsnittliga MeHg-koncentrationerna i de undersökta torvmarkerna ($2,50 \pm 0,20$ s.e ng g⁻¹, Figur 17–24) ligger inom det förväntade spannet för nordliga myrar, där MeHg normalt står för ungefär 1 % av det totala kvicksilvret i våtmarksjordar (Tjerngren m.fl., 2012; Åkerblom m.fl., 2020). Vi har i den här studien inte uppmätt flöden av metylkvicksilver vid ut- eller inlopp, utan undersökt betingelserna för kvicksilverproduktion, vilket kan komplettera studier där direkta flöden har uppmätts. Den hydrologiska sammankopplingen är avgörande för om det metylerade kvicksilvret ska kunna transporteras lateralt från myren till nedströms vattendrag och bilda en läcka av metylkvicksilver. Koncentrationen av totalt och oorganiskt Hg skiljde sig mellan de restaurerade och naturliga ytorna på 24–46 cm djup (Tabell B2), vilket innebär att bakgrundsnivåerna varierar något mellan lokalerna. Det är dock i sammanhanget viktigt att poängtera att torvmarkerna som ingick i studien inte omfattar de mest näringsrika våtmarker som förekommer i Sverige (Wang m.fl., 2020). Näringsrika våtmarker kan potentiellt skapa punktkällor för Hg-metylering om den ökade näringstillgången stimulerar metylering mer än den stimulerar demetylering (Tjerngren m.fl., 2012a, b). Vegetationen kan även påverka variationen inom myren vad gäller kvicksilverprocesser och skapandet av lokala punktkällor. I förhållande till övriga undersökta torvmarker är Ånnsjöns myr något mer näringsrik tack vare den karbonatrika fyllit (Tabell 2) som förekommer i myrens omgivning. Trots det skiljde sig eller inte Ånnsjöns myr från övriga torvmarker vad gäller MeHg-produktionen.

Även om grundvattennivån var lägre i majoriteten av de restaurerade ytorna jämfört med de naturliga referensytorna var halterna MeHg högre i de restaurerade ytorna, dock utan signifikanta skillnader (Figur 16). Hg-metylering är en anaerob process som gynnas av vattenmättade förhållanden. Metylering kan även ske ovanför grundvattenytan eftersom de ytligaste torvlagren ovanför grundvattenytan kan vara blöta och därmed möjliggöra Hg-metylering om vatten stiger kapillärt till dessa torvskikt. Metylering kan därför förkomma inom ett bredare intervall i syresättningsgrad (redoxpotential) jämfört med vad som är typiskt för CH₄-bildning. Grundvattennivån vid ett givet tillfälle kan därför i vissa fall vara otillräcklig för att reflektera rådande redox-förhållanden. Utöver grundvattenytan användes därför andelen av oxiderade och reducerade svavelformer för att beskriva redox-förhållanden i de studerade torvmarkerna. De flesta av dessa svavelformer är inbyggda i det organiska materialet i torven sedan flera månader eller år tillbaka. Andelen reducerat och oxiderat svavel i torven utgör därför ett indirekt mått på torvens redox-status, som reflekterar förhållanden under en längre tid. Baserat på de förekommande svavelformerna uppvisade de restaurerade ytorna mer oxiderande förhållanden jämfört med de naturliga ytorna. Eftersom våtmarksrestaurering eftersträvar att skapa vattenmättade och därför reducerade förhållanden pekar S XANES-resultaten på att de önskvärda effekterna av våtmarksrestaurering ännu inte helt

har uppnåtts. Dessa resultat överensstämmer med de observerade förändringarna i torvens fysikaliska och kemiska egenskaper som diskuteras längre fram i rapporten (Figur 8).

Det är idag osäkert hur långlivade de oxiderade och reducerade svavelformerna är i torven. Grundvattenytas fluktuation spelar en betydande roll för vilka svavelformer som återfinns i ytliga torvlager, medan de biogeokemiska förhållandena i djupare torvlager sannolikt kan vara stabila under längre tid. Detta är i sin tur kopplat till olikheter mellan olika typer av våtmarker och deras hydrologiska förhållanden. Vår bedömning är att andelen oxiderat och reducerat svavel som vi rapporterar för de undersökta torvmarkerna representerar många år av biogeokemiska förhållanden i torven snarare än några få månader. Detta överensstämmer nämligen med resultaten för de fysikaliska och kemiska torvegenskaperna. Oavsett om svavelformerna beskriver tillståndet under det senaste halvåret eller årtiondet, så integrerar de redox-förhållanden över en längre period som inte styrs av enskilda väderförhållanden kopplade till exempel till sommartorka eller översvämning i samband med snösmältning eller höststormar.

I likhet med tidigare studier utförda på våtmarker med liknande egenskaper som myrarna i den här studien (Hu m.fl., 2020; Åkerblom m.fl., 2020), korrelerade koncentrationerna sulfat och MeHg. Däremot förväntade vi oss att MeHg skulle falla närmare det reducerade svavlet i PCAn (Figur 15). Avståndet i PCAn kan dock förklaras av att tidsskalorna som de berörda processerna varierar på inte nödvändigtvis är desamma.

4.3 Har grundvattenytan restaurerats framgångsrikt?

Våtmarksrestaurering bygger på det grundläggande antagandet att vattennivån höjs efter att dämmen upprättas i tidigare dräneringsdiken. Framgången och stabiliteten av de förändringar i grundvattennivå som efterföljer restaurering är direkt kopplade till CH_4 -produktion och Hg-metylering genom att syrefria miljöer som gynnar anaeroba mikrobers aktivitet skapas. Framgången av den tilltänkta grundvattennivåhöjningen varierade mellan de undersökta torvmarkerna. I de flesta våtmarker var grundvattenytan lägre på de restaurerade ytorna jämfört med de naturliga ytorna (Figur 6), vilket i likhet med S XANES-resultaten tyder på att återvätningsinsatserna inte har uppnått de önskvärda resultaten under det första årtiondet efter restaurering. Grundvattennivån sjönk även kraftigare vid torka på de restaurerade ytorna och i många fall var variationen i grundvattennivå större på de restaurerade ytorna jämfört med de naturliga ytorna. Sammantaget tyder grundvattenmätningarna på att torvmarkernas motståndskraft mot hydrologiska förändringar inte har kunnat återskapas genom restaurering, eftersom de restaurerade ytorna uppvisar större fluktuation i grundvattennivå jämfört med sina naturliga referensytor. Det krävs dock mer empiriska data från fler och framförallt torrare år för att det ska vara möjligt att avgöra om de restaurerade torvmarkerna även är mer känsliga mot långvarig torka, som i framtiden kan återkomma mer frekvent till följd av klimatförändringar. Dessutom är det viktigt att utvärdera vilken påverkan vegetationen har på grundvattennivån och dess fluktuationer. Om förekomst av högre vegetation är mindre i naturliga och restaurerade myrar förväntas att grundvattennivå bli högre och fluktuationer mindre jämfört med dränerade förhållanden som kommer att

gynna högre vegetation. Modeller som simulerar vegetations evapotranspiration kan också vara hjälpsamma (se Bishop et al, 2024, Sektion 3.2, sidorna 34–36).

Den bakomliggande orsaken till skillnader i hydrologisk resiliens mellan naturliga och restaurerade våtmarksytor kan delvis bero på förändringar i torvens fysikaliska egenskaper som har uppstått till följd av långvarig nedbrytning under våtmarkens dränerade fas (Grover & Baldock, 2013). Dikning av våtmarker tenderar att öka torvens densitet, eftersom de vattenfyllda porerna kan kollapsa till följd av dränering (Minkinen and Laine, 1998a), vilket även resulterar i en sämre vattenledningsförmåga. Det kan i sin tur leda till försämrade förmåga att buffra grundvattenytan, vilket kan förklara varför grundvattennivån sjönk djupare på de restaurerade ytorna i förhållande till de naturliga ytorna under kortvarig torka i flera av de undersökta torvmarkerna (OA, SL, MT) (Bilaga A, Figurerna A2, A4, A6, A8, A10, A12, A14 och A16). I naturliga myrar kan den minskade porositeten med ökat torvdjup även påverka hur kraftigt grundvattenytan regleras till följd av förändringar i torvens vatteninnehåll. I den ytliga, porösa torven, kan vattentillförsel orsaka en betydligt mindre höjning i grundvattennivå jämfört med motsvarande vattentillförsel till djupare och mer kompakta torvlager. Dränering och restaurering av våtmarker komplicerar ofta hydrologin genom förändringar i torvens fysikaliska egenskaper, men den generella tendensen är densamma, det vill säga att ju lägre grundvattennivån är desto större blir förändringarna i grundvattennivå beroende på torvens vattenhalt. Eftersom variationen i grundvattennivå var större i de restaurerade torvmarkerna än i de naturliga, i de fall där grundvattennivån fortfarande var lägre i de restaurerade ytorna, kan enbart kollaps av torvens porer inte förklara den större variationen i grundvattennivå på de restaurerade ytorna. Den förväntade korrelationen mellan större grundvattenvariation och djupare grundvatten bidrog även till de observerade mönstren. Det är därför inte bara den ökade densiteten i dränerad/restaurerad torv djupare än ca 2 cm under vattenytan som bidrar till ökade fluktuationer i grundvattennivå. Även utan förändringar i torvens densitet (och förmodligen vattenhållningsförmåga) skulle förändringar i grundvattennivå på grund av dränering/restaurering påverka fluktuationer i grundvattennivå. Det exemplifieras med Anderstorps Stormosse (Småland) och Store mosse (Småland) där grundvattennivån var högre och fluktuationerna mindre i den restaurerade ytan jämfört med den naturliga ytan.

Även dämmens konstruktion kan påverka utgången av den tilltänkta grundvattennivåhöjningen. Som exempel kan nämnas Mossaträsk, där det har observerats att återstoden av dräneringsdikena fylls upp i samband med nederbörd, vilket leder till att grundvattennivån på de restaurerade ytorna i närheten av diket återhämtar sig långsammare efter nederbörd. På motsvarande sätt orsakar de förhållandevis stora dämmena på Anderstorps Stormosse översvämning framför restaureringsdämnet, särskilt under våren i samband med snösmältning (se omslagsbild). För att kunna bedöma restaureringens framgång är det därför avgörande att grundvattennivån i restaurerade våtmarker uppföljs regelbundet och att längre tidsserier snarare än enstaka mättillfällen används för att beskriva förändringar och fluktuation i grundvattennivå till följd av restaurering.

Våtmarkernas placering i landskapet kan påverka framgången av grundvattenrestaureringen genom den topografiska och hydrologiska anslutningen till tillrinningsområden uppströms. Intressant nog var det de ombrogena myrarna Anderstorps Stormosse och Store mosse med lägst kvot mellan myrens och tillrinningsområdets ytor som hade mest framgångsrik restaurering av grund-

vattenytan (Figur 6). Huruvida det är en tillfällighet, ifall det beror på skillnader i dämnenas placering och konstruktion, eller om det beskriver grundläggande hydrologiska funktioner hos de olika våtmarkstyperna kan vi dock inte i nuläget svara på.

4.4 Vad kan nedbrytning av torv berätta om våtmarkernas dränerings- och restaureringshistorik?

Förändringar och skillnader i de fysikaliska och kemiska egenskaperna i torven kan delvis förklaras av ökad grad av nedbrytning i torv som har varit dränerad. Resultaten visar att myrarnas dräneringshistoria har satt tydliga spår i torvegenskaperna. Torvnedbrytning är att betrakta som en irreversibel process som inte kan tillbakakallas genom våtmarksrestaurering (Kreyling m.fl., 2021), utan enbart bromsas upp genom att minska den mikrobiella oxidationen av torv (Chapin m.fl., 2011).

Dränering tenderar att öka torvens densitet då de vattenfyllda porerna kollapsar till följd av dränering (Minkinen and Laine, 1998a). Den ökade densiteten i yttorven kan indirekt medföra kompaktering även i djupare torvlager (Szajdak m.fl., 2020). För de flesta torvegenskaper som indikerar nedbrytning förekom skillnader mellan naturliga och restaurerade ytor på ett djup av 35–50 cm, det vill säga i torvlager som ackumulerades långt innan torvmarkerna restaurerades. Det är möjligt att torrläggningen under 1900-talet ledde till nedbrytning av den dåvarande ytligaste torven, som nu har täckts av yngre och mer ytliga torvlager. Det kan ske eftersom dräneringsdiken kan förlora sin funktion i takt med att de växer igen (Nieminen m.fl., 2018; Tong, 2022), vilket kan leda till ökad torvtillväxt efter den initiala fasen av torvnedbrytning. Om dräneringsdikena däremot skulle ha avlett vatten från torvmarkerna fram till restaureringen borde torvackumuleringen ha minskat över tid (Young m.fl., 2017) och nedbruten torv skulle följaktligen förekomma även närmare markytan, snarare än vid botten av de provtagna torvkärnorna (50 cm).

Nedbrytning av torv resulterar i mer svårtillgängligt substrat över tid i takt med att lättnedbrutna organiska föreningar försvinner. I de undersökta torvmarkerna orsakade dränering med påföljande torvnedbrytning en lägre halt organiskt material och längre C:N-kvot, men högre halter C och N, i likhet med tidigare studier (Andersson m.fl., 2012; Krüger m.fl., 2015; Leifeld m.fl., 2020; Nykänen m.fl., 2018; Pitkänen m.fl., 2013). Även om C försvinner under nedbrytningens initiala fas innehåller de reducerade, svårnedbrytbara organiska föreningar (t.ex. lipider och lignin) som återstår efter nedbrytning en högre andel C jämfört med de lättnedbrytbara substrat som har oxiderats under torvnedbrytningens initiala fas (Reddy et al., 2022; Serk et al., 2022). C-halterna i det organiska material som har ackumulerats efter att torvmarkerna dränerades tenderar därför innehålla mer C jämfört med färskt växtmaterial.

Även N förloras under den inledande nedbrytningsfasen, men i långsammare takt jämfört med C-förlusterna beroende på näringsstatus (Leifeld m.fl., 2020; Moore and Basiliko, 2006). De organiska föreningar som kvarstår efter nedbrytningen har ett högt N-innehåll jämfört med det initiala organiska materialet, vilket leder till en relativ ökning i kvävehalt med torvdjupet (Andersson m.fl., 2012; Berglund m.fl., 2010). Den företrädande förlusten av C i förhållande till N kan förklara minskningen i C:N kvot på de restaurerade ytorna med lång dräneringshistoria (Kuhry and Vitt,

1996). Liknande förlopp har även påvisats i tidigare studerade våtmarker (Krüger m.fl., 2015; Lohila m.fl., 2011; Minkkinen m.fl., 2020; Serk er al., 2022).

I samtliga analyser av torvprofilerna antas motsvarande djup i den naturliga och restaurerade ytan representera samma tidsintervall. Om torven har blivit komprimerad eller på annat sätt störd i samband med dränering och restaurering kan djupprofilerna förskjutas i förhållande till de naturliga referensytorna. De avvikande torvlagren på 35–50 cm djup i den restaurerade torvmarken kan därför vara äldre än motsvarande djup i den naturliga ytan. Ytlig torv (0–30 cm) ackumuleras i genomsnitt av en hastighet om 1–5 mm år⁻¹ i nordliga myrar (Larsson m.fl., 2017), vilket gör att torv på 35 cm djup, eller mer, omöjligt kan ha ackumulerats under de tio år som har gått mellan restaurering och torvprovtagning (Loisel and Yu, 2013; Turunen m.fl., 2002). Datering av torvkärnorna skulle stärka analyserna, men även om de djupaste torvlagren representerar något olika tidsintervall förklarar det inte avsaknaden av skillnader i torvegenskaper mellan den naturliga och restaurerade i de ytligaste lagren. Vi tolkar därför resultaten som att torv har fortsatt att ackumuleras efter att dräneringsdikena naturligt har förlorat sin funktion. Om så är fallet kan våtmarksrestaureringens nytta ur ett klimatperspektiv ifrågasättas, eftersom dränerade våtmarker naturligt kan återfå sin torvbildande funktion ifall dikenas funktion sätts ur spel och hydrologin återgår till blötare förhållanden.

4.5 Skillnader i mikrobiella samhällen mellan naturliga och restaurerade våtmarker

Det fanns tydliga skillnader i den mikrobiella samhällsstrukturen mellan naturliga och restaurerade ytor då varje torvmarkspar jämfördes var för sig, men samtliga lokaler verkar domineras av samma kärnsamhälle. Skillnader i det mikrobiella samhället mellan torvmarkerna drevs främst av varierande förekomst av gruppen Halobacteria, som till exempel inkluderar metanogener och Proteobacteria, vilka innefattar många metanotrofer. Djupare torvlagre uppvisade signifikant högre förekomst av Proteobacteria med representanter från Rhizobiales och Alphaproteobacteria, i synnerhet på de restaurerade ytorna. Detta är särskilt framträdande i Ånnsjöns myr (Figur 9). Skillnaderna i mikrobeförekomst kan bero på att grundvattennivån generellt är lägre i de flesta av de restaurerade ytorna, vilket reflekterar hur framgångsrikt restaureringen har lyckats återskapa grundvattennivåer. Den lägre grundvattennivån begränsar anaeroba mikrober och deras processer och som tidigare nämnts fluktuerar även grundvattennivån kraftigare i de restaurerade torvmarkerna, vilket skapar periodiska skiften i torvens syreförhållanden som formar de mikrobiella samhällen som etablerar sig (Abdalla, 2016). Genomgående observerades högre C- och N-halter på 35–45 cm djup i de restaurerade ytorna jämfört med de naturliga ytorna, vilket troligen är ett resultat av tidigare dränering och mer långvarig aerob nedbrytning. Detta indikeras också av en högre förekomst av Proteobacteria i de restaurerade ytorna. Proteobacteria är en grupp bakterier som är kända för sin bredd gällande utnyttjandet av olika organiska substrat och anpassningar till varierande syreförhållanden (Li, 2021; Liu, 2022). Vi tolkar denna systematiska skillnad i förekomst och djupfördelning av organismer anpassade till mer syrerika förhållanden mellan restaurerade och naturliga ytor

som en direkt effekt av tidigare dränering. Utifrån våra resultat är det uppenbart att dessa skillnader inte har försvunnit under de drygt tio år som gått sedan restaureringarna, men samtidigt verkar dessa historiska spår inte i någon större utsträckning påverka CH_4 -produktion och förekomsten av metanogena organismer i torvprofilerna, även om det fanns tydliga indikationer på skillnader i syntrofa kopplingar mellan organismgrupperna. Syntrofa nätverk omfattar mikrober som interagerar (Raghoebarsing, 2006) och genomför kemiska reaktioner, som inte är möjliga för enskilda populationer (Schlesinger & Bernhardt, 2020). Sådana nätverk är centrala för nedbrytningen av organiskt material i syrefria miljöer. Syntrofa mikroorganismer kan samverka med metanogener genom att underlätta nedbrytningen av både acetat och propionat genom oxidering (Schink, 1997). Den tydliga separationen mellan dessa syntrofa nätverk och de metanogena populationerna i restaurerade ytor är troligen en effekt av tidigare dränering. Det kan även förklara skiftningen från hydrogenotrof CH_4 -bildning till högre inslag av acetoklastisk CH_4 -bildning i de restaurerade ytorna, som indikeras av skillnader i fördelning av ^{13}C och deuterium i torvmarkernas CH_4 . Skillnaderna i mikrobiella nätverk mellan naturliga och restaurerade ytor tyder dock på att det mikrobiella samhället inte fullständigt har återhämtat sig efter den långvariga dräneringen, men eftersom torvkärnor har samlats in vid enbart ett tillfälle ca tio år efter restaureringen kan vi med befintliga data inte på ett tillförlitligt sätt avgöra om de mikrobiella populationerna är på väg att återhämta sig eller är beständigt förändrade. Samtidigt kan vi dock dra slutsatsen att denna skillnad inte i någon större utsträckning påverkar storleken av de populationer inblandade i vare sig CH_4 -omsättning eller Hg-metylering, vilket tyder på en funktionell återhämtning i de reglerande biogeokemiska processerna under den tid som förflutit sedan restaurering.

Det kluster av positivt korrelerande mikrober kopplade till CH_4 -bildningen (Rice Cluster II – *Desulfobacca* – Subgroup.13 – Bathyarchaeia) som upptäcktes understryker vidare att CH_4 -dynamiken inte styrs av en enskild mikroorganism, utan att flera mikrobgrupper samarbetar i olika faser av CH_4 -cykeln (Figur 1). För att produktionen eller oxidationen av CH_4 ska förändras efter våtmarksrestaurering krävs därför att samtliga inblandade mikrober gynnas eller missgynnas i våtmarken. Det är möjligt att den starka korrelationen mellan *Desulfobacca* och Rice Cluster II reflekterar *Desulfobaccas* förmåga att producera substrat för metanogener. Den hypotesen stärks av en taxonomisk klassificering som visade att den dominerande metnogenen (Rice Cluster II) är närmast besläktad med *Methanosarcina* sp., vilket antyder att metanogenen har en förmåga att använda många olika substrat (De Vrieze, 2012). *Methanosarcina* har vanligtvis en högre tolerans för förhöjda acetatkoncentrationer jämfört med övriga acetotrofiska metanogener (De Vrieze, 2012). Det är således möjligt att resiliensen i CH_4 -dynamik trots långvarig dränering beror på att de metanogena populationerna består av arter som har en hög förmåga att tolerera yttre stress. Vidare behöver det inte ske en omfattande förändring i populationer för att växla från den hydrogenotrofa till den acetoklastiska CH_4 -bildningen, där den senare dominerar i mer ytliga torvlager i de restaurerade ytorna. Fortsatta studier av Rice cluster II och dess egenskaper är högst relevanta för en djupare förståelse för vilka mikrober som interagerar i CH_4 -cykeln i nordliga torvmarker och hur de reagerar på yttre förändringar, såsom hydrologisk påverkan vid restaurering.

5. Slutsatser och förslag

Vår systematiska jämförelse mellan naturliga och restaurerade torvmarker har markant ökat kunskapen kring egenskaper hos dikade och återvätta torvmarker och hur restaurering påverkar deras biogeokemiska funktion efter återvätning. Våra huvudsakliga resultat kan sammanfattas med:

- a) Torvens egenskaper och nedbrytningsgrad
 - Torven kemiska och fysikaliska egenskaper i de restaurerade, tidigare dikade ytorna skiljer sig markant från de naturliga systemen framför allt på djup > 25 cm.
 - Fördelningen av mikrobiella samhällen, förekomst av ^{13}C - CO_2 och fördelning av svavelspecier indikerar att förhållandena i de restaurerade ytorna efter tio år fortfarande är mer oxiderande än i de naturliga ytorna.
- b) Metandynamik
 - Ingen markant skillnad i förekomsten av metanogena och metanotrofa populationer eller CH_4 -halter fanns mellan restaurerade och naturliga ytor.
 - I både restaurerade och naturliga ytor dominerade hydrogenotrof CH_4 -bildning, förutom i restaurerade ytor på 15 cm djup, där ett högre inslag av acetoklastisk CH_4 -bildning förekom.
 - I de restaurerade ytorna var näringsvävar och nätverk mellan mikrobiella populationer kopplade till metanogener betydligt mindre komplext än motsvarande nätverk i naturliga ytor.
- c) Kvicksilvermetylering
 - Halter av MeHg och förekomsten av metylerande mikrobiella populationer var likartade mellan restaurerade och naturliga ytor, även om systematiskt högre halt av MeHg i de restaurerade ytorna observerades på 15 cm djup.
- d) Återvätning och hydrologi
 - De restaurerade ytorna hade genomgående en lägre grundvattenyta än de naturliga ytorna, vilket kan påverka slutsatser kopplade till utvärdering av restaureringseffekter.

Våra sammanfattande resultat indikerar att restaurerade våtmarkers funktion och egenskaper fortfarande bär på ett historiskt avtryck från utdikning trots att det har gått mer än tio år sedan dikena dämtes. I den meningen har torvmarkerna inte återgått till sin naturliga motsvarighet under det första årtiondet efter restaurering. Vissa förändringar i egenskaper hos torv som utsatts för dränering är irreversibla (t.ex. kolinnehåll), medan till exempel fördelningen av mikrobiella populationer och redoxförhållanden kan antas vara mer dynamiska. Flera faktorer pekar dock på att graden av oxiderande förhållanden i de restaurerade ytorna var fortsatt högre än i de naturliga. Detta visar på en kvarstående högre potential för torvnedbrytning trots återvätning och ger en fingervisning om de tidsskalor som är centrala i samband med restaurering. Detta har betydelse för hastigheten av torvackumulering och måste i så fall tas i beaktande vid skattning av restaureringsåtgärdens klimatnytta. Halterna CH_4 och MeHg, samt storleken på de mikrobiella populationer som

producerar dessa föreningar var dock på liknande nivåer i naturliga och restaurerade torvmarker. Således fann vi inga tecken på att restaureringen har skapat kraftiga nya punktkällor för Hg-metylering eller CH₄-produktion. Om vi utgår från antagandet att de dikade ytorna innan återvätning karaktäriserades av låg grundvattenyta, låga halter av MeHg, låg CH₄-produktion och hög potential för CH₄-oxidation har sannolikt en återvätning gynnat både metylering och CH₄-produktion. Då provtagningen utfördes tio år efter restaureringsinsatserna kan vi inte utesluta risken för att en tillfällig punktkälla av till exempel MeHg uppkommer i våtmarkerna direkt efter restaureringen, men ifall en sådan puls uppstår är den förhållandevis kortvarig och försvinner inom ett årtionde. Däremot ökar såväl CH₄-avgivningen, som mängden MeHg på landskapsnivå när en större andel landskapselement är blöta och erbjuder mer gynnsamma förhållanden för anaeroba processer. Den förhållandevis snabba återgången till en CH₄-dynamik i paritet med den som ses i naturliga system gör att restaureringens kortsiktiga klimatnytta begränsas.

De undersökta torvmarkerna omfattar både minerogena (kärr) och ombrogena myrar (mossar), även om huvuddelen av objekten var minerogena. Torvmarkerna representerar därmed de flesta typer av myrar söder om palsamyrrregionen och även klimatomfattigt återspeglar de undersökta myrarna en stor del av landet. Urvalet reflekterar även den fördelning av myrtyper som är dominerande i det svenska landskapet och som historiskt har dikats för olika ändamål. Således är de undersökta myrarna arealmässigt viktiga landskapselement, men det som saknas i vårt material är riktigt näringsrika myrar, vilka på nationell nivå är arealmässigt försumbara, men lokalt kan vara betydelsefulla. Vi vill också poängtera viss återhållsamhet i att generalisera resultaten som presenteras i den här rapporten till att omfatta näringsrika, väl-dränerade organogena jordar och torvmarker i till exempel jordbruksområden.

Genomförandet och framgången av våtmarksrestaurering är avgörande för vilka funktioner som återställs och vilka potentiella negativa miljöeffekter som uppstår till följd av restaureringen. Dämmets funktionalitet är därför centralt för hur framgångsrik restaureringen kommer att bli. De undersökta, tidigare dränerade torvmarkerna har i de flesta fall restaurerats med dämmen på ett avstånd av ca 5–20 m. Storleken och höjden av dessa dämmen varierar dock mellan lokalerna. Dämmets inverkan på restaureringsframgången är också beroende av dikets funktionalitet vid tidpunkten av restaurering, det vill säga hur aktivt eller välfungerande ett dike är vid restaurering. Sammantaget hade de restaurerade ytorna en lägre grundvattennivå än de naturliga referensytorna, även om de två sydligaste objekten avvek från detta mönster. Våtmarkens placering i landskapet och vattentillförsel från omgivningen kan också påverka utgången av restaureringen. Våra resultat tyder på att framgången av grundvattenhöjningen möjligtvis kan underlättas i mossar jämfört med kärr. Mossar saknar tillrinningsområde och det är möjligt att det underlättar vid restaurering och gör det enklare att återskapa stabila grundvattenytor, vilket är en central målsättning vid återvätning. I samband med restaurering sätts även ofta tydliga mål kring till exempel vilken grundvattennivå som är lämplig för att erhålla önskad effekt. Våra resultat pekar på hur utmanande en sådan målbild kan vara att nå och mer teoretisk såväl som praktisk kunskap kring restaurering och återskapande av hydrologiska förhållande är nödvändig.

Kunskapsluckor återstår fortfarande kring de mer långsiktiga effekterna av våtmarksrestaurering på biogeokemiska processer. För att utveckla förståelsen kring restaureringens långsiktiga påverkan på våtmarker krävs mer forskning som

fokuserar på baci-typen av design (before-after control-impact) där våtmarksegenskaper mäts både före och efter restaureringen. Även utvecklandet av modelleringsverktyg, som kan användas för att skatta restaureringseffekter på ekosystemnivå i tid och rum är vägvinnande ansatser. I alla typer av våtmarker är redoxförhållanden i den ytliga jorden centrala. I den här rapporten utvärderas ett antal egenskaper, som beskriver redox-förhållandena i våtmarker: grundvattennivå, andelen reducerade och oxiderade svavelformer (bestämda genom s.k. S XANES analys) och fördelningen av olika mikrobiella populationer genom torvprofilen. En sammanfattande analys över de olika variablernas förmåga att beskriva redoxförhållanden i marken skulle underlätta utveckling av strategier för framtida övervakning av våtmarker och deras restaureringsframgång.

6. Källhänvisning

- Abdalla, M., Hastings, A., Truu, J., Espenberg, M., Mander, Ü., Smith, P., 2016. Emissions of methane from northern peatlands: a review of management impacts and implications for future management options. *Ecol. Evol.* 6, 7080–7102. <https://doi.org/10.1002/ece3.2469>
- Åkerblom, S., Bishop, K., Björn, E., Lambertsson, L., Eriksson, T., Nilsson, M.B., 2013. Significant interaction effects from sulfate deposition and climate on sulfur concentrations constitute major controls on methylmercury production in peatlands. *Geochim. Cosmochim. Acta* 102, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2012.10.025>
- Åkerblom, S., Nilsson, M.B., Skyllberg, U., Björn, E., Jonsson, S., Ranneby, B., Bishop, K., 2020. Formation and mobilization of methylmercury across natural and experimental sulfur deposition gradients. *Environ. Pollut.* 263, 114398. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114398>
- Andersen, R., Farrell, C., Graf, M., Muller, F., Calvar, E., Frankard, P., Caporn, S., Anderson, P., 2017. An overview of the progress and challenges of peatland restoration in Western Europe. *Restor. Ecol.* 25, 271–282. <https://doi.org/10.1111/rec.12415>
- Andersson, R.A., Meyers, P., Hornibrook, E., Kuhry, P., Mörth, C.-M., 2012. Elemental and isotopic carbon and nitrogen records of organic matter accumulation in a Holocene permafrost peat sequence in the East European Russian Arctic: Holocene permafrost peat from the Russian Arctic. *J. Quat. Sci.* 27, 545–552. <https://doi.org/10.1002/jqs.2541>
- Bartlett, K.B., Harriss, R.C., 1993. Review and assessment of methane emissions from wetlands. *Chemosphere, Proceedings of the NATO advanced research workshop* 26, 261–320. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(93\)90427-7](https://doi.org/10.1016/0045-6535(93)90427-7)
- Berglund, Ö., Berglund, K., Klemedtsson, L., 2010. A lysimeter study on the effect of temperature on CO₂ emission from cultivated peat soils. *Geoderma* 154, 211–218. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.09.007>
- Bergman, I., Klarqvist, M., Nilsson, M., 2000. Seasonal variation in rates of methane production from peat of various botanical origins: effects of temperature and substrate quality. *FEMS Microbiol. Ecol.* 33, 181–189. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2000.tb00740.x>
- Bergman, I., Lundberg, P., Nilsson, M., 1999. Microbial carbon mineralisation in an acid surface peat: effects of environmental factors in laboratory incubations. *Soil Biol. Biochem.* 31, 1867–1877. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(99\)00117-0](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00117-0)
- Bergman, I., Svensson, B.H., Nilsson, M., 1998. Regulation of methane production in a Swedish acid mire by pH, temperature and substrate. *Soil Biol. Biochem.* 30, 729–741. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00181-8](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00181-8)
- Berry, D., & Widder, S., 2014. Deciphering microbial interactions and detecting keystone species with co-occurrence networks. *Frontiers in microbiology*, 5, 90985. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2014.00219>

Bishop, K., Hjerdt, N., Huseby-Karlsen, R., Isberg, K., Lindström, G., Nijp, J., Pers, C., Schützer, S., Strömquist, J., Temnerud, J., Teutschbein, C., 2024. EviWet: Evidens-baserat beslutsstöd för våtmarkers hydrologiska ekosystemtjänster. Naturvårdsverket Rapport 7144.

Bishop, K., Allan, C., Bringmark, L., Garcia, E., Hellsten, S., Högbom, L., Johansson, K., Lomander, A., Meili, M., Munthe, J., Nilsson, M., Porvari, P., Skyllberg, U., Sørensen, R., Zetterberg, T., Åkerblom, S., 2009. The effects of forestry on Hg bioaccumulation in nemoral/boreal waters and recommendations for good silvicultural practice. *AMBIO J. Hum. Environ.* 38, 373–380. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-38.7.373>

Bloom, A.A., Palmer, P.I., Fraser, A., Reay, D.S., Frankenberg, C., 2010. Large-scale controls of methanogenesis inferred from methane and gravity spaceborne data. *Science* 327, 322–325. <https://doi.org/10.1126/science.1175176>

Bravo, A.G., Bouchet, S., Tolu, J., Björn, E., Mateos-Rivera, A., Bertilsson, S., 2017. Molecular composition of organic matter controls methylmercury formation in boreal lakes. *Nat. Commun.* 8, 14255. <https://doi.org/10.1038/ncomms14255>

Bravo, A.G., Peura, S., Buck, M., Ahmed, O., Mateos-Rivera, A., Herrero Ortega, S., Schaefer, J.K., Bouchet, S., Tolu, J., Björn, E., Bertilsson, S., 2018a. Methanogens and iron-reducing bacteria: the overlooked members of mercury-methylating microbial communities in boreal lakes. *Appl. Environ. Microbiol.* 84, e01774-18. <https://doi.org/10.1128/AEM.01774-18>

Bravo, A.G., Zopfi, J., Buck, M., Xu, J., Bertilsson, S., Schaefer, J.K., Poté, J. and Cosio, C., 2018b. Geobacteraceae are important members of mercury-methylating microbial communities of sediments impacted by waste water releases. *The ISME journal*, 12(3), pp.802-812. <https://doi.org/10.1038/s41396-017-0007-7>

Bridgman, S.D., Cadillo-Quiroz, H., Keller, J.K., Zhuang, Q., 2013. Methane emissions from wetlands: biogeochemical, microbial, and modeling perspectives from local to global scales. *Glob. Change Biol.* 19, 1325–1346. <https://doi.org/10.1111/gcb.12131>

Callahan, B.J., McMurdie, P.J., Rosen, M.J., Han, A.W., Johnson, A.J.A., Holmes, S.P., 2016. DADA2: High-resolution sample inference from Illumina amplicon data. *Nat. Methods* 13, 581–583. <https://doi.org/10.1038/nmeth.3869>

Campeau, A., Bishop, K., Amvrosiadi, N., Billett, M.F., Garnett, M.H., Laudon, H., Öquist, M.G., Wallin, M.B., 2019. Current forest carbon fixation fuels stream CO₂ emissions. *Nat. Commun.* 10, 1876. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-09922-3>

Chanton, J.P., 2005. The effect of gas transport on the isotope signature of methane in wetlands. *Org. Geochem., Stable isotope applications in methane cycle studies* 36, 753–768. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2004.10.007>

Chanton, J.P., Fields, D., Hines, M.E., 2006. Controls on the hydrogen isotopic composition of biogenic methane from high-latitude terrestrial wetlands. *J. Geophys. Res. Biogeosciences* 111. <https://doi.org/10.1029/2005JG000134>

Chapin, F.S., Matson, P.A., Vitousek, P.M., 2011. Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer New York, New York, NY. <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-9504-9>

- Christensen, G.A., Wymore, A.M., King, A.J., Podar, M., Hurt, R.A., Santillan, E.U., Soren, A., Brandt, C.C., Brown, S.D., Palumbo, A.V., Wall, J.D., Gilmour, C.C., Elias, D.A., 2016. Development and validation of broad-range qualitative and clade-specific quantitative molecular probes for assessing mercury methylation in the environment. *Appl. Environ. Microbiol.* 82, 6068–6078.
<https://doi.org/10.1128/AEM.01271-16>
- Clymo, R.S., 1988. A high-resolution sampler of surface peat. *Funct. Ecol.* 2, 425.
<https://doi.org/10.2307/2389416>
- Clymo, R.S., Bryant, C.L., 2008. Diffusion and mass flow of dissolved carbon dioxide, methane, and dissolved organic carbon in a 7-m deep raised peat bog. *Geochim. Cosmochim. Acta* 72, 2048–2066. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2008.01.032>
- Coleman, D.D., Risatti, J.B., Schoell, M., 1981. Fractionation of carbon and hydrogen isotopes by methane-oxidizing bacteria. *Geochim. Cosmochim. Acta* 45, 1033–1037.
[https://doi.org/10.1016/0016-7037\(81\)90129-0](https://doi.org/10.1016/0016-7037(81)90129-0)
- De Vrieze, J., Hennebel, T., Boon, N., Verstraete, W., 2012. Methanosarcina: The rediscovered methanogen for heavy duty biomethanation. *Bioresour. Technol.* 112, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.02.079>
- Dunn, O.J., 1961. Multiple comparisons among means. *J. Am. Stat. Assoc.* 56, 52–64.
<https://doi.org/10.1080/01621459.1961.10482090>
- Drott, A., Lambertsson, L., Björn, E., Skyllberg, U., 2007. Importance of dissolved neutral mercury sulfides for methyl mercury production in contaminated sediments. *Environ. Sci. Technol.* 41, 2270–2276. <https://doi.org/10.1021/es061724z>
- Eklöf, K., Bishop, K., Bertilsson, S., Björn, E., Buck, M., Skyllberg, U., Osman, O.A., Kronberg, R.-M., Bravo, A.G., 2018. Formation of mercury methylation hotspots as a consequence of forestry operations. *Sci. Total Environ.* 613–614, 1069–1078.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.151>
- Eriksson, T., Öquist, M.G., Nilsson, M.B., 2010. Production and oxidation of methane in a boreal mire after a decade of increased temperature and nitrogen and sulfur deposition. *Glob. Change Biol.* 16, 2130–2144.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02097.x>
- Fernández-Gómez, C., Bayona, J.M., Díez, S., 2015. Diffusive gradients in thin films for predicting methylmercury bioavailability in freshwaters after photodegradation. *Chemosphere* 131, 184–191. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.02.060>
- Frolking, S., Roulet, N.T., Moore, T.R., Richard, P.J.H., Lavoie, M., Muller, S.D., 2001. Modeling northern peatland decomposition and peat accumulation. *Ecosystems* 4, 479–498. <https://doi.org/10.1007/s10021-001-0105-1>
- Granberg, G., Mikkilä, C., Sundh, I., Svensson, B.H., Nilsson, M., 1997. Sources of spatial variation in methane emission from mires in northern Sweden: A mechanistic approach in statistical modeling. *Glob. Biogeochem. Cycles* 11, 135–150.
<https://doi.org/10.1029/96GB03352>
- Gilmour, C.C., Henry, E.A., Mitchell, R., 1992. Sulfate stimulation of mercury methylation in freshwater sediments. *Environ. Sci. Technol.* 26, 2281–2287.
<https://doi.org/10.1021/es00035a029>

Hall, B.D., Louis, V.L.St., Rolfhus, K.R., Bodaly, R.A., Beaty, K.G., Paterson, M.J., Cherewyk, K.A.P., 2005. Impacts of reservoir creation on the biogeochemical cycling of methyl mercury and total mercury in boreal upland forests. *Ecosystems* 8, 248–266. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0094-3>

Hambäck, P.A., Dawson, L., Geranmayeh, P., Jarsjö, J., Kačergytė, I., Peacock, M., Collentine, D., Destouni, G., Futter, M., Hugelius, G., Hedman, S., Jonsson, S., Klatt, B.K., Lindström, A., Nilsson, J.E., Pärt, T., Schneider, L.D., Strand, J.A., Urrutia-Cordero, P., Åhlén, D., Åhlén, I., Blicharska, M., 2023. Tradeoffs and synergies in wetland multifunctionality: A scaling issue. *Sci. Total Environ.* 862, 160746. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160746>

Harris, L.I., Roulet, N.T., Moore, T.R., 2020. Drainage reduces the resilience of a boreal peatland. *Environ. Res. Commun.* 2, 065001. <https://doi.org/10.1088/2515-7620/ab9895>

Haynes, W., 2013. Benjamini-Hochberg method. In: *Encyclopedia of systems biology*, Springer New York 2013.

Heffernan, L., Cavaco, M.A., Bhatia, M.P., Estop-Aragonés, C., Knorr, K.-H., Olefeldt, D., 2022. High peatland methane emissions following permafrost thaw: enhanced acetoclastic methanogenesis during early successional stages. *Biogeosciences* 19, 3051–3071. <https://doi.org/10.5194/bg-19-3051-2022>

Herlemann, D.P., Labrenz, M., Jürgens, K., Bertilsson, S., Waniek, J.J., Andersson, A.F., 2011. Transitions in bacterial communities along the 2000 km salinity gradient of the Baltic Sea. *ISME J.* 5, 1571–1579. <https://doi.org/10.1038/ismej.2011.41>

Hornibrook, E.R.C., Longstaffe, F.J., Fyfe, W.S., 2000. Evolution of stable carbon isotope compositions for methane and carbon dioxide in freshwater wetlands and other anaerobic environments. *Geochim. Cosmochim. Acta* 64, 1013–1027. [https://doi.org/10.1016/S0016-7037\(99\)00321-X](https://doi.org/10.1016/S0016-7037(99)00321-X)

Hu, H., Wang, B., Bravo, A.G., Björn, E., Skyllberg, U., Amouroux, D., Tessier, E., Zopfi, J., Feng, X., Bishop, K., Nilsson, M.B., Bertilsson, S., 2020. Shifts in mercury methylation across a peatland chronosequence: From sulfate reduction to methanogenesis and syntrophy. *J. Hazard. Mater.* 387, 121967. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121967>

IPCC, 2021: *Climate Change 2021: The physical science basis. Contribution of working group I to the sixth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2391 pp. doi:10.1017/9781009157896

Ivanov, K., 1981. *Water movement in mirelands*. Academic press Inc. (London).

Joabsson, A., Christensen, T.R., Wallén, B., 1999. Vascular plant controls on methane emissions from northern peatforming wetlands. *Trends Ecol. Evol.* 14, 385–388. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01649-3](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01649-3)

Jordbruksverket, 2014, Rapport 2014:24.

- Jiskra, M., Wiederhold, J.G., Skyllberg, U., Kronberg, R.-M., Hajdas, I., Kretzschmar, R., 2015. Mercury deposition and re-emission pathways in boreal orest soils investigated with Hg isotope signatures. *Environ. Sci. Technol.* 49, 7188–7196. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00742>
- Juottonen, H., Hynninen, A., Nieminen, M., Tuomivirta, T.T., Tuittila, E.-S., Nousiainen, H., Kell, D.K., Yrjälä, K., Tervahauta, A., Fritze, H., 2012. Methane-cycling microbial communities and methane emission in natural and restored peatlands. *Appl. Environ. Microbiol.* 78, 6386–6389. <https://doi.org/10.1128/AEM.00261-12>
- Kerin, E.J., Gilmour, C.C., Roden, E., Suzuki, M.T., Coates, J.D., Mason, R.P., 2006. Mercury methylation by dissimilatory iron-reducing bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.* 72, 7919–7921. <https://doi.org/10.1128/AEM.01602-06>
- Kirschke, S., Bousquet, P., Ciais, P., Saunoy, M., Canadell, J.G., Dlugokencky, E.J., Bergamaschi, P., Bergmann, D., Blake, D.R., Bruhwiler, L., Cameron-Smith, P., Castaldi, S., Chevallier, F., Feng, L., Fraser, A., Heimann, M., Hodson, E.L., Houweling, S., Josse, B., Fraser, P.J., Krummel, P.B., Lamarque, J.-F., Langenfelds, R.L., Le Quéré, C., Naik, V., O’Doherty, S., Palmer, P.I., Pison, I., Plummer, D., Poulter, B., Prinn, R.G., Rigby, M., Ringeval, B., Santini, M., Schmidt, M., Shindell, D.T., Simpson, I.J., Spahni, R., Steele, L.P., Strode, S.A., Sudo, K., Szopa, S., van der Werf, G.R., Voulgarakis, A., van Weele, M., Weiss, R.F., Williams, J.E., Zeng, G., 2013. Three decades of global methane sources and sinks. *Nat. Geosci.* 6, 813–823. <https://doi.org/10.1038/ngeo1955>
- Kreyling, J., Tanneberger, F., Jansen, F., van der Linden, S., Aggenbach, C., Blüml, V., Couwenberg, J., Emsens, W.-J., Joosten, H., Klimkowska, A., Kotowski, W., Kozub, L., Lennartz, B., Liczner, Y., Liu, H., Michaelis, D., Oehmke, C., Parakenings, K., Pleyl, E., Poyda, A., Raabe, S., Röhl, M., Rücker, K., Schneider, A., Schrautzer, J., Schröder, C., Schug, F., Seeber, E., Thiel, F., Thiele, S., Tiemeyer, B., Timmermann, T., Urich, T., van Diggelen, R., Vegelin, K., Verbruggen, E., Wilmking, M., Wrage-Mönnig, N., Wołejko, L., Zak, D., Jurasinski, G., 2021. Rewetting does not return drained fen peatlands to their old selves. *Nat. Commun.* 12, 5693. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-25619-y>
- Kronberg, R.-M., Drott, A., Jiskra, M., Wiederhold, J.G., Björn, E., Skyllberg, U., 2016a. Forest harvest contribution to Boreal freshwater methyl mercury load. *Glob. Biogeochem. Cycles* 30, 825–843. <https://doi.org/10.1002/2015GB005316>
- Kronberg, R.-M., Jiskra, M., Wiederhold, J.G., Björn, E., Skyllberg, U., 2016b. Methyl mercury formation in hillslope soils of boreal forests: The role of forest harvest and anaerobic microbes. *Environ. Sci. Technol.* 50, 9177–9186. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00762>
- Krüger, J.P., Leifeld, J., Glatzel, S., Szidat, S., Alewell, C., 2015. Biogeochemical indicators of peatland degradation – a case study of a temperate bog in northern Germany. *Biogeosciences* 12, 2861–2871. <https://doi.org/10.5194/bg-12-2861-2015>
- Kuhry, P., Vitt, D.H., 1996. Fossil carbon/nitrogen ratios as a measure of peat decomposition. *Ecology* 77, 271–275. <https://doi.org/10.2307/2265676>
- Laiho, R., 2006. Decomposition in peatlands: Reconciling seemingly contrasting results on the impacts of lowered water levels. *Soil Biol. Biochem.* 38, 2011–2024. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.02.017>

- Lambertsson, L., Lundberg, E., Nilsson, M., Frech, W., 2001. Applications of enriched stable isotope tracers in combination with isotope dilution GC-ICP-MS to study mercury species transformation in sea sediments during in situ ethylation and determination. *J. Anal. At. Spectrom.* 16, 1296–1301. <https://doi.org/10.1039/B106878B>
- Larsson, A., Segerström, U., Laudon, H., Nilsson, M.B., 2017. Holocene carbon and nitrogen accumulation rates in a boreal oligotrophic fen. *The Holocene* 27, 811–821. <https://doi.org/10.1177/0959683616675936>
- Lau, E., Fisher, M.C., Steudler, P.A., Cavanaugh, C.M., 2013. The methanol dehydrogenase gene, *mxaF*, as a functional and phylogenetic Marker for prokaryotic methanotrophs in natural environments. *PLOS ONE* 8, e56993. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0056993>
- Lecher, A.L., Chuang, P.-C., Singleton, M., Paytan, A., 2017. Sources of methane to an Arctic lake in Alaska: An isotopic investigation. *J. Geophys. Res. Biogeosciences* 122, 753–766. <https://doi.org/10.1002/2016JG003491>
- Leifeld, J., Klein, K., Wüst-Galley, C., 2020. Soil organic matter stoichiometry as indicator for peatland degradation. *Sci. Rep.* 10, 7634. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-64275-y>
- Li, C., Jiskra, M., Nilsson, M.B., Osterwalder, S., Zhu, W., Mauquoy, D., Skjellberg, U., Enrico, M., Peng, H., Song, Y., Björn, E., Bishop, K., 2023. Mercury deposition and redox transformation processes in peatland constrained by mercury stable isotopes. *Nat. Commun.* 14, 7389. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-43164-8>
- Liu, T., Li, X., Yekta, S.S., Björn, A., Mu, B.-Z., Masuda, L.S.M., Schnürer, A., Enrich-Prast, A., 2022. Absence of oxygen effect on microbial structure and methane production during drying and rewetting events. *Sci. Rep.* 12, 16570. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-20448-5>
- Lohila, A., Minkkinen, K., Aurela, M., Tuovinen, J.-P., Penttilä, T., Ojanen, P., Laurila, T., 2011. Greenhouse gas flux measurements in a forestry-drained peatland indicate a large carbon sink. *Biogeosciences* 8, 3203–3218. <https://doi.org/10.5194/bg-8-3203-2011>
- Loisel, J., Yu, Z., 2013. Recent acceleration of carbon accumulation in a boreal peatland, south central Alaska. *J. Geophys. Res. Biogeosciences* 118, 41–53. <https://doi.org/10.1029/2012JG001978>
- Melton, J.R., Wania, R., Hodson, E.L., Poulter, B., Ringeval, B., Spahni, R., Bohn, T., Avis, C.A., Beerling, D.J., Chen, G., Eliseev, A.V., Denisov, S.N., Hopcroft, P.O., Lettenmaier, D.P., Riley, W.J., Singarayer, J.S., Subin, Z.M., Tian, H., Zürcher, S., Brovkin, V., van Bodegom, P.M., Kleinen, T., Yu, Z.C., Kaplan, J.O., 2013. Present state of global wetland extent and wetland methane modelling: conclusions from a model inter-comparison project (WETCHIMP). *Biogeosciences* 10, 753–788. <https://doi.org/10.5194/bg-10-753-2013>
- McDonald, I.R., Murrell, J.C., 1997. The methanol dehydrogenase structural gene *mxaF* and its use as a functional gene probe for methanotrophs and methylotrophs. *Appl. Environ. Microbiol.* 63, 3218–3224. <https://doi.org/10.1128/aem.63.8.3218-3224.1997>

- Minkkinen, K., Laine, J., 1998a. Effect of forest drainage on the peat bulk density of pine mires in Finland. *Can. J. For. Res.* 28, 178–186. <https://doi.org/10.1139/x97-206>
- Minkkinen, K., Laine, J., 1998b. Long-term effect of forest drainage on the peat carbon stores of pine mires in Finland. *Can. J. For. Res.* 28, 1267–1275. <https://doi.org/10.1139/x98-104>
- Minkkinen, K., Ojanen, P., Koskinen, M., Penttilä, T., 2020. Nitrous oxide emissions of undrained, forestry-drained, and rewetted boreal peatlands. *For. Ecol. Manag.* 478, 118494. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118494>
- Minkkinen, K., Vasander, H., Jauhiainen, S., Karsisto, M., Laine, J., 1999. Post-drainage changes in vegetation composition and carbon balance in Lakkasuo mire, Central Finland. *Plant Soil* 207, 107–120. <https://doi.org/10.1023/A:1004466330076>
- Mitchell, C.P.J., Branfireun, B.A., Kolka, R.K., 2008. Spatial characteristics of net methylmercury production hot spots in peatlands. *Environ. Sci. Technol.* 42, 1010–1016. <https://doi.org/10.1021/es0704986>
- Moore, T., Basiliko, N., 2006. Decomposition in boreal peatlands, in: Wieder, R.K., Vitt, D.H. (Eds.), *Boreal peatland ecosystems*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 125–143. https://doi.org/10.1007/978-3-540-31913-9_7
- Morel, F.M.M., Kraepiel, A.M.L., Amyot, M., 1998. The chemical cycle and bio-accumulation of mercury. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 29, 543–566. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.29.1.543>
- Narihiro, T., Sekiguchi, Y., 2011. Oligonucleotide primers, probes and molecular methods for the environmental monitoring of methanogenic archaea. *Microb. Biotechnol.* 4, 585–602. <https://doi.org/10.1111/j.1751-7915.2010.00239.x>
- Nielsen, C.K., Elsgaard, L., Jørgensen, U., Lærke, P.E., 2023. Soil greenhouse gas emissions from drained and rewetted agricultural bare peat mesocosms are linked to geochemistry. *Sci. Total Environ.* 896, 165083. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165083>
- Nieminen, M., Piirainen, S., Sikström, U., Löfgren, S., Marttila, H., Sarkkola, S., Laurén, A., Finér, L., 2018. Ditch network maintenance in peat-dominated boreal forests: Review and analysis of water quality management options. *Ambio* 47, 535–545. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1047-6>
- Nykänen, H., Mpamah, P.A., Rissanen, A.J., 2018. Stable carbon isotopic composition of peat columns, subsoil and vegetation on natural and forestry-drained boreal peatlands. *Isotopes Environ. Health Stud.* 54, 622–641. <https://doi.org/10.1080/10256016.2018.1523158>
- Ojanen, P., Minkkinen, K., 2020. Rewetting offers rapid climate benefits for tropical and agricultural peatlands but not for forestry-drained peatlands. *Glob. Biogeochem. Cycles* 34, e2019GB006503. <https://doi.org/10.1029/2019GB006503>
- Öquist, M.G., Svensson, B.H., 2002. Vascular plants as regulators of methane emissions from a subarctic mire ecosystem. *J. Geophys. Res. Atmospheres* 107. <https://doi.org/10.1029/2001JD001030>

- Osterwalder, S., Eugster, W., Feigenwinter, I., Jiskra, M., 2020. Eddy covariance flux measurements of gaseous elemental mercury over a grassland. *Atmospheric Meas. Tech.* 13, 2057–2074. <https://doi.org/10.5194/amt-13-2057-2020>
- Osterwalder, S., Bishop, K., Alewell, C., Fritsche, J., Laudon, H., Åkerblom, S., Nilsson, M., 2017. Mercury evasion from a boreal peatland shortens the timeline for recovery from legacy pollution. *Scientific Reports*, 7:16022. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-16141-7>
- Päivänen, J., Hännell, B., 2012. Peatland ecology and forestry – a sound approach, Helsingin yliopiston metsätieteiden laitoksen julkaisuja. Helsingin yliopiston metsätieteiden laitos, Helsinki.
- Pinheiro J, Bates D, R Core Team, 2023. Linear and nonlinear mixed effects models. R package version 3.1-164. <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>
- Pitkänen, A., Turunen, J., Tahvanainen, T., Simola, H., 2013. Carbon storage change in a partially forestry-drained boreal mire determined through peat column inventories 2013.
- Popp, T.J., Chanton, J.P., Whiting, G.J., Grant, N., 1999. Methane stable isotope distribution at a Carex dominated fen in north central Alberta. *Glob. Biogeochem. Cycles* 13, 1063–1077. <https://doi.org/10.1029/1999GB900060>
- Poulin, B.A., Ryan, J.N., Tate, M.T., Krabbenhoft, D.P., Hines, M.E., Barkay, T., Schaefer, J., Aiken, G.R., 2019. Geochemical factors controlling dissolved elemental mercury and methylmercury formation in Alaskan wetlands of varying trophic status. *Environ. Sci. Technol.* 53, 6203–6213. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b06041>
- Quast, C., Pruesse, E., Yilmaz, P., Gerken, J., Schweer, T., Yarza, P., Peplies, J., Glöckner, F.O., 2013. The SILVA ribosomal RNA gene database project: improved data processing and web-based tools. *Nucleic Acids Res.* 41, D590–D596. <https://doi.org/10.1093/nar/gks1219>
- Raghoebarsing, A.A., Pol, A., van de Pas-Schoonen, K.T., Smolders, A.J.P., Ettwig, K.F., Rijpstra, W.I.C., Schouten, S., Damsté, J.S.S., Op den Camp, H.J.M., Jetten, M.S.M., Strous, M., 2006. A microbial consortium couples anaerobic methane oxidation to denitrification. *Nature* 440, 918–921. <https://doi.org/10.1038/nature04617>
- Reddy, K. R., DeLaune, R. D., Inglett, P. W., 2022. Biogeochemistry of wetlands. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9780429155833>
- Ryberg, E.E., Väliiranta, M., Martinez–Cortizas, A., Ehrlén, J., Sjöström, J.K., Kylander, M.E., 2022. Postglacial peatland vegetation succession in Store Mosse bog, south–central Sweden: An exploration of factors driving species change. *Boreas* 51, 651–666. <https://doi.org/10.1111/bor.12580>

- Saunois, M., Bousquet, P., Poulter, B., Peregon, A., Ciais, P., Canadell, J.G., Dlugokencky, E.J., Etiope, G., Bastviken, D., Houweling, S., Janssens-Maenhout, G., Tubiello, F.N., Castaldi, S., Jackson, R.B., Alexe, M., Arora, V.K., Beerling, D.J., Bergamaschi, P., Blake, D.R., Brailsford, G., Bruhwiler, L., Crevoisier, C., Crill, P., Covey, K., Frankenberg, C., Gedney, N., Höglund-Isaksson, L., Ishizawa, M., Ito, A., Joos, F., Kim, H.-S., Kleinen, T., Krummel, P., Lamarque, J.-F., Langenfelds, R., Locatelli, R., Machida, T., Maksyutov, S., Melton, J.R., Morino, I., Naik, V., O'Doherty, S., Parmentier, F.-J.W., Patra, P.K., Peng, C., Peng, S., Peters, G.P., Pison, I., Prinn, R., Ramonet, M., Riley, W.J., Saito, M., Santini, M., Schroeder, R., Simpson, I.J., Spahni, R., Takizawa, A., Thornton, B.F., Tian, H., Tohjima, Y., Viovy, N., Voulgarakis, A., Weiss, R., Wilton, D.J., Wiltshire, A., Worthy, D., Wunch, D., Xu, X., Yoshida, Y., Zhang, B., Zhang, Z., Zhu, Q., 2017. Variability and quasi-decadal changes in the methane budget over the period 2000–2012. *Atmospheric Chem. Phys.* 17, 11135–11161. <https://doi.org/10.5194/acp-17-11135-2017>
- Saunois, M., Jackson, R.B., Bousquet, P., Poulter, B., Canadell, J.G., 2016. The growing role of methane in anthropogenic climate change. *Environ. Res. Lett.* 11, 120207. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/12/120207>
- Schaefer, J.K., Kronberg, R.-M., Björn, E., Skjellberg, U., 2020. Anaerobic guilds responsible for mercury methylation in boreal wetlands of varied trophic status serving as either a methylmercury source or sink. *Environ. Microbiol.* 22, 3685–3699. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.15134>
- Schink, B., 1997. Energetics of syntrophic cooperation in methanogenic degradation. *Microbiology and molecular biology reviews*, 61(2), 262–280. <https://doi.org/10.1128/membr.61.2.262-280.1997>
- Schlesinger & Bernhardt, 2020. *Biogeochemistry – An analysis of global change*. eBook ISBN: 9780128146095.
- Shakeri Yekta, S., Gustavsson, J., Svensson, B.H., Skjellberg, U., 2012. Sulfur K-edge XANES and acid volatile sulfide analyses of changes in chemical speciation of S and Fe during sequential extraction of trace metals in anoxic sludge from biogas reactors. *Talanta* 89, 470–477. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2011.12.065>
- Serk, H., Nilsson, M.B., Figueira, J., Krüger, J.P., Leifeld, J., Alewell, C. and Schleucher, J., 2022. Organochemical characterization of peat reveals decomposition of specific hemicellulose structures as the main cause of organic matter loss in the acrotelm. *Environmental science and technology*, 56, 17410–17419. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c03513>
- Sinclair, L., Osman, O.A., Bertilsson, S., Eiler, A., 2015. Microbial community composition and diversity via 16S rRNA gene amplicons: Evaluating the Illumina platform. *PLOS ONE* 10, e0116955. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0116955>
- Skjellberg, U., Westin, M.B., Meili, M., Björn, E., 2009. Elevated concentrations of methyl mercury in streams after forest clear-cut: A consequence of mobilization from soil or new methylation? *Environ. Sci. Technol.* 43, 8535–8541. <https://doi.org/10.1021/es900996z>

- Song, Y., Jiang, T., Liem-Nguyen, V., Sparrman, T., Björn, E., Skyllberg, U., 2018. Thermodynamics of Hg(II) bonding to thiol groups in Suwannee River natural organic matter evolved by competitive ligand exchange, Hg LIII-Edge EXAFS and ¹H NMR Spectroscopy. *Environ. Sci. Technol.* 52, 8292–8301. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b00919>
- St.Louis, V.L., Rudd, J.W.M., Kelly, C.A., Bodaly, R.A. (Drew), Paterson, M.J., Beaty, K.G., Hesslein, R.H., Heyes, A., Majewski, A.R., 2004. The rise and fall of mercury methylation in an experimental reservoir. *Environ. Sci. Technol.* 38, 1348–1358. <https://doi.org/10.1021/es034424f>
- Su, J., Hu, C., Yan, X., Jin, Y., Chen, Z., Guan, Q., Wang, Y., Zhong, D., Jansson, C., Wang, F., Schnürer, A., Sun, C., 2015. Expression of barley SUSIBA2 transcription factor yields high-starch low-methane rice. *Nature* 523, 602–606. <https://doi.org/10.1038/nature14673>
- Sundh, I., Borg, P., Nilsson, M., Svensson, B.H., 1995. Estimation of cell numbers of methanotrophic bacteria in boreal peatlands based on analysis of specific phospholipid fatty acids. *FEMS Microbiol. Ecol.* 18, 103–112. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.1995.tb00167.x>
- Szajdak, L.W., Jezierski, A., Wegner, K., Meysner, T., Szczepański, M., 2020. Influence of drainage on peat organic matter: Implications for development, stability, and transformation. *Molecules* 25, 2587. <https://doi.org/10.3390/molecules25112587>
- Sveriges Nationalparker (2023, January 2). Om Store Mosse nationalpark. Retrieved April 29, 2024, from <https://www.sverigesnationalparker.se/park/store-mosse-nationalpark/nationalparksfakta/>
- Swedish Environmental Protection Agency, 2017a, Regeringsuppdrag, (M2017/0954/NM).
- Swedish Environmental Protection Agency, 2017b, Rapport 6777, Naturvårdsverket.
- Tfaily, M.M., Cooper, W.T., Kostka, J.E., Chanton, P.R., Schadt, C.W., Hanson, P.J., Iversen, C.M., Chanton, J.P., 2014. Organic matter transformation in the peat column at Marcell Experimental Forest: Humification and vertical stratification: Organic matter dynamics. *J. Geophys. Res. Biogeosciences* 119, 661–675. <https://doi.org/10.1002/2013JG002492>
- Throckmorton, H.M., Heikoop, J.M., Newman, B.D., Altmann, G.L., Conrad, M.S., Muss, J.D., Perkins, G.B., Smith, L.J., Torn, M.S., Wullschleger, S.D., Wilson, C.J., 2015. Pathways and transformations of dissolved methane and dissolved inorganic carbon in Arctic tundra watersheds: Evidence from analysis of stable isotopes. *Glob. Biogeochem. Cycles* 29, 1893–1910. <https://doi.org/10.1002/2014GB005044>
- Tjerngren, I., Karlsson, T., Björn, E., Skyllberg, U., 2012a. Potential Hg methylation and MeHg demethylation rates related to the nutrient status of different boreal wetlands. *Biogeochemistry* 108, 335–350.
- Tjerngren, I., Meili, M., Björn, E., Skyllberg, U., 2012b. Eight boreal wetlands as sources and sinks for methyl mercury in relation to soil acidity, C/N ratio, and small-scale flooding. *Environ. Sci. Technol.* 46, 8052–8060. <https://doi.org/10.1021/es300845x>

- Tong, C.H.M., 2022. The greenhouse gas balance of drained forest landscapes in boreal Sweden. Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå.
<https://pub.epsilon.slu.se/28440/>
- Turetsky, M.R., Kotowska, A., Bubier, J., Dise, N.B., Crill, P., Hornibrook, E.R.C., Minkinen, K., Moore, T.R., Myers-Smith, I.H., Nykänen, H., Olefeldt, D., Rinne, J., Saarnio, S., Shurpali, N., Tuittila, E.-S., Waddington, J.M., White, J.R., Wickland, K.P., Wilking, M., 2014. A synthesis of methane emissions from 71 northern, temperate, and subtropical wetlands. *Glob. Change Biol.* 20, 2183–2197.
<https://doi.org/10.1111/gcb.12580>
- Turunen, J., Tomppo, E., Tolonen, K., Reinikainen, A., 2002. Estimating carbon accumulation rates of undrained mires in Finland—application to boreal and sub-arctic regions. *The Holocene* 12, 69–80. <https://doi.org/10.1191/0959683602hl522rp>
- Wang, B., Hu, H., Bishop, K., Buck, M., Björn, E., Skjellberg, U., Nilsson, M.B., Bertilsson, S., Bravo, A.G., 2023. Microbial communities mediating net methylmercury formation along a trophic gradient in a peatland chronosequence. *J. Hazard. Mater.* 442, 130057. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130057>
- Weinstein, M.M., Prem, A., Jin, M., Tang, S., Bhasin, J.M., 2019. FIGARO: An efficient and objective tool for optimizing microbiome rRNA gene trimming parameters. <https://doi.org/10.1101/610394>
- Whalen, S.C. (2005) Biogeochemistry of methane exchange between natural wetlands and the atmosphere. *Environmental Engineering Science*, 22, 73–94.
<http://dx.doi.org/10.1089/ees.2005.22.73>
- Whiticar, M.J., 1999. Carbon and hydrogen isotope systematics of bacterial formation and oxidation of methane. *Chem. Geol.* 161, 291–314.
[https://doi.org/10.1016/S0009-2541\(99\)00092-3](https://doi.org/10.1016/S0009-2541(99)00092-3)
- Whiticar, M.J., Faber, E., Schoell, M., 1986. Biogenic methane formation in marine and freshwater environments: CO₂ reduction vs. acetate fermentation—Isotope evidence. *Geochim. Cosmochim. Acta* 50, 693–709.
[https://doi.org/10.1016/0016-7037\(86\)90346-7](https://doi.org/10.1016/0016-7037(86)90346-7)
- Xu, J., Buck, M., Eklöf, K., Ahmed, O., Shaefer, J.K., Bishop, K., Skjellberg, U., Björn, E., Bertilsson, S., Bravo, A.G. 2019. Mercury methylating microbial communities of boreal forest soils. *Scientific Reports* 9:e518. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-37383-z>
- Young, D.M., Baird, A.J., Morris, P.J., Holden, J., 2017. Simulating the long-term impacts of drainage and restoration on the ecohydrology of peatlands. *Water Resour. Res.* 53, 6510–6522. <https://doi.org/10.1002/2016WR019898>
- Åkerblom, S., Nilsson, M. B., Skjellberg, U., Björn, E., Jonsson, S., Ranney, B., & Bishop, K. (2020). Formation and mobilization of methylmercury across natural and experimental sulfur deposition gradients. *Environmental pollution*, 263, 114398. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114398>

7. Publikationer och data

7.1 Publikationer

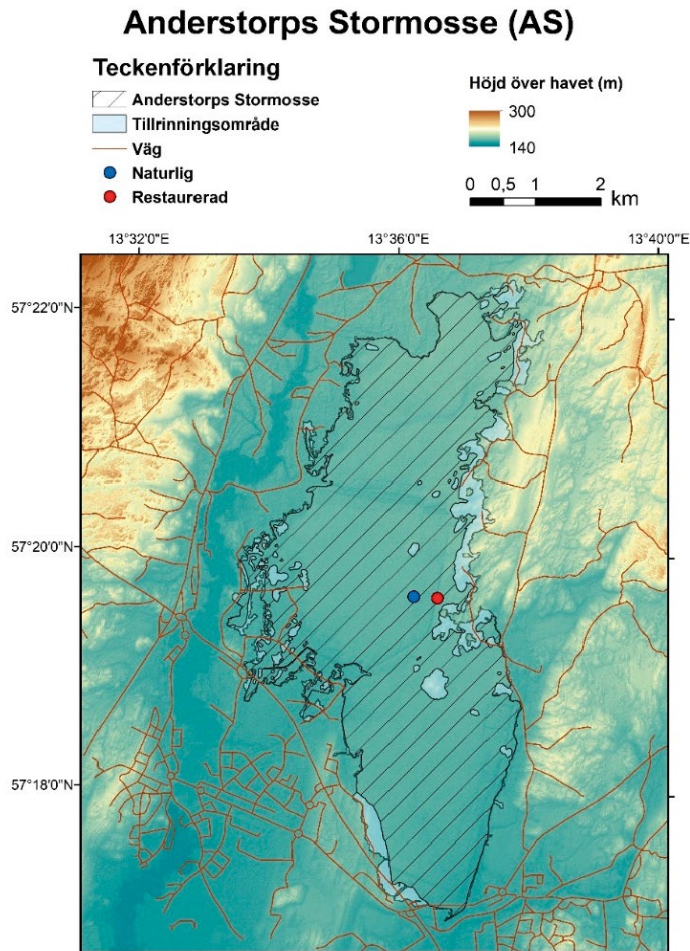
Belaieff Kronborg, Pelle, 2022. Biogeochemistry and Peat Properties of Restored Peatlands, Avancerad nivå, A2E, Umeå: SLU, Institutionen för skogens ekologi och skötsel (Examensarbete)

Klaus, Frederika, 2022. Impacts of peatland drainage on soil properties : a study of drainage effects on boreal peatlands in northern Sweden, Avancerad nivå, A2E, Uppsala: SLU, Institutionen för skogens ekologi och skötsel (Examensarbete).

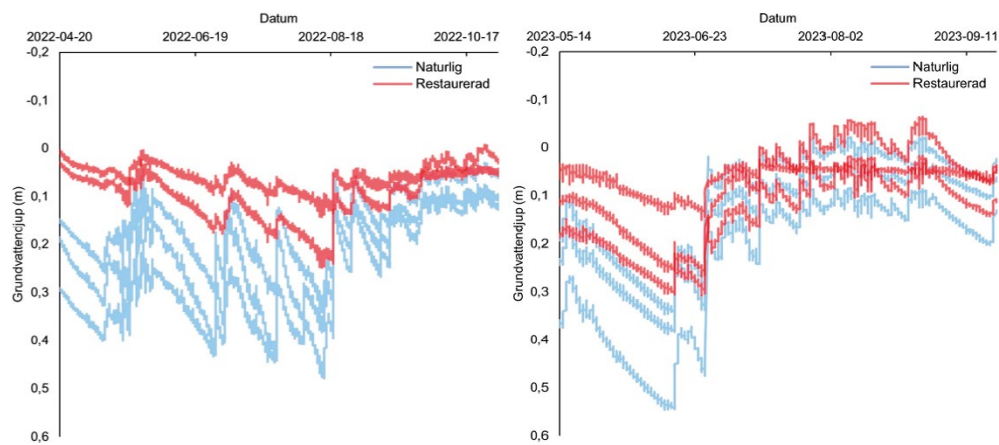
7.2 Data

Kompletterande data finns tillgänglig i Bilaga A, B, C & D.

Bilaga A. Hydrologiska data

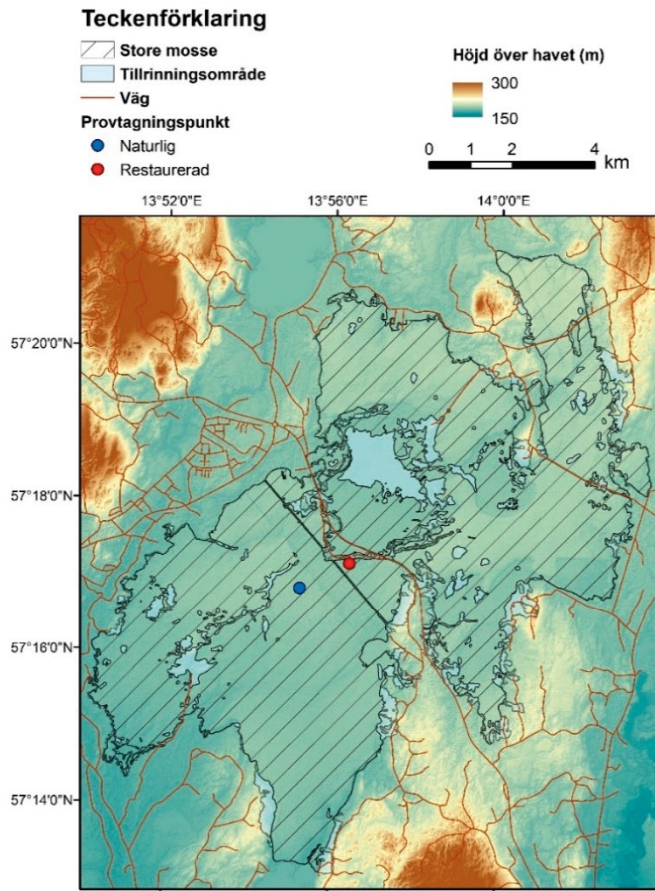


Figur A1. Hydrologisk karta över Anderstorps Stormosse (AS) med omgivning.

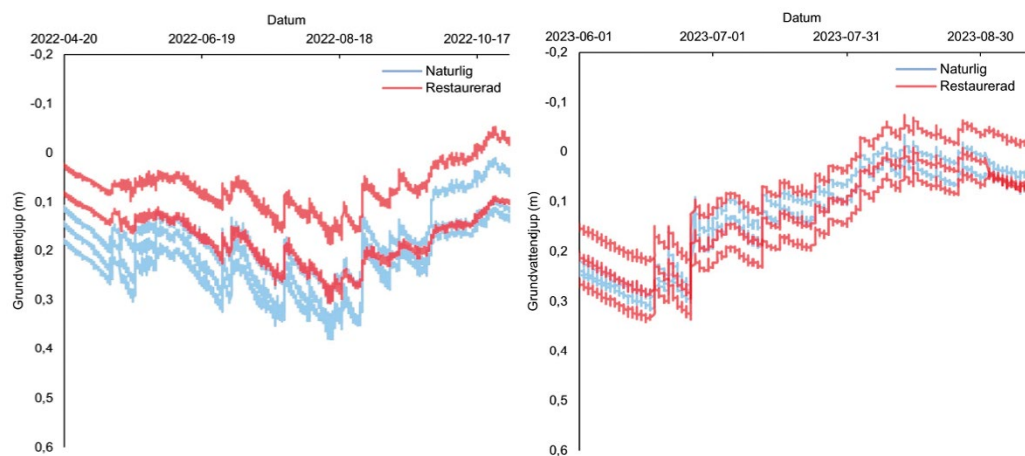


Figur A2. Grundvattendjup på Anderstorps Stormosse under vegetationsperioden år 2022 (20/4–31/10) och 2023 (14/4–31/10). Vegetationsperiodens start och slut baseras på mätobservationer från den meteorologiska stationen Hagshult (<https://www.smhi.se/data/meteorologi/ladda-ner-meteorologiska-observationer/#param=airtemperatureInstant,stations=core,stationid=74180>).

Store mosse (SM)

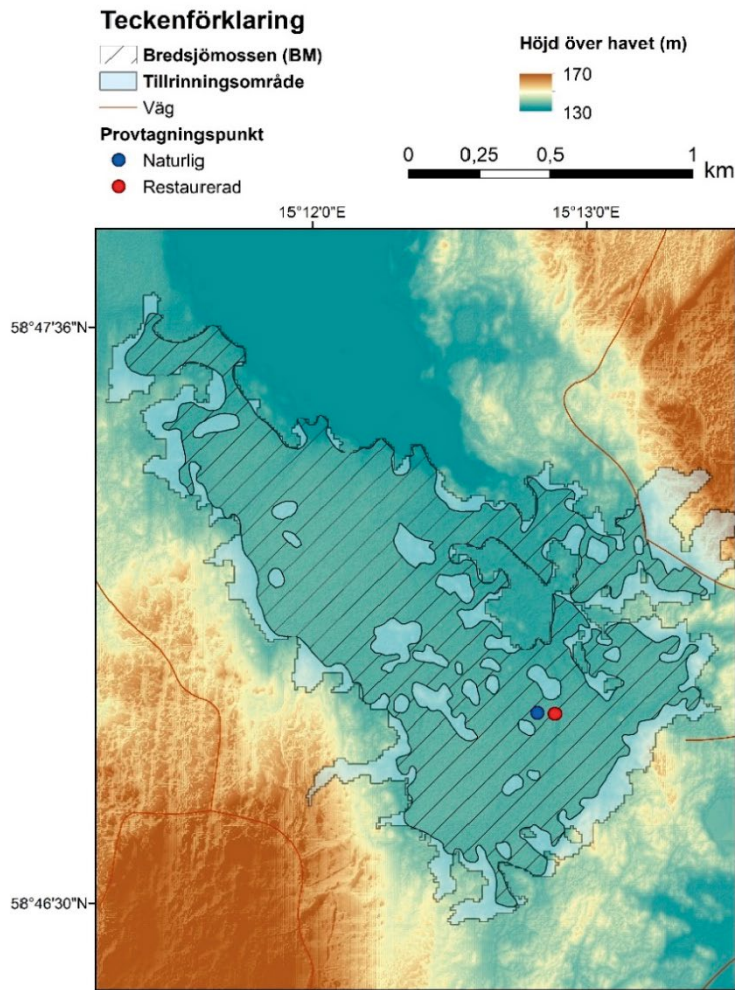


Figur A3. Hydrologisk karta över Store mosse (SM) med omgivning.

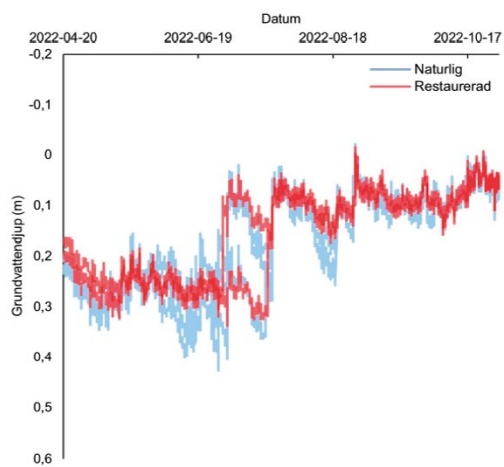


Figur A4. Grundvattendjup på Store mosse under vegetationsperioden år 2022 (20/4–31/10) och 2023 (14/4–31/10). Vegetationsperiodens start och slut baseras på mätobservationer från den meteorologiska stationen Hagshult (<https://www.smhi.se/data/meteorologi/ladda-ner-meteorologiska-observationer/#param=airtemperatureInstant,stations=core,-stationid=74180>).

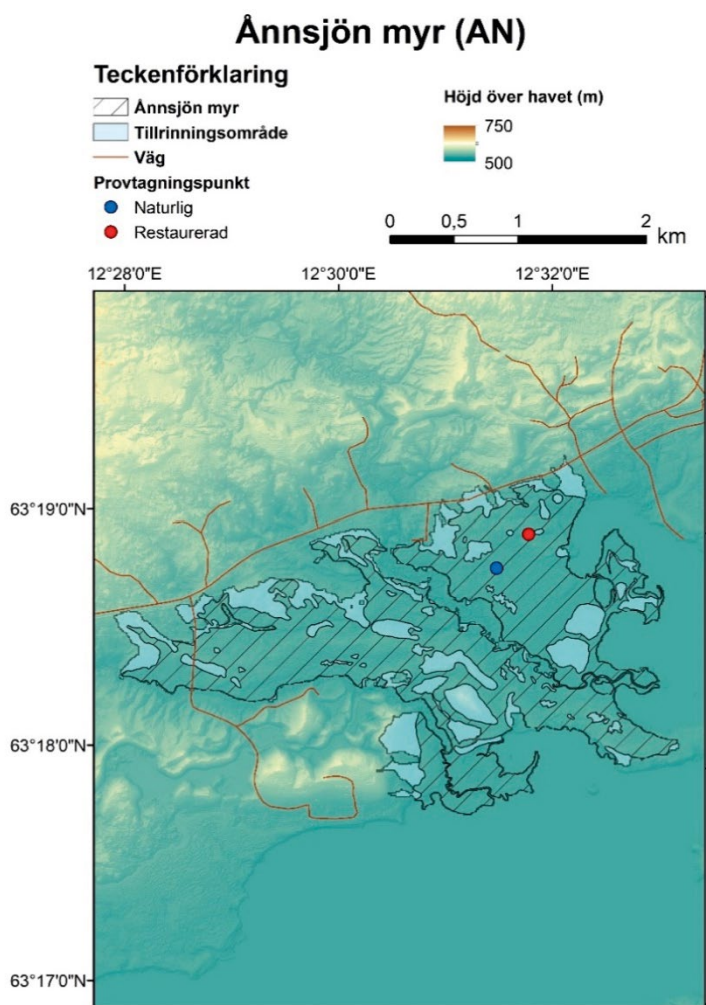
Bredsjö mossen (BM)



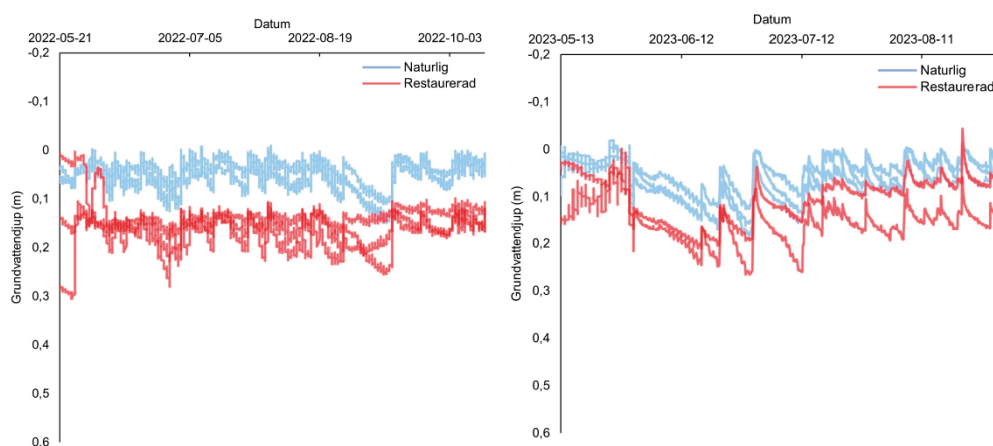
Figur A5. Hydrologisk karta över Bredsjö mossen (BM) med omgivning.



Figur A6. Grundvattendjup på Bredsjö mossen under vegetationsperioden år 2022 (20/4–31/10). Vegetationsperiodens start och slut baseras på mätobservationer från den meteorologiska stationen Zinkgruvan (<https://www.smhi.se/data/meteorologi/ladda-ner-meteorologiska-observationer/#param=airtemperaturelstant,stations=core,stationid=85490>).

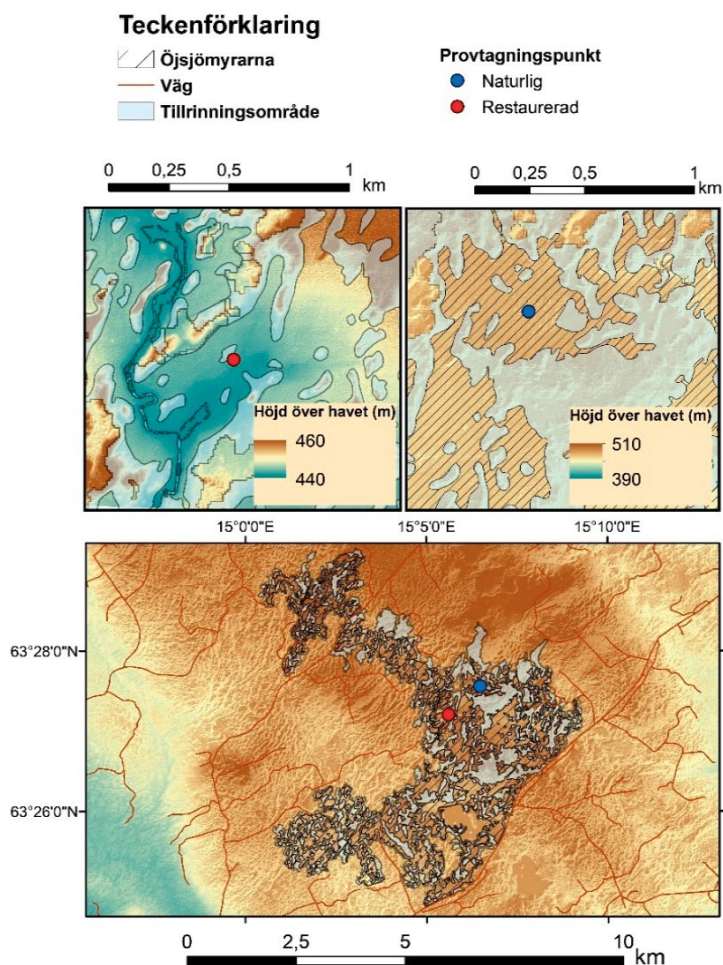


Figur A7. Hydrologisk karta över Ånnsjöns myr (AN) med omgivning.

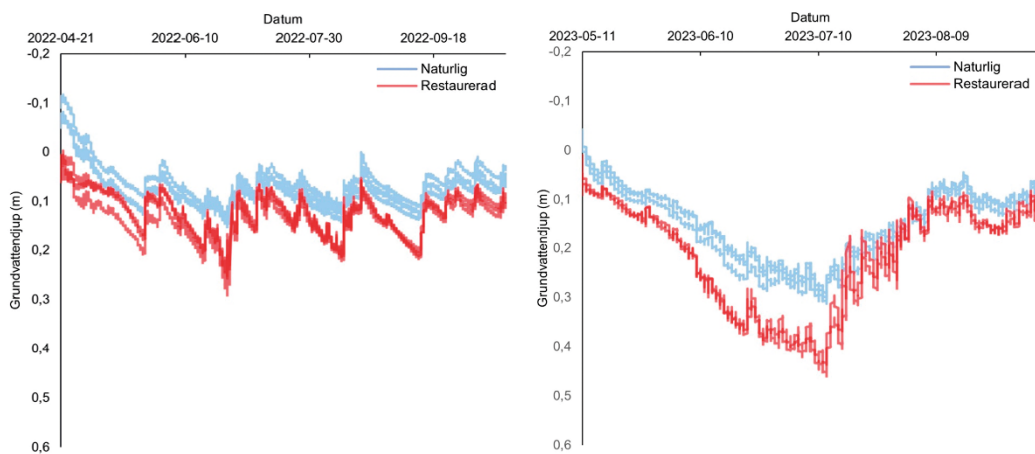


Figur A8. Grundvattendjup på Ånnsjöns myr under vegetationsperioden år 2022 (21/5–15/10) och 2023 (13/5–7/10). Vegetationsperiodens start och slut baseras på mätobservationer från den meteorologiska stationen Storlien-Storvallen A (<https://www.smhi.se/data/meteorologi/ladda-ner-meteorologiska-observationer/#param=airtemperatureInstant,stations=core,-stationid=132170>).

Öjsjömyrarna (OA)

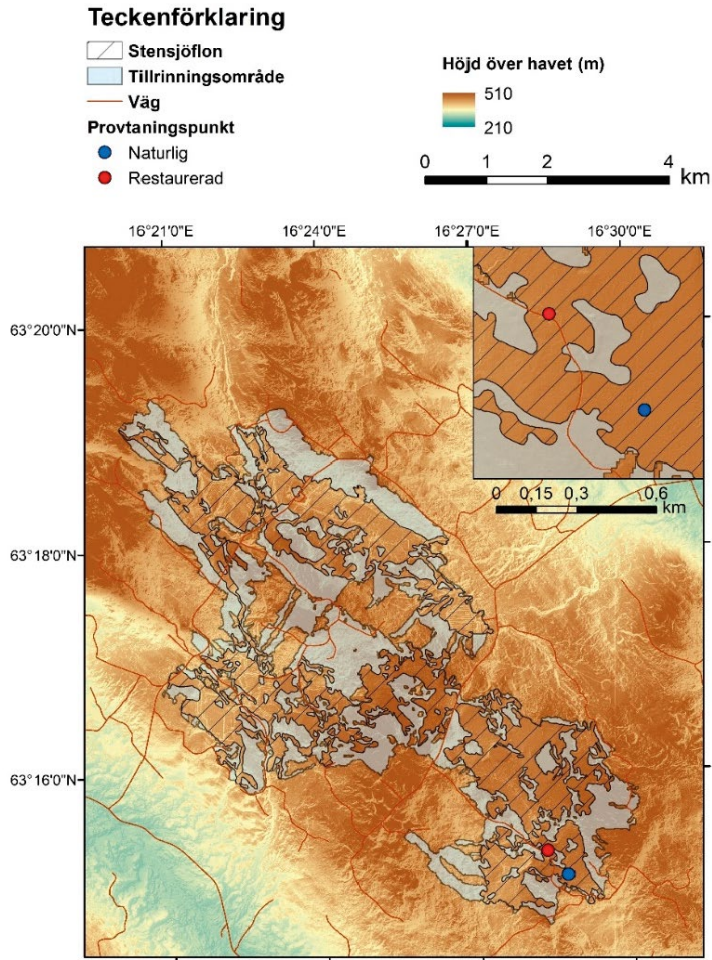


Figur A9. Hydrologisk karta över Öjsjömyrarna (OA) med omgivning.

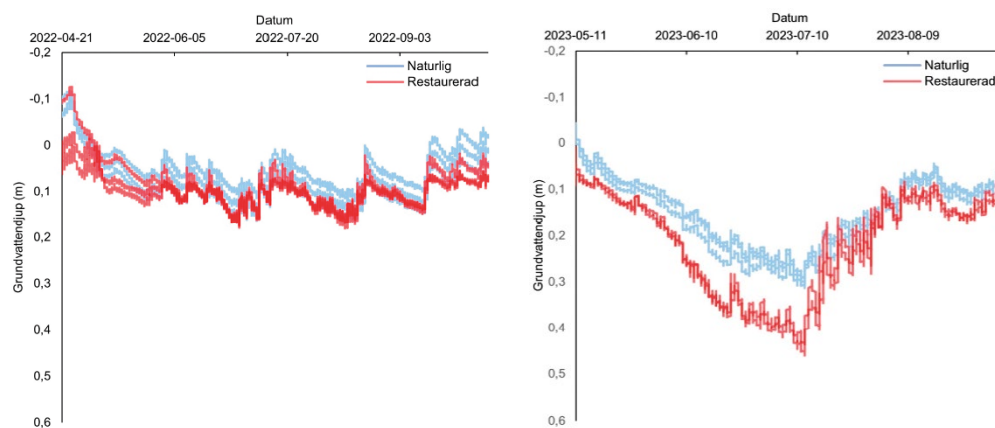


Figur A10. Grundvattendjup på Öjsjömyrarna under vegetationsperioden år 2022 (21/4–17/10) och 2023 (11/5–7/10). Vegetationsperiodens start och slut baseras på mätobservationer från den meteorologiska stationen Föllinge A (<https://www.smhi.se/data/meteorologi/ladda-ner-meteorologiska-observationer/#param=airtemperatureInstant,stations=core,stationid=134410>).

Stensjöflon (SF)

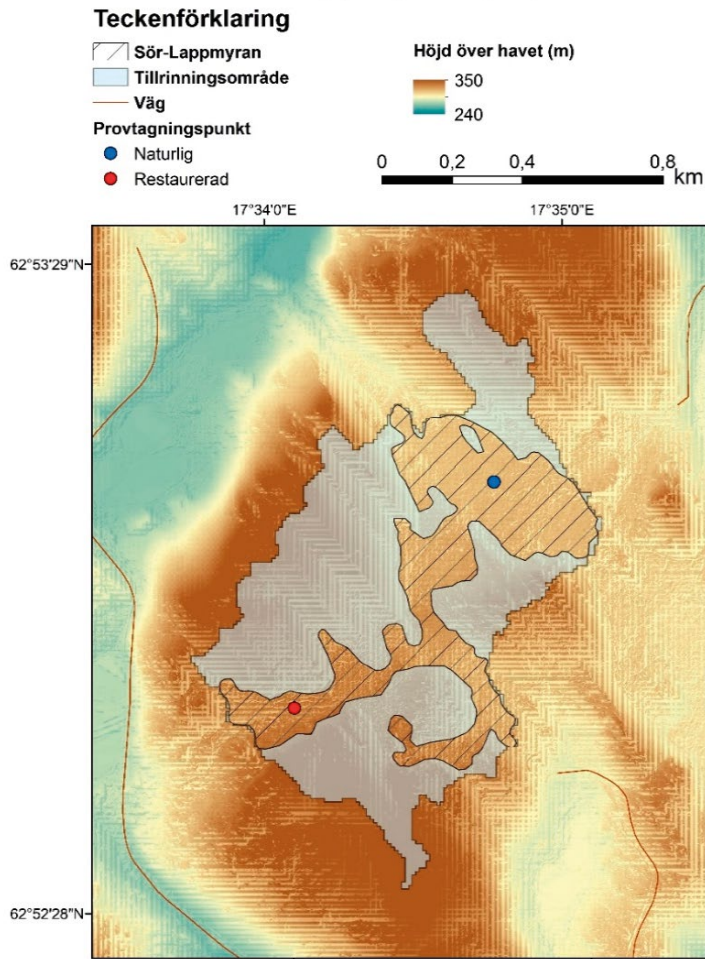


Figur A11. Hydrologisk karta över Stensjöflon (SF) med omgivning.

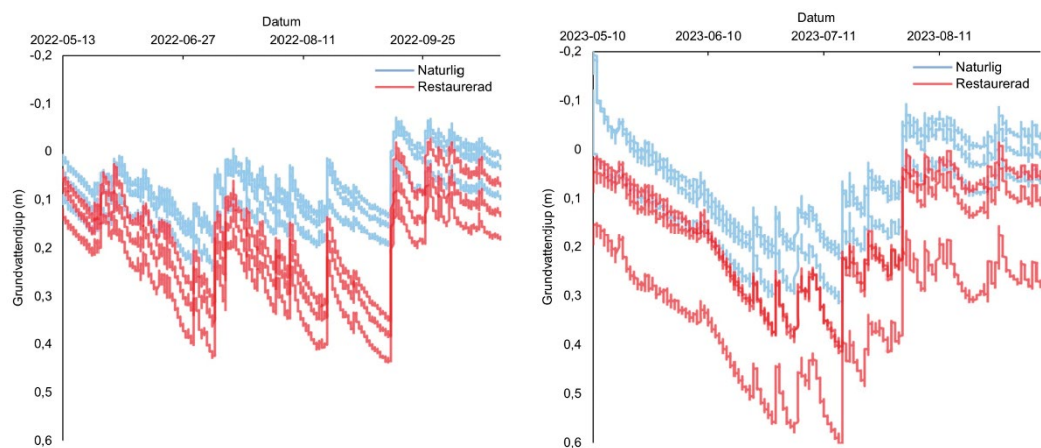


Figur A12. Grundvattendjup på Stensjöflon under vegetationsperioden år 2022 (21/4–8/10) och 2023 (5/4–12/10). Vegetationsperiodens start och slut baseras på mätobservationer från den meteorologiska stationen Krångede A (<https://www.smhi.se/data/meteorologi/ladda-ner-meteorologiska-observationer/#param=airtemperatureInstant,stations=core,stationid=136090>).

Sör-Lappmyran (SL)

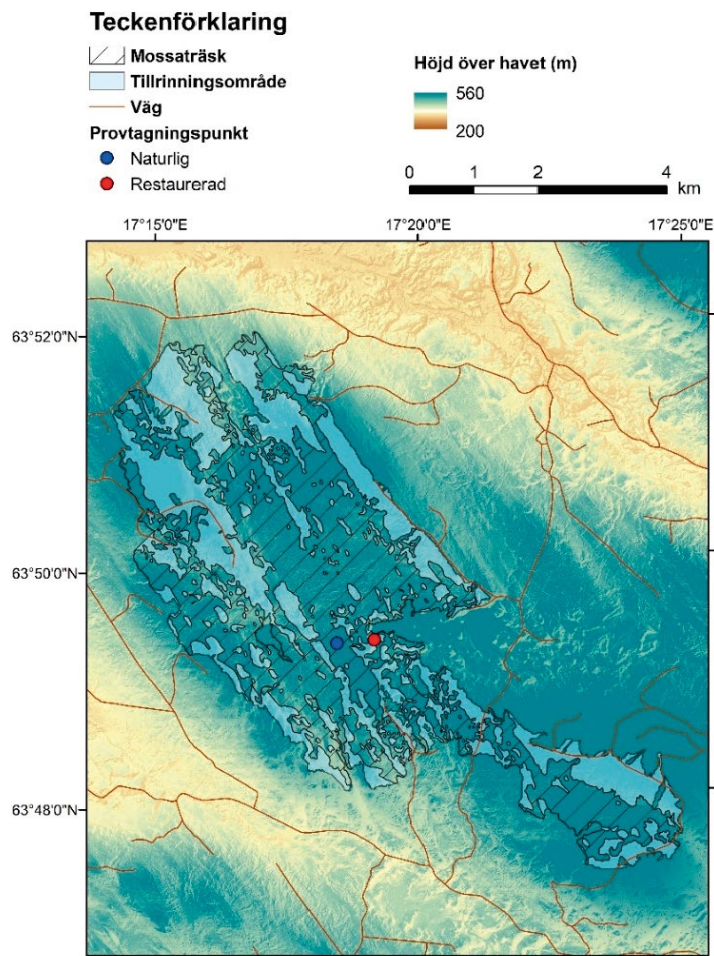


Figur A13. Hydrologisk karta över Sör-Lappmyran (SL) med omgivning.

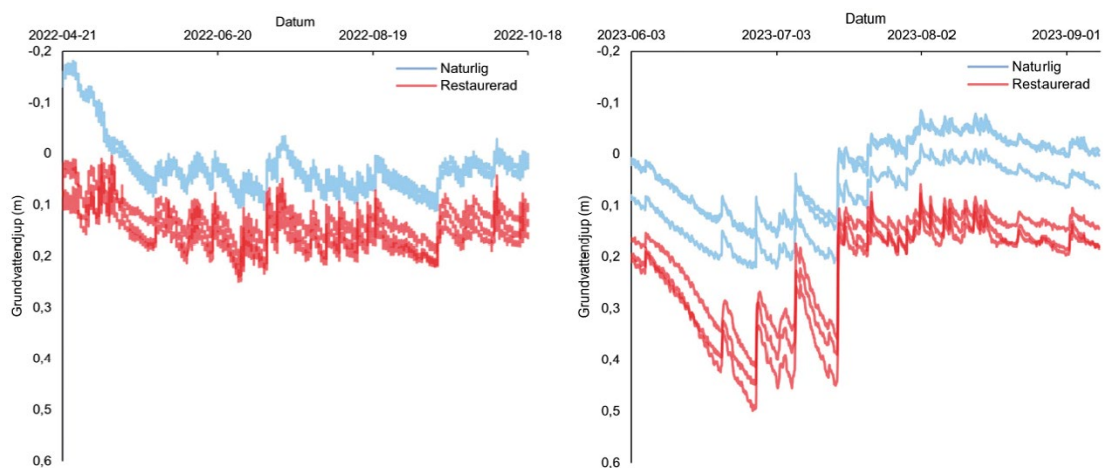


Figur A14. Grundvattendjup på Sörlappmyren under vegetationsperioden år 2022 (13/5–24/10) och 2023 (10/5–9/10). Vegetationsperiodens start och slut baseras på mätobservationer från den meteorologiska stationen Forse (<https://www.smhi.se/data/meteorologi/ladda-ner-meteorologiska-observationer/#param=airtemperatureInstant,stations=core,stationid=137080>).

Mossaträsk (MT)



Figur A15. Hydrologisk karta över Mossaträsk (MT) med omgivning.



Figur A16. Grundvattendjup på Mossaträsk under vegetationsperioden år 2022 (21/4–18/10) och 2023 (5/10–9/10). Vegetationsperiodens start och slut baseras på mätobservationer från den meteorologiska stationen Junsele A (<https://www.smhi.se/data/meteorologi/ladda-ner-meteorologiska-observationer/#param=airtemperatureInstant,stations=core,stationid=136410>).

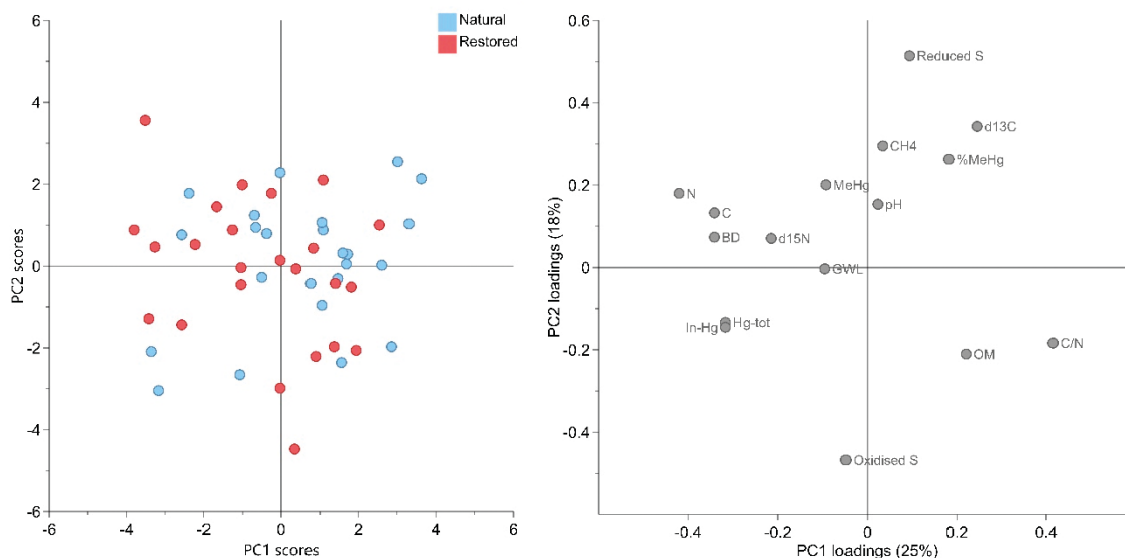
Tabell A1. Sammanfattning över grundvattennivå under vegetationsperioderna 2022 och 2023 på naturliga och restaurerade torvmarksytor.

	Anderstorps Stormosse		Store mosse		Bredsjömossen		Ånnsjöns myr	
	Nat.	Rest.	Nat.	Rest.	Nat.	Rest.	Nat.	Rest.
Medel	18,8	7,8	16,2	10,3	17,1	15,7	5,5	14,4
Standard error	0,1	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0
Median	18,7	7,8	17,0	10,0	15,0	13,3	5,0	14,2
IQR	13,0	4,3	6,9	6,2	16,6	15,4	3,3	2,9
Maximum	36,7	18,0	27,6	21,9	35,2	31,1	13,2	22,7
Minimum	6,5	1,5	4,0	-0,3	-1,7	-0,8	0,6	5,3
	Öjsjömyrarna		Stensjöflon		Sör-Lappmyran		Mossaträsk	
	Nat.	Rest.	Nat.	Rest.	Nat.	Rest.	Nat.	Rest.
Medel	9,3	15,6	6,8	10,2	7,5	20,0	2,7	16,0
Standard error	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Median	9,2	13,6	7,4	9,0	6,9	20,0	3,1	15,2
IQR	6,8	8,8	6,9	5,6	8,5	14,0	4,3	5,0
Maximum	20,0	33,2	16,9	26,0	20,7	38,9	13,5	34,0
Minimum	-9,2	1,1	-10,7	-4,8	-17,3	2,0	-17,4	2,7

Tabell A2. Sammanfattande grundvattennivådata över samtliga torvmarker (Anderstorps Stormosse, Storemosse, Bredsjömossen, Ånnsjöns myr, Öjsjömyrarna, Stensjöflon, Sör-Lappmyran och Mossaträsk) från vegetationsperioderna 2022 och 2023.

	Naturlig	Restaurerad
Medel	11,2	13,7
Standard error	0,0	0,0
Median	9,2	12,7
IQR	11,7	8,9
Maximum	39,9	38,9
Minimum	-17,4	-4,8

Bilaga B. Kviksilverdata



Figur B1. PCA "scores" och "loadings" på naturliga (blå prickar) och restaurerade (röda prickar) torvmarksytor. Myrarna Anderstorps Stormosse, Storemosse, Bredsjömossen, Ånnsjöns myr, Öjsjömyrarna, Stensjöflon, Sör-Lappmyran och Mossaträsk ingick i analysen.

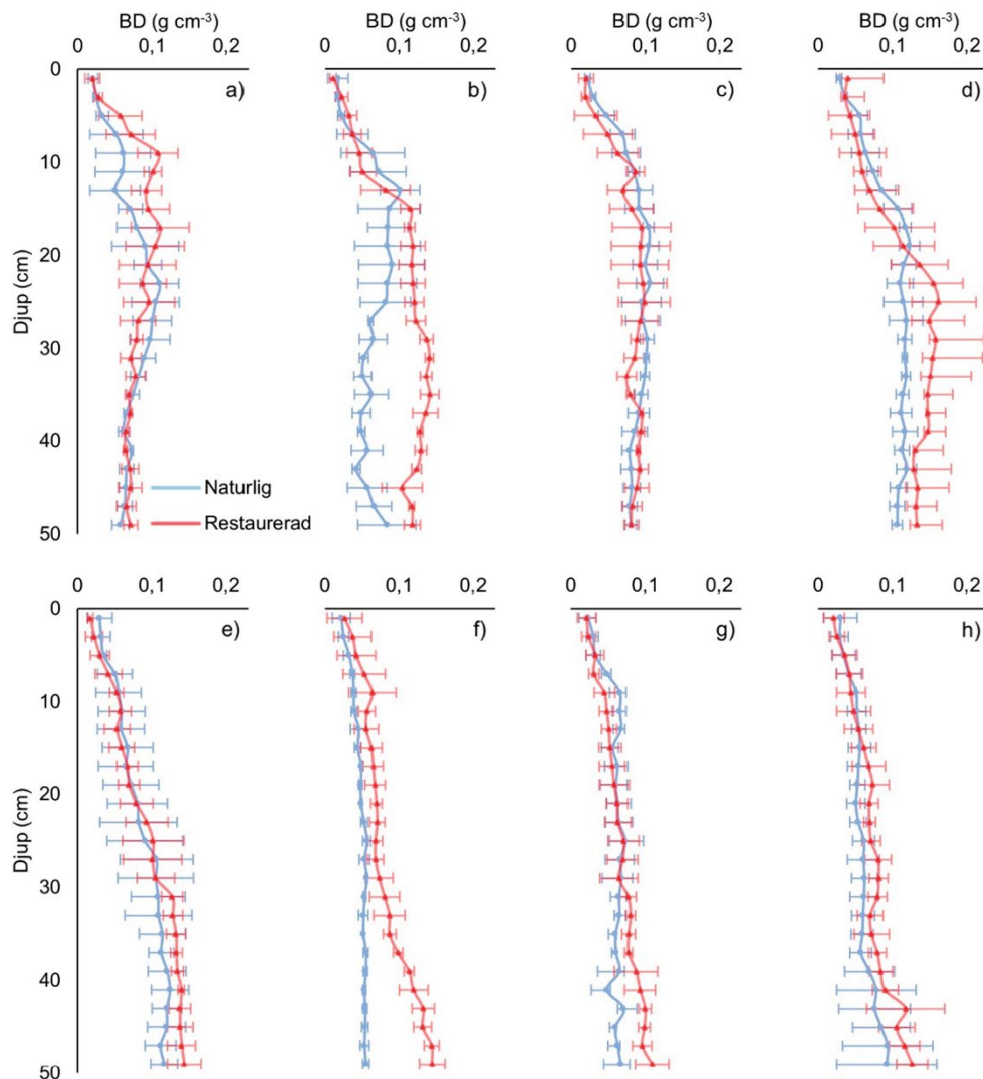
Tabell B1. Tabell över p-värden för test av skillnader mellan naturliga och restaurerade torvmarker. De redovisade p-värdena är resultat av post hoc tester efter att en linjär blandad modell (LMM) har etablerats med standardpoäng (z-poäng) normaliserade för varje lokal. Riktning av signifikans anges som naturlig < restaurerad.

Torvdjup	MeHg (ng g ⁻¹)	Oorganisk Hg (ng g ⁻¹)	Hg-tot (ng g ⁻¹)	%MeHg	hgcAB (genkopior mL ⁻¹)
4–6 cm	0,30	1,00	1,00	0,15	1,00
14–16 cm	1,00	1,00	0,87	0,40	0,61
24–26 cm	0,083	1,00	< 0,01	0,67	1,00
34–36 cm	0,12	< 0,01	< 0,01	1,00	1,00
44–46 cm	1,00	< 0,01	1,00	0,63	1,00

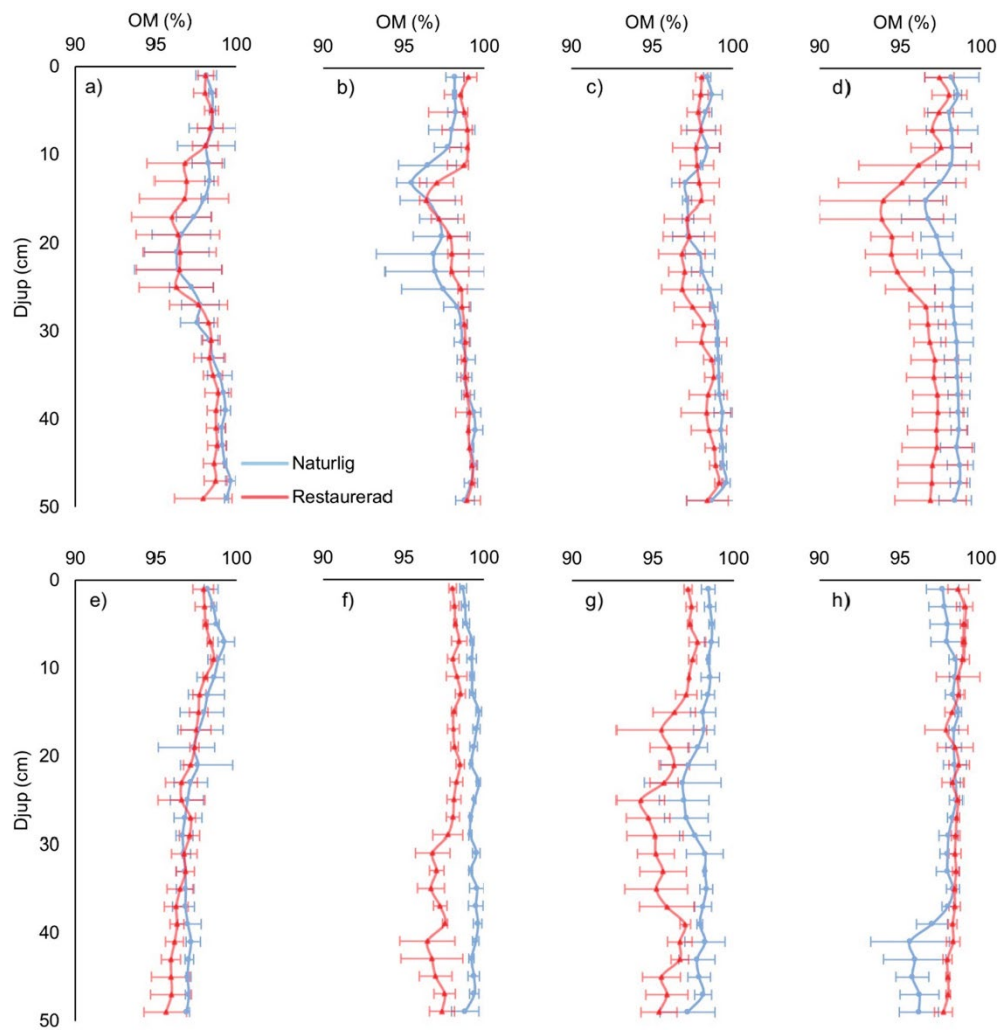
Tabell B2. Tabell över summerad statistik av 50 cm torvkärnor för parametrarna Hg, MeHg-koncentration, %MeHg och hgcA-genabundans för naturliga och restaurerade torvmarker.

	Oorganiskt Hg (ng g ⁻¹)		MeHg (ng g ⁻¹)		%MeHg		hgcAB (genkopior mL ⁻¹)	
	Nat.	Rest.	Nat.	Rest.	Nat.	Rest.	Nat.	Rest.
Medel	55,28	68,29	1,95	3,04	4,54	4,89	3,42E+06	3,67E+06
Standard error	4,60	4,46	0,25	0,31	0,55	0,45	4,38E+05	4,88E+05
Median	37,61	53,73	1,10	1,75	2,17	3,28	1,74E+06	1,45E+06
IQR	38,03	61,39	1,64	2,69	4,30	4,93	4,00E+06	4,39E+06
Maximum	291,08	364,48	20,2	18,09	52,80	30,39	2,43E+07	2,43E+07
Minimum	7,08	10,05	0,01	0,01	0,03	0,02	1,84E+04	1,43E+03

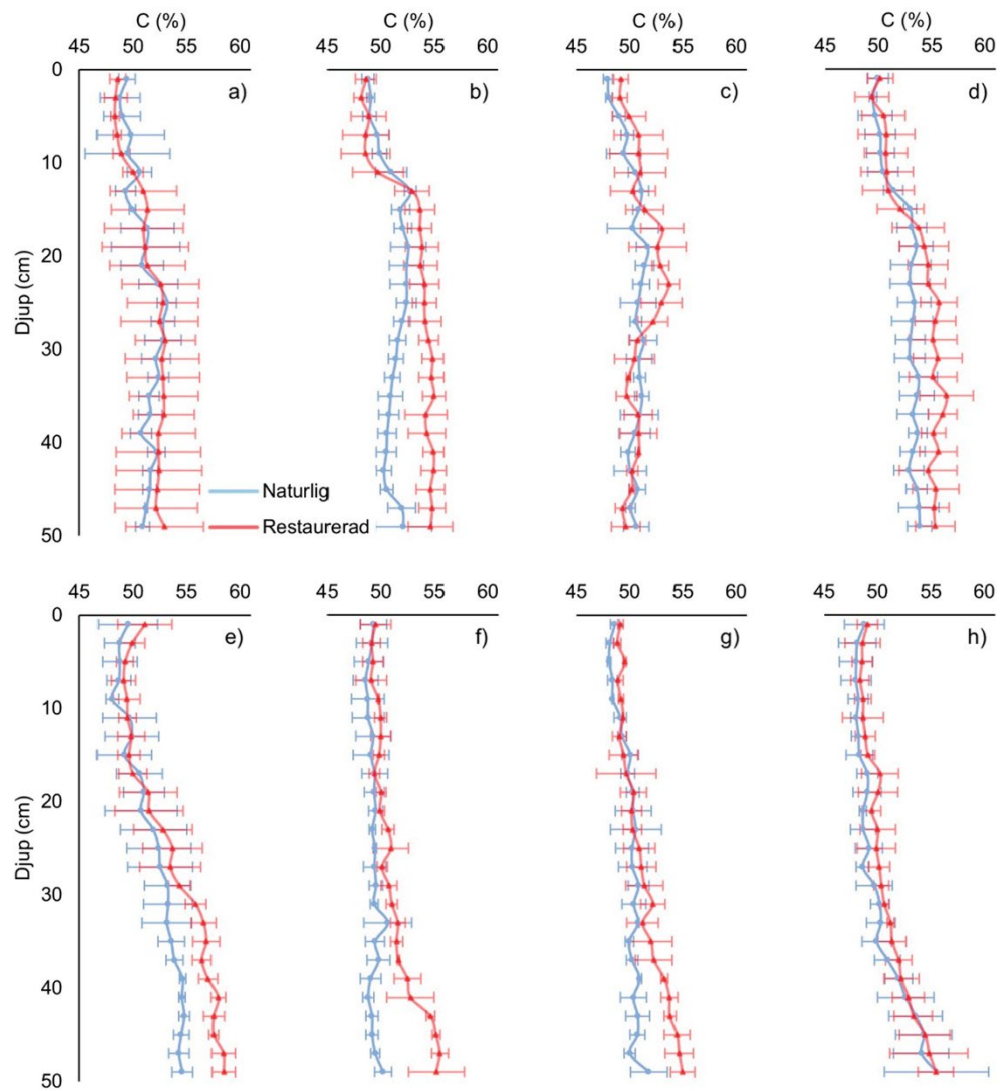
Bilaga C. Torvens fysikaliska och kemiska egenskaper



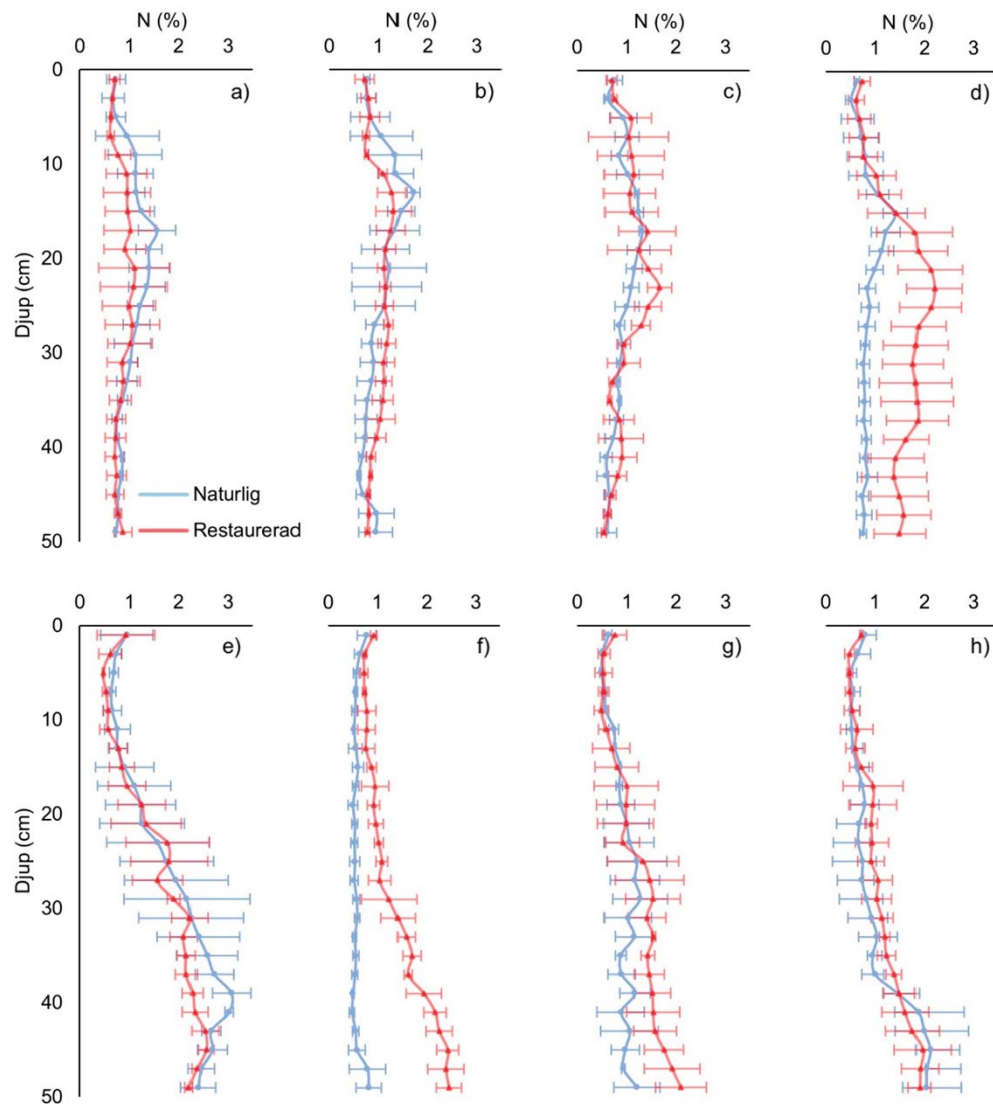
Figur C1. Torvens densitet (g cm^{-3}) på naturliga och restaurerade torvmarksytor på a) Anderstorp Stormosse, b) Store Mosse, c) Bredsjö mossen, d) Ånnsjön myr, e) Öjsjömyrarna, f) Stensjöflon, g) Sör-Lappmyran och h) Mossaträsk. Varje punkt motsvarar medelvärdet av tre torvprov tagna på respektive lokal, medan felstaplarna anger 95 % konfidensintervall.



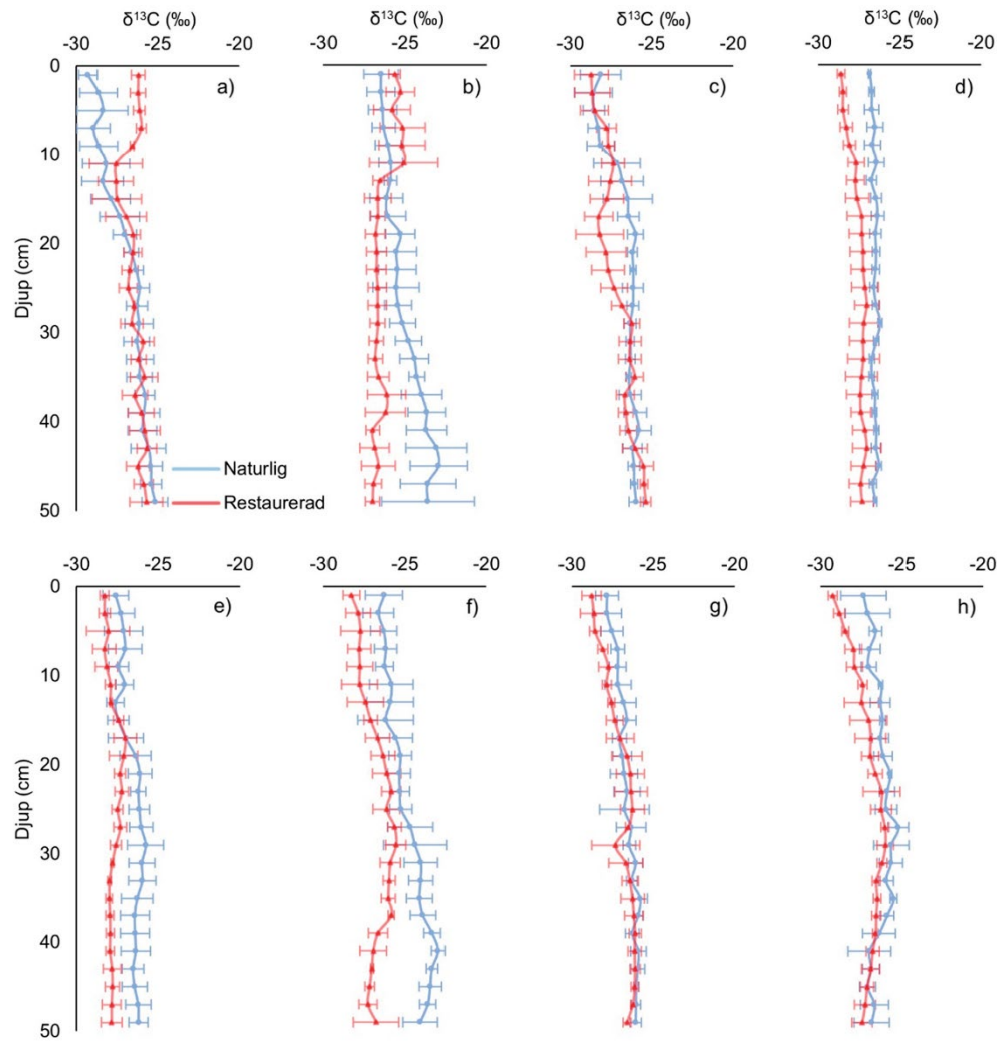
Figur C2. Halten organiskt material i torven (OM (%)) för naturliga och restaurerade torvmarksytor på a) Anderstorp Stormosse, b) Store Mosse, c) Bredsjömossen, d) Ånnsjöns myr, e) Öjsjömyrarna, f) Stensjöflon, g) Sör-Lappmyran och h) Mossaträsk. Varje punkt motsvarar medelvärdet av tre torvprov tagna på respektive lokal, medan felstaplarna anger 95 % konfidensintervall.



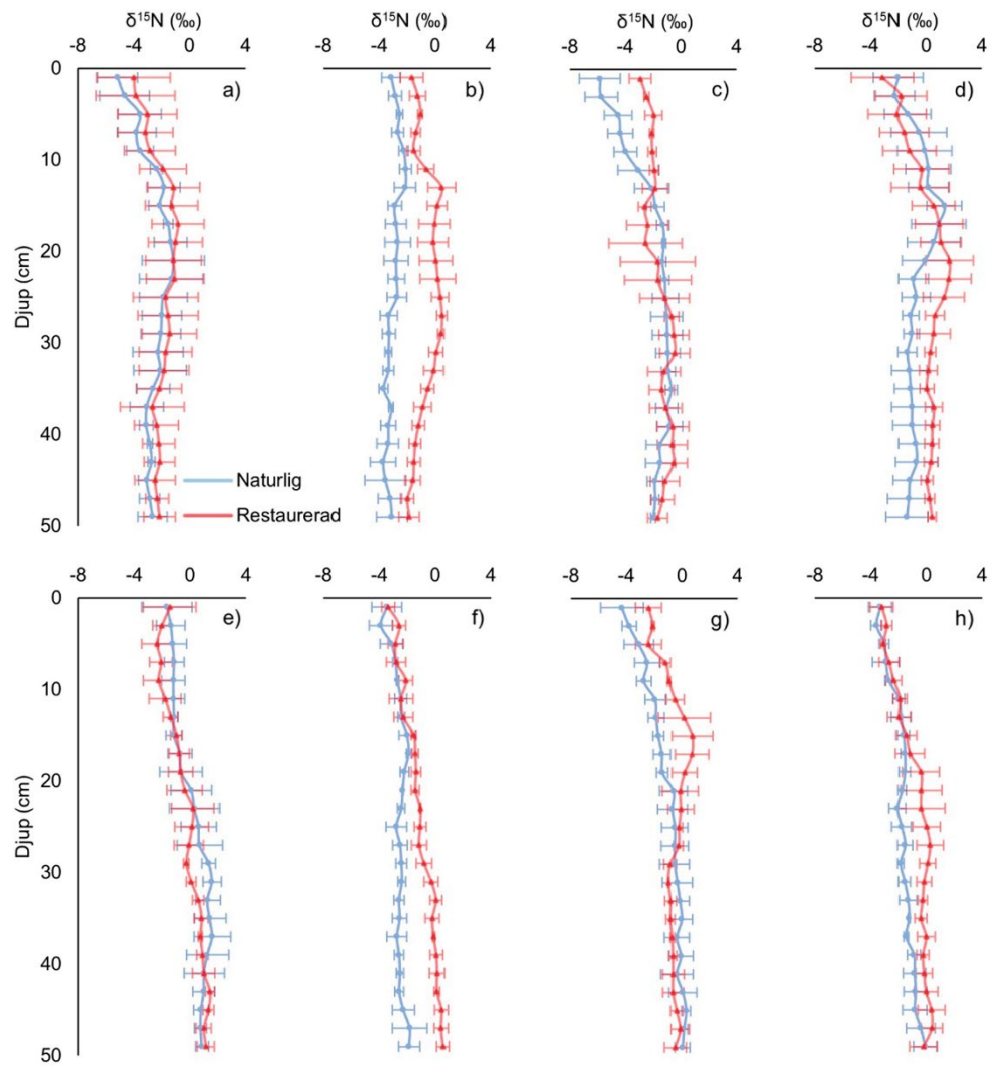
Figur C3. Kolhalten (%) för naturliga och restaurerade torvmarksytor på a) Anderstorp Stormosse, b) Store Mosse, c) Bredsjömossen, d) Ånnsjön myr, e) Öjsjömyrarna, f) Stensjöflon, g) Sör-Lappmyran och h) Mossaträsk. Varje punkt motsvarar medelvärdet av tre torvprov tagna på respektive lokal, medan felstaplarna anger 95 % konfidensintervall.



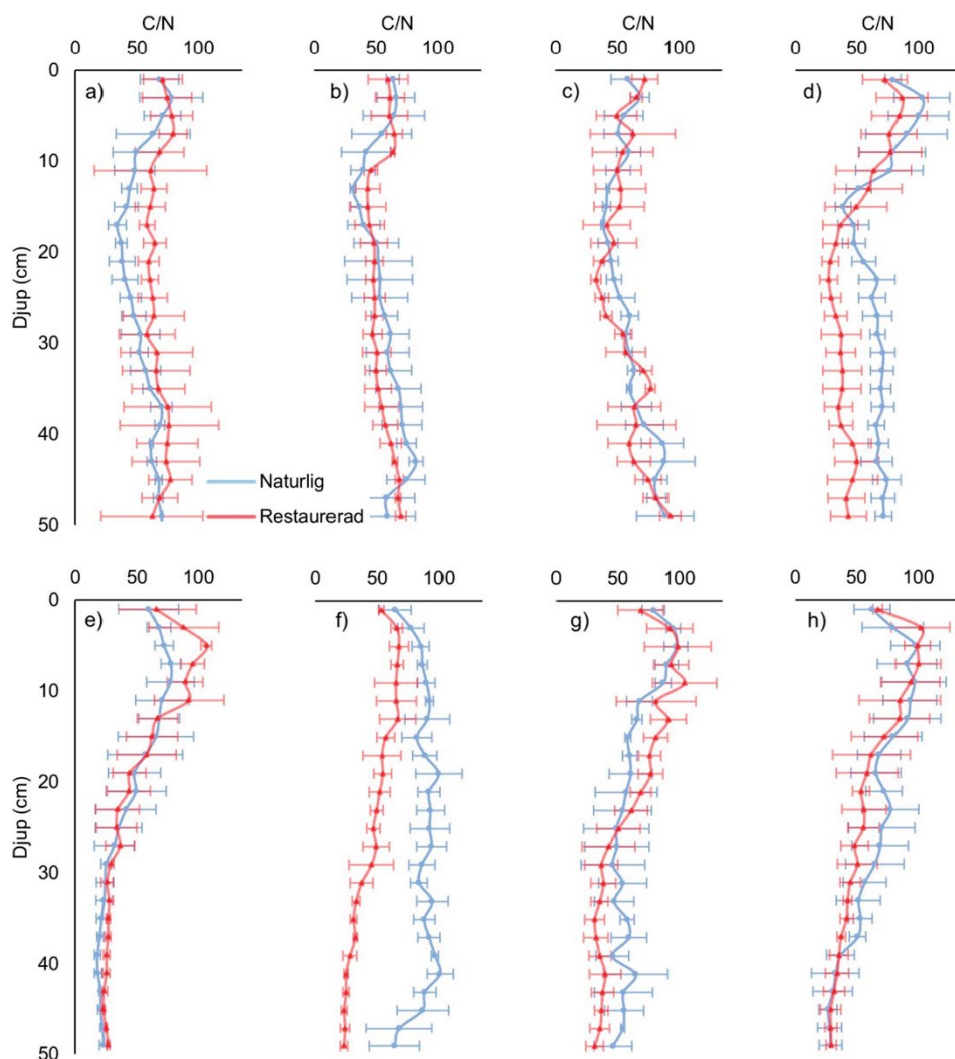
Figur C4. Kvävehalten (%) för naturliga och restaurerade torvmarksytor på a) Anderstorp Storsosse, b) Store Mosse, c) Bredsjö mossen, d) Ånnsjön myr, e) Öjsjömyrarna, f) Stensjöflon, g) Sör-Lappmyran och h) Mossaträsk. Varje punkt motsvarar medelvärdet av tre torvprov tagna på respektive lokal, medan felstaplarna anger 95 % konfidensintervall.



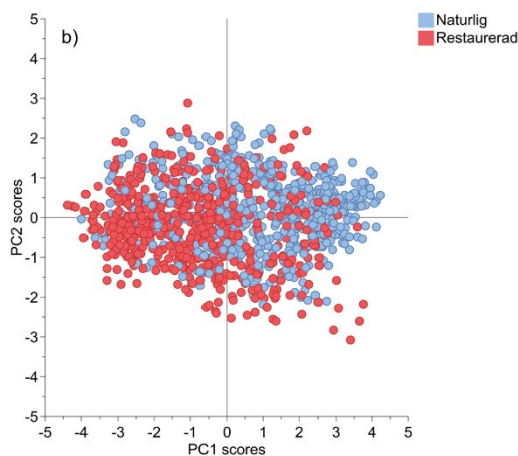
Figur C5. $\delta^{13}\text{C}$ för naturliga och restaurerade torvmarksytor på a) Anderstorp Stormosse, b) Store Mosse, c) Bredsjömossen, d) Ånsjön myr, e) Öjsjömyrarna, f) Stensjöflon, g) Sör-Lappmyran och h) Mossaträsk. Varje punkt motsvarar medelvärdet av tre torvprov tagna på respektive lokal, medan felstaplarna anger 95 % konfidensintervall.



Figur C6. $\delta^{15}\text{N}$ (‰) för naturliga och restaurerade torvmarksytor på a) Anderstorp Stormosse, b) Store Mosse, c) Bredsjömossen, d) Ånnsjön myr, e) Öjsjömyrarna, f) Stensjöflon, g) Sör-Lappmyran och h) Mossaträsk. Varje punkt motsvarar medelvärdet av tre torvprov tagna på respektive lokal, medan felstaplarna anger 95 % konfidensintervall.



Figur C7. C:N-kvoten för naturliga och restaurerade torvmarksytor på a) Anderstorp Stormosse, b) Store Mosse, c) Bredsjö mossen, d) Ånnsjön myr, e) Öjsjömyrarna, f) Stensjöflon, g) Sör-Lappmyran och h) Mossaträsk. Varje punkt motsvarar medelvärdet av tre torvprov tagna på respektive lokal, medan felstaplarna anger 95 % konfidensintervall.

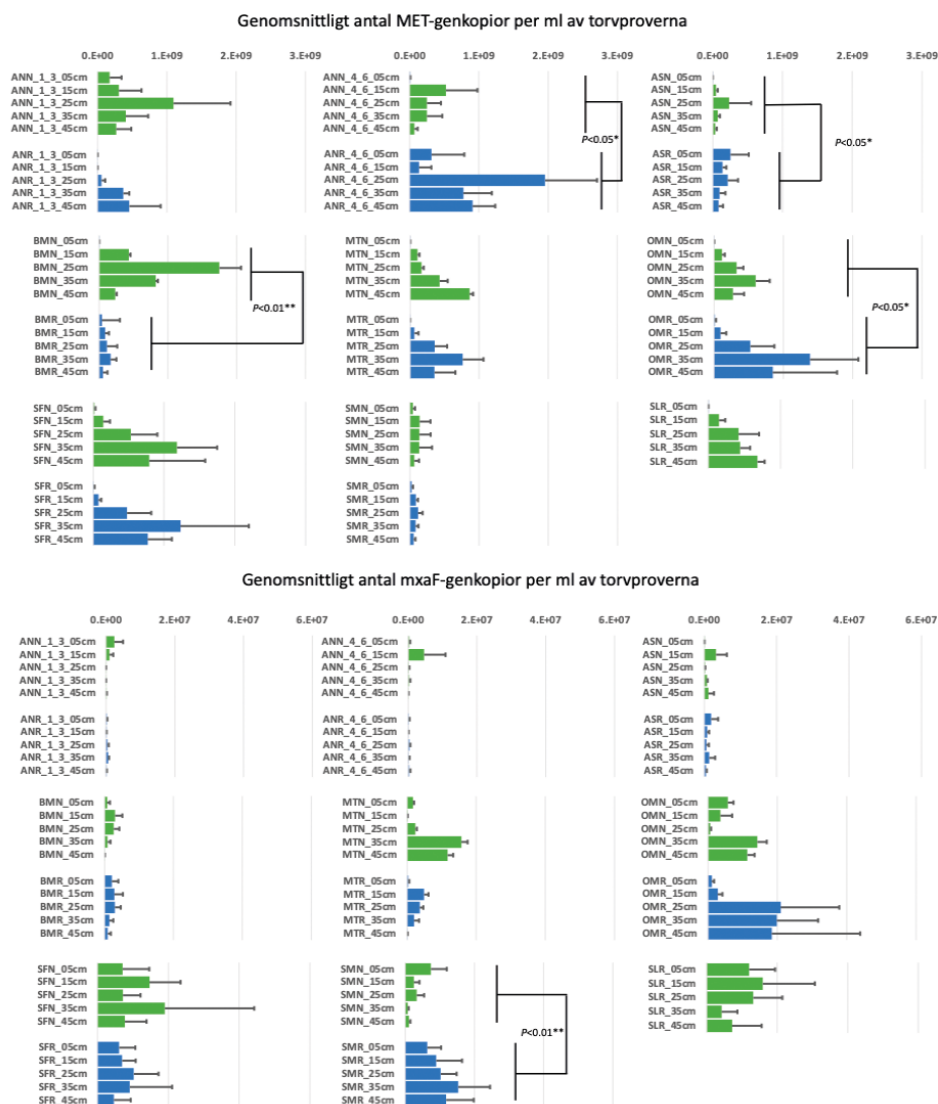


Figur C8. Principalkomponentanalys (PCA) över torvegenskaper (0–50 cm) visande “scores” på naturliga (blå punkter) och restaurerade (röda punkter) torvmarksytor. Ingen hänsyn har tagits till torvdjup i analysen.

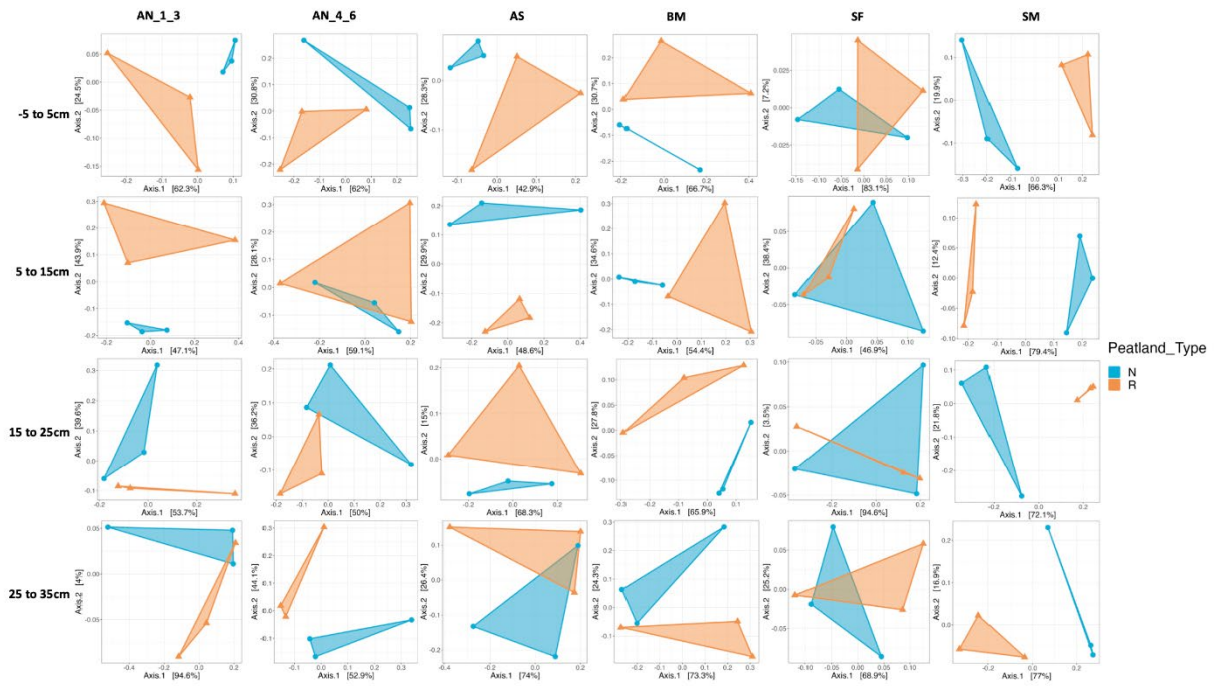
Tabell C1. P-värden av post-hoc test av en linjär blandad modell (LMM) och ANOVA-test för parametrarna densitet, organisk halt, $\delta^{13}\text{C}$, kolhalt (C), $\delta^{15}\text{N}$, kvävehalt (N), och C/N.

Torvdjup (cm)	Densitet (g cm^{-3})	OM (%)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	C (%)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	N (%)	C/N
4–6	1,00	0,65	0,11 N > R	1,00	1,00	1,00	1,00
6–8	1,00	1,00	0,43 N > R	1,00	1,00	1,00	1,00
8–10	1,00	1,00	0,38 N > R	0,73 N < R	0,88 N < R	1,00	1,00
10–12	1,00	0,74 N > R	0,0076 N > R	1,00	1,00	1,00	1,00
12–14	1,00	1,00	0,0011 N > R	1,00	1,00	1,00	1,00
14–16	1,00	0,19 N > R	0,0071 N > R	1,00	1,00	1,00	1,00
16–18	1,00	0,055 N > R	0,022 N > R	0,49 N < R	0,48 N < R	0,60 N < R	1,00
18–20	1,00	0,24 N > R	0,015 N > R	0,24 N < R	0,17 N < R	0,21 N < R	1,00
20–22	0,83 N < R	0,26 N > R	0,0083 N > R	0,14 N < R	0,061 N < R	0,040 N < R	0,17 N > R
22–24	0,71 N < R	0,027 N > R	0,0028 N > R	0,013 N < R	0,010 N < R	0,016	0,015 N > R
24–26	0,47 N < R	0,084 N > R	0,0067 N > R	0,048 N < R	0,082 N < R	0,018 N < R	0,059 N > R
26–28	0,93 N < R	1,00	0,0024 N > R	0,0034 N < R	0,035 N < R	0,0052 N < R	0,021 N > R
28–30	1,00	1,00	0,0045 N > R	0,12 N < R	0,35 N < R	0,15 N < R	0,14 N > R
30–32	0,66 N < R	0,74 N > R	0,0035 N > R	0,045 N < R	0,23 N < R	0,11 N < R	0,16 N > R
32–34	0,22 N < R	0,18 N > R	0,0021 N > R	1,00	0,53 N < R	0,45 N < R	1,00
34–36	0,068 N < R	0,023 N > R	0,0068 N > R	0,065 N < R	0,33 N < R	0,12 N < R	0,086 N > R
36–38	< 0,0001 N < R	0,055 N > R	< 0,0001 N > R	0,00050 N < R	0,027 N < R	0,011 N < R	0,018 N > R
38–40	0,00020 N < R	0,001 N > R	0,00060 N > R	0,00020 N < R	0,019 N < R	0,032 N < R	0,099 N > R
40–42	0,011 N < R	0,00020 N > R	0,00050 N > R	0,00070 N < R	0,00090 N < R	0,065 N < R	0,079 N > R
42–44	0,0012 N < R	0,012 N > R	0,013 N > R	0,0085 N < R	0,0026 N < R	0,065 N < R	0,12 N > R
44–46	0,0016 N < R	0,019 N > R	0,0047 N > R	0,014 N < R	0,0042 N < R	0,025 N < R	0,27 N > R
46–48	0,0016 N < R	0,027 N > R	0,0093 N > R	0,027	0,025 N < R	0,46 N < R	1,00
48–50	0,0022 N < R	1,00	0,0090 N > R	0,016 N < R	0,086 N < R	1,00	1,00

Bilaga D. Mikrobiella populationer



Figur D1. a) Kopior (medeltal) av generna MET (representerar metanogena arkéer) och b) mxaF-genen (gen som kodar för metanoldehydrogenas och representerar metanotrofer) för alla torvmarksprov. Gröna staplar representerar naturliga ytor och blåa staplar representerar restaurerade ytor. Signifikanta skillnader i genkopior mellan naturliga och restaurerade torvmarksytor är markerade enligt $p < 0,05^*$ och $p < 0,01^{**}$ baserat på ett parat t-test.



Figur D2. Fylogenetiskt avstånd i det mikrobiella samhället bestämt med hjälp av "Weighted UniFrac principal coordinate (PC) analysis" baserat på den mikrobiella "ASV read counts".

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

Restaurerade våtmarker – punktkällor för metanavgång och kvicksilvermetylering?

Genom utdikning har våtmarkers ekosystemtjänster påverkats kraftigt. Det finns ett stort och växande intresse för att återställa våtmarker. Torvmarker, eller myrar, är av särskilt intresse då torv lagrar stora mängder av kol som över årtusenden har tagits upp från atmosfären.

Genomförandet och framgången av våtmarksrestaurering är avgörande för vilka funktioner som återställs och vilka potentiella negativa miljöeffekter som uppstår till följd av restaureringen. Dämmets funktionalitet är därför centralt för hur framgångsrik restaureringen kommer att bli.

Forskarna undersökte åtta restaurerade torvmarker från Småland i söder till Västerbotten i norr. För att utvärdera effekten av restaurering på de biogeokemiska processerna jämfördes varje enskilt objekt med en närliggande referensyta. Skillnader i hydrologi, torvens fysikaliska och kemiska egenskaper, samt djupfördelning av mikroorganismer och relaterade processer utvärderades.

Syftet med forskningsprojektet var att undersöka i vilken grad restaurering av dikade torvmarker kan förvandla torvmarkerna till långsiktiga punktkällor för metan och metylkviksilver. Forskarnas sammanfattande resultat indikerar att restaurerade våtmarkers funktion och egenskaper fortfarande bär på ett historiskt avtryck från utdikning trots att det är mer än tio år sedan dikena dämtes.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag som finansierar forskning till stöd för Naturvårdsverkets och Havs- och vattenmyndighetens kunskapsbehov.



Havs
och Vatten
myndigheten