
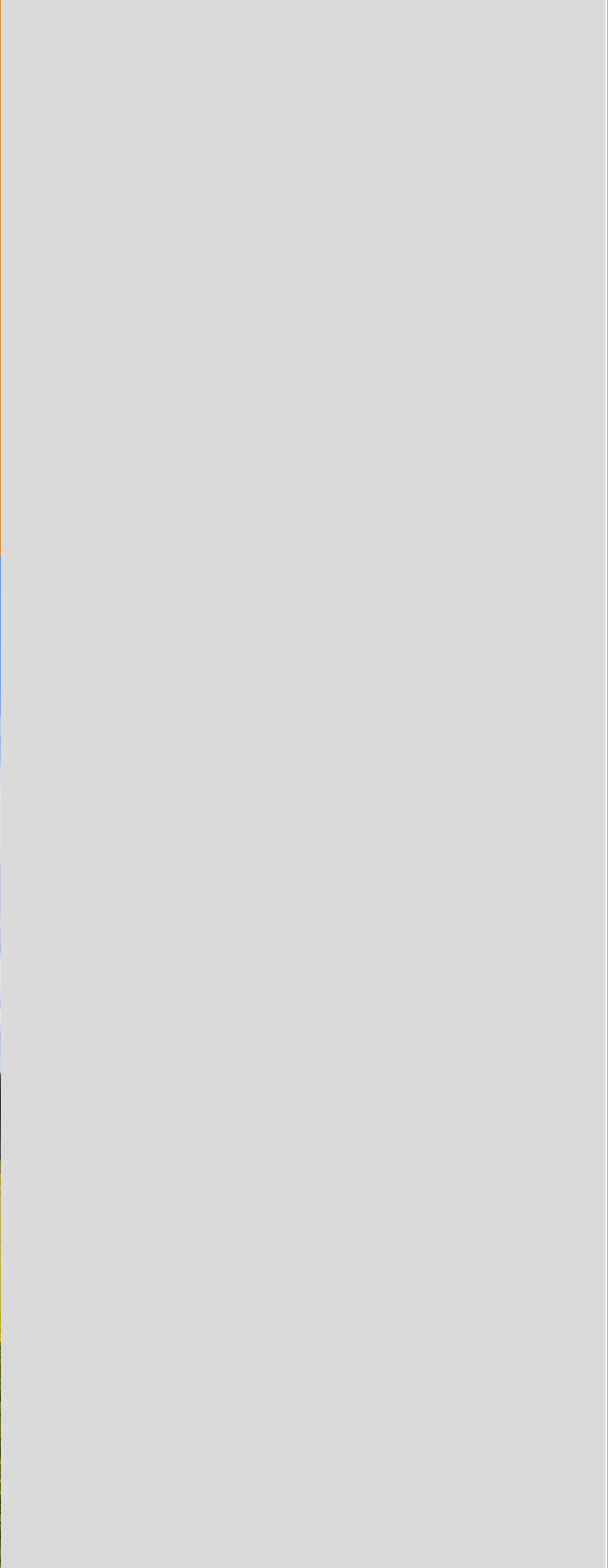


TORVMARKER, KLIMAT OCH ÅTERVÄTNING

**ATT MINSKA UTSLÄPP
OCH FRÄMJA
KOLDIOXIDINLAGRING**



ÅSA KASIMIR OCH AMELIE LINDGREN



Över myren mörknade kvällens skugga,
tyst och töcknigt och tomt var allt.
Blygrå molnvarv upphörde ej att dugga
silregn, ljudlöst och isigt kallt.

Ingen enslig en eller gröniklädd tuva,
ingen kulle, av ljungris klädd,
störde dödens färg, som sig lagt att ruva
på den sumpiga mossans bädd.

Gustaf Fröding 1891

TORVMARKER, KLIMAT OCH ÅTERVÄTNING

ATT MINSKA UTSLÄPP OCH FRÄMJA KOLDIOXIDINLAGRING

WEBB FÖR NEDLADDNING AV PDF-FIL:

WWW.GU.SE/FORSKNING/ATERVATNING

BESTÄLLA EXEMPLAR AV BOKEN:

WWW.VULKANMEDIA.SE/BUTIK/

ISBN 978-91-89823-59-4

Grafisk form: Magnus Bergström (bco.se)

Foto omslag (fram och bak): Tor Tuorda (Norrländsk myr), samt foto sid 62.

Porträttfoton sid 152, 153: Johan Wingborg.

Övriga foton: Åsa Kasimir.

Illustrationer, diagram, kartor: Amelie Lindgren och Åsa Kasimir.

Tryck: Framställd av Vulkan.se, tryckt i Europa, 2024.

Papper: Munken Lynx Rough 120 gram.

Tryckt på miljövänligt papper med miljövänliga metoder.

ISBN 978-91-89823-59-4

FORMAS 



TORVMARKER, KLIMAT OCH ÅTERVÄTNING

**ATT MINSKA UTSLÄPP
OCH FRÄMJA
KOLDIOXIDINLAGRING**

ÅSA KASIMIR OCH AMELIE LINDGREN

Sammanfattning

UTSLÄPPEN av växthusgaser från dränerade torvmarker är höga i Sverige och i världen. Att göra markerna blötare har stor potential att minska utsläppen, och bidra till ökad koldioxidinlagring. I första hand handlar det om att reducera utsläpp av koldioxid och lustgas. I andra hand om att skapa en ny långsiktig sänka för koldioxid. För klimatets skull är det även viktigt att myrar bevaras och skyddas eftersom de över årtusenden haft en kylande effekt.

Sammanfattningsvis behandlar texten torvmarkers roll i klimatsystemet, särskilt när de dräneras och återställs. Vi fokuserar på klimatgasutsläpp och ger endast en övergripande bild av andra aspekter såsom biologisk mångfald och näringsutlakning. Texten ger insikter om förväntade klimatgasutsläpp efter återvätning men saknar detaljerade praktiska råd för genomförandet. Vi grundar våra slutsatser på noggrant sammanställd mätdata från Sverige och länder med liknande klimat. Bokens kapitel kan läsas separat för den som söker specifik information.

Boken inleds i kapitel 1 med att beskriva nuvarande och historisk användning av torvmarker. Vidare hur mycket klimatgaser som de dränerade torvmarkerna ger upphov till i Sverige och världen. Därmed också att de har betydelse i arbetet för att minska Sveriges nationella växthusgasutsläpp.

I kapitel 2 sammanfattas de viktigaste funktionerna i naturliga våtmarker. Dessa inkluderar kolinlagring i marken, klimatpåverkan, reglering av markvatten och retention av näringsämnen. Kapitlet belyser även ämnet biologisk mångfald.

Kapitel 3 ger mer historia om var och när torvmarker har dikats för jord- och skogsbruk samt för torvtäkter och infrastruktur. I kapitlet beskrivs också vad som händer i stort vid dikning av våtmarker.

I kapitel 4 förklaras varför och när de olika klimatgaserna bildas eller konsumeras i våtmarker och efter dränering.

Kapitel 5 beskriver mer ingående hur utsläppen av växthusgaser ser ut för dränerade torvmarker inom olika markanvändningskategorier.

Kapitel 6 fördjupar sig i klimatrappporteringen. Här beskrivs hur arealer dikad torvmark uppskattas och vad emissionsfaktorer baserar sig på. Därefter ges siffror på hur stora utsläpp som rapporteras komma från de dränerade torvmarker som används för jord- och skogsbruk samt torvtäkter och bebyggelse.

I kapitel 7 utforskar vi återvätning av tidigare dränerade torvmarker. Vi går igenom vilka effekter återvätningen kan få på jordbruks- och skogsmark samt torvtäkt. Vi diskuterar även de optimala vattennivåerna som bör eftersträvas för att minimera klimatutsläpp och skapa möjligheter för att åter binda kol i mark. I detta kapitel introduceras även nya emissionsfaktorer för återvätning med olika val av grundvattennivå. Här presenteras även ett konkret exempel som visar hur man kan beräkna minskningen av klimatgasutsläppen som en följd av återvätning.

I kapitel 8 visar vi hur olika alternativ av återvätning påverkar strålningsbalansen, vilket är ett sätt att illustrera effekten på jordens uppvärmning. Här blir det tydligt att återvätning av jordbruksmarker ger störst klimatnytta, samt att det är riskfyllt att återväta skogsmark i Norrland.

I kapitel 9 visar vi med några scenarier för var och hur snabbt återvätning bör genomföras för att minska utsläppen i Sverige.

Våra viktigaste slutsatser är:

1. Vattennivåer är avgörande för växthusgasemissionernas storlek från torvmarker. En låg grundvattennivå (under -30 cm i årsmedelvärde) bidrar till utsläpp av koldioxid och lustgas. Det är endast en höjning av vattennivån som kan reducera dessa utsläpp. Höga vattennivåer efter återvätning kan ge ökade metanutsläpp.
2. En återvätning av klimatskäl bör inte göras om platsen sedan innan har en grundvattennivå som ligger över -30 cm i årsmedelvärde, eftersom utsläppen av koldioxid och lustgas är måttliga. Mer vatten i marken riskerar då att endast öka metanutsläppen.
3. Klimatnyttan blir överlag bättre om grundvattenytan hålls under markytan även efter återvätning. Vi kallar detta för återvätning till myr i skogslandskapet, eller mad (våtmarksäng) i jordbrukslandskapet. Myr och mad antar vi över året har en medelvattennivå inom spannet -30 till -5 cm. Vattennivån bör dock inte hamna under -20 cm.
4. En återvätning som resulterar i överdämning, det vill säga en grundvattennivå över -5 cm i årsmedelvärde, ger en minskad klimatnytta och ska helt undvikas på platser med låga utsläpp sedan tidigare.
5. Det går att optimera klimatnyttan vid återvätning genom att sikta på en grundvattennivå cirka 10 cm under mark i årsmedelvärde, där marken kan vara något blötare under vintern och torrare under sommaren.
6. Återvätning ger en god klimateffekt på de marker som genererar störst utsläpp. Näringsrik djupt dränerad torv eller organogen jordbruksmark är de marker som avger mest koldioxid och

lustgas. Det gäller också övergiven fortsatt dränerad organogen jordbruksmark, som nu kan vara skogsmark. Sådan skogsmark är relativt vanlig i södra Sverige. Övriga skogsmarker på dränerad torv har mindre utsläpp, särskilt om dräneringen är dålig och marken relativt blöt.

7. Återvätning av dränerade organogena jordbruksmarker, som släpper ut mest växthusgaser, bör prioriteras för att snabbt reducera klimatutsläppen i Sverige.
8. Återvätning av marker som har låga utsläpp bör inte prioriteras.
9. Etablering av vegetation har stor betydelse för resultatet av en återvätning. Exempelvis bidrar bladvass och kavedun till hög kolinlagring men tyvärr också höga metanemissioner.
10. I ett initialt skede kan återvätning ge oönskade konsekvenser som exempelvis ökade utsläpp av vattenlösligt kol som försämrar vattenkvaliteten nedströms. Vid överdämning kan färska växtrester som lämnats kvar bidra till stora utsläpp av metan under en övergångsperiod.
11. Bristen på uppföljning av återvätning och växthusgasmätningar är fortsatt ett problem. Vi hanterar bristen på data genom antagandet att återvätning över tid kommer återupprätta förhållanden som liknar dem i en naturlig myr. För växthusgasbalansen är detta rimligt (se annex), eftersom mätdata från myrar och återvätta torvmarker ser liknande ut. Därför använder vi även data från naturliga myrar som inte tidigare dränerats.

Kort fakta om återvätning av organogen mark för klimatet:

Jordbruksmark

Klimatpåverkan av återvätning:

Återvätning av dränerad organogen jordbruksmark kan minska växthusgasutsläppen med upp till 27 ton CO₂-ekv per hektar per år genom att höja vattennivån. Effekten avtar när vattennivån når cirka 1 dm under markytan, då metanutsläppen ökar och reducerar klimatvinsten.

Potentiella återvättningsområden:

Aktivt brukad organogen jordbruksmark med djup dränering bör prioriteras av klimatskäl. Vilken typ av gröda som odlas, exempelvis radgrödor eller vall, har mindre effekt på utsläppen än djupet av dräneringen. Övergivna organogena jordbruksmarker som fortfarande är dränerade och ofta beskogade har också hög potential för klimatnytta vid återvätning. Efteråt kan marken fortsatt användas för exempelvis bete eller vall.

Skogsmark

Klimatpåverkan av återvätning:

Återvätning av organogen skogsmark kan minska växthusgasutsläppen måttligt, med störst effekt i den tempererade zonen. Det finns också stora risker med att göra redan ganska blöta torvmarker med skog ännu blötare, särskilt om marken blir överdämd.

Potentiella återvättningsområden:

Det är främst väl-dränerade skogar på organogen mark söder om Värmland, Dalarna och Gävleborg, som ger god klimatnytta vid återvätning. Särskilt stor klimatnytta blir det på näringsrika marker som tidigare använts för jordbruk.

Återvätning med skogen kvar:

Blockering av diken i skogen, höjning av vattennivån till strax under markytan, är bäst för klimatet men kan negativt påverka trädbeståndet när rötter inte får tillräckligt med syre. Dock klarar vissa träd högt vatten bättre än andra. Träden påverkar markvattennivån genom deras avdunstning och kan hindra marken från att bli tillräckligt blöt när vattentillförseln från regn och omgivande marker är otillräcklig.

Återvätning och avverkning av skogen:

Innan återvätning kan det vara fördelaktigt att avverka skogen. Efter avverkningen blir marken blötare, och blockering av diken kan höja vattennivån än mer. Kvarlämnade avverkningsrester (GROT) kan dock leda till ökade CO₂-utsläpp under några år.

Återvätning med sumpskog som mål:

Återställning av sumpskogar, områden med hög vattennivå nära vattendrag eller sjöar, är värdefullt för klimat och biologisk mångfald. Det finns tyvärr mycket lite data om sumpskogars utsläpp av växthusgaser, så att de går att särskilja som en egen grupp.

Gräsmarker

Permanent gräsmarker på dikad torv som används för t.ex. naturbete, och som ej tidigare plöjts, kan antas ha emission liknande dikad torvmark med skog. En vall på djupt dränerad organogen jordbruksmark som ingår i en växtföljd där jorden kan ha plöjts kan antas ha lika hög emission som för andra grödor på organogen jordbruksmark. Vi hänvisar till avsnitt om jordbruksmark respektive skogsmark beroende på vilken dränerad gräsmark det gäller.

Innehållsförteckning:

1:	Introduktion	17
2:	Naturliga våtmarker	23
	Kolinlagring	27
	Klimatpåverkan	27
	Markens vatten	28
	Näringsretention	28
	Bränder	29
	Ekosystemingenjörer	30
	Biologisk mångfald	35
3:	Dikning	37
	Torven förändras	38
	Dränerad organogen mark inom jordbruket	39
	Dränerade torvmarker inom skogsbruket	40
	Torvtäkt	43
	Transportinfrastruktur dränerar marken	44
4:	Hur växthusgaser bildas	45
	Koldioxid	48
	Metan	50
	Lustgas	53
	Kolförluster med vind och vatten	55
5:	Växthusgaser från dikade torvmarker	57
	Jordbruksmark	59
	Skogsmark	61
	<i>Tempererad skog</i>	<i>61</i>
	<i>Boreal skog</i>	<i>63</i>

Gräsmark.....	64
Torvtäkt.....	65
Bebyggd mark.....	65
6: Rapportering av växthusgaser från torvmark	67
Arealer.....	68
Emissionsfaktorer	70
Rapporterade utsläpp från dränerade torvmarker.....	73
7: Återvätning	77
Återvätning av organogen jordbruksmark.....	81
Återvätning av skog	83
Återvätning av torvtäkt.....	85
Vattennivå	86
Återvätning till myr eller mad.....	89
Överdämning.....	90
Emissionsfaktorer för återvätning.....	94
Typexempel på hur man kan räkna	102
8: Strålningspåverkan.....	107
Strålningspåverkan från organogen jordbruksmark	110
Strålningspåverkan av tempererad skogsmark	112
Strålningspåverkan av boreal skogsmark.....	113
9: Återvätningsscenarier	115
10: Slutord.....	121
11: Annex	125
12: Referenser.....	141
13: Om författarna.....	151

I: Introduktion

IRRBLOSS, MYLINGAR, MÄNNISKOOFFER; människor i Norden har fruktat myren. Det är möjligen inte svårt att förstå varför när dimman ligger tät och ensliga knotiga tallar knakar i vinden. Idag vet vi att myrar är ovärderliga ekosystem. Över tusentals år har de så sakteliga vuxit till sig och bundit in mer kol än vad som finns i all världens skogar. De hyser även en lång rad rödlistade arter och påverkar landskapets vattenhushållning. Samtidigt har dessa marker under lång tid påverkats av människan. Globalt har 87 procent av alla världens våtmarker skadats under de senaste 300 åren, och många marker ännu tidigare. I Sverige har uppskattningsvis en fjärdedel av alla våtmarker försvunnit, och långt mer än så i vissa delar av landet så som Skåne och Mälardalen.

Under slutet av 1800-talet, när svältårens svårigheter ännu fanns i minnet, grundades Svenska Mosskulturföreningen. I och med detta intensifierades arbetet med att dränera stora arealer av torvmarker för att kunna odla säd och djurfoder. Dikningar fortsatte i stor skala fram till 1930-talet. Under denna period sänktes även upp mot 2500 sjöar runt om i landet, där några välkända exempel är Hornborgasjön, Hjälmaren-Kvismaren och Tåkern. Staten bistod med både lån och bidrag för markavvattning för att ny mark skulle kunna tas i anspråk för produktion. Storskalig dikning av skogsmark påbörjades något senare, men fortsatte i stor utsträckning fram till år 1993, när nya regler för markavvattning trädde in. Arvet efter denna avvattning består ännu idag, både i jordbrukslandskapet och i skogslandskapet.

Dikningarna har inneburit att stora arealer myr och grunda sjöar försvunnit över tid, särskilt i jordbrukslandskapen. I Skåne har så mycket som 90 procent av de tidigare våtmarkerna försvunnit (Hendriks *et al.*,

2020). Av Sveriges jordbruksmarker är 5 procent odlad organogen mark, tidigare våtmark, motsvarande drygt 100 000 hektar. Likaså är 5 procent av den produktiva skogsmarken dikad torvmark, motsvarande cirka 1 miljon hektar. Dränerad torvmark blir med tiden nedbruten till en svart massa och kallas därför inte längre torv utan blir en organogen mark.

Från dessa dikade marker sker en pågående förlust av det kol som tidigare inlagrats när marken var blöt. Varje år avgår koldioxid, lustgas och metan i en sådan utsträckning att det motsvarar 20 procent av Sveriges territoriella växthusgasutsläpp, mer än från den svenska personbilstrafiken (data från Sveriges klimatrapportering 2023). I siffror motsvarar detta drygt 10 miljoner ton koldioxidekvivalenter per år. Globalt är storleksordningen två miljarder ton (Leifeld and Menichetti, 2018). Det enda sättet att stoppa utsläppen från dessa marker är att göra dem blöta igen.

Det finns stora möjligheter att påverka utsläppen och samtidigt främja den biologiska mångfalden. Intresset för att restaurera våtmarker växer, både i Sverige och i andra länder med liknande problematik. Med det ökade intresset för restaurering och återvätning blir det extra viktigt att tillgodose behovet av ett kunskapslyft för beslutsfattare och praktiker ute i fält. Forskningen har gjort framsteg som påvisar just klimatnyttan av återvätning av dränerade torvmarker. Vi kan därför ge råd och riktlinjer för hur återvätning kan ge bästa klimatnytta. Andra syften med våtmarksrestaurering som att bevara exempelvis biologisk mångfald, kan även de genomföras med hänsyn till klimatnyttan, men vi kommer dock bara belysa restaurering för bästa klimatnytta.

Sveriges klimatmål är att senast 2045 inte ha några nettoutsläpp av växthusgaser till atmosfären, men då är inte Markanvändningssektorn

(LULUCF) inräknad. Om inte nettonoll uppnås kan en mindre del fortsatta utsläpp kompenseras av ett ökat upptag av koldioxid i Markanvändningssektorn. Genom EU's nya klimatlag höjs ambitionen att minska utsläpp av klimatgaser där unionen till 2050 ska ha uppnått klimatneutralitet. Denna klimatneutralitet innefattar också markanvändningssektorn till skillnad mot det svenska klimatmålet. Här finns krav på att Markanvändningssektorns årliga upptag i Sverige till 2030 måste ha ökat med 4 miljoner ton koldioxidekvivalenter jämfört med nu (Klimat- och Näringslivsdepartementet, 2022). Eftersom utsläppen från dränerade torvmarker nu är i storleksordningen drygt 10 miljoner ton koldioxidekvivalenter per år så finns en potential att minska utsläppen vilket åtminstone delvis kan hjälpa till att fullfölja kravet om ökat upptag i hela LULUCF-sektorn.

Ytterligare en EU-lag kommer att påverka Sveriges arbete med dränerade organogena marker. Naturrestaureringslagen kommer att innehålla bindande mål för restaurering av skadade habitat, med specifika krav på att restaurera organogena jordbruksmarker, delvis genom återvätning. Här finns en vinst av minskade växthusgasemissioner och möjlighet att öka den biologiska mångfalden och landskapets variation. Hur mycket jordbruksmarker som till slut kommer restaureras med hjälp av denna lag är oklart eftersom det också ska tas hänsyn till jordbruksproduktion och andra samhällsintressen som byggnation. Skrivningar finns som kallas flexibilitet, d.v.s. att istället för att återväta organogena jordbruksmarker kan återvätning av torvtäcker och dränerad skogsmark göras för att uppfylla åtagandet.

Syftet med den här boken är att guida markägare och myndigheter till optimerad restaurering och återvätning av dräneringsskadade våtmarker för att på bästa vis minska klimatgasutsläppen. Vi lyfter fram de ekosystem som har de största utsläppen av växthusgaserna koldioxid (CO_2), metan (CH_4) och lustgas (N_2O), och ger uppskattningar på hur stora förlusterna kan vara. Dessutom föreslår vi åtgärder för att minimera utsläppen eller till och med ge ett upptag av CO_2 och ny torvbildning. Vi har samlat nyare forskning och sammanställt nya emissionsfaktorer för återvätt mark och de öppna vattenytor som eventuellt skapas. Med det som underlag har vi gjort en scenarioanalys av möjliga återvätningsalternativ. Det visar på vilka marker som bör prioriteras först och vikten av tidiga åtgärder.

Vi hoppas att boken ska komma till nytta och utgöra ett underlag för att kunna prioritera rätt våtmarksobjekt, och förhoppningsvis öppna upp för fler diskussioner kring behovet av ytterligare insatser i landskapet för att uppnå så stora utsläppsminskningar som möjligt.

2: Naturliga våtmarker



Bild 1 Torvbildande våtmark: Anderstorps Stormosse i Småland med djup torv.

Bild 2 Sjö i stadie av igenväxning: Följesjön vid Skogaryd forskningsstation i Västra Götaland. Sjön växer igen från kanterna och har ett tjockt lager med organiskt sediment på botten.

VÅTMARKER BILDAS där det finns ett överskott av vatten. Naturliga våtmarker kan se ut på många sätt, men gemensamt är att marken är vattendränkt under stora delar av året, med eller utan vattenspegel. Här lever växter och djur som är anpassade till den våta miljön. I våtmarker där nedbrytningen av dött material går långsamt och blir ofullständig på grund av den vattenmättade syrefattiga miljön ansamlas torv. I botten på sjöar lagras också organiskt material som gyttja. Efter istiden har torv ansamlats direkt på blöta marker men ibland först efter att t.ex. en grund sjö har växt igen. Torvbildande våtmarker, mossar och kärr, kallas med ett samlingsbegrepp för myrar. En mosse får sitt vatten huvudsakligen från nederbörden och bildas i områden med stor nederbörd men samtidigt svalt klimat vilket minskar avdunstning av vatten. Ett kärr utmärks av att det försörjs med tillrinnande vatten från omgivningarna. Beroende på mängden näringsämnen som tillförs kan det bli antingen ett rikkärr eller ett fattigkärr. Med tiden kan kärrets ansamling av torv växa på höjden så att vatten mest tillförs via regn, och då har kärret utvecklats till en mosse. Mossar är vanligast i södra Sverige medan det i norr är vanligare med blandmyrar som innehåller områden av både kärr och mossetyp. Olika våtmarkstyper beskrivs i Våtmarksinventeringen (Gunnarsson and Löfroth, 2009).

Globalt täcks ca 3 procent av all landyta av myr, med de största arealerna i Kanada och Ryssland (Xu et al., 2018). Myrar är vanliga i Sverige och täcker uppskattningsvis nästan 13 procent av landytan, eller 5,2 miljoner hektar (Naturvårdsverket, 2022). Totalt sett finns det cirka 9,3 miljoner hektar våtmarker i Sverige, främst uppdelat på öppna myrar, trädklädda myrar och sumpskog, men även andra typer av våtmarker såsom fuktängar och strandängar. Fördelningen över landet är ojämn, med större arealer i Norrlands inland, på det sydsvenska höglandet, i Dalarna samt i norra Värmland, och betydligt mindre arealer på Gotland och Öland (Naturvårdsverket, 2022).

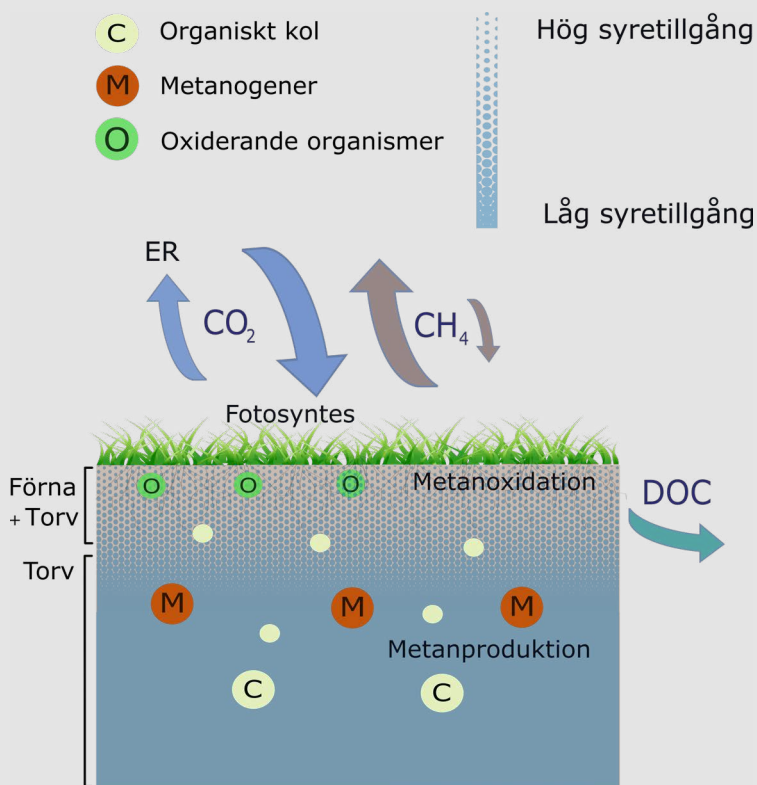


Bild 3 Förenklad bild av kolcykeln i en myr. Vid en hög vattennivå sker en ackumulering av kol i torv. Då fångar fotosyntesen in mer CO_2 än vad som andas ut av växter och andra organismer (ER = ekosystemrespiration). Metan produceras där marken är syrefri och konsumeras genom oxidation i ytan, och vid höga vattennivåer blir det ett nettoutsläpp av metan. Organiskt material sönderdelas vid nedbrytning till vattenlösligt kol (*dissolved organic carbon* – DOC) som förs bort från marken via rinnande vatten.

Kolinlagring

Det kol som finns uppbundet som torv är från början infångat av vegetationens fotosyntes genom upptag av koldioxid från atmosfären och bildande av ny biomassa. Död biomassa kallas förna; den tillförs marken både ovan och under jord och utgör föda för de organismer som lever i marken. Dessa organismer bryter ned förnan till koldioxid igen, som återgår till atmosfären. Denna process av nedbrytning sker i alla ekosystem, men går med olika hastighet beroende av tillgången till syre och markens temperatur. Under kalla, blöta förhållanden går nedbrytningen mycket långsamt, och här bildas torv.

Eftersom torvmarker växer på höjden återfinns det äldsta materialet i botten. I Sverige, och i många andra länder, har de första torvmarkerna bildats efter istidens slut, och över de tusentals år som förflutit har flera meter tjocka torvlager ansamlats, trots att de endast växer med ca 1 mm om året. Ackumuleringshastigheten har över årtusenden varierat och generellt var tillväxten högre när myrarna var unga. Trots att hastigheten har avtagit sker fortsatt kolinlagring i torvmarker. Denna typ av ackumulerande kolinlagring skiljer torvmarker från andra ekosystem, som exempelvis skogar och gräsmarker, som i större utsträckning når en jämvikt över tid. Globalt innehåller därför myrar mer kol än vad som finns i all världens vegetation (Turetsky *et al.*, 2015).

Klimatpåverkan

Torvbildande våtmarker som kärr och mossar är de mest yteffektiva kolsänkor som naturen erbjuder. Per kvadratmeter lagrar de mer än dubbelt så mycket kol som europeiska skogar (Hendriks *et al.*, 2020). De är dessutom relativt okänsliga för störningar så som bränder, vindsador och insektsangrepp, vilket skogar är känsliga för. Däremot tar de inte upp kol lika snabbt som skogar gör.

Över långa tidsskalor på tusentals år kyler myrar klimatet då de bortför koldioxid ur atmosfären, som lagras in i torvens organiska kol. Detta trots att orörda våtmarker avger metan som är en starkare växthusgas än koldioxid. Det förklaras av en kortare uppehållstid för metan i atmosfären än för koldioxid. Metan från världens våtmarker bidrar till atmosfärens naturliga bakgrundskoncentration. Orörda våtmarker är alltså långsiktiga kolsänkor, som måste skyddas och bevaras för största möjliga klimatnytta. Beräkningar visar att våtmarker under de senaste 10 000 åren har sänkt jordens medeltemperatur med 0,6 °C (Frolking and Roulet, 2007; Joosten *et al.*, 2016). Men det finns naturliga myrar som nu förlorar kol, precis som om de vore dränerade, troligtvis på grund av varma och torra somrar (Rinne *et al.*, 2020).

Markens vatten

I all jord finns vatten, där en del är bundet till jordmaterialet och resten fyller jordens hålrum. Torv skiljer sig från annan mark genom att vara mycket porös, med upp till 95 procent porer, och fungerar som svampar i landskapet med stora vattenförråd. Om alla jordens hålrum är vattenfyllda säger man att marken är vattenmättad, vilket också definierar grundvattennivån. I våtmarker kan den nå ända upp till markytan, och ibland högre så att vattenspeglar skapas. Vanligen ligger vattennivån något under markytan, vilket lämnar utrymme även för luftfyllda porer. Vid regn kan dessa fyllas med vatten och marken sväller (Kellner and Halldin, 2002). Myrar kan då fungera dämpande på vattenflöden nedströms.

Näringsretention

I våtmarker skapas fällor för kol och näringsämnen både genom inbindning i växtmaterial och genom sedimentation (Zak, McInnes and Gelbrecht, 2011). Vattnets uppehållstid i våtmarken avgör generellt hur mycket som kan sedimentera. Förutom att bindas in i sedi-



Bild 4 Anderstorp stormosse när marken är helt vattenmättad och vattnet syns ovan ytan.

ment kan kväve även omvandlas till kvävgas via denitrifikation, och därmed avgå till luften, vilket ytterligare minskar mängden kväve i vattnet. Vissa våtmarksväxter kan även ta upp tungmetaller som då lagras in i biomassa snarare än att färdas vidare med vattnet (Haarstad, Bavor and Mæhlum, 2012).

Bränder

Brand i orörda våtmarker är relativt ovanligt, och när det händer är det bara den ytligaste torven som brinner. Oftast är det så att våtmarker hindrar bränders framfart (Turetsky *et al.*, 2015). Brandrisken ökar med sjunkande grundvattennivå, som kan ske antingen för att klimatet förändras eller genom dränering. En vattennivå på 40 cm djup kan

innebära att cirka 30 cm torv brinner upp, vilket innebär ett utsläpp på mer än 700 ton CO₂ per hektar (Granath *et al.*, 2016). Mer vatten i landskapet och återvätning av dränerade torvmarker är åtgärder som kan begränsa mark- och skogsbränder.

Ekosystemingenjörer

Mossor. På myrar finns olika växter men mossor dominerar ofta. Av mossorna är det särskilt vitmossor, på latin *Sphagnum*, som bidrar till en stor del av torvuppbyggnaden. Genom att vitmossor har en uppbyggnad som kan hålla mycket vatten bidrar det till att myren hålls blöt och syrefri. Vitmossor producerar också organiska syror vilket ger ett lågt pH-värde i torven. Allt detta gynnar dem själva och är hindrande för många andra växter. Vitmossor har därför kallats för ekosystemingenjörer (Johnson *et al.*, 2015). Med en högre täckningsgrad av vitmossor följer mer kolinlagring samt mindre metanemission (Swenson *et al.*, 2019). På vitmossans yta och i bladens döda hyalinceller finns symbiotiska bakterier (Alvarenga and Rousk, 2022) som både kan oxidera metan till koldioxid och fixera luftens kvävgas till ammonium (NH₄⁺) (Larmola *et al.*, 2014) vilket gynnar mossornas tillväxt.

Kärlväxter. På våt mark växer också vanliga växter, kärlväxter, som till skillnad från mossor har rötter. De kan därför suga upp vatten från större djup, transportera upp det genom stammen som sen avdunstar från bladen. Stora träd med mycket bladmassa och stor avdunstning kan därmed hålla jorden dränerad och bidrar till större torvnedbrytning och att mer koldioxid avgår till luften. Av klimatskäl kan det därför vara bra att avverka eller glesa ut en tät stor skog och låta mossor breda ut sig mellan träden (Kasimir *et al.*, 2021).



Bild 5 Arter av vitmossa i olika miljöer. I den nedre bilden syns den levande vitmossan i ytan och den svarta genomblöta torven där vitmossan dör succesivt från ytan.



Bild 6 Veketåg (*Juncus effusus*) med aerenchym, vanligt förekommande vid våtmarker.

En del kärlväxter är anpassade till blöta eller helt översvämmade marker. De kan ha rötter med porös vävnad (aerenchym) som möjliggör att syre kan transporteras ned från luften till rötterna som därmed kan överleva i en syrefattig miljö. Metan som bildats nere i den blöta marken eller i sjöbotten kan därmed transporteras upp genom växter. Detta blir en smitväg till atmosfären för metan som annars skulle transporteras sakta via diffusion genom jord och vatten, förutom när det blir bubblor. Flera arter har aerenchym, exempelvis ängsull och tuvull, som visat höga utsläpp av metan från våtmarker (Swenson *et al.*, 2019). Växter med hög biomassatillväxt som starrväxter, vass och kaveldun kan delvis uppväga stora metanutsläpp med stor kolinlagring.

Bild 7 Vassbälten vid Ohs, Kronobergs län. Uppdämd torvmark.





Bild 8 Sumpskog i Kungliga nationalstadsparken i centrala Stockholm med främst al. Sumpskogar har ofta hög biologisk mångfald.

Djur kan också vara ekosystemingenjörer, som t.ex. bävern. När den bygger dämmen översvämmas landskapet uppströms. Det bildas en damm och runtomkring en sumpmark. Bäverdammen kan öka metanutsläppen samtidigt som mer kol sparas i sediment och skogen runtomkring växer bättre då mer näring blir tillgängligt (Gatti *et al.*, 2018). Mer forskning behövs för att förstå den totala effekten av bäverdammar på växthusgasbalansen. Men bäverdammar är natur och ingår inte i rapportering av mänskligt orsakade växthusgaser.

Biologisk mångfald

Våtmarker är viktiga för den biologiska mångfalden. Flest rödlistade arter återfinns i skogs- och jordbrukslandskapet men därefter i våtmarker. Naturvårdsverket har listat 600 rödlistade arter som är kopplade till våtmarker, samtidigt som endast 8 av Sveriges 21 våtmarkstyper anses ha en gynnsam bevarandestatus i någon av Sveriges tre våtmarksregioner (Naturvårdsverket, 2022), varav de flesta av dessa återfinns i den alpina regionen. Åtgärder som bidrar till fler våtmarker i landskapet är positivt för den biologiska mångfalden, särskilt i områden där våtmarkerna har försvunnit.

3: Dikning

VÅTMARKER har dränerats först för att få mer jordbruksmark och senare också för att öka skogsproduktionen. Dränering har gjorts antingen genom öppna diken eller genom täckdikning d.v.s. rörledningar under mark som för undan vatten. Vattennivån sjunker då i regel till den nivå där rören finns. Det kan också vara nödvändigt att dämma bort tillrinnande vatten så att vattnet tar en annan väg. Tidigare gjordes allt arbete för hand och täckdikning gjordes med tegelrör. Numera används grävmaskiner och täckdikningsrör av plast. Att gräva nya diken, eller att gräva befintliga diken djupare, klassas som markavvattning, vilket är tillståndspliktigt (Miljöbalken 11 kap 13 §), utom för marker som används för jordbruk om dräneringsrören inte är större än 30 cm i diameter. Nytt tillstånd krävs inte för rensning av diken som görs för att bibehålla en låg vattennivå (Miljöbalken 11 kap 15 §).

Torven förändras

Torv består av mer än 90 procent porer, och myren bärs upp av porvattnet (Okrusko, 1993). Lyftförmågan förloras vid dräneringen varvid porerna i torven sjunker samman och marken sätter sig. Den tidigare porositeten kan inte återfås även om marken görs blöt igen, därmed har torvens vattenhållande förmåga minskat.

När en stor del av vattnet runnit ur torven fylls porerna med luft och syre varvid det organiska materialet bryts ner snabbare vilket förändrar torvens sammansättning. Det bundna kolet frigörs som koldioxid och vattenlösligt kol (*dissolved organic carbon* – DOC). Växtnäring som kväve och fosfor frigörs också vilket gör marken mer näringsrik för växter. Nedbrytningen förändrar även torvens struktur över tid. I myrens blöta torv är det ofta möjligt att identifiera små växtfragment. Efter dränering fördelas dessa till små smulor och marken sägs då ha blivit organogen (det vill säga har sitt ursprung i organiskt material). Små lätta fragment som finns nära ytan kan vid blåsigt väder försvinna med vinden. Ju mer

nedbruten torven blir ju mer kompakt blir den (Okruszko, 1993). Den får därmed en större densitet vilket innebär att mer kol finns per volym jord. Över tid blir skillnaderna mellan den övre dränerade delen av torven och torven under grundvattenytan allt större.

En stor del av torvens förändring har att göra med biologiska processer. I den syrerika jorden etableras nedbrytande organismer som har en mycket större ämnesomsättning än de mikroorganismer som kan leva i syrefattig vattenmättad jord. Efter dränering tillkommer en mesofauna, vilket är små djur som kvalster och hoppstjärtar som kan röra om i jorden. Växter som tillkommer har fler och djupare rötter vilket medför att mer vatten sugts upp ur jorden och rötterna tillför nytt lättnedbrytbart organiskt material under markytan som kan skynda på nedbrytning av mer svårnedbrytbart organiskt material (Liu *et al.*, 2020). Det är alltså både fysikaliska, kemiska och biologiska processer som gör att marken sjunker, och de diken som grävts blir grundare med tiden.

Dränerad organogen mark inom jordbruket

I Europa har mer än hälften av alla våtmarker försvunnit sen år 1700, framför allt på grund av efterfrågan av ny jordbruksmark (Davidson, 2014; Fluet-Chouinard *et al.*, 2023). Innan dess användes många kärrmarker i Sverige för foderproduktion till boskap. På de stora jordbrukslätterna som i t.ex. Skåne och Mälardalen fanns också mycket mer blöt mark än vad vi hittar idag. Så mycket som 90 procent kan ha försvunnit (Landin and Henriksson, 2022), vilket även inneburit förlust av biologisk mångfald. Ett känt exempel är storken som försvann från Skåne efter de stora utdikningar och årtätningar som gjordes från mitten av 1800-talet till 1930-talet. I norra Götaland sjösänktes slätt-sjöar som Tåkern och Hornborgasjön.

Bortodling av organogen mark är ett uttryck som används för att beskriva att jorden över tid försvinner. Det handlar dels om kompaktering och

erosion, men även att det organiska materialet bryts ner. Med tiden kan den organogena jorden bli uppblandad med mineraljord, men så länge som den dränerade jorden har >20% organiskt kol i jordens övre 10 cm definieras marken som en organogen jord (Hiraishi *et al.*, 2014).

Dikning av våtmarker gjordes för att kunna odla grödor men också för att få en bärighet för jordbruksmaskiner. Hur djupt åkrarna generellt dräneras är svårt att hitta data på, men Jordbruksverket anger att önskat dräneringsdjup är 1,2 meter (Markensten *et al.*, 2018). Dräneringsdjupet varierar, men hackgrödor som potatis, betor och grönsaker kräver större djup än gräsmarker, varför markanvändningen kan indikera hur dränerad marken är. Nuvarande areal dikad organogen jordbruksmark är enligt Sveriges klimatrapportering 116 000 hektar och utgör därmed cirka 5% av brukad jordbruksmark.

Dränerade torvmarker inom skogsbruket

I Sverige påbörjades skogsdikningarna på 1800-talet och har fortgått till början av 1990. Numera krävs tillstånd enligt Miljöbalken (kap 11) för att få nydika skogsmark. Enligt Sveriges rapportering av växthusgaser till UNFCCC finns cirka 800 000 hektar skog på dikad torvmark, där dikad betyder att det finns ett fungerande skogsdike inom 25 meter. De officiella siffrorna ger en areal motsvarande 5 procent av Sveriges produktiva skogsmark. Arealen kan dock vara flera gånger större då uppvuxen skog på torvmark dränerar marken genom trädens stora avdunstning av vatten även längre från diket. Skog på dränerad torvmark finns spritt över hela landet (Ernfors *et al.*, 2008).

Tidigare grävda diken får fortsättningsvis underhållas och rensas. Det senaste decenniet har årligen 2 100 hektar nydikats och 5 300 hektar skogsmark dikesrensats i Sverige (Drott and Eriksson, 2021). Dessutom har skyddsdikning genomförts på 1 100 hektar avverkad mark



Bild 9 Avverkningsrester på mark som ska skyddsdikas och planteras med gran.
Skogaryd, december 2019.

årligen. Det senare ingreppet görs eftersom vattennivån stiger efter att träden avlägsnats, och vattnet behöver hållas undan för att möjliggöra en ny plantering.

Dikesrensning görs för att diken blir grundare med tiden genom att de sakta fylls igen av förna och växtlighet. Om diket helt förlorat funktionen att föra bort vatten krävs nytt tillstånd för markavvattning. De första åren efter en dikesrensning flödar mer vatten, partiklar och näring ut till vattendrag nedströms (Nieminen *et al.*, 2018).

Bild 10 Torvgrav efter torvbrytning på Anderstorp Stormosse, fem år efter återvätning. Torvbrytning pågick här under andra världskriget, men området är nu naturreservat.



Torvtäkt

Arkeologiska spår från Danmark och de Brittiska öarna visar att torv har använts som bränsle i mer än 2000 år (Biancalani and Avagyan, 2014). I Sverige har torvbrytning förekommit särskilt i de södra landskapen. Från mitten av 1800-talet ökade behovet av energi och nya maskiner möjliggjorde en ökad torvbrytning, av framför allt mossar med djupa torvlager. Ända till 1970- och 1980-talen gavs många nya täktstillstånd på orörda myrar och dikade skogsmarker med mer än 1 meter djup torv (von Stedingk, 2012). Men sedan 1994 råder förbud mot markavvattning i stora delar av Sverige, och det krävs både dispens från förbudet och tillstånd att gräva och rensa diken. Sedan 2017 ges brytningstillstånd utifrån Miljöbalken vilken är mer restriktiv än den tidigare Torvlagen. Pågående torvtäkter som har koncession enligt den tidigare Torvlagen är dock undantagna från behovet att söka tillstånd för markavvattning. Trots att det nu ska vara mer restriktivt och markavvattning är förbjuden i södra Sverige har exempelvis länsstyrelserna i Jönköping och Kronoberg förnyat och beviljat nya brytningstillstånd där torvbrytning har tillstånd att fortgå i många decennier framöver.

Torvbrytning kan fortgå tills torven tar slut eller att det blir för svårt att hålla vattnet borta. Efter avslutad torvtäkt är torvföretaget ålagt att återställa marken med kapital som avsatts för ändamålet under verksamhetstiden. Men bortförd torv kan inte återställas, den är borta. Den så kallade efterbehandlingen kan innebära antingen skogsplantering ifall det är möjligt att hålla marken fortsatt dränerad eller annars att det blir myr eller sjö. I de fallen kan ackumuleringen av torv då starta om, men inte om det fortsatt är skog på dränerad torv. Men att återfå torven kommer att ta lika lång tid som det tog att ackumulera den bortförda torven, ca 1000 år per meter bortgrävd torv. Från år 1990 till 2021 har enligt klimatrappporteringen 1,3 meter torvlager förts bort i medeltal från 12 000 hektar täkt i Sverige.

Transportinfrastruktur dränerar marken

Markavvattning är generellt förbjudet i Sverige men dispens ges för vägbyggen. Vägar påverkar hydrologin i naturliga myrar genom dämning eller avvattning av marken runt vägen. Det är anmälningspliktigt att anlägga ny skogsväg, där Skogsstyrelsen är tillsynsmyndighet, medan väg- och järnvägsbyggen kräver en miljökonsekvensbeskrivning. En opublicerad studie från Naturvårdsverket indikerar att nybyggnad av vägar, järnvägar och byggnader på torv påverkar mellan 500 och 1000 hektar torvmark årligen. Kunskap om hur detta påverkar våtmarkers hydrologiska status och därmed klimatbalansen saknas. Och det finns inte i nuläget några bindande åtgärder kring klimatkompensation när vägar dras över myrmarker (Rydlöv *et al.*, 2021).

4: Hur växthus- gaser bildas

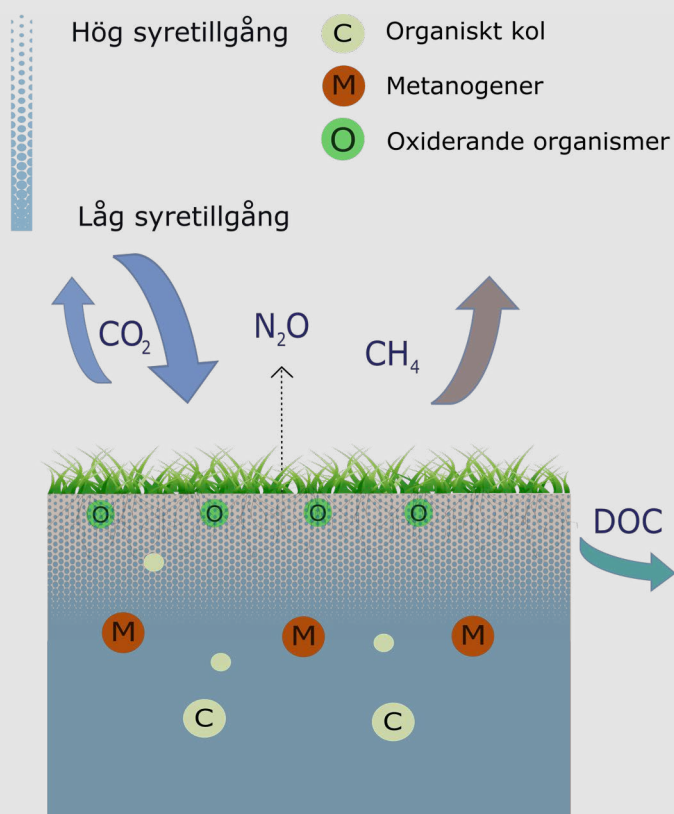


Bild 11 Schematisk bild över en torvmark med flöden av växthusgaser. Grundvattennivån är hög, och därmed är kolinlagringen större än koldioxidavgången. Samtidigt sker ett nettoutsläpp av metan eftersom metanogener bildar metan i den blöta marken och zonen där metan kan oxideras är liten. Avgången av lustgas är mycket liten. Kol lämnar även marken via DOC. *Bilden skiljer sig från bild 3 i och med att alla växthusgasflöden är med.*

TRE AV DE VIKTIGASTE VÄXTHUSGASER som påverkar temperaturen i atmosfären är koldioxid, metan och lustgas. Alla tre cirkulerar naturligt i torvmarkssystem. Hur mycket av varje gas som släpps ut avgörs till stor del av hur djupt ner som marken är vattenmättad, dvs. grundvattennivån. Andra faktorer som näringsstatus och temperatur kan också påverka.

Så länge som en torvmark är våt ackumuleras kol genom vegetationens upptag av koldioxid. Kolbalansen förändras drastiskt vid dikning. Den sänkta vattennivån ökar tillgången till syre och torven börjar släppa ut koldioxid, och i viss mån lustgas, och det fortsätter så länge dräneringen består. Sveriges årliga rapportering till klimatkonventionen (UNFCCC) och EU uppger ett utsläpp från dessa marker i nivå med utsläppen från den svenska personbilstrafiken. Om inget görs kommer utsläppen att fortsätta till dess att all dränerad torv har oxiderats och därmed försvunnit som CO₂, vilket redan har hänt där torven från början var grund, exempelvis vid Hornborgasjön, men ännu återstår mycket torv som kan förhindras att 'gå upp i rök'.

För att minska utsläppen av växthusgaser från dränerade våtmarker behöver vattennivån höjas. Utsläppen av CO₂ och N₂O avtar med högre vatten men metanutsläppen ökar istället. För djupt dränerade näringsrika torvmarker med stora utsläpp av CO₂ och N₂O är återvätning positivt för klimatet trots ökningen av CH₄. Flera studier har även pekat på att det är viktigt att snabba på återvätningen av dränerade torvmarker i så stor utsträckning som möjligt (Günther *et al.*, 2020; Glenk *et al.*, 2021). Ju tidigare dessa marker återväts, desto större blir klimatnyttan. Anledningen till att göra åtgärden tidigt är att den största klimatnyttan består i att förhindra fortsatta utsläpp av koldioxid. Därför behöver markens kolinnehåll skyddas från nedbrytning och sparas i marken. Omvänt, ju längre torvmarker tillåts vara dränerade, desto större blir deras klimatpåverkan.

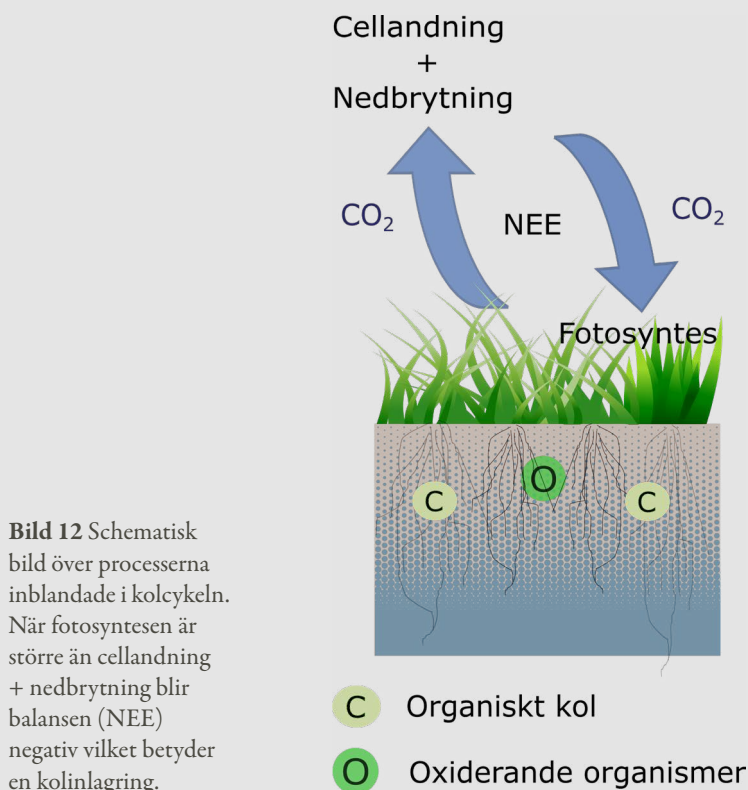


Bild 12 Schematisk bild över processerna inblandade i kolcykeln. När fotosyntesen är större än cellandning + nedbrytning blir balansen (NEE) negativ vilket betyder en kolinlagring.

Koldioxid

Varje år under växtsäsongen tar växter upp koldioxid genom fotosyntes och bygger ny biomassa. Fotosyntesen kräver ljus, vatten, näring och en lagom temperatur. Beroende på platsens förutsättningar utvecklas olika växtsamhällen med olika stor växtproduktion. På våta marker kan man finna allt från öppna myrar med låg produktion till sumpskogar och vassbälten med hög produktion.

Kolet förs vidare i kretsloppet när växtdelar vissnar och blir till dött material, förna. Olika växtsamhällen ger upphov till förna av olika mängd, kvalitet och nedbrytbarhet. I de flesta ekosystem där syre finns tillgängligt för mikroorganismer går nedbrytning av förna relativt snabbt, och koldioxid frigörs snart igen, varför ytterst lite förna blir

kvar som jordens mull. Om förnan faller ner i stillastående vatten eller i mycket våt mark där det är syrefritt sker en ofullständig nedbrytning av förnan – så ofullständig att det ibland går att känna igen växtdelarna i djupa lager av torv. Det går att hitta bitar av ved från träd och ris eller vass, men framför allt mossor.

Balansen mellan växternas inlagring av koldioxid och torvens nedbrytning är avgörande för hur snabbt ekosystemet ackumulerar kol. I myrar har ackumuleringshastigheten varierat över tid och kan historiskt ha varit så hög som 13 ton koldioxid per hektar och år för mossar och 8 ton för kärr (Frolking *et al.*, 2001). Men hastigheten avtar med tiden och är nu någonstans mellan 0,8 och 2,6 ton koldioxid per hektar och år (Järveoja *et al.*, 2018). Denna kolbalans kan även mätas genom att uppskatta själva nettoutbytet av koldioxid mellan ekosystemet och atmosfären, och uttrycks på engelska som Net Ecosystem Exchange, eller NEE.

Växtligheten i torvmarken har stor inverkan på nettoutsläppet (NEE) genom fotosyntesen (upptag), celandning (utsläpp), och tillförsel av växtdelar som förmultnar (blir utsläpp). Generellt är fotosyntesen och därmed produktiviteten högre i kärr än i mossar, där marken är näringsrik och kärlväxter ofta dominerar. Trots en mindre produktivitet i mossemarker där vitmossor dominerar kan NEE visa en större kolackumulering än i kärr, eftersom mossförnan är mer resistent mot nedbrytning. Vitmossor dör strax under markytan där förna tillförs direkt i den blöta marken vilket skyddar förnan från snabb nedbrytning (Kasimir *et al.*, 2021). Mänskliga aktiviteter som skörd av biomassa påverkar kolbalansen negativt, genom att mindre kan lagras in.

Kolbalansen är känslig för förändrade vattennivåer. Dikning och torkstress medför att jorden blir både varmare och mer syrerik vilket leder till att torven som tidigare varit skyddad från nedbrytning i den syrefattiga blöta jorden då bryts ner snabbare och CO₂ avgår. För torvmarker gäller generellt att ju djupare dränerad en torvmark är desto större blir förlusten av koldioxid, medan inbindning av kol är störst om grundvattnenytan ligger nära markytan (Evans *et al.*, 2021).

Metan

Metan (CH_4) är en gas som bildas naturligt i torvmarker för att marken är vattenmättad. Metanproduktionen sker av metanogener under strikt syrefria förhållanden. Flera faktorer avgör hur mycket metan som produceras; däribland temperaturen och tillgången på organiskt kol som är lätt att bryta ned i den syrefria zonen. Växtligheten i den blöta marken bidrar med förna, men utsöndrar även rotexudat, små molekyler från rötterna, som är tillgängligt att omvandla till metan för metanogenerna. Därefter avgör markens vattennivå. När vattenni-

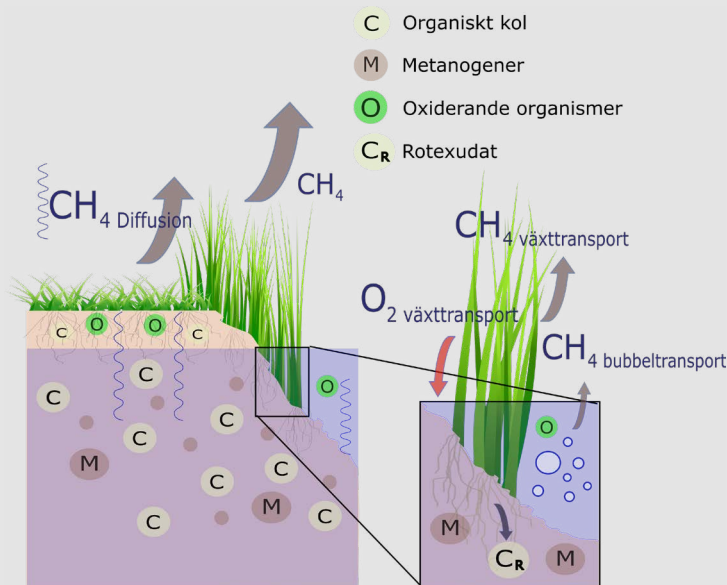


Bild 13 Schematisk bild över processer och flöden av metan i en våtmark. Metanet bildas av metanogener, men kan sedan antingen konsumeras direkt i markprofilen av metanotrofer, eller hamna i atmosfären. Metanet har tre huvudsakliga transportvägar genom marken till atmosfären; genom diffusion, bubblor eller växter. Bilden visar även att växter bidrar till inlagring av kol i sedimentet genom förna och rotexudat.

vån är en bit under markytan blir ytjorden syresatt och metanotrofa bakterier kan då oxidera metan som sipprar upp från djupare syrefria marklager. Ett djupare syresatt lager kan vara tillräckligt för att all producerad metan kan konsumeras och omvandlas till koldioxid, och marken kan till och med ta upp metan från luften.

Hur metanet rör sig genom marken är en avgörande faktor för hur mycket metan som hinner konsumeras. Det finns tre huvudsakliga vägar som metan kan färdas, vilka ger olika förutsättningar för konsumtion. Den första är att metan som bildats nere i den syrefria jorden sakta sipprar upp genom den övre syresatta marken och där kan fångas upp av metanätande bakterier som oxiderar metanet till koldioxid. Den andra möjligheten är att med bubblor smita förbi de metanätande bakterierna, och då komma ut i luften direkt. Det händer särskilt när marken är vattenmättad ända upp till ytan och när vattennivån är högt över markytan, som i en sjö eller ett dike. Den tredje vägen som metan kan ta sig upp ur jorden är genom vissa växter som är särskilt anpassade för blöta förhållanden som t.ex. vass och starr. Dessa växter har hålrum i stjälken (aerenchym) som fungerar som rör där metanet också kan transporteras direkt till atmosfären utan att oxideras. Generellt kopplas vitmossor till lägre metanutsläpp, medan kärlväxter kopplas till högre utsläpp (Swenson *et al.*, 2019). Detta gör att vegetationens sammansättning i en våtmark kan avgöra hur höga metanutsläppen blir.

Frågan om utsläppen av metan kommer ofta upp i diskussioner när dränerade torvmarker ska återvätas för att utsläppen av metan ökar när vattennivån når nära eller över markytan, eftersom det då finns mindre chans till metanoxidation. Metan är en kraftfull växthusgas jämfört med koldioxid, 27 ggr kraftigare på 100 år, men har en ganska kort uppehållstid i atmosfären, 12 år (IPCC AR6, WGI Ch6, 2021). Att jämföra dessa gaser är dock komplicerat eftersom våtmarker tar upp koldioxid och släpper ut metan. För att metan ska öka i

atmosfären krävs det att utsläppstakten ständigt ökar, alltså att mer och mer metan släpps ut för varje år. För att koldioxid ska öka krävs bara att utsläppen fortsätter på samma nivå. Det här återkommer vi till i avsnitten om strålningspåverkan.

Forskning som tar hänsyn till gasernas olika uppehållstid i atmosfären och hur de påverkar klimatet visar att återvätning bör genomföras trots ökade metanutsläpp. Störst effekt på klimatet får man genom att förhindra att torven bryts ner till koldioxid och att eftersträva återvätning där marken blir till en kolsänka (Günther *et al.*, 2020). Det sagt, så bör strävan också vara att minimera metanavgången, vilket är möjligt genom att inte höja grundvattennivån för mycket.

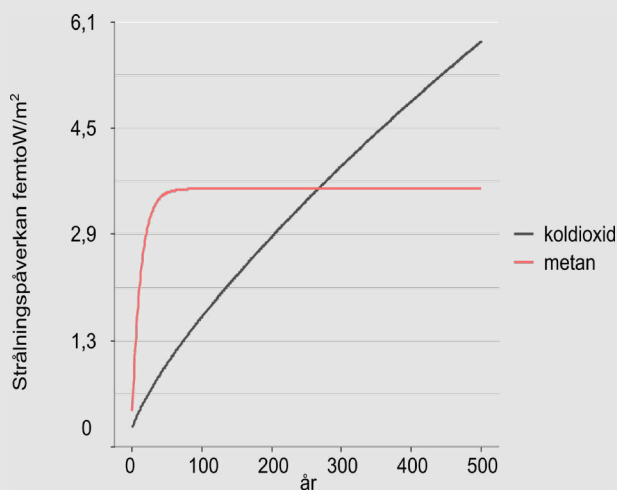


Bild 14 Uppvärmningseffekt i W/m^2 över tid från årliga utsläpp av metan (1 kg/år) och koldioxid (5 kg/år). Detta illustrerar att metan når en jämviktskoncentration i atmosfären där konstanta utsläpp över tid inte bidrar till ytterligare uppvärmning. Detta är dock delvis en förenkling eftersom metan bryts ned till koldioxid, och därför även över tid ger en något ökande uppvärmning. Konstanta utsläpp av koldioxid visar att effekten på uppvärmningen ökar i och med att koldioxid delvis ackumuleras i atmosfären.

Lustgas

Lustgas (N_2O) är en kraftfull växthusgas med en uppvärmande effekt på klimatet som är 273 ggr större än koldioxid (IPCC AR6, 2021). Lustgas som nu tillförs atmosfären har en uppehållstid i atmosfären på mer än 100 år. Koncentration av lustgas har ökat med 22 procent sen förindustriell tid och koncentrationsökningen är nu 5 gånger så hög som för 100 år sedan (IPCC Climate Change and Land 2019 kap2.3.3 sid 16). Orsaken tillskrivs människans aktiviteter som användning av handelsgödsel och uppodling av mark där upplagrat kväve har frigjorts från organiskt material, varför mer kväve finns i cirkulation jämfört med tidigare.

Lustgas bildas naturligt efter att organismer frigjort kvävet som finns inbundet i markens organiska material. Kvävet frigörs som ammonium (NH_4^+) och kan därefter användas av nitrifikationsbakterier som omvandlar det till nitrat (NO_3^-), och då kan lite lustgas bildas som en biprodukt. Både nedbrytning av organiskt material och nitrifikationsprocessen behöver syre närvarande. I blöt syrefri jord med långsam nedbrytning frigörs därför bara en liten mängd ammonium och nitrifikationen är hämmad. Nitrat som bildats i syrerik jord kan om det plötsligt blir syrefritt omvandlas till kvävgas (N_2). Denitrifikationsbakterier som har möjlighet att leva i både syrerik och syrefattig miljö börjar då andas med nitrat istället för syre. Men om det fortfarande finns lite syre närvarande så går inte processen hela vägen till kvävgas utan kan stanna vid lustgas som är en mellanprodukt. Det är när detta händer som större mängder lustgas kan produceras. Den här dynamiken kan exempelvis skapas när vattenytan fluktuerar.

I våtmark med stabil vattennivå med ständig syrebrist frigörs bara små mängder ammonium och nitrifikation uteblir på grund av syrebristen. Detta gör i sin tur att lustgasproduktionen blir mycket liten. Om den blöta marken också är näringsfattig är konkurrensen om ammonium

och nitrat stor både från växter och markorganismer, vilket minskar risken för lustgasproduktion. Lustgasavgången från våtmarker är därmed mycket låg (Conrad, 1996; Smith *et al.*, 2003). Men om vattnet sjunker undan bryts torven ner och mer kväve frigörs som kan ge lustgasproduktion. I dränerad torvmark finns därför stora förutsättningar för bildning av lustgas, särskilt i näringsrik mark med god tillgång på kväve.

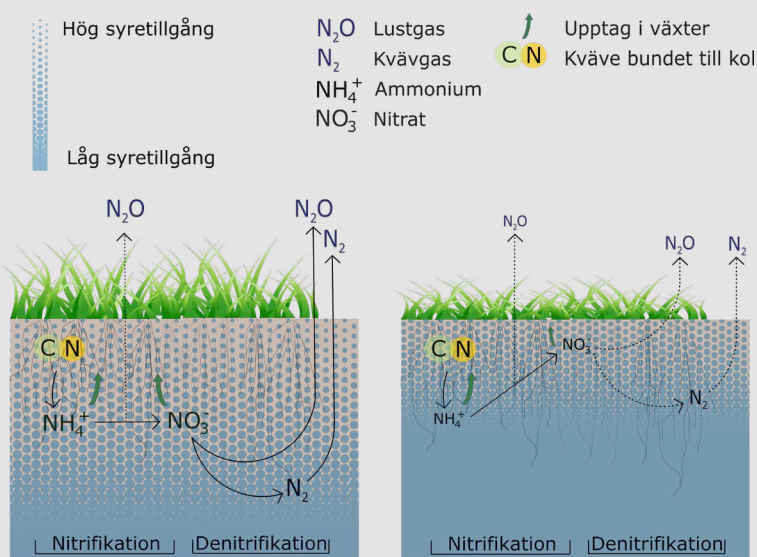


Bild 15 Schematisk bild över processerna som genererar lustgas i en dränerad (vänster) respektive våt mark (höger). Nitrifikation kräver syre, medan denitrifikation sker när syre saknas. Finns lite syre tillgängligt kan denitrifikationen stanna av halvvägs, varvid mycket lustgas avgår. En liten mängd lustgas kan även bildas under nitrifikation.

Kolförluster med vind och vatten

Torv kan blåsa bort om marken lämnas naken, som på jordbruksmark och vid torvtäcker, och falla ner i omgivande marker. Det är okänt hur stor denna bortförsel är och hur mycket utsläpp av koldioxid detta bidrar till. Torvpartiklar och små kolföreningar kan följa med utströmmande vatten till omgivande vattendrag. Här kan det deponeras på botten eller brytas ner och avge växthusgaser.

Nedbrytning av större organiska partiklar från torv eller direkt från levande biomassa kan bilda små organiska föreningar som löser sig i vattnet och kallas *Dissolved organic carbon*, eller DOC. Vattnet blir ofta brunfärgat vid höga halter av DOC. Merparten av det DOC som bildas bryts ner antingen biologiskt eller fotokemiskt, alltså med hjälp av solljus (Moody *et al.*, 2013; Wallin *et al.*, 2013), och avgår som antingen CH₄ eller CO₂ till atmosfären. Eftersom DOC kan färdas i vattendrag, kan gasutsläppen ske i landskapet nedströms. I IPCC:s stora sammanställning från 2013 görs antagandet att 90 procent av allt DOC som exporteras från torvmark bryts ner till CO₂ (Hiraishi *et al.*, 2014). Det som inte bryts ned kan lagras på andra platser, som exempelvis i sjösediment.

Halterna av DOC är naturligt höga i myrar, men blir än högre om marken dräneras (Menberu *et al.*, 2017). Dränering medför att nedbrytningen av det organiska materialet ökar, och därmed att mer DOC bildas och kan transporteras med regnvatten till bäckar och åar (Frank *et al.*, 2014; Laine, Strömmer and Arvola, 2014). Koncentrationen av DOC har ökat i vattendrag och sjöar i Europa och Nordamerika under de senaste årtiondena (Evans, Monteith and Cooper, 2005), och är även ett problem i Sverige (Kritzberg *et al.*, 2020).

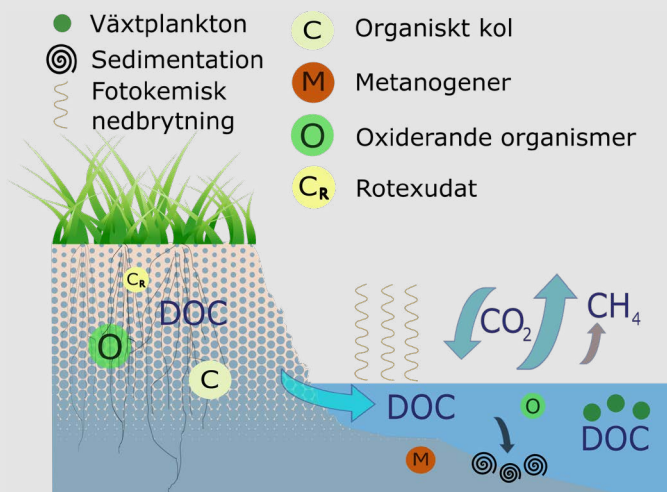


Bild 16 DOC bildas vid nedbrytning av större organiska material, eller skapas direkt som rotexudat. DOC är lösligt i vatten och följer därför med markvattnet ut i vattendrag och sjöar. DOC kan även bildas i sjöar vid nedbrytning av exempelvis plankton. En del DOC flockulerar och sedimenteras då på botten. Det sker stor nedbrytning av DOC i vatten, både genom biologisk nedbrytning (oxidation) och fotokemisk nedbrytning (solljus). DOC kan även brytas ned till metan och avgå till atmosfären om syre saknas.

Vid en återvätning minskar generellt halterna av DOC i marken över tid, men fortsätter att vara förhöjda i jämförelse med naturliga myrar (Menberu *et al.*, 2017). Anledningen till detta är troligtvis de irreversibla förändringar av porositet och nedbrytningsgrad som dränering innebär. Det finns även en risk att stora mängder DOC spolas ur marken direkt efter återvätningen, men den effekten avtar över tid. Riskerna kan vara särskilt stora om marken odlats länge och torven därmed blivit starkt nedbruten (Cabezas, Gelbrecht and Zak, 2013; Schwalm and Zeitz, 2015). Samtidigt är det viktigt att påpeka att höga halter av DOC i sig inte betyder hög export från området, eftersom det snarare handlar om hur mycket vatten som flödar ut från området till vattendrag (Gibson *et al.*, 2009).

5: Växthusgaser från dikade torvmarker

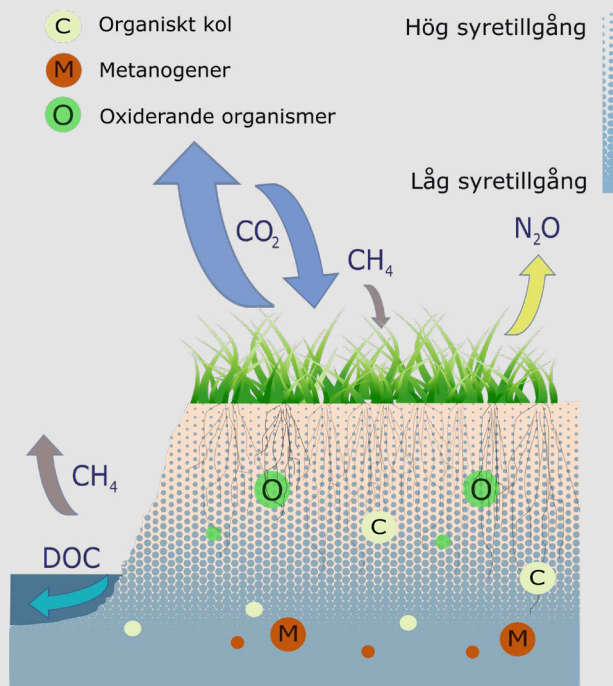


Bild 17 Växthusgasflöden i en dränerad torvmark. Koldioxidavgången är generellt större än koldioxidupptaget. Metan avgår främst från diken, medan det kan ske ett metanupptag i den torra marken. Metanogener som bildar metan kan finnas i den vattenmättade delen av marken, men det syresatta marklagret är tillräckligt stort för att i princip all metan ska oxideras på vägen upp. Lustgas kan avgå om marken är näringsrik. Vattenlösligt kol (DOC) lämnar marken via flödande vatten.

Jordbruksmark

Organogena marker som används för jordbruk är ofta djupt dränerade, vilket medför nedbrytning av jordens organiska material. Stora mängder koldioxid avgår då till atmosfären varje år. Enligt IPCC:s emissionsfaktorer är det 29 ton CO₂ per hektar och år. Nedbrytningen ökar med djupare vattennivå och CO₂-emissionen blir cirka 3 ton större för varje decimeter lägre vattennivå ner till 1 meter (Evans *et al.*, 2021). En annan grov uppskattning är att 2,5 cm jord försvinner varje år vid odling av hackgrödor medan gräsmarker som används för vall eller bete förlorar ca 1,0 cm per år, där vad som odlas speglar dräneringsnivån (Berglund and Berglund, 2010). Med våtare mark och en höjning av vattennivå till nära markytan minskar därför CO₂-utsläppet men istället ökar metan-utsläppet som annars är försumbart litet på åkermark. Från dräneringsdiken kan det vara stora CH₄-emissioner.

Torvens nedbrytning frigör också kväve och ger stora utsläpp av lustgas, där IPCC:s emissionsfaktor uttryckt som CO₂-ekvivalenter är 5 ton per hektar och år. Särskilt stora lustgasutsläpp kan ske vid odling av radgrödor som potatis och morötter som kräver djup dikning samt intensiv jordbearbetning. Mätningar under endast 5 sommarmånader på morotsodling på organogen mark utanför Falköping visade ett utsläpp på 41 kg N₂O per hektar, vilket motsvarar 11 ton CO₂-ekvivalenter (Weslien *et al.*, 2012). Från den studien kan man inte veta hur stort utsläppet var på ett helt år, men en liknande studie från Danmark med mätningar där potatis ingick i växtföljden visade ett liknade utsläpp under ett helt år på upp till 38 kg N₂O per hektar och år, vilket motsvarar 10 ton CO₂-ekvivalenter (Kandel, Lærke and Elsgaard, 2018).

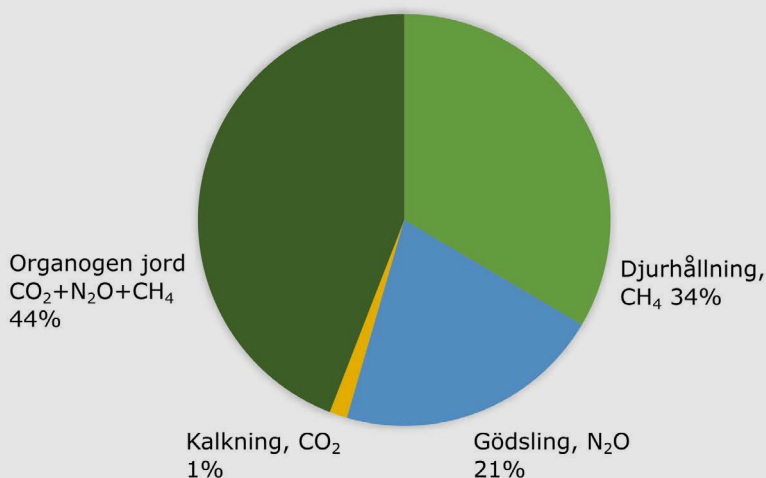


Bild 18 Det svenska jordbrukets utsläpp av växthusgaser, totalt 8,8 miljoner ton CO₂-ekvivalenter, som rapporterats 2023 för år 2021 under sektorerna 'Jordbruk' samt 'LULUCF' (CO₂ och CH₄ från organogen jord). Omräkning med GWP₁₀₀, faktor 27 för CH₄ och 273 för N₂O.

Globalt står utsläppen från organogen jord för 32 % av jordbrukssektorns totala utsläpp av växthusgaser från jord och djur, trots att dessa marker endast ger 1,1 % av alla producerade kilokalorier (Freeman *et al.*, 2022). Uträknat baserat på siffror ur Sveriges officiella rapportering under sektorerna 'Jordbruk' och 'LULUCF' medför odling på organogen mark 3,9 miljoner ton CO₂-ekvivalenter per år (Sveriges UNFCCC rapportering 2023 för år 2021) och står för 44 % av jordbrukets utsläpp (bild 18), trots att arealen av dessa marker endast uppgår till 5 % av den totala åkerarealen. Organogen jordbruksmark ger därmed större utsläpp än djurhållning som är det som oftast lyfts fram som den stora växthusgaskällan från jordbruket.

I en allt varmare värld kommer jordbruket att utsättas för påfrestningar som hotar att minska produktionen. Att det finns vatten i landskapet kommer då att bli avgörande under torra år. Och krav att minska klimatgasutsläppen kommer att ställas även på jordbrukssektorn. Åter-

vätning behöver dock inte innebära slutet på jordbruksproduktion på dessa marker. En annan produktion kan bli möjlig, som t.ex. gräs för bete eller foderproduktion. Störst vinst ger det att återväta med målbilden våtmarksäng, en mad, som möjliggör ny kolinlagring.

Skogsmark

Kol avgår också från dikad torvmark med skog. Men träden kan binda in lika mycket som försvinner från marken, vilket i så fall ger en nettoll CO₂-flux (Meyer *et al.*, 2013; Korkiakoski *et al.*, 2023). Inbinding i plantor och träd varierar över skogsbrukets rotationscykel och det mesta går förlorat vid avverkning eftersom bara en liten del blir kvar i långlivade produkter som möbler och hus. Torvens kol förloras däremot hela tiden, troligen mest när träden är stora eftersom de då påverkar grundvattenytan kraftigt. Effekten blir att ekosystemet hela tiden förlorar torv och den nyplanterade skogen kan aldrig ersätta vad som går förlorat från torven, bara ersätta den föregående skogsrotationens träd (bild 19). Både i den nationella rapporteringen liksom i denna bok redovisar vi därför endast hur olika markanvändningsalternativ påverkar torvmarkens förluster och upptag av växthusgaser då träden redovisas som kolförrådsförändringar i biomassa över hela landet.

Tempererad skog

I Sverige räknas skog söder om Gävleborg, Dalarna och Värmlands län som tempererad. Där är gran det vanligaste trädslaget men det finns också skog som domineras av lövträd som björk och al (von Arnold, Nilsson, *et al.*, 2005). IPCC:s emissionsfaktor gör ingen uppdelning på näringsrik och fattig mark för tempererat klimat, utan den sammanlagda växthusgasemissionen från marken är 10,8 ton CO₂-ekvivalenter per hektar och år. Högre förluster har uppmätts vid Skogaryd forskningsstation i Västra Götaland (bild 20), på valdränerad torvmark med granskog, en skog som planterats på mark tidigare använd

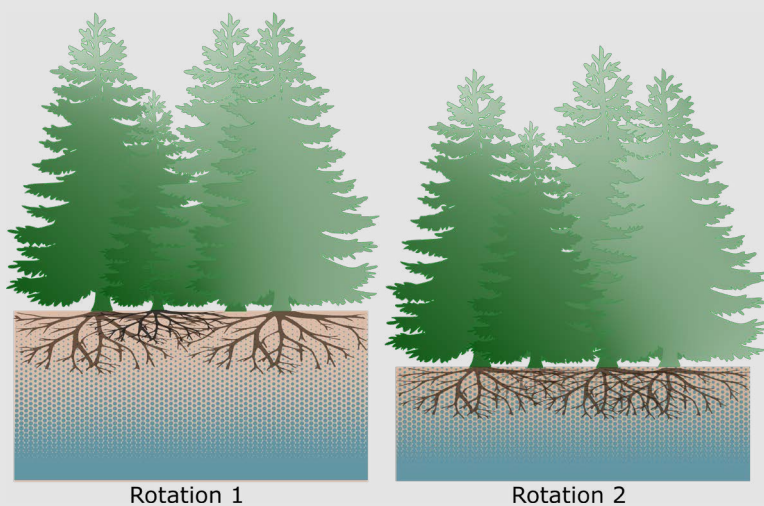


Bild 19 Illustration av hur torven minskar mellan två skogsrotationer. Markytan sjunker, både på grund utav kompaktion och oxidation av det organiska materialet. I den tempererade zonen avgår mellan 10 till 15 ton CO₂ årligen från varje hektar. Notera att höjdskillnaden är överdriven för att illustrera förloppet. Bilden visar att genom att marken sjunker så blir marken blötare vilket medför att diken kan behöva grävas djupare för att behålla samma dränering och skogstillväxt.

för jordbruk (Meyer *et al.*, 2013). Sådana marker som primärt dikades för jordbruk och sedan beskogades kan ofta klassificeras som näringsrik organogen mark. Utifrån markinventeringens data på kvoten kol och kväve i dikade torvmarker kan så mycket som hälften av skogsmarken i södra Sverige ha varit jordbruksmark (C/N<23, data från markinventeringen SLU, Johan Stendahl personlig kommunikation). En annan uppskattning som gjorts för att skatta hur mycket skogsmark det finns som tidigare använts för jordbruk har använt ekonomiska kartor från åren 1937 till 1978 (Berglund and Eklöf, 2019). Här uppgick arealen övergiven jordbruksmark till ca 50 000 ha i södra och mellersta Sverige, men då endast räknat från ytor större än 1 hektar. Dessa marker bär med sig ett arv från den tidigare markanvändningen, och kan avge lika mycket växthusgaser som jordbruksmark om de fortsatt är djupt dränerade (Weslien *et al.*, 2009; Ernfors *et al.*, 2020; Tiemeyer *et al.*, 2020). Sådana näringsrika marker bör prioriteras för återvätning givet de höga emissionerna.

Boreal skog

För dikade torvmarker med skog i den boreala zonen fanns mer mätdata tillgängligt när IPCC:s emissionsfaktorer togs fram för 10 år sedan, jämfört med den tempererade zonen. Boreal skog gavs då separata emissionsfaktorer för näringsrik och näringsfattig mark; 4,8 respektive 1,2 ton CO₂-ekvivalenter per hektar och år. Att det blir lägre utsläpp än i tempererad skog kan ha flera orsaker. En lägre temperatur minskar torvens nedbrytningshastighet. En annan avgörande faktor är hur lång tid marken varit dränerad. Marker som varit dränerade en kortare tid har inte hunnit brytas ner lika mycket och jordens densitet kan då vara lägre, varvid en mindre mängd kol per jordvolym utsätts för syre i den dränerade yttjorden, med lägre utsläpp som följd.

Bild 20 Granskog på dikad torvmark i Skogaryd, 2018.



Gräsmark

För den svenska rapporteringen av klimatgaser delas gräsmarkerna in i två olika typer. Den första typen av gräsmarker är naturbetesmarker, som inte plöjs. Dessa marker anges som gräsmarker i Riksskogstaxeringen, vilken utgör underlag för rapporterade arealer av dränerad torvmark. Resterande gräsmarker, som långliggande vall inom jordbruket anges som jordbruksmark eftersom dessa gräsmarker ofta ingår i växtföljd där också plöjd åker ingår. Därför är arealen gräsmark i den svenska LULUCF-rapporteringen liten. Utsläppen av växthusgaser från naturbetesmarker beräknas med samma emissionsfaktorer som för skog, medan utsläppen från gräsmarker i jordbrukslandskapet beräknas med emissionsfaktor för åkermark.

Bild 21 Torvtäkt utanför Kumla, 2023.



Torvtäkt

I Sverige sker torvbrytning på ca 12 000 hektar. Utsläppen från tåkten är enligt IPCC:s emissionsfaktor 10 ton CO₂ per hektar och år. Därutöver produceras från torvtåcter i Sverige 2,6 miljoner kubikmeter torv enligt SCB's statistik för 2021 byggd på data från Svensk Torv, varav 85% gick till användning inom trådgård och stallstrå. Den årligen bortförda torven har ett kolinnehåll som motsvarar ett utslåpp på mellan 0,5 och 1,4 Mton CO₂, beroende på vilken densitet man antar att torven har, 100 eller 300 kg per kubikmeter. Svensk rapportering använder den lågre densiteten men på paket för trådgårdstorv i detaljhandeln uppges den högre siffran. Den bortförda torven resulterar i utslåpp av ytterligare 40 ton CO₂ per hektar och år beråknat på den lågre torvdensiteten, eller 120 ton CO₂ beråknat med den högre. Det innebär i båda fallen att torvtåkt är en 'hot spot' av växthusgaser.

Bebyggd mark

Torvmarker påverkas också av byggande av vågar och hus i Sverige. Vågar, särskilt skogsbilvågar, dras genom landskapet varvid hydrologin i marken runtom påverkas. Här saknas data på hur stora utslåppen är.

Det är också tillåtet att detaljplanelåga torvmark för husbyggen åven om marken är svår att bebygga. För att möjliggå byggande finns det exempel på att torven har gråvts upp och ersatts med fyllnadsmassor av sten för att ge en stabil grund att bygga på. Den bortförda torven kan spridas på åkermark eller låggas upp i vallar, där den sannolikt kommer att brytas ner till koldioxid eftersom torven då är syresatt. Ett annat problem med att bygga på torvmarker är att de ofta ligger låglånt och indikerar risk för översvåmning. Med beaktande av klimatanpassning bör därför torvmarker inte exploateras.

6: Rapportering av växthusgaser från torvmark

I NATIONELL RAPPORTERING TILL EU och klimatkonventionen (UNFCCC) redovisas utsläpp av klimatgaser från dränerade och återvätta torvmarker, det mesta inom markanvändningssektorn LULUCF, vilket står för Land Use, Land Use Change and Forestry (Markanvändning, förändrad markanvändning och skogsbruk). Utsläpp av lustgas från dränerade organogena jordbruksmarker rapporteras däremot inom Jordbrukssektorn.

För att beräkna storlek på utsläpp eller upptag av gaser används emissionsfaktorer och de uttrycks som kg eller ton gas per hektar och år. Det totala utsläppets storlek får man fram genom att multiplicera emissionsfaktorn med areal för aktuell markanvändning. Alla marker har utsläpp eller upptag av växthusgaser men för nationell rapportering av växthusgaser ingår endast mänskligt orsakade utsläpp, varför det endast är de våtmarker som dikats eller på annat vis påverkats av människor som ingår, samt de våtmarker som sen åtgärdas efter dränering. Naturliga myrmarker avger metan naturligt och ingår därför inte i rapporteringen.

Arealer

Hur stora arealer det finns för olika typ av markanvändning tas fram genom Riksskogstaxeringen och Markinventeringen, vilka båda utförs av Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), där ungefär 6000 permanenta provytor inventeras varje år. Här antas att skogsmark med torv är dränerad om provytan befinner sig inom 25 meter från ett fungerande dike. Längre bort antas torvmarken inte vara dräneringspåverkad. Organogen jordbruksmark räknas däremot alltid som dränerad.

I rapporteringen framgår att det finns 4,4 miljoner hektar skog på torvmark, men mindre än 1 miljon hektar anses vara dränerad. Det är endast den dränerade marken som rapporteras avge växthusgaser. Här kan man invända att även torvmark med skog längre ifrån diket kan antas vara dränerad ifall skogstillväxten är hög eftersom marken då har en låg vattennivå oavsett avstånd till diket, eftersom skogstillväxten i sig avspeglar att marken har en lägre vattennivå än en myrmark och att träden suger upp och avdunstar mycket vatten.

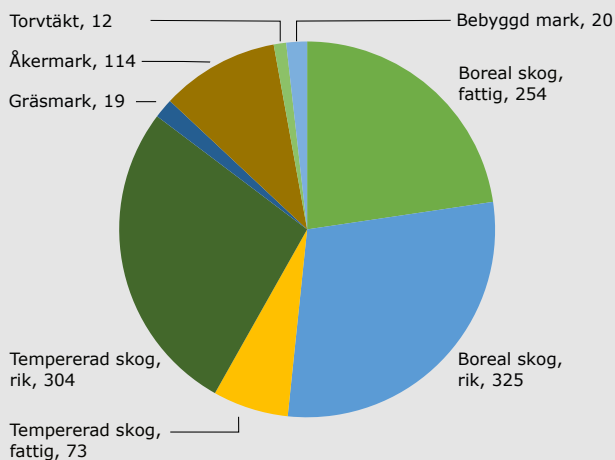


Bild 22 Areal dränerad torvmark i Sverige, totalt 1,12 miljoner hektar. Data från Sveriges klimatrapportering 2023, Annex Tabell A3:2.9. Underlag för utsläppsberäkningar i den nationella rapporteringen av växthusgaser till FNs Klimatkonvention samt till EU. Tusen hektar.

Arealen organogen jordbruksmark i Sverige är osäker, och den rapporterade arealen har med tiden minskat. Det kan bero på en osäker rapportering eller att den organogena jorden med tiden odlas bort. Det kan också bero på att gräsmarker räknas ibland och ibland inte. I mitten på 90-talet uppskattades arealen organogen jordbruksmark till 300 000 ha (Kasimir-Klemedtsson *et al.*, 1997), ett årtionde senare uppskattades arealen till 250 000 ha (Berglund and Berglund, 2010). I Sveriges nationella rapportering av organogen jordbruksmark ingår all brukad mark på jordarten histosol (torv), där också gräsmarker som ingår i en växtföljd räknas in. Permanenta gräsmarker (naturbetesmarker) rapporteras däremot som gräsmark. Totala arealer räknades fram år 2008 och 2015 och uppgick då till 198 000 ha respektive 177 000 ha (Berglund, Berglund and Sohlenius, 2009; Pakkangas *et al.*, 2016). För att följa den årliga utvecklingen i area beräknas arealer genom att se den organogena marken som en andel av den totala jordbruksmarken, som varje år uppskattas genom Riksskogstaxeringen. Dessutom görs beräkningar för att förhindra överlapp mellan olika markanvändningskategorier inom LULUCF, vilket gör att arealen organogen jordbruksmark rapporteras vara 149 000 ha år 1990, och har nu minskat till 116 000 ha år 2021. Det motsvarar ca 5% av åkermarken vid båda tillfällena.

Återvätta torvmarker är hittills så små arealer att de inte går att uppskatta genom Riksskogstaxeringen och Markinventeringen, istället används data från inrapporterade färdigställda projekt. Naturvårdsverkets statistik visar att under 2010 till 2022 restaurerades 7 000 hektar (Naturvårdsverket, 2023). Det innebär att ca 7 promille av den dikade marken återställts under dessa år. Här bör sägas att arealerna inte täcker in våtmarker som återvåtts i privat regi, eller utanför det statliga bidragssystemet. Den totala arealen kan därför vara underrapporterad.

Emissionsfaktorer

För dränerad mark finns emissionsfaktorer för koldioxid, metan, lustgas, samt DOC (bild 23). Emissionsfaktorer beskriver ett genomsnittligt utsläpp eller upptag för en viss markanvändningskategori och har tagits fram genom att sammanställa mätdata från flera källor och flera geografiska områden. Mätningar på en specifik plats behöver därför inte överensstämja med vad emissionsfaktorerna anger.

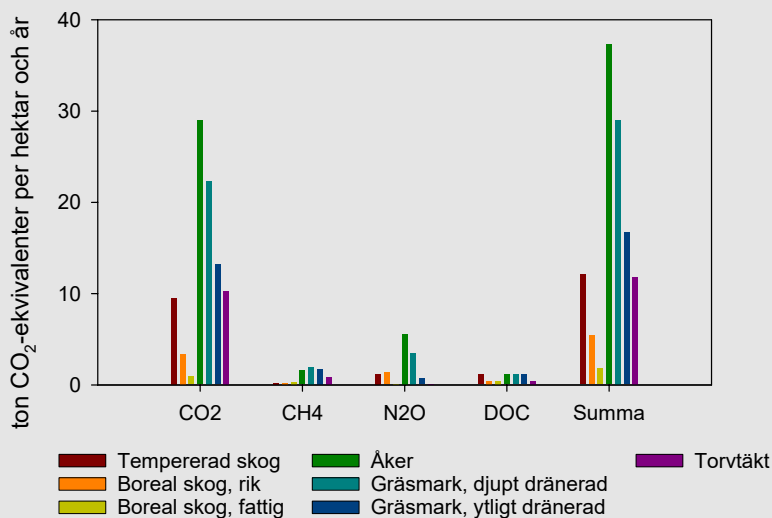


Bild 23 IPCCs emissionsfaktorer för dränerad mark i ton CO₂-ekvivalenter per hektar och år. Omräkning med GWP100, faktor 27 för CH₄ och 273 för N₂O. I CH₄-faktorn är inräknat CH₄ från diken.

Hur mäts växthusgasutsläpp?

Enklast metod att mäta markens utsläpp och upptag av gaser är genom att sätta fast en ram i marken. Vid själva mätningen av gasflöden sätts en låda på ramen och gaskoncentrationen i lådan mäts med ett instrument med några sekunders mellanrum under några minuter. Under den tiden kan man se hur koncentrationen av CO_2 och CH_4 ökar eller minskar i lådan och flödet av gas kan då räknas ut. För beräkning av CO_2 -flödet behövs både en genomskinlig låda där man får ett sammanlagt mått på upptag i fotosyntes och utandning från växter och mark samt en ogenomskinlig som bara mäter utandning av CO_2 från växter och markens organismer. För att mäta N_2O krävs att lådan är kvar under en halvtimme för att få tillräckligt med gas för att räkna ut ett utsläpp.

Det finns andra mer avancerade tekniker för att mäta växthusgaser, som t.ex. eddy-kovarians, där mätinstrument sätts på en mast eller uppe i ett torn. Från data på gaskoncentrationer och vindhastigheter beräknas gasflödet. Vad som då erhålls är nettoflödet av gas, upptag i fotosyntes och utandning, över ett område närmast masten. Mätning på natten ger data på ekosystemets utandning.

Förlust av DOC uppskattas genom analys av vattenprover som kombineras med data på vattenflöde.



Genomskinlig och ogenomskinlig låda.

Tabell 1 Emissionsfaktorer som används i svensk klimatrapporering. Samma som IPCC med liten modifiering för jordbruks- och gräsmarker. Metan från diken kan vara höga men diken utgör en liten fraktion av hela markytan, enligt IPCC standard 2,5% av total areal i skogsmark och 5% av total areal i jordbruksmark, gräsmark samt torvtäkt. För uträkning av totala metanutsläpp summeras mark och dikesutsläppen. Ton CO₂ekvivalenter per hektar, baserad på GWP100, 27 för CH₄ och 273 för N₂O.

Typ	Klimat	Närings-status	CO ₂	CH ₄	Dike CH ₄	N ₂ O	DOC	Summa
Skogsmark	Borealt	Rik	3,4	0,05	5,8	1,4	0,44	5,4
		Fattig	0,92	0,19	5,8	0,1	0,44	1,8
	Tempererat	Rik	9,53	0,07	5,8	1,2	0,44	11,4
		Fattig	9,53	0,07	5,8	1,2	0,44	11,4
Jordbruks-mark			22,4	0	31,4	5,6	0,44	30,0
Gräsmark	Borealt	Rik	3,4	0,04	5,8	1,4	0,44	5,4
		Fattig	0,92	0,04	5,8	0,1	0,44	1,8
	Tempererat	Rik	9,53	0,07	5,8	1,2	0,44	11,5
		Fattig	9,53	0,07	5,8	1,2	0,44	11,5
Torvbrytning			10,3	0,16	14,6	0,13	0,44	11,7

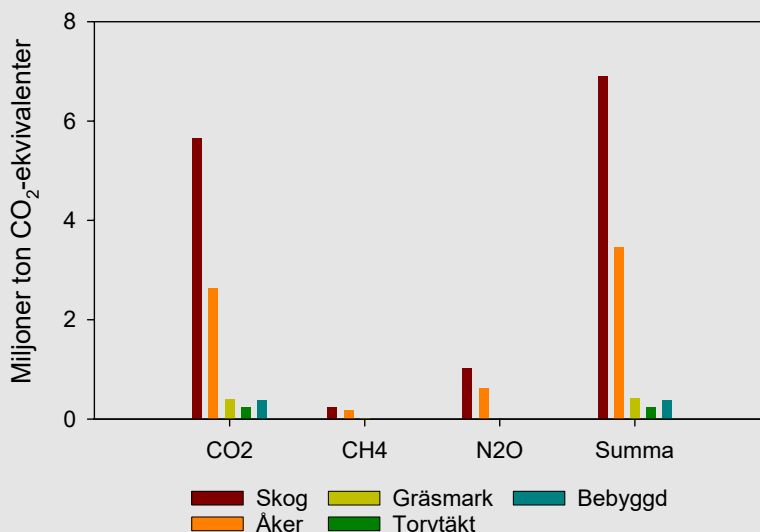


Bild 24 Sveriges emissioner från dikad torvmark rapporterade 2023 för år 2021. DOC har här inkluderats i CO₂ och dikesemission av CH₄ är inkluderad i CH₄-emissioner. Samtliga gasavgångar rapporteras under sektorn 'Land Use Land Use Change and Forestry' (LU-LUCF) utom N₂O från åkermark som rapporteras under sektorn Jordbruk.

Rapporterade utsläpp från dränerade torvmarker

Sverige använder IPCC:s emissionsfaktorer för beräkning av de totala utsläppen utom för jordbruksmark där en nationell emissionsfaktor för CO₂ används. Denna emissionsfaktor gäller även för de gräsmarker som ingår i växtföljd där marken plöjs regelbundet. Sveriges klimatrapporering år 2023 visar att utsläppet 2021 sammanlagt var 11 miljoner ton CO₂-ekvivalenter från dränerade torvmarker. Skogsmarkernas utsläpp dominerar trots en lägre emission per area på grund av den stora arealen.

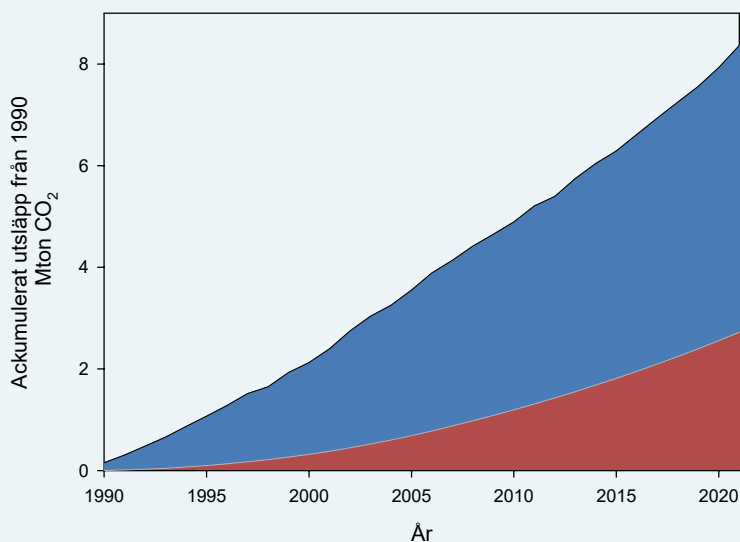


Bild 25 Röd yta visar det av Sverige rapporterade ackumulerade utsläppet av CO₂ från producerad trädgårdstorv i Sverige från 1990 till 2021. Här antas att torven bryts ner med 3% per år. Blå yta visar ackumulerad återstående trädgårdstorv som kommer att brytas ner till CO₂. Torv som bröts innan år 1990 inkluderas inte alls i rapporteringen och syns inte här. Den trädgårdstorv som producerats de senaste 30 åren kommer att fortsätta tillföra CO₂ till atmosfären i över 80 år från nu.

Torvbrytningens rapporterade utsläpp

.....

Sveriges rapporterade utsläpp från torvbrytning för 2021 är 240 000 ton CO₂ (Sveriges rapportering till UNFCCC 2023). Större delen är från användning av trädgårdstorv, 175 000 ton CO₂, resten från förbränning av energitorv. Energitorv ger ett omedelbart utsläpp, men i Sveriges rapportering antas producerad trädgårdstorv brytas ner långsamt med 3% per år, räknat på all producerad trädgårdstorv från och med 1990. Den svenska metoden innebär att producerad trädgårdstorv medför ett lågt utsläpp nu men därmed ett fördröjt utsläpp många år framöver. Om man i stället använt IPCC:s basmetod som antar en direkt oxidering skulle trädgårdstorven som bryts i Sverige genererat ett utsläpp runt 434 000 ton CO₂ år 2021. En annan orsak till lågt rapporterade utsläpp är att klimatrapporteringen börjar räkna från år 1990. Torvbrytning före 1990 borde också ha bidragit till utsläpp om man räknar med 3% nedbrytning per år. Med den svenska metoden underskattas utsläppen. En annan oklarhet är att man i rapporteringen räknar med en låg densitet på torven, 0,1 ton per kubikmeter, som kan jämföras med torv som säljs i trädgårdsbutiken som har en deklarerad densitet på 0,3 ton per kubikmeter, vilket skulle ge 3 gånger så stora utsläpp.

Även om torvbrytning omedelbart upphör i Sverige så kommer den svenska beräkningsmetoden att medföra att trädgårdstorven som hittills producerats under de senaste 30 åren bara delvis har hunnit brytas ner och därmed rapporterats, de resterande utsläpp om ca 5,6 miljoner ton CO₂ som då ännu inte brutits ner återstår att bokföra ända fram till efter år 2100. Eftersläpande torvemissioner som måste redovisas in i framtiden kommer göra det svårare att nå klimatmål om netto-noll utsläpp.

7: Återvätning

ÅTERVÄTNING betyder att permanent höja vattennivån på en dränerad torvmark. Återvätning skiljer sig därför från anläggning av en våtmark på mineraljord, och från restaurering av våtmark – som inte nödvändigtvis medför en höjning av grundvattennivån.

Fungerande diken som för bort vatten behöver oftast blockeras eller att marken på annat sätt vallas in. I områden där det finns ett flertal diken eller där marken sluttar mycket kan flera dikesblockeringar eller invallningar efter varandra behöva göras. Om det tidigare varit skog har marken också dränerats genom trädens transpiration, varför kalavverkning eller kraftig utglesning i sig höjer vattennivån.

Återvätning är vattenverksamhet. Bestämmelser om vattenverksamhet finns i 11 kap. miljöbalken och i lagen (1998:812) med särskilda bestämmelser om vattenverksamhet.

Vinster av återvätning:

- ➔ Den första klimatvinsten av återvätning är att nedbrytning av markens organiska material saktar ner och därmed avtar CO₂ och N₂O emissionerna. Det ger störst vinst att återväta marker med höga emissioner som djupt dränerad jordbruksmark.
- ➔ Nästa vinst är att marken kan bli en kolsänka när ny torv bildas från växtrester. Mark som saknar växtlighet återfår ny kolackumulering först när växter har etablerats. Hur stor kolsänka som uppnås beror på typ av vegetation som etableras och hur den förändras över tid.
- ➔ Återvätning kan även leda till ökad biodiversitet, mer vatten i landskapet och näringsretention.

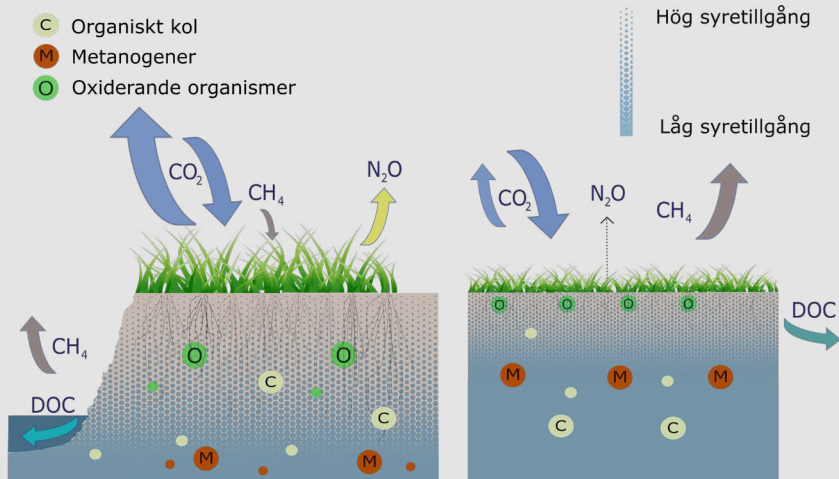


Bild 26 Schematisk grafik över växthusgasbalanser vid det dränerade fallet och efter återvätning där grundvattenytan höjts. Oxiderande organismer står för både vanliga heterotrofa organismer och metanotrofer som oxiderar metan.

Nackdelar med återvätning:

- ➔ Initialt kan det bli ett större läckage av kväve och fosfor från torvmarken, vilket påverkar vattenkvaliteten negativt i avrinningsområdet. Läckaget av kväve och fosfor avtar ofta efter ca 3 år, men kan ta betydligt längre tid (>10 år) (Gaffney *et al.*, 2018; Räsänen *et al.*, 2018).
- ➔ ett initialt stort läckage av DOC (Räsänen *et al.*, 2018). DOC-förluster varierar stort mellan olika torvmarker och kan fortsätta att läcka DOC lång tid (Gaffney *et al.*, 2018).
- ➔ En höjning av grundvattennivån kan bära med sig konsekvenser inom ett större påverkansområde. Det är därför viktigt att verka i enlighet med 11 kap. miljöbalken.

Mycket forskning återstår för att utreda konsekvenserna av återvätnings. Vi kan däremot säga något redan nu om vad som forskningen visar tydligt, och var det saknas information.

- Vi är säkra på att en återvätnings för bästa klimatnytta bör göras så att vattennivån hamnar något under markytan.
- Vi är säkra på att våtmarksvegetation bidrar till bildandet av ny torv eller gytta.
- Vi är säkra på att vattennivån har betydelse för vilka växtsamhällen som utvecklas.
- Vi är säkra på att risken för höga metanutsläpp ökar med överdämning.
- Vi är osäkra på climateffekten av öppet vatten, både gällande kolinlagring och metanutsläpp.
- Vi är osäkra på förvaltningsalternativ gällande bladvass och kavedun. Rönning eller skörd minskar troligtvis kolinlagringen, men vi vet inte om metanutsläpp samtidigt minskar eller om de fortsätter.
- Vi är osäkra på effekterna av en starkt fluktuerande vattennivå. När medelvattennivån ligger närmare 30 cm under markytan kan torra perioder under sommaren leda till ökad risk för koldioxidutsläpp, vilka i så fall underskattas i våra emissionsfaktorer. Vid översvämningar under sommaren kan vegetationen ta skada vilket ger minskat upptag och ökad nedbrytning. En översvämning verkar kunna ge stora utsläpp av metan och öka risken för utsläpp av lustgas (Jørgensen and Elberling, 2012; Huth *et al.*, 2022). Samtidigt fluktuerar vattennivåer i naturliga våtmarker och är därför en normal ekosystemfunktion. Vi vet inte effekten av att helt reglera vattennivåer.

Återvätning av organogen jordbruksmark

Dränerad organogen jordbruksmark släpper ifrån sig stora mängder växthusgaser. Återvätning av dessa marker har därför stor potential att minska växthusgasutsläppen till atmosfären, även om nya metanutsläpp initieras. Utsläppet kan minska med 3 ton CO₂-ekvivalenter per hektar och år för varje dm högre vattennivå tills man når upp till 1 dm under markytan, då ökande metanutsläpp motverkar klimatvinsten (Evans *et al.*, 2021).

Fram tills nu har inte aktivt brukad organogen jordbruksmark föreslagits för åtgärder i Sverige. Det som diskuterats är att återvåta organogen jordbruksmark som övergivits och som fortsatt kan vara dränerad genom att diken och dräneringsrör inte har åtgärdats, vilket gör att utsläppen fortsätter. Dessa marker är ofta beskogade och träden bidrar då också till att hålla vattennivån låg. I Sveriges klimatrapportering räknas samma utsläppsnivå för övergiven organogen jordbruksmark som för skogsmark på dränerad torvmark. Övergivna jordbruksmarker kan fortsatt ha särskilt höga utsläpp och därmed hög potential för klimatinnytta vid återvätning om marken tidigare varit aktivt brukad och fortsatt är djupt dränerad. Exempelvis Följemaden med djup torvmark vid Skogaryd forskningsstation användes tidigare för jordbruk och har sen varit beskogad sen 1950-talet (Meyer *et al.*, 2013). Torvens nedbrytning har medfört att den med tiden innehåller mer kväve i förhållande till kolinnehåll (har en låg CN-kvot) och har visat sig ha stora utsläpp av CO₂ och N₂O i mätningar. För övergivna jordbruksmarker i norra Sverige saknas mätdata, men utsläppen från dessa marker kan antas vara högre än från annan dränerad torvmark i den boreala skogen.

Efter återvätning går det fortsatt att använda marken, men produktionen måste då vara anpassad till blötare betingelser. Fortsatt markanvändning kan vara bete eller slätter på långliggande vall. Men

även grödor som energigräset rörlfen kan odlas med hög avkastning trots hög markvattennivå. Om valet blir att ta marken ur produktion kommer platsens förutsättningar avgöra vad som kan utvecklas på längre sikt. I ett enahanda jordbrukslandskap kan den naturmark som utvecklas bli särskilt värdefull för biologisk mångfald. I våta miljöer finns rödlistade arter av kärlväxter, mossor och många djur som kan få möjlighet att etablera sig på fler platser. Blötare marker med stor biologisk mångfald insprängt i ett ensartat intensivt brukat landskap kan tillföra fler värden som vattenrening och rekreation.

Återvätning av organogen jordbruksmark kan föra med sig negativa effekter på intilliggande marker och infrastruktur, både genom en ökad grundvattennivå inom ett påverkansområde och potentiellt högre utlakning av näringsämnen i vattendrag. Påverkansområdet blir större ifall marken överdäms, eftersom det också blir högt markvatten runt omkring.

Innan återvätning kan stora mängder fosfor vara bundet till järnmineraler i marken, vilket kan frigöras vid överdämning och öka fosfor-utlakning under flera decennier (Zak *et al.*, 2017). Riskfaktorer för hög utlakning av fosfor verkar vara höga halter av fosfor i förhållande till järn i marken, samt om den organiska jorden är mycket nedbruten (Zak *et al.*, 2010). Även här kan det möjligen finnas en vinst med att hålla vattennivån en bit under markytan, då det generellt är det översta lagret av jorden som är mest nedbruten. Det finns anledning att fundera över ytterligare lösningar för fosfor-retention vid återvätning av åkermark.

Att ta bort det översta matjordslagret har föreslagits för att undvika utlakning av näringsämnen och underlätta för etablering av en naturlig flora (Zak *et al.*, 2018). Dessutom skulle åtgärden kunna ge minskade metanemissioner (Huth *et al.*, 2022). Det kan alltså finnas skäl

för att avlägsna matjordslagret när syftet är näringsretention. Däremot är vi inte säkra på att denna åtgärd är bra ur klimatsynpunkt eftersom den bortförda torven då inte skyddas genom återvätning. Bortförd torv kommer att brytas ned med tiden på liknande vis som vid torvbrytning.

Återvätning av skog

Av klimatskäl ger det störst vinst att återväta marker med stora utsläpp av växthusgaser. Dränerad torvmark med skog i södra Sverige har högre utsläpp än i norr, och har marken dessutom använts för jordbruk tidigare och fortfarande är dränerad kan utsläppen vara särskilt stora av både koldioxid och lustgas. Dikade torvmarker med skog i den boreala zonen har visat låga utsläpp av både koldioxid och lustgas. Återvätning kan här bara ge en liten minskning av dessa gaser men kan leda till ökad metanavgång. I närtid blir det en försämring för klimatet. Redan ganska blöta torvmarker med skog bör därför inte göras så blöta att vattnet kommer upp ovan markytan.

Återvätning med skogen kvar: Om diken blockeras i skogen och vattennivån stiger till strax under markytan kommer troligen många träd att få det svårt och träd tillväxten påverkas negativt. Trädens rötter får inte syre i den vattenmättade jorden och träden drunknar. Döende och döda träd kan attrahera insekter som barkborrar men också mer ovanliga insekter, och därmed också hackspettar och andra fåglar. Vissa träd klarar sig bättre vid högt vatten såsom al, glasbjörk och vide. Men med träd kvar kan det bli svårt att få marken tillräckligt blöt för att hindra torvens nedbrytning eftersom träd transpirerar (avdunstar) mycket vatten. Det gäller särskilt för marker med liten tillförsel av vatten från omgivningarna, som före detta mossar. Om det tidigare varit kärrmark finns större förutsättningar för att hålla marken blöt trots att det finns träd.

Återvätning och samtidig avverkning av skogen: För att motverka insektsangrepp kan det vara bra att avverka skogen i samband med återvätningen. Avverkningen i sig medför att marken blir blötare. Men dessutom kan befintliga diken behöva lägga igen för att få en tillräckligt hög vattennivå för en låg koldioxidavgång. Av praktiska skäl lämnas ofta avverkningsrester kvar på hygget eftersom torvmarker är mjuka och utläggning av grenar och tunna stammar möjliggör för tunga maskiner att ta sig fram utan att sjunka ner i torven. När avverkningsrester (GROT – grenar och toppar) lämnas kvar på hygget (bild 27) ger det under ett antal år en ökad CO₂-avgång. Initialt ökar också koncentrationen av näring och DOC i markvattnet, särskilt när GROT lämnas på plats (Gaffney *et al.*, 2022).

Bild 27 Skogaryd avverkad granskog på djup torvmark, 2a sommaren efter avverkning med GROT kvar.



Återvätning där skogen glesas ut med sumpskog som mål: Sumpskog står i öppet vatten eller med vatten strax under markytan även under sommarmånaderna. Det finns sumpskogar av olika typ, klassificerade som kärr eller mossetyp. Många finns där det finns tillrinnande vatten som svämmas över området eller i närheten av en sjö eller å. Sumpskogar kan ha flera trädslag, som klibbal, glasbjörk, ask och gran. På fatigare marker dominerar tall (Rudqvist, 1999). Sumpskogar är en naturtyp som har försvunnit genom utdikning, särskilt i södra Sverige. Att återfå mer sumpskog har värde både för klimatet genom kolinlagring och för biologisk mångfald. I samtliga dessa fall görs marken blötare och om marken blir så blöt att vattnet står nära markytan ökar risken för ökat metanutsläpp, särskilt eftersom skogsmark innehåller mycket färskt växtmaterial.

Återvätning av torvtäkt

En torvtäkt kan brukas i drygt 20 år varefter den antingen överges eller återställs till annan markanvändning. Om täkten bara överges kommer den att fortsätta läcka växthusgaser (Räsänen *et al.*, 2023). I Sverige är det krav på så kallad efterbehandling av torvtäkt. Mätning av växthusgaser har gjorts från återvätning av torvtäkt i Sverige (Jordan *et al.*, 2016, 2020). Efter att torvtäkten restaurerats avgör markanvändningens vattennivå och vegetation gasflödenas storlek på samma vis som andra torvmarker (Räsänen *et al.*, 2023). Koldioxid kan fortsätta avgå ifall marken efter återvätning inte återfått vattenmättad och ännu inte blivit bevuxen med vegetation (Lazcano *et al.*, 2018). Avgörande är att det återbildas vegetation som tar upp koldioxid och bildar torv som håller vattennivån jämn. Sphagnum-mossa ger både ett upptag av koldioxid och lågt metanutsläpp. Återvätning är i de flesta fall en bra efterbehandling sett ur klimatsynpunkt (Renou-Wilson *et al.*, 2019).

Vattennivå

Vattennivån har en avgörande betydelse för växthusgasbalansen i både dränerade torvmarker och våtmarker.

En låg vattennivå, som i dränerade marker, bidrar till utsläpp av CO₂ och ibland N₂O. Ju lägre vattennivån är, desto större är utsläppen av framför allt CO₂. Det betyder att djupt dränerade marker bör göras blötare då varje decimeters höjd vattennivå i marken minskar utsläppen upp till 1 dm under markytan (Evans *et al.*, 2021). Vid en låg vattennivå sker metanutsläpp främst från diken.

En optimal vattennivå sett till växthusgasbalans ligger strax under markytan någonstans vid -10 cm i årsmedelvärde (Evans *et al.*, 2021), vilket vi även kan se i våra insamlade data (se annex). Vid denna vattennivå kan torven växa till, vilket bidrar till att ta upp koldioxid från atmosfären, samtidigt som metanutsläppet är relativt lågt på grund av metanoxidation i den torra markprofilen ovanför. Men om vattennivån fluktuerar mycket över året är det svårt att hålla låga utsläpp av klimatgaser. Vid en medelvattennivå på -30 cm men mycket lägre under sommaren kan det leda till större koldioxid och lustgasutsläpp. Om marken varit brukad under lång tid så att torven är nedbruten med högre densitet än i naturmark kan en så låg nivå som -30 cm leda till högre koldioxidutsläpp jämfört med samma vattennivå i naturliga torvmarker. Låga vattennivåer är också att förvänta om det blir torra år. Det gör att återvätning med en medelvattennivå som inte är lägre än -20 cm bör eftersträvas. Om det däremot är mycket blött under sommaren så att vattennivån ligger nära markytan ökar metanutsläppet, och särskilt mycket om det finns färsk biomassa. Optimalt är en någorlunda stabil vattennivå på runt -10 cm.



Bild 28 Anderstorp stormosse, damm framför dämme i form av stock-pallisad som täckts med markduk och uppgrävd torv. Åtta år efter åtgärden har torven försvunnit ovanför markduken och dammen är fylld av vitmossa.

En hög vattennivå med vattenspegel, så kallad överdämning, kan ge en sänka för koldioxid. Däremot visar vår datasammanställning på en betydande risk för mycket höga utsläpp av metan. Särskilt stora utsläpp verkar kunna ske från områden med bladvass och kավeldun, men även andra typer av vegetation som når ovan vattenytan kan ge stora utsläpp. En öppen vattenyta verkar ge något lägre utsläpp av metan, men detta är osäkert.

Förutsättningarna på platser som ska återvätas kan vara mycket olika. Om t.ex. marken lutar kan en vattenspegel bli oundviklig i den lägre terrängen. I den högre terrängen bör man eftersträva att det blir tillräckligt blött, d.v.s. att vattennivån inte ligger djupare än 30 cm ner i marken. Alternativt kan en sluttande våtmark ges många vallar som kan hålla vattnet tillräckligt högt hela vägen.



Bild 29 Vattnet stiger efter avverkning, Skogaryd februari 2020.

Bild 30 Samma område som bild 29, augusti 2022 i samband med att dämnet byggdes, marken var då beväxt med bland annat tåg.

Återvätning till myr eller mad

När en återvätning genomförs så att vattenytan huvudsakligen kommer att befinna sig mellan 5 till 30 cm under markytan skapas något vi kallar för en myr i skogslandskapet eller mad i jordbrukslandskapet, det senare är en våt gräsmark eller äng. Vad det blir beror på klimat, näringsnivå och markanvändning. Det kan också bli en sumpskog med den vattennivån, men här saknar vi data och därför har sumpskog utelämnats här. En myr eller mad som bildas efter återvätning behöver alltså inte likna den natur som fanns historiskt innan marken dränerades. Det viktiga är här vattennivån.

Återvätning till myr eller mad förväntas ge ny kolinlagring från den vegetation som där etableras. Beroende på markens näringsstatus kan man förvänta sig olika typer av vegetation och vegetationsutveckling (succes-sion) över tid. För de flesta svenska förhållanden täcks marken spontant av mossor och kärlväxter anpassade för våta förhållanden. I vissa länder som Storbritannien rekommenderas inplantering av vitmossor (*Sphag-num*) för att påskynda utvecklingen. Vi tror inte att detta krävs i Sverige då tillräckligt med frön och sporer finns i landskapet.

Den nybildade torven blir till ett nytt skikt som lägger sig ovanpå den gamla torven. Den nya torven får en hög porositet och vattenhållande förmåga till skillnad mot den gamla dränerade torven (Bring *et al.*, 2022).

Överdämning

Det är vanligt att en markägare önskar att återvätningen ger en öppen vattenspegel. Det kan vara av rent estetiska skäl, men även för att gynna fåglar och grodor. Sett ur ett klimatperspektiv är vattenspegel en komplicerad fråga eftersom tillgängliga data visar stor variation av metanutsläpp, samt att det är oklart ifall vegetation ska avlägsnas eller ej för att uppnå optimal klimateffekt. Vi är även osäkra på metanemissionerna från öppet vatten, som verkar kunna stiga med ökad näringstillgång.

Bild 31 Hemmesta sjöäng på Värmdö utanför Stockholm. Våtmarken restaurerades 2014 för att öka biologisk mångfald, framför allt fågel och fisk. Fotot är taget efter vasskörd september 2022, av Åsa Kasimir.



Sjöar är i regel sänkor för koldioxid genom att de lagrar in kol i botten-sediment. Samtidigt visar mätningar ovan vattenytan att sjöar kan vara en källa för koldioxid. Att de kan vara både en sänka och en källa på samma gång kan förklaras av att kol tillförs både från vegetationen och alger i sjön samt anländer till sjön som DOC från omgivande marker (Tranvik *et al.*, 2009). Det är därför lätt att missbedöma sjöars roll för just koldioxidemissioner. Ackumuleringshastigheten av kol i botten-sedimentet har ökat under senaste seklet på grund av ökad närings-tillgång och kan vara särskilt hög i jordbrukslandskapet (Anderson, Bennion and Lotter, 2014).

Precis som i våtmarker bildas metan i den syrefria zonen, vilket i sjöar återfinns i botten-sedimentet. Produktionen av metan styrs av tillgången på färskt organiskt material och lämplig temperatur, vilket gör att utsläp-pen generellt är högst i den grunda, strandnära zonen (Juutinen *et al.*, 2003). Metanet når sedan atmosfären snabbt antingen genom bubblor eller genom transport i växters stjälgar, eller mer långsamt med diffu-sion genom vattnet då en del metan hinner oxideras på vägen till ytan.

Växter som vass, med mycket hög primärproduktion (fotosyntes), verkar bidra till särskilt höga utsläpp av metan, där både mängden nyli-gen dött växtmaterial och ihåliga stjälgar påverkar. Det är dock oklart om vass-skörd minskar utsläppen av metan, eftersom det är troligt att mycket organiskt material blir kvar under vattnet även efter skörden. Bortförsel av vass minskar också kolinlagringen i sedimentet. Övriga växter som klarar att växa i vatten har också en potential att lagra in nytt kol i botten-sediment och avge metan. Mätdata för övrig vegeta-tion, som inte är bladvass och kavedun, visar en liten inlagring av kol samt metanemission. Denna grupp av vegetation är mycket heterogen, allt ifrån mossor till träd som al, men det behövs mer data för att dela upp i ytterligare kategorier. Vattennivån är i medeltal också lägre för

övrig vegetation än för vass och kaveldun i de data vi samlat in, vilket kan innebära att marken under perioder torrläggts vilket kan motverka kolinlagring och minska metanutsläppet.

Öppet vatten ger lägre utsläpp av metan, men det är oklart om det är en effekt av vattendjup eller avsaknad av vegetation. Här behövs mer forskning. Även i öppet vatten är metanutsläppen större i grunt vatten (Natchimuthu et al., 2016) än i djupa sjöar (Bastviken *et al.*, 2004; West, Creamer and Jones, 2016). Detta beror troligen både på varmare sediment samt att metanet inte hinner oxideras på vägen upp genom vattenkolumnen. Det finns tecken på att metanemissionerna stiger med produktiviteten i sjöar (Beaulieu, DelSontro and Downing, 2019), men det är en faktor vi inte har kunnat använda oss av i beräkningar. Det är därför möjligt att vi underskattar metanemissioner från öppet vatten, särskilt i näringsrika miljöer.

Det är vanligt att dammar växer igen. Det är då vanligt att bortföra växtligheten och gräva ur sedimentet, varvid man tar bort den kolinlagring som möjligen kompenserat de metanemissioner som skett från dammen.

Metanproduktionen gynnas särskilt alldeles efter en överdämning då mycket färskt organiskt material finns att tillgå. Därför kan vegetationen, om den är ymnig, behöva tas bort innan återvätningen, eftersom dränkta färska växter ökar risken för stora metanförluster (Quadra *et al.*, 2023).

Det är ont om mätningar av N_2O från öppet vatten, och IPCC har heller ingen emissionsfaktor för den tempererade zonen. De data som vi sammanställt visar också på relativt låga emissioner. Även utsläppen från vegetationstäta områden är relativt låga (se tabell 2).

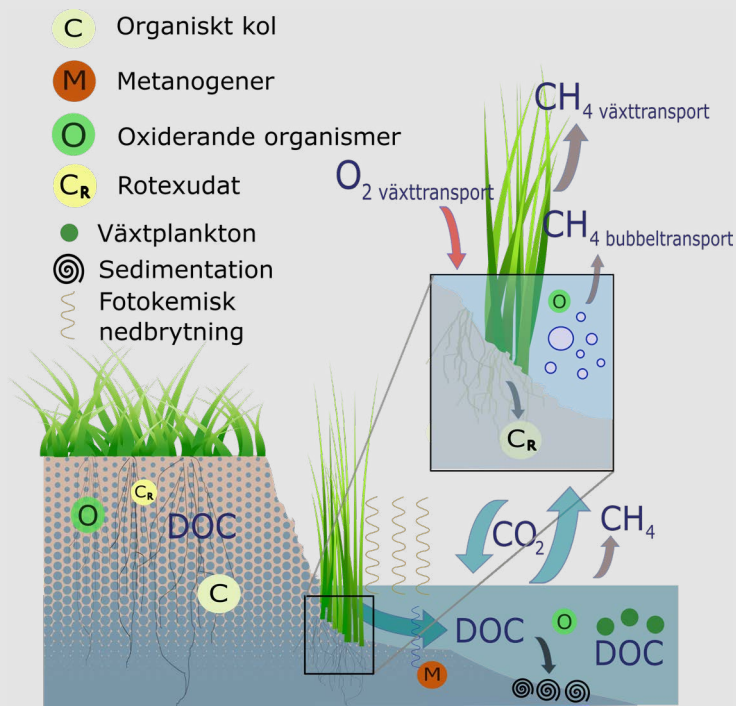


Bild 32 Växthusgasflöden från överdämd mark, från strandkanten ut i det öppna vatten. Metan avgår framför allt från strandzonens beväxta del, där växter kan transportera metan direkt till atmosfären utan att metanet hinner oxideras i vattenkolumnen. Metan transporteras även via bubblor samt genom diffusion. Diffusion möjliggör oxidering av metan i själva vattenkolumnen. DOC transporteras till dammen från omkringliggande mark, men skapas även i vattenkolumnen. DOC bryts ned till koldioxid eller metan som avgår från vattenytan. DOC kan även flockulera och därmed sedimentera vid botten. Se bild 13 och 15 för ytterligare förtydliganden.

Emissionsfaktorer för återvätning

Vid återvätning ändras växthusgasbalansen för mark som tidigare varit dränerad. Den nya balansen kan beräknas med hjälp av emissionsfaktorer som anger utsläpp för koldioxid, metan, lustgas och DOC för olika klimat och återvätningalternativ. Emissionsfaktorerna vi tagit fram är baserade på data från Sverige och länder med jämförbara förhållanden (se annex). Emissionsfaktorerna är angivna som medelvärden (tabell 2). Referenser och konfidensintervall finns angivna i detaljerade tabeller (se annex).

Mätningarna som ligger till grund för sammanställningen är gjorda både i miljöer som återväts, men även i befintliga kärr och mossar. Att naturliga våtmarker är med i underlaget handlar delvis om den begränsade tillgången på data, och dels om att växthusgasbalanserna inte verkar skilja sig signifikant mellan återvätta och naturliga våtmarker (Wilson *et al.*, 2016). För koldioxid har vi endast tagit med mätningar som gjorts över hela året. För metan har också studier med mätningar gjorda endast under växtsäsongen inkluderats eftersom större delen av emissionerna har visats ske då och för att underlaget annars blir litet. De flesta mätningar görs under sommarhalvåret då utsläppen är som störst, och för att inte underskatta den årliga metanemissionen har vi liksom (Nilsson *et al.*, 2008) lagt till motsvarande 20 procent av sommarens metanemissioner som antas spegla emissioner under kallare årstider. För öppet vatten används data från små sjöar för att beräkna kolinlagring i sediment.

Våra nya emissionsfaktorer för återvätning är uppdelade mellan klimat, vattennivåer, tidigare markanvändning och förväntad vegetation.

- **Klimat:** delas upp i borealt och tempererat, och vi följer tidigare rapporteringsriktlinjer som anger att länen söder om Värmland, Dalarna och Gävleborg antas vara tempererade (Lindgren and Lundblad, 2014).
- **Vattennivå:** är antingen under eller över markytan. Grundvattenyta i intervallet -30 till -5 cm, alltså strax under markytan, benämns här som myr eller mad. Myr är fattig mark framför allt i skogslandskapet och mad är mer näringsrik mark med gräs och örter i jordbrukslandskapet. Är vattnet huvudsakligen över marken inom intervallet -5 cm till 150 cm kallar vi det överdämning om det finns vegetation annars är det öppet vatten. För djupare vatten saknar vi data, men kategorin bör användas för allt öppet vatten vid återvätning.
- **Vätmarksvegetation:** Vid överdämning har vi kunnat fastställa att bladvass och kaveldun ger särskilt höga utsläpp av metan, samt stora koldioxidupptag i den tempererade zonen. Det kallar vi för vegetation 'vass' till skillnad från övrig vegetation. Övrig vegetation kan bestå av allt som kan växa i den mycket blöta zonen, vanligtvis starr och mossor men kan också vara al, örter eller näckrosor. Övrig vegetation vid överdämning är också skild från kategorin öppet vatten, då vegetation har tydliga effekter på växthusgasbalansen.
- **Markanvändning:** i omgivande landskap påverkar hur stor kolinlagringen blir i botten sediment under öppet vatten i den tempererade zonen. Tillrinning av vatten från näringsrika miljöer som jordbruksmarker visar på en större kolinlagringen i botten sediment vid öppet vatten. Är det mer än 50% jordbruksmarker i avrinningsområdet bör kategorin Öppet vatten – tempererad jordbruksmark användas.

- **Diken:** kan även efter en återvätning ge hög avgång av metan. Här används IPCCs emissionsfaktorer som gör skillnad på skogsmark och jordbruksmark. Diken ska inkluderas även efter återvätning om området inte överdäms.
- Notera att gräsmark inte finns som markanvändningskategori för återvätning. Men det går att återväta och få en gräsmark, vilket faller inom kategorin mad om markvattennivå över året hamnar mellan 5 och 30 cm under ytan. Om det blir blötare blir kategorin överdämd mark övrig vegetation. Om marken tidigare varit vall som plöjts bör emissionsfaktorer för organogen jordbruksmark användas. Om den tidigare dikade gräsmarken hör till typen naturbetesmark, som inte förväntas ha varit åkermark bör emissionsfaktorer kopplade till skog användas.

Emissionsfaktorn (EF) för CO₂ motsvarar markens nettoutbyte av kol mellan mark och luft vilket är samma som NEE (Net Ecosystem Exchange). En positiv faktor innebär ett uppåtgående flöde från jorden till luften och ett negativt värde att systemet är en kolsänka förutsatt att inget skördas eller bortförs med avverkning. Om biomassa skördas måste bortfört kol räknas in som en förlust, vilket ska adderas till NEE. För myrmarker visar vår datasammanställning en likande storlek på EFs som IPCC tidigare rapporterat (se bild 33), men till skillnad mot IPCC:s EF visar samtliga våra nya EF ett upptag av CO₂ för alla kategorier, och särskilt stort i områden med vass. För att uppskatta kolinlagring i områden med öppet vatten använder vi dock inte mätningar av NEE (se avsnitt Överdämning). I stället är det kolinlagring i bottensedimentet som visar nettot av organiskt material som ansamlas i sjön och blir kvar över tid. Här har vi använt oss av data från mindre sjöar (<5 km²) belägna inom samma geografiska upptagningsområde som för övriga data.

Tabell 2 Emissionsfaktorer för olika återvätningskategorier i ton CO₂ ekvivalenter/ha/år, med en uträknad total emissionsfaktor i ton CO₂ ekvivalenter. Av DOC utsläpp har beräknats att 90% når atmosfären som CO₂. Metanutsläppen fördelas mellan mark och dike där dikes fraktionen antas enligt IPCC:s standardmetod, vilket är 2,5% av total areal i skogsmark och 5% av total areal i jordbruksmark. Markarealen justeras så att dikesarealen + markareal = total areal vid summering av metanutsläppen. Intervall se Annex.

Kategori		CO ₂	CH ₄	N ₂ O	CH ₄ Dike	DOC	Summa	intervall
		ton CO ₂ ekv per hektar och år						
Boreal	Myr – skog	-1,9	1,9	0,03	5,9	0,4	0,5	-0,4 - 1,9
	Mad – jordbruk	-1,9	1,9	0,03	31,7	0,4	1,9	0,2 - 4,0
	Övd – vass	-1,4	16,9	0,1			15,7	12,5 - 20,5
	Övd – övrig	-1,4	6,1	0,1			4,9	3,7 - 6,2
	Öppet vatten	-0,4	3,5	0,2			3,3	2,2 - 4,6
Tempe- rerat	Myr – skog	-1,4	2,4	0,1	5,9	0,9	2,0	0,7 - 3,6
	Mad – jordbruk	-1,4	2,4	0,1	31,7	0,9	3,4	1,3 - 5,7
	Övd – vass	-7,8	16,9	0,1			9,3	4,0 - 15,5
	Övd – övrig	-0,2	12,8	0,1			12,7	8,7 - 17,6
	Öppet vatten skog	-1,8	3,5	0,2			1,8	0,7 - 2,7
	Öppet vatten jordbruk	-2,7	3,5	0,2			1,0	-1,4 - 2,7

Emissionsfaktorerna för CH_4 visar också på stor spridning, men uppdelningen av olika vegetationsklasser och grundvattennivåer har hjälpt till att minska osäkerheterna. Som diskuterats tidigare är metan mycket beroende av var grundvattennivån befinner sig, men även hög primärproduktion och typ av växtlighet påverkar. Detta syns på de stora skillnaderna mellan exempelvis tempererad myr/mad, med en emissionsfaktor på 2,37 ton CO_2ekv (87 kg CH_4) per hektar och år, och utsläppen från överdämning med vass-vegetation med en emissionsfaktor på 16,95 ton CO_2ekv (633 kg CH_4) per hektar och år. En osäkerhetsfaktor som inte finns angiven i tabell 2 är att metanutsläpp från öppet vatten troligtvis är högre i områden med stor andel jordbruksmark omkring. Vi har inte kunnat göra en egen emissionsfaktor för detta eftersom det saknas relevant data för svenska förhållanden, men forskning från andra länder ger tydliga indikationer på att hög näringshalt i vattnet också genererar mer metan (Beaulieu, DelSontro and Downing, 2019).

Lustgasutsläppen efter återvätning är generellt sett låga, tabell 2. Att samma emissionsfaktor anges för flera olika markkategorier betyder att vi inte har kunnat hitta statistiska skillnader i datan som medger vidare kategorisering (se annex).

Utsläpp av DOC sker både från dränerade och återvätta våtmarker och är viktigt att få med i den totala kolbalansen. Vår sammanställning visar särskilt stora DOC förluster under de första åren efter återvätning. För den boreala zonen har vi haft möjlighet att ge två olika emissionsfaktorer, en som speglar de tre första åren efter återvätning och en som speglar vad som kan förväntas vara en långsiktig förlust av DOC. För den tempererade zonen gör bristen på data att vi endast har en faktor som speglar den långsiktiga förlusten av DOC efter återvätning. All DOC som exporteras från våtmarken bryts inte ner till CO_2 , en del blir kvar i jord och sediment i omgivningarna. En grov upp-

Tabell 3 Emissionsfaktorer angivna i kg C/hektar/år. N anger antalet årsmätningar som ligger till grund för medelvärdet. För detaljer om metod se Annex.

	DOC	N
Boreal 0-3 år	432	31
Boreal > 4 år	104	16
Tempererad	251	19

skattning som följer IPCC:s standard är att 90% av DOC-exporten ger ett växthusgasutsläpp, där resten lagras längre tid i exempelvis sjösediment. För kategorin överdämning räknar vi med att ingen DOC exporteras till andra ekosystem och den DOC som tillförs från omgivande marker redan är inkluderad i NEE-data för omgivande myr och mad, vilket annars skulle gett en dubbelräkning. Notera även att DOC i tabell 3 är angiven i kg C. För att jämföra med kg CO₂ behöver DOC multipliceras med 3,67.

Våra emissionsfaktorer skiljer sig från IPCC:s standard genom att vi kategoriserar mark och vatten annorlunda. Gemensamt är kategoriseringen för klimat, medan IPCC inte tar någon särskild hänsyn till olika vattennivåer, men gör istället skillnad på näringsrik och näringsfattig mark. Vi separerar inte efter näringsnivå eftersom vi inte ser någon statistisk skillnad i utsläpp mellan mossar och kärr. Om mängden data utökas i framtiden kan det mycket väl hända att det går att se skillnader då.

Jämfört med IPCC:s faktorer (bild 33) får vi en lägre metanavgång för boreala och tempererade myrar men däremot höga metanutsläpp för överdämd mark med vegetation (bild 34 och 35).

IPCC:s emissionsfaktorer för lustgasavgång från återvätning är noll. Vår sammanställning av data visar på en liten lustgasavgång, men låg. För lustgasutsläpp i den boreala zonen finns en liten statistisk skillnad mellan mosse och kärr, men utsläppen är så små att det inte spelar någon roll att vi har slagit ihop dessa till en kategori.

Användandet av Global Warming Potentials (GWPs) för att beräkna klimatnyttan av en återvätning kan underskatta klimatpåverkan på en horisont av några decennier när utsläppen av metan är höga. Däremot kan inlagring av kol över lång tid kompensera för ett stadigt metanutsläpp. Detta syns inte när GWP används, utan är lättare att undersöka och förstå genom beräkningar av strålningsbalanser över tid. Detta görs i nästa avsnitt.

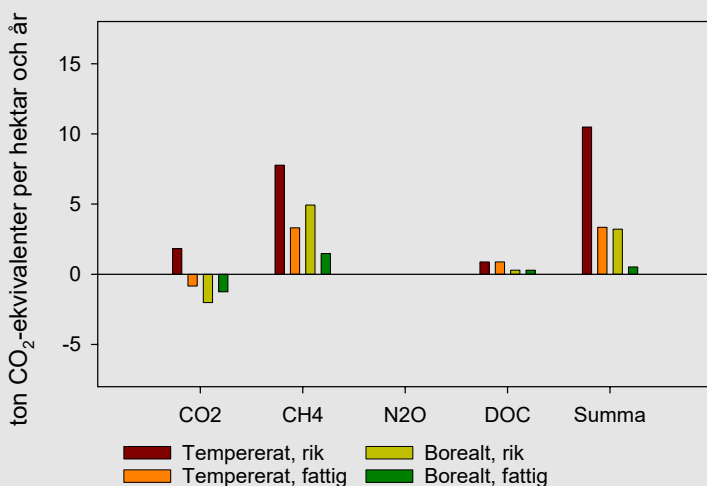


Bild 33 IPCC:s emissionsfaktorer för återvätt mark i CO₂-ekvivalenter per hektar och år, uppdelade på olika klimat och näringsstatus.

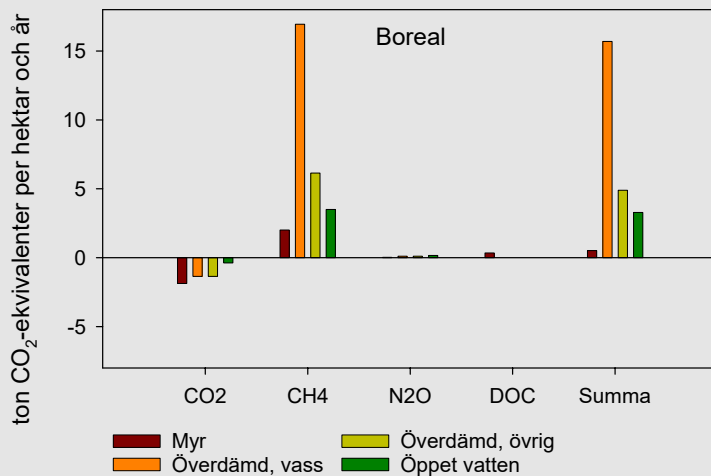


Bild 34 Gasflöden från återvätning i den boreala zonen. Metanemission visas här sammanräknad från både mark och tidigare diken.

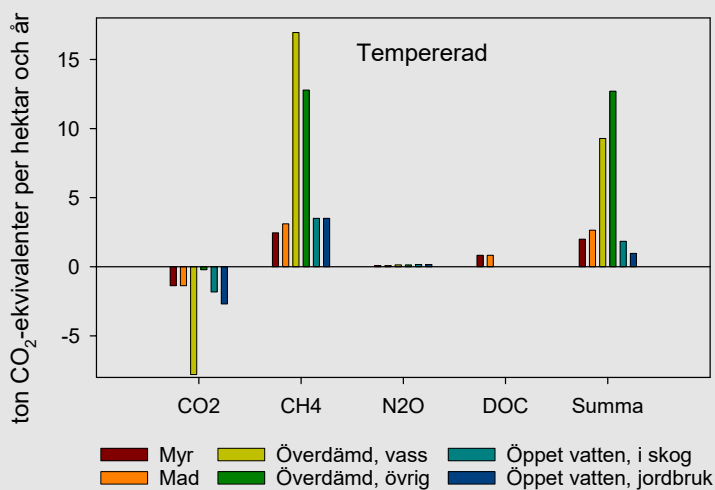


Bild 35 Gasflöden från återvätning i den tempererade zonen. Metanemission visas här sammanräknad från både mark och tidigare diken.

Typexempel på hur man kan räkna

Inför en återvätningsinsats i landskapet kan klimatnyttan beräknas. Det går att göra antaganden för att kunna utföra en beräkning även om man får gissa vad för vegetation som kommer att etableras i olika delar av området. Det viktigaste är den förväntade vattennivån som våtmarken kommer att ha efter utförd insats. Här föreslår vi hur man kan gå tillväga:

1. Identifiera området och arealen som kan komma att få en genomsnittlig årlig grundvattenyta på -5 till -30 cm. Detta faller inom myr/mad.
2. Identifiera även det område med högre vattennivå (-5 cm och uppåt), men där vattennivån är grund och därför troligen kommer att få en våtmarksvegetation. Gör en uppskattning hur mycket av denna vegetation som troligen kommer att vara av vass-typ. Vass växer i näringsrikt vatten där vattennivån är lite djupare och stabil för optimal vasstillväxt.
3. Identifiera den del av området som troligen kommer att vara öppet vatten.
4. Valfritt: Identifiera arean av dike (oavsett om det fortfarande är i funktion eller inte) som kommer ligga inom området med myr/mad.

En enkel beräkning kan genomföras genom att använda den summerade emissionsfaktorn för varje kategori angivna i tabell 2, vilken då multipliceras med arealen i hektar. I den summerade emissionsfaktorn inkluderas dikesemissioner varför dikesarealen inte behöver uppskattas enligt punkt 4.

Beräkningar kan även utföras genom att använda angivna emissionsfaktorer för varje gas i tabell 2. Ifall dikesandelen överensstämmer med IPCC så är den i jordbrukslandskapet 5 % av den totala arealen,

medan arealen dike i skog antas vara 2,5%. Om det inte stämmer så justeras för dikets faktiska arealandel.

En beräkning kan då se ut enligt följande om området ligger i den boreala zonen på skogsmark, och den genomsnittliga grundvattennivån ligger mellan -5 till -30 cm. Emissionsfaktorer från tabell 2:

$$Emission_{myr} = area_{myr} * (EF_{CO2myr} + (EF_{CH4myr} * 0,975) + (EF_{CH4dike} * 0,025) + EF_{N2O} + EF_{DOCmyr})$$

$Emission_{myr}$ beskriver den totala emissionen, $area_{myr}$ är ytan av mark som faller inom grundvattennivån -30 till -5 cm, i hektar. EF_{CO2myr} är emissionsfaktorn för koldioxid för boreal myr. EF_{CH4myr} är emissionsfaktorn för metan från boreal myr, vilken ska multipliceras med andelen yta som inte är dike (här antas (100-2,5) 97,5% av marken ej vara dike). $EF_{CH4dike}$ är emissionsfaktorn för metan från själva diket, vilken ska multipliceras med dikesarealen (här 2,5%). EF_{N2O} är emissionsfaktorn för lustgas från boreal myr. Till sist läggs även EF_{DOCmyr} till för att beskriva utsläppet av DOC som lämnar marken och sedan når atmosfären. Om området dessutom får en viss andel med överdämning med vassvegetation ser ekvationen mycket lik ut, men justeringen för dike tas bort om det är överdämt.

$$Emission_{vass} = area_{vass} * (EF_{CO2vass} + EF_{CH4vass} + EF_{N2Ovass})$$

För en öppen vattenyta i ett sådant område ges följande:

$$Emission_{öpp} = area_{öpp} * (EF_{CO2öpp} + EF_{CH4öpp} + EF_{N2Oöpp})$$

För att beräkna den totala emissionen för ett område summeras resultaten i de olika ekvationerna.

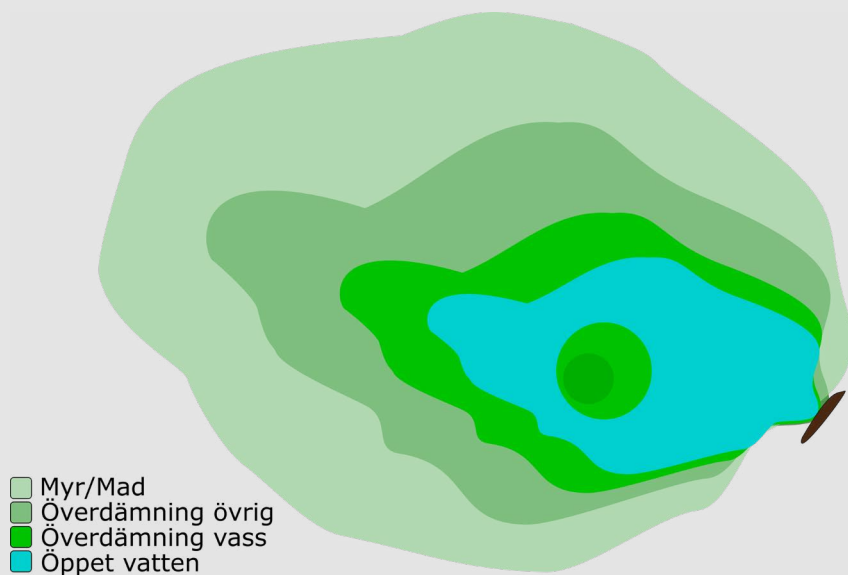


Bild 36 Skiss över återvätt torvmark i jordbrukslandskapet. Olika kategorier för beräkningar av emissioner är med och anges i legend. Dämnet är markerat med svart.

Vi ger ett enkelt exempel på hur det går att använda emissionsfaktorerna för att beräkna klimatnyttan med en återvätning. I detta exempel anläggs en våtmark med överdämning på en jordbruksmark (bild 36). En ö har även skapats för fågelliv. Bilden är stiliserad och är inte ett exempel från verkligheten.

Den här våtmarken består av 3,5 ha mad, med en genomsnittlig grundvattenyta på mellan -5 till -30 cm i årsmedelvärde. Den överdämda delen med vatten mestadels ovan mark, -5 till 150 cm ovan mark, består av två vegetationskategorier, en med vass (0,6 ha) och en med övrig vegetation (1,19 ha). I dessa kategorier ingår även arealer från ön. Det öppna vattnet har en area av 0,75 ha. Vi noterar även att det finns ett äldre dike som ska hanteras med en egen emissionsfaktor för den delen som är mad. Diket har här en areal på 0,08 ha, 2,5% av arealen mad.

Sammantaget har utsläppen från den totala arealen (6,12 ha) minskat från 185,7 till 30,4 ton CO₂-ekv per hektar och år. Strålningspåverkan är också gynnsam i detta fall, med en tydlig minskad klimateffekt jämfört med det dränerade fallet (se bild 37). Vi visar strålningspåverkan här för att illustrera detta exempel. I nästkommande delar av rapporten går vi igenom strålningspåverkan mer grundligt.

Skulle samma typ av våtmark anläggas i den boreala zonen på näringsrik skogsmark blir resultatet ett annat. Istället för en mycket god klimateffekt ger återvätningen en försämrad situation över kort tid (se bild 38), även om utsläppen minskar från 33,2 ton CO₂ ekvivalenter per hektar och år i det dränerade fallet till 19,5 ton för återvätningen.

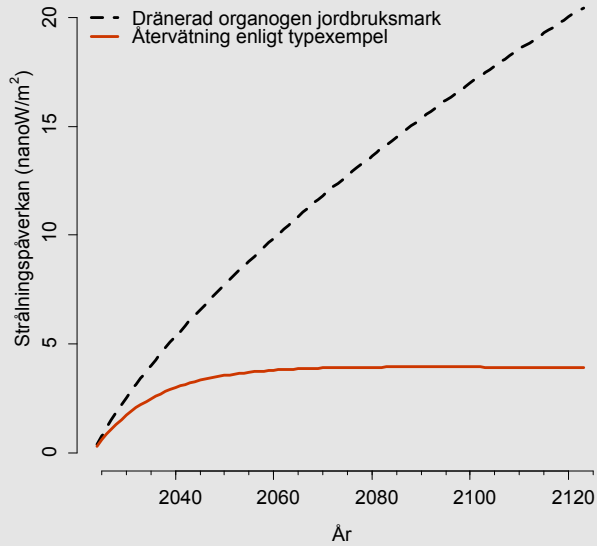


Bild 37 Strålningspåverkan av återvätningen av 6,12 ha som avses i bild 36 jämfört med att fortsatt låta jordbruksmarken vara dränerad. En högre strålningspåverkan (W/m^2) ger en högre uppvärmning.

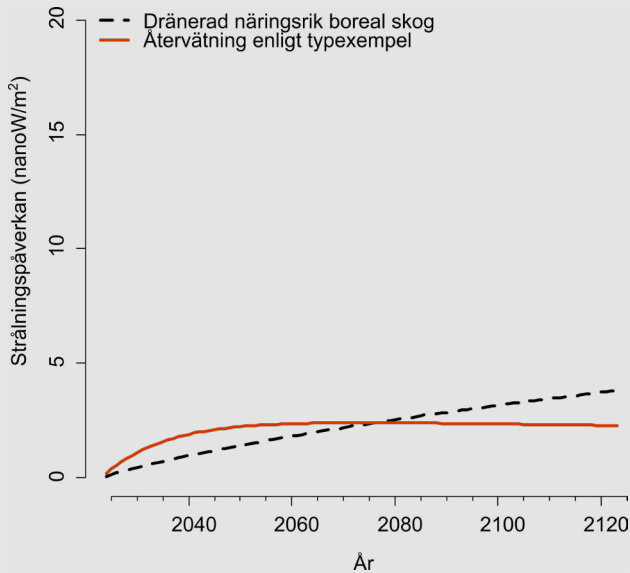


Bild 38 Strålningspåverkan av återvätningen av 6,12 ha som avses i bild 36 om marken dessförinnan varit boreal näringsrik skogsmark. Här görs jämförelsen med att låta den boreala näringsrika skogsmarken vara fortsatt dränerad. Notera att skalan är samma som i figur 38 för att underlätta jämförelse.

8: Strålningspåverkan

I ATMOSFÄREN ökar koncentrationen av klimatgaser, vilket påverkar strålningsbalansen och gör det varmare på jorden. Strålningsbalansen räknas i watt per kvadratmeter (W/m^2) och nivån har ökat sedan slutet av 1800-talet (Masson-Delmotte *et al.*, 2021). Det beror på en ökad mängd växthusgaser i atmosfären, framför allt på grund av utsläpp från fossila bränslen men också från markanvändning. De tre dominerande växthusgaserna CO_2 , CH_4 och N_2O har olika lång uppehållstid i atmosfären, och därför påverkas strålningsbalansen olika beroende på vilket tidsperspektiv man vill undersöka, 20 eller 100 år, eller kanske längre.

För att beskriva och jämföra klimatpåverkan av utsläpp av klimatgaser används vanligtvis begreppet Global Warming Potentials (GWP) vilket beskriver och jämför gasutsläppets absorption av infraröd strålning under en bestämd tidsperiod jämfört med koldioxid. Koldioxid bryts inte ner i atmosfären men hittills har en del bortförts genom att gasen tas upp av växter på land och i hav eller löser sig i havets vatten, men en stor del av tillförseln blir kvar i atmosfären över mycket lång tid. Metan har en större strålningspåverkan än koldioxid men oxideras i atmosfären till koldioxid. Upphållstiden för metan i atmosfären är ca 12 år. Lustgas är en ännu starkare växthusgas än metan och har en uppehållstid på drygt 100 år. Även lustgas bortförs från atmosfären genom oxidering. Kväveoxid som bildas medverkar i nedbrytning av stratosfäriskt ozon, som skyddar livet på jorden från ultraviolett strålning.

För att visa hur minskningen och ökningen av växthusgaser påverkar uppvärmningen över tid kan man beräkna strålningsbalansen, som är ett tydligare sätt att visualisera effekten än med GWP. Med strålningsbalansen summeras gaserna och den totala klimatpåverkan från samtliga klimatgaser blir synlig, som effekten av ett samtidigt metanutsläpp och ett upptag av koldioxid. Dessa beräkningar hanterar även att gaserna har olika livslängd i atmosfären, vilket är direkt avgörande för resultaten över tid. Positiv strålningsbalans (räknat i W/m^2) ger en värmande effekt på klimatet, medan en negativ verkar kylande.

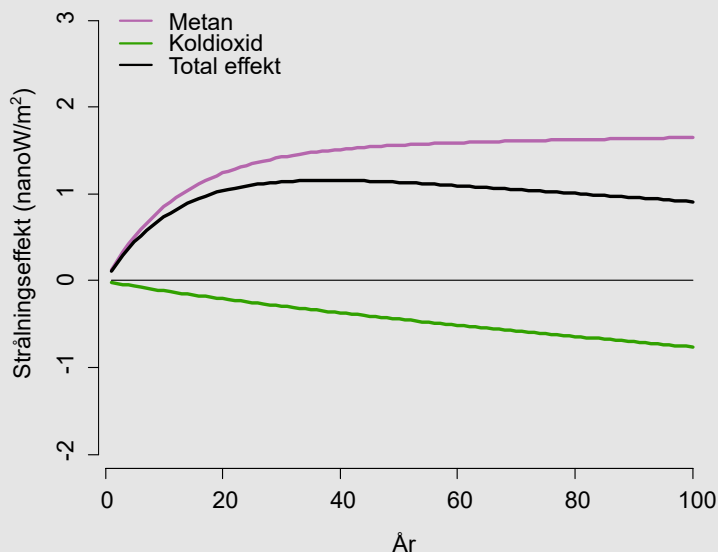


Bild 39 Beräknad strålningspåverkan efter återvätning av en hektar torvmark i tempererat klimat, där vattennivån läggs ovan mark och den är igenvuxen med vass. Höga metanutsläpp kompenseras inte av det kolupptag som sker inom tidsspannet som visas.

Beräkningar av klimateffekten rapporteras som GWP100 i officiella sammanhang. Troligen kommer planering av åtgärder även fortsättningsvis använda GWP för att i praktiken optimera åtgärder. För att synliggöra klimateffekten över tid är strålningsbalansberäkningar ett bra komplement som ger en bättre bild av vilka åtgärder som är rimliga att vidta, och vilka åtgärder som möjligen ska undvikas.

I bild 39 visas ett exempel på hur metan och koldioxid påverkar strålningsbalansen över 100 år efter anläggning av en våtmark med högt vattenstånd och igenvuxen med vass i den tempererade zonen. Här ger mycket höga utsläpp av metan ökad uppvärmning de första decennierna. Ett konstant årligt metanutsläpp balanseras med tiden av oxidering i atmosfären varför metanhalten i atmosfären inte ökar. Vass ger samtidigt en mycket stor kolinlagring i sediment vilket har en kylande effekt. Trots det blir inte den här återvätningen kylande under de första 100 åren då metanutsläppens uppvärmning de första decennierna motverkar kolinlagringens kylande effekt. Metoden för att beräkna strålningspåverkan går att hitta i Günter et al. (2020)

Strålningspåverkan från organogen jordbruksmark

Utsläpp från dränerad organogen jordbruksmark har sedan de dränerades på 1800-talet värmt klimatet genom de långlivade växthusgaserna CO_2 och N_2O , vilket ger en ackumulerande effekt på strålningsbalansen som ökar (bild 40). Utsläppen kommer också att fortsätta så länge som marken är dränerad och det finns torv och organiskt material kvar. I bild 40 visas effekten på strålningsbalansen av att fortsätta låta organogen jordbruksmark vara dränerad, eller att återvåta den på olika sätt.

Genom återvåtning där all mark blir till mad, vilket kan vara en blöt gräsmark eller en våtmarksäng, med en genomsnittlig vattennivå på -5 till -30 cm slutar uppvärmningen och börjar att minska direkt efter att åtgärden utförts. Även återvåtning av organogen jord till en vattenspiegel ger lägre klimatpåverkan än i det dränerade fallet eftersom markens nedbrytning blir minimal, metanemissionen är låg och upplagring av kol i sediment möjliggörs. I vårt räkneexempel visar det sig att vattenspiegel är ett bättre alternativ än mad. Här vill vi dock mana till försiktighet vid tolkning av data eftersom just utsläppen av metan från öppet vatten i jordbrukslandskapet kan vara betydligt högre än vad som anges här. Det finns studier som pekar på höga utsläpp, men de uppfyller inte våra kriterier för att inkluderas i datasammanställningen.

Att få till enbart en vattenspiegel utan en strandzon med växter kan också vara utopiskt. Strandzonen runt en vattenspiegel kommer med stor sannolikhet att bli bevåxt med vass och andra våtmarksvåxter vilka bidrar till stora metanemissioner. Vid överdåmning som skapar områden helt täckta med vegetation blir utsläppen av metan så höga att det under ca 25 år är sämre för klimatet än att ha marken fortsatt dränerad. Därefter blir en överdåmning med vegetation bättre för klimatet än fortsatt jordbruk trots hög metanemission då vegetationen samtidigt ger en koldioxidinlagring. Notera att osäkerhetsintervallen är stora, vilket beror på att spridningen av data är mycket hög.

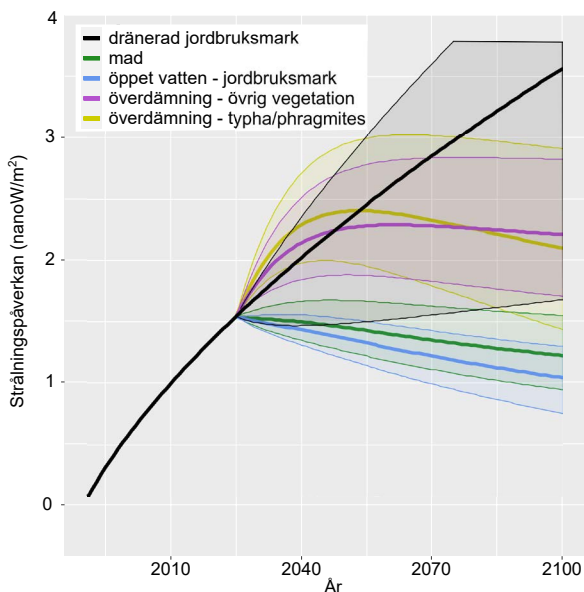


Bild 40 Strålningspåverkan på jordens yta från en hektar organogen jordbruksmark över 110 år. Olika alternativ av återvätning genomförs år 2025 och kan här jämföras med att hålla marken fortsatt dränerad. Skuggade partier visar spridningen runt medelvärdet för varje kategori.

Anläggning av våtmarker för exempelvis näringsretention kan också ha andra klimateffekter som inte presenteras här, t.ex. om dammen rensas på sediment som läggs ut på annan mark eller att vegetation bortförs. Vi presenterar inte heller klimatpåverkan av att anlägga våtmarker på mark som inte har organogen jord.

Organogen jordbruksmark som nu har en mycket grund dränering eller ej fungerande dränering, där grundvattenytan ligger inom spannet -30 till -5 cm har redan låga CO_2 och N_2O utsläpp och kan genom en höjd vattennivå få ökade CH_4 utsläpp där vinsten av återvätning uteblir. Störst vinst för klimatet blir det om djupt dränerad mark återväts.

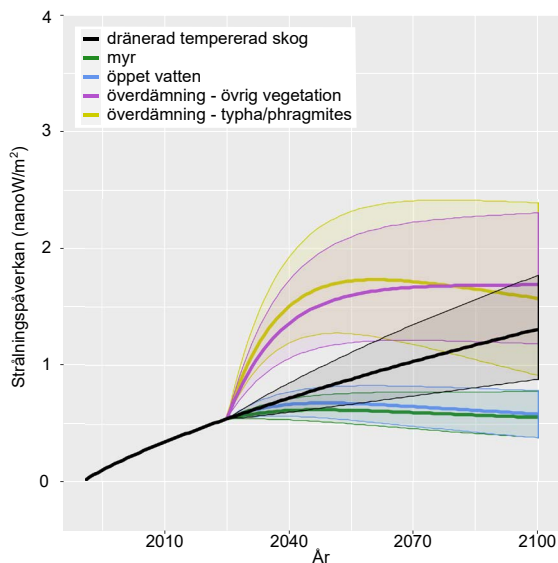


Bild 41 Strålningspåverkan på jordens yta från en hektar dränerad torvmark med skog i den tempererade zonen över 110 år. Olika alternativ av återvätning genomförs år 2025 och kan här jämföras med att hålla marken fortsatt dränerad. Skuggade partier visar spridningen runt medelvärdet för varje kategori.

Strålningspåverkan av tempererad skogsmark

Dränerad skogsmark med torvjord i den tempererade zonen har förhållandevis höga utsläpp, men mindre än från jordbruksmark. Beräkning visar att det blir en högre klimatpåverkan med överdämning med både vass och övrig vegetation än om marken fortsätter vara dränerad (se bild 41). Däremot ger återvätning till myr med en vattennivå under markytan samt öppen vatten en omedelbart mindre klimatpåverkan. Men precis som i jordbrukslandskapet är det troligt att strandkanter med vegetation kan minska klimatnyttan genom höga metanutsläpp. Till skillnad från i jordbrukslandskapet, där valet av åtgärd spelar mindre roll för att uppnå en klimatnytta, visar bild 41 att överdämning med vegetation ger så pass höga nivåer av metan att markens strålningsbalans inte blir lägre än för dränerad torvmark med skog förrän efter år 2100, och då endast om området är täckt av vass eftersom mer kol lagras i sedimentet. Överdämning riskerar därmed att försämra situationen under lång tid trots ett ökat koldioxidupptag. För tempererad skog rekommenderar vi därför att eftersträva en vattennivå som ligger under mark, om det inte är klarlagt att marken tidigare använts

inom jordbruket och därmed kan antas ha höga emissioner, då spelar det mindre roll ifall överdämning ökar metanemissionen.

Resonemanget för dränerad torvmark med skog kan också gälla återvätning av torvtäkt då utsläppen från själva täkt-marken är som för dränerad torvmark med skog om man ser till IPCC:s EF, ca 10 ton CO₂ekv per hektar och år. Men inkluderas torv som bortförs från täkten blir jämförelsen mer som återvätning av jordbruksmark.

Strålningspåverkan av boreal skogsmark

Utsläppen av växthusgaser från dränerade torvmarker i den boreala skogen är i allmänhet lägre än i den tempererade zonen. Vinsten för klimatet med att återväta i den boreala skogen blir därmed mindre. Enligt samma princip är det lämpligare att återväta näringsrik boreal skog (bild 42) än näringsfattig (bild 43). Utsläppen från den dränerade torvmarken är redan så små i den boreala zonen, särskilt från den näringsfattiga marken, att återvätning istället ökar strålningspåverkan på kort sikt. Ökningen blir störst vid överdämning med vegetation, vilket visar att det alternativet bör undvikas. För boreal näringsfattig skogsmark har vi inte tagit med alternativet vass, då det inte är troligt att vass kommer att etableras på en sådan mark. För näringsrik mark finns alternativet med, vilket visar en ökad strålningspåverkan som består över många decennier. Däremot finns alternativet överdämning övrig vegetation med även för näringsfattig mark, vilket också visar ett betydligt sämre återvätningsalternativ. Återvätning av dikad torvmark med skog i den boreala zonen behöver göras med största möjliga hänsyn till vattennivån eftersom överdämning ger en påtagligt förvärrad klimatpåverkan både i den näringsrika och näringsfattiga skogen. Vad som visar sig bra är att strålningspåverkan vänder nedåt ganska snart efter en återvätning till boreal myr, vilket speglar en pågående kolinlagring i marken när den blivit lagom blöt.

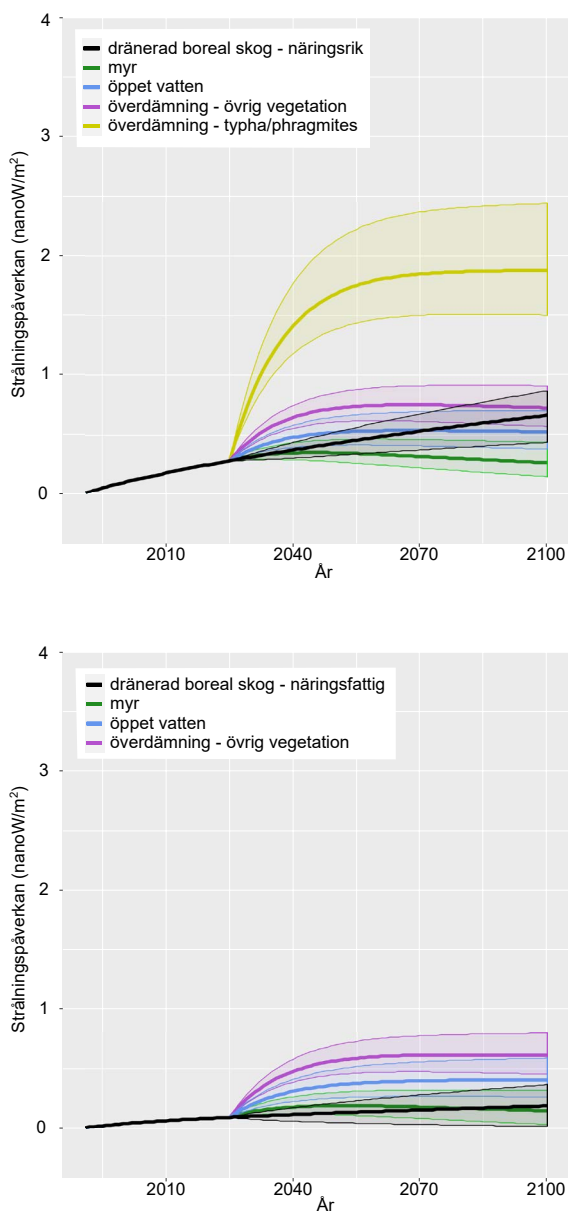


Bild 42, 43 Strålningspåverkan från ett hektar boreal dränerad torvmark med skog över 110 år. Olika alternativ av återvätnings genomförs år 2025 och kan här jämföras med att hålla marken fortsatt dränerad. Skuggade partier visar spridningen runt medelvärdet för varje kategori. Övre bild näringsrik och nedre bild näringsfattig mark.

9: Återvätnings- scenarier

I KAPITEL 8 BESKREV VI hur klimatpåverkan från samtliga gaser ändras över tid, och där det går att jämföra olika markanvändningsalternativ. Klimatpåverkan över tid blir tydlig, och vilka åtgärder som görs eller inte görs avgörande för vilken vinst just den återvätningen resulterar i. I Sverige används dikade torvmarker för jordbruk, skogsbruk, täkt och bebyggelse som sammantaget ger upphov till ett utsläpp på >11 miljoner ton CO₂ekv per år. Vi har beräknat hur klimatpåverkan kan utvecklas över tid om vi fortsätter i hundra år att använda de här markerna som nu, eller återväter lite eller allt. De olika scenarierna visar hur strålningsbalansen utvecklas ifall vi återväter bara lite eller mycket och hur fort det behöver återvätas det kommande århundradet.

Sverige har ännu inte ett nationellt mål för hur stor areal dränerade torvmarker som ska restaureras. Det som finns är ett förslag att återväta 100 000 hektar skogsmark och 10 000 hektar jordbruksmark till 2045, vilket gavs av utredningen *Vägen till en klimatpositiv framtid* (SOU 2020:4). Skogsstyrelsen har låtit den utredningen vara vägledande när de själva satt upp ett mål att återväta 5000 hektar om året fram till 2045. Det skulle innebära att man i Sverige nått återvätning av cirka en tiondel av den dränerade torvmarken till 2045. Vi har räknat på hur detta förslag, om det genomförs, påverkar strålningsbalansen de närmaste 100 åren.

Vi har även tagit fram ett antal hypotetiska scenarier för att kunna visa hur andra val av åtgärder påverkar strålningsbalansen på kort och lite längre sikt:

- ➔ **Dränerat:** I detta scenario fortsätter all mark att vara dränerad som nu. Emissionsfaktorerna för att beräkna utsläpp följer IPCC:s metoder (Hiraishi *et al.*, 2014), förutom för koldioxidutsläpp från jordbruksmark som räknas något lägre (22,4 istället för 29,0 ton CO₂ per hektar och år för åkermark och 22,3 för djupt dränerad gräsmark) eftersom det bättre representerar svenska förhållanden där åker och gräs ingår i en växtföljd på samma typ av mark (Lindgren and Lundblad, 2014).

- **2045 scenario:** Det här scenariot bygger på förslaget från SOU 2020:4, Här antar vi en gradvis återvätning från år 2025 fram till år 2045, varvid det årligen återväts 5000 ha tempererad dikad torvmark med skog till myr, samt 500 ha aktivt brukad dränerad organogen jordbruksmark till mad. Vi antar därmed att all återvätning får en medelvattenyta under markplan, dvs utan överdämning.
- **Jordbruksmark:** Här vill vi undersöka hur en återvätning av aktivt brukad organogen jordbruksmark till 2045 påverkar strålningsbalansen, med fokus på mark med störst utsläpp. Scenariot är baserad på förslaget från SOU 2020:4 men här sker under 20 år en årlig återvätning av 5000 ha jordbruksmark till mad. Inga åtgärder på skogsmark ingår och efter 2045 antas inga ytterligare åtgärder.
- **Accelererat scenario:** Här vill vi se hur klimatpåverkan kan minskas ifall återvätning sker fortare än i SOU 2020:4. I detta scenario görs en prioritering att snabbt återväta all dränerad organogen jordbruksmark till mad över en 10 års period. Därtill all dikad torvmark i den tempererade skogen över 50 år med 2% areal återvätning årligen till tempererad myr. I detta scenario görs inga insatser i den boreala skogen. Precis som i de tidigare scenarierna så görs en optimal återvätning avseende grundvattenyta.
- **100% scenario:** Det här visar betydelsen av att återväta all dränerad torvmark. Här återväts 2% av arealen i samtliga kategorier över 50 år varvid all dränerad mark har återväts. Inte heller här sker någon överdämning.
- **Överdämning:** Vi kompletterar våra scenarier med en alternativ återvätningsstrategi där en del av marken också överdäms. Hälften av marken överdäms, medan hälften fortfarande faller inom myr/mad. I dessa överdämningsscenarier antas hälften av den överdämda marken vara öppet vatten, medan resterande del är bevuxen, till hälften av vass (Typha/Phragmites) och till hälften med övrig vegetation. Undantaget är boreal näringsfattig skog, där Typha/Phragmites ersätts av övrig vegetation.

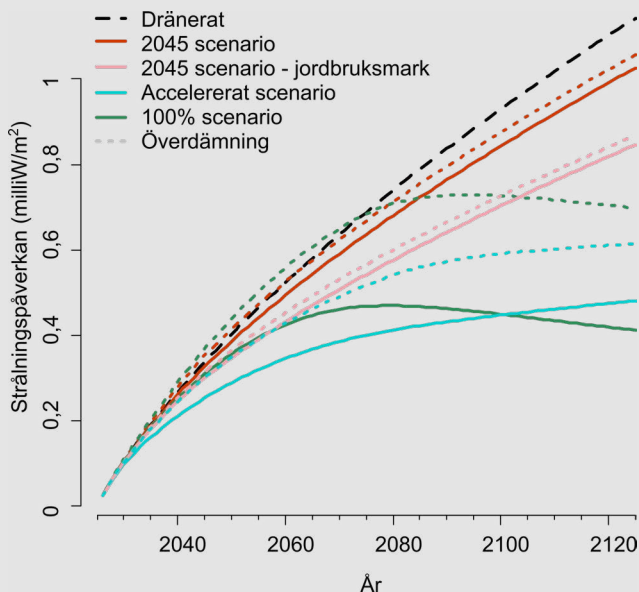


Bild 44 Utveckling av strålningspåverkan i W/m² från de marker som nu har dikade torvmarker och organogena jordar. Antingen fortsätter marken att användas som nu (Dränerat scenario) eller åtgärdas med något av scenarierna som beskrivs i texten. Hel-dragna linjer visar vad en optimal återvätning till myr eller mad leder till. De streckade linjerna i färg beskriver en situation där hälften av marken blir myr/mad och hälften överdämd, för respektive scenario.

Bild 44 visar utvecklingen av strålningsbalansen över tid med start 2025. Klimatpåverkan från de dränerade torvmarkerna är inte noll år 2025 som bilden kanske ger sken av utan är här en startpunkt på hur klimatpåverkan kan utvecklas över tid från och med nu. Avgörande för strålningspåverkan över tid är att det mesta av koldioxiden ackumuleras i atmosfären. Då utsläppen har fortgått under mer än 100 år redan så har de dränerade torvmarkerna bidragit till klimattoppvärmningen på liknande vis som här visas för scenariot 'dränerat' även tidigare. Det är tydligt att om inget görs för att åtgärda de idag dränerade markerna så kommer utsläppen att fortsätta med ökad strålningspåverkan. Det är därför av vikt att minska utsläppen av koldioxid så fort det är möjligt.

Att det är viktigt att återväta i närtid har påtalats förut i internationella forskarstudier (Günther *et al.*, 2020), men här visar vi också att

det är rimligt att prioritera återvätning av objekt som läcker störst mängd växthusgaser först. Scenarierna 2045 och Jordbruk skiljer sig åt i att det senare prioriterar aktivt brukad organogen jordbruksmark till 2045, vilket ger en större klimateffekt. Räknat i Mt koldioxidekvivalenter blir minskningen 1,2 för 2045 scenariot och 2,7 för Jordbruk till år 2045 jämfört med om marken varit fortsatt dränerad (se tabell 4). Skillnaderna mellan scenarierna ökar över tid (se bild 44).

Takten för utsläppsminskningar i 2045- och Jordbruksscenariot ligger inte i linje med de minskningar som behövs enligt Parisavtalet. För att illustrera hur takten kan ökas skapade vi ett accelererat scenario där all brukad organogen jordbruksmark återväts på 10 år plus att all tempererad skog på dikad torv återväts på 50 år. En sådan snabb återvätning ger ett tydligt minskat utsläpp med 2,2 miljoner ton CO₂ekv till 2030 och 5,0 miljoner ton CO₂ekv till år 2045 jämfört med 'dränerat'. Eftersom den boreala skogen här inte åtgärdas så fortsätter dock klimatpåverkan att öka med tiden. Vi ser endast en minskande strålningspåverkan i 100% scenariot, där kurvan viker nedåt ca år 2075. Däremot så är minskningen i detta scenario mindre till år 2045 (3,5 Mt).

Resultaten visar att återvätning har en stor potential att minska utsläppen av växthusgaser och därmed dessa markers påverkan på uppvärmningen. Däremot är det direkt omöjligt på kort sikt att nå en klimatkylande effekt. En kylande effekt uppnås först när en kurva i bild 44 vänder nedåt. Återvätning bör ses som en åtgärd som i första hand reducerar utsläpp. Med det sagt så är det tydligt att det är gynnsamt att snabbt återväta de marker som släpper ut mest växthusgaser för att nå effekt på kort sikt, samt att det i det korta tidsperspektivet är viktigt att undvika överdämning i samtliga miljöer.

Sverige har förutom målet om netto-noll-utsläpp till 2045 även ett gemensamt åtagande inom EU om att minska växthusgasemissionerna med 55% till år 2030 för alla sektorer som avger växthusgaser. För markanvändningssektorn LULUCF har EU:s krav tills nu varit att det

Tabell 4 Minskade utsläpp från de olika scenarierna jämfört med fortsatt dränerad markanvändning vid år 2030 och 2045, i koldioxidekvivalenter (Miljoner ton). Återvätningen antas resultera i att allt blir till myr eller mad eller i alternativet överdämning där vi här antar att hälften blir myr/mad och resten överdäms med vegetation och öppet vatten enligt scenarierna ovan.

Scenario	2030 myr/mad	2045 myr/mad	2030 överdämning	2045 överdämning
2045	0,3	1,2	0,2	1,0
Jordbruksmark	0,7	2,7	0,6	2,5
Accelererat	2,2	5,0	2,0	4,5
100%	0,9	3,5	0,6	2,5

totala upptaget inte får minska till 2030. Men nu skärps kravet så att upptaget i hela unionen till 2030 ska vara 310 Mton CO₂ekv större än under 2016/2018. För Sveriges del är kravet att öka med 4 Mton CO₂ekv i hela LULUCF-sektorn. Med accelererat scenario kan hälften av det uppnås, resten måste troligen uppnås med ökad kolupplagring i skog och övrig mark som inte är torv.

Våra scenarioanalyser beaktar inte ett eventuellt stopp för torvbrytning, med efterföljande återvätning av dessa torvtäcker. Vi har genomfört beräkningar som visar att strålningspåverkan snabbt vänder nedåt vid ett stopp för brytning och förbränning av torv. Torvbrytningens strålningspåverkan är dock måttlig jämfört med all dränerad torvmark. Det är för att arealen torvtäkt är liten jämfört med dränerad torvmark använd för jord- och skogsbruk. Vi understryker att utsläppen per hektar fortsatt är allra högst från torvbrytning och att ett stopp kan minska det årliga utsläppet med minst 0,5 Mton CO₂ekv. Det gäller också för bebyggd mark, där ett förbud mot byggande på torvmark också har en potential att få ner stora utsläpp.

Scenarioanalysen visar att det ger en begränsad effekt att följa *Vägvalsutredningens* förslag på att återväta ca 10% av dränerade arealen till 2045. Analysen visar att alla djupt dränerade marker med organogen jord eller torv i den tempererade zonen behöver åtgärdas snarast till myr eller mad.

10: Slutord

I DET ALLVARLIGA LÄGET som vi nu befinner oss i, med en snabb global klimatuppvärmning, så behöver alla utsläpp åtgärdas, både fossila och biogena. Naturliga myrar har under årtusenden ackumulerat kol i torv som släpps ut igen som koldioxid efter att vi dikat marken. Under mer än hundra år har koldioxiden från dikade torvmarker bidragit till att värma klimatet. För att bryta uppvärmningen måste dessa biogena utsläpp minska och upphöra, och här har vi visat de alternativ som finns för att snabbt åtgärda utsläppen och möjliggöra en ny kolinlagring. Fokus är på växthusgasutsläppens storlek och på möjligheter som finns för att lagra in kol i mark. De åtgärder vi föreslår som är bra för klimatet ökar också i många fall den biologiska mångfalden, vilket vi nämner men inte undersöker här. Vår ambition har inte varit att visa på olika praktiska lösningar vid byggande av dämmen. Inte heller vilka juridiska och ekonomiska styrmedel som behövs för att återvätning ska bli verklighet i stor skala. Det är stafettpinnar vi lämnar till andra att gå vidare med.

I boken har vi sammanställt data som kan tjäna som underlag för att räkna på hur mycket växthusgaserna minskar vid återvätning, från framför allt dikad torvmark med skog och organogen jordbruksmark. Vi visar här att marker med höga utsläpp bör åtgärdas i närtid. Och optimalt är att göra det lagom blött med årliga markvattennivå som hamnar strax under markytan.

Vi lyfter också fram att torvtäkter och byggnation är verksamheter som ger upphov till stora utsläpp för varje kvadratmeter som exploateras. Slutsatsen är att det behövs ett stopp för torvbrytning och byggande på torv för att inte mer torv ska omvandlas till koldioxid som sen ackumuleras i atmosfären.

Återvätning är ett kraftfullt verktyg för att minska utsläpp av växthusgaser. Särskilt när åtgärden utförs på rätt plats, och på rätt sätt. Däremot vill vi understryka att återvätning inte ska användas som skäl för att minska ambitionerna med resterande klimatmål. Återvätning av dränerad torvmark kan bromsa fortsatta utsläpp, men det kommer dröja århundraden innan den kolackumulering som blir i de våtare markerna har kompenserat för de utsläpp som pågått så länge som de har varit dränerade. Återvätning på redan blöta marker bör undvikas eftersom det inte behövs och kan orsaka större utsläpp då metanutsläppen ökar.

FÖRST VILL VI TACKA Formas för forskningsmedel som gjort det möjligt att sammanställa denna bok genom projektet 2019-01991 'En handbok som visar hur vi bäst åtgärdar organogen mark från höga växthusgasemissioner till sänkor'. I projektet medverkade vid Göteborgs universitet Åsa Kasimir (projektledare), Amelie Lindgren, Leif Klemmedtsson, Per-Erik Jansson, Louise Andresen, Annemieke Gärdenäs, Elio Bottagisio; vid Stockholms universitet Salim Belyazid, Daniel Escobar Carbonari; vid Lund universitet Natascha Kljun, Patrik Vestin, Cecilia Akselsson, Edith Hammer, Emma Kritzberg och vid University of York Sylvia Toet. Arbetet har också skett inom forskningsmiljön BECC (Biodiversity and Ecosystem services in a Changing Climate), ett samarbete mellan Lunds universitet och Göteborgs universitet. Inspiration har vi också fått genom GRIPonLIFE delprojektet VIRV (Växthusgasbalanser I Restaurerade Våtmarker) där vi under tre år genomför mätningar av växthusgaser på myrar i Småland och Jämtland. Vi har också under arbetets gång haft återkommande kontakt med myndigheter och organisationer som gett oss tips och inspiration till formande av innehållet. Myndigheter och organisationer där vi hållit föreläsningar är:

Naturvårdsverket, Skogsstyrelsen, Jordbruksverket, Länsstyrelsen i Jönköping, Länsstyrelsen i Örebro, Länsstyrelsen i Västra Götaland, Länsstyrelsen i Östergötland, Länsstyrelsen i Västmanland, Kristianstad kommun, Vänersborgs kommun, Stockholm International Water Institute, Researchers Desk, Stockholms universitet, Mittuniversitetet, Svenska kyrkan, Socialdemokraterna, Miljöpartiet, Vänsterpartiet, Naturskyddsföreningen, Våtmarksfonden, Ingenjörer för miljön, Vetenskapsfestivalen i Göteborg, Skogselskapet i Norge, International association for landscape ecology (IALE) Stockholm, Swedish Climate Symposium Norrköping, och Krycklan symposium.

VI VILL OCKSÅ TACKA följande personer för deras värdefulla insikter som hjälpt oss i arbetet med denna bok:

Per-Erik Janson, Leif Klemedtsson, GU; Morgan Johansson, Naturvårdsgruppen; Mattias Lundblad och Sabine Jordan, Hjalmar Laudon och Järvi Järveoja, SLU; Mattis Vindelman, Kristianstad kommun; Magnus Strindell, Per Wredin och Josefine Palmgren, Länsstyrelsen; Per Bodin, Tilla Larsson och Carin Hayer med kollegor, Jordbruksverket; Hillevi Eriksson, Skogsstyrelsen; Emma Bergman och Matti Ermold, Naturvårdsverket; och Anna Froster.

II: Annex

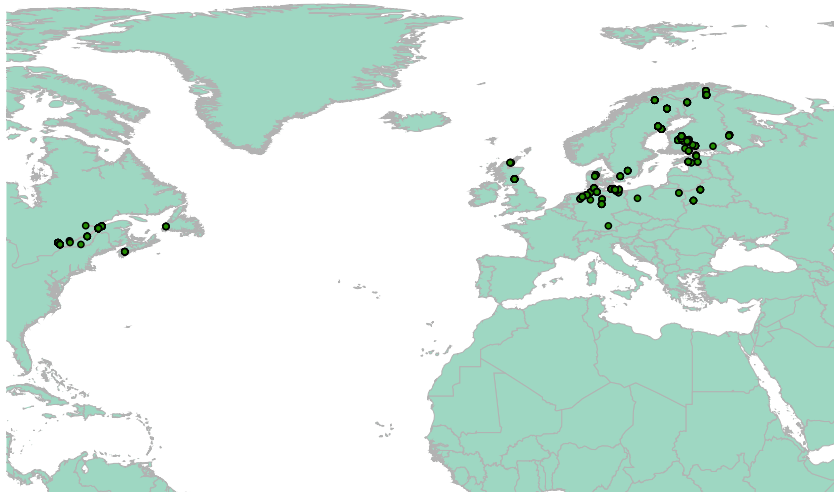


Bild 45 Karta med markeringar vid de platser som data hämtats från. Kartan är inte fullständig då flertalet studier inte har angett geografiska koordinater för alla mätningar, detta gäller särskilt Finland. Den datapunkt som återfinns i södra Tyskland ligger på en hög altitud, vilket bidrar till en årsmedeltemperatur under 10 °C.

För att ta fram relevanta data för beräkning av emissionsfaktorer genomfördes litteratursökningar genom Web of Science (Sökterm: ALL=((peatland OR peat OR organic soil) AND (rewetting OR restoration) AND (emission OR GHG OR NEE OR N2O OR nitrous oxide OR CH₄ OR methane OR carbon dioxide OR CO₂ OR DOC) AND (annual OR year) NOT tropical)) och Google Scholar, varefter vi även följde referenser i relevanta artiklar för att hitta ytterligare data. Vi valde att begränsa det geografiska upptagningsområdet till Sverige samt länder med jämförbara klimatologiska förhållanden (se bild 45). En övre gräns för årsmedeltemperatur sattes vid 10 °C. Studier med högre årsmedeltemperaturer inkluderades inte.

Vi begränsade urvalet till att endast inkludera uppmätta data i fält, vilket utesluter rena modelleringar samt inkubationsstudier. Vi har även exkluderat mätningar från platser som skördats i någon form. Likaså har vi exkluderat studier där grundvattennivån ej varit angiven, förutom för mätningar av DOC.

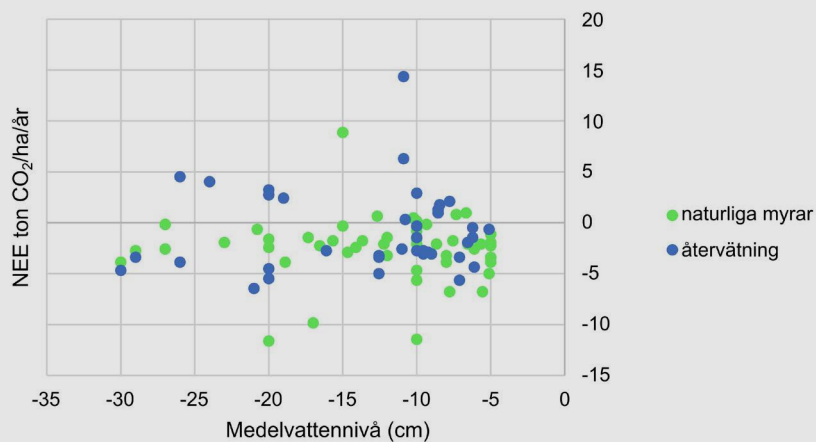


Bild 46 Insamlade data över NEE (kg CO₂/ha/år) för den låga grundvattennivån (-30 till -5 cm) från platser där återvätning skett, samt från naturliga myrar.

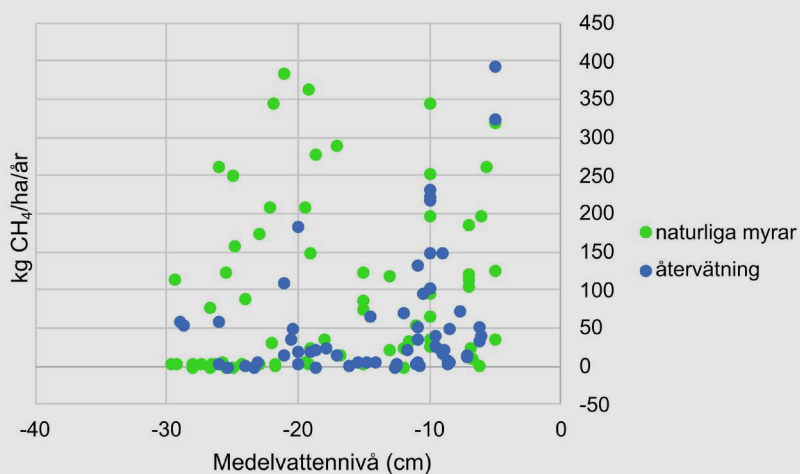


Bild 47 Insamlade data över metan (kg CH₄/ha/år) för den låga grundvattennivån (-30 till -5 cm) från platser där återvätning skett, samt från naturliga myrar.

Mätningarna som ligger till grund för sammanställningen är gjorda både i miljöer som återväts, men även från befintliga kärr och mosar. Att naturliga våtmarker är med i underlaget handlar delvis om den begränsade tillgången på data, och dels om att växthusgasbalanserna inte verkar skilja sig signifikant mellan återvätta och naturliga våtmarker (Wilson *et al.*, 2016). Detta är även synligt i vårt underlag (bild 46 och 47). För koldioxid har vi endast tagit med mätningar som gjorts över hela året. För metan har också studier med mätningar gjorda endast under växtsäsongen inkluderats eftersom större delen av emissionerna har visats ske då och för att underlaget annars blir litet. För att inte underskatta metanemissionen har vi liksom (Nilsson *et al.*, 2008) antagit att ytterligare 20% av metanemissionerna sker under den kallare delen av året för att få en årlig emission. För öppet vatten används data från små sjöar för att beräkna kolinlagring i sediment.

För DOC användes endast data som rapporterat årlig export, där DOC koncentrationer lagts samman med vattenflöden för att få exporten från själva våtmarkssystemet. Detta exkluderar studier som endast mätt koncentrationer av DOC i stående vatten. I den boreala zonen användes endast data från platser med återvätning, vilken visade på betydande export de första åren efter återvätning. Därför delades datan in i två kategorier: en som representerar de tre första åren efter återvätning, och en som representerar den långsiktiga exporten. I den tempererade zonen var mängden data begränsad, vilket gjorde att vi använde data från myrar.

Vi använde studier med årliga uppskattningar för att beräkna emissionsfaktorerna för lustgas.

Emissionsfaktorerna är angivna som medelvärden tillsammans med 95% konfidensintervall (tabell 6-13). Konfidensintervallen är beräknade genom bootstrap funktionen i R (*package boot* i R version 4.3.0) med 5000 resamples, där man kan få ut BCa, vilket står för *bias-cor-*

rected and accelerated interval. Den här typen av intervall tar hänsyn till om datan ej är normalfördelad, och kan då ge intervall som inte är symmetriska runt medelvärde.

Den ingående datan visar stor spridning runt medelvärdet, vilket visas av breda intervall. Vi har även tillåtit statistiska uteliggare i underlaget, utom i två fall där uteliggaren var mycket avvikande och påverkade medelvärdet i stor utsträckning. I det ena fallet var det extremt hög koldioxidavgång alldeles efter en återvätning där vegetation dränkts och där det var osannolikt att utsläppet skulle fortsätta i samma omfattning över kommande år (25 ton CO₂/ha/år, se (Huth *et al.*, 2022)). I det andra fallet handlade det om extremt stort koldioxidupptag vid en plats med vass-vegetation (43 ton CO₂/ha/år i upptag, se Minke *et al.* (2016)).

Tabell 5 Sammanfattande tabell över emissionsfaktorer angivna i kg gas/hektar/år. N anger antalet årsmätningar som ligger till grund för medelvärdet.

		CO ₂	n	CH ₄	n	N ₂ O	n
<i>Boreal</i>	Myr eller mad	-1870	42	70	79	0,12	64
	överd. – vass	-1360	45	623	38	0,39	16
	överd. – övrig	-1360	45	226	45	0,39	16
	öppet vatten	-380	19	129	22	0,58	17
<i>Tempererat</i>	Myr eller mad	-1370	56	87	53	0,28	42
	överd. – vass	-7790	13	623	38	0,51	27
	överd. – övrig	-220	30	470	33	0,51	27
	öppet vatten skog	-1820	24	129	22	0,58	17
	öppet vatten jordbruk	-2690	10	129	22	0,58	17
<i>Diken</i>	Skogsmark	N/A		217	*	N/A	
	Jordbruksmark	N/A		1165	*	N/A	

**emissionsfaktorer från IPCC.*

Data på CO₂ uppmätta i överdämda miljöer är något svåra att tolka, särskilt när det gäller exempelvis överdämning med övrig vegetation än vass i den tempererade zonen. Data visar mycket stor spridning, med ett relativt lågt koldioxidupptag i medeltal, vilket återspeglas i emissionsfaktorn. En möjlig förklaring är att DOC som genererats uppströms samlas och bryts ner till CO₂ i det överdämda vegetationsbältet, vilket skulle kunna leda till en överskattning av utsläpp. Detta är dock inget som går att säga med säkerhet. Samtidigt är det delvis orimligt att beskriva ett mycket litet nettoupptag genom vegetation i det här klimatet, medan det sker en mycket stor kolinlagring i sediment i den öppna delen av vattnet. Detta är något som bör undersökas vidare för en bättre uppskattning av kolbalansen.

Tabell 6 Emissionsfaktorer för koldioxid i den boreala zonen. Medelvärde är angivet i kg CO₂ per hektar och år. Antalet mätningar anger antalet årsvärden inkluderade i beräkningen för medelvärdet. Referenser för inkluderade data anges för varje emissionsfaktor.

Typ	Medelvärde kg CO ₂	Konfidens- intervall	Antal årsmätningar
Boreal myr	-1873 a	-2450/-860	42
Boreal överdämning vegetation	-1359 b	-1740/-880	45
Boreal öppet vatten	-383 c	-550/-270	19

- a) (Alm *et al.*, 1997; Nykänen *et al.*, 2003; Aurela *et al.*, 2007; Olefeldt *et al.*, 2012; Gažovič *et al.*, 2013; Strack and Zuback, 2013; Peichl *et al.*, 2014; Nugent *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2018a; Helbig *et al.*, 2022)
- b) (Alm *et al.*, 1997; Aurela, Laurila and Tuovinen, 2002, 2004; Nykänen *et al.*, 2003; Aurela *et al.*, 2007, 2009; Christensen *et al.*, 2012; Juutinen *et al.*, 2013; Jammet *et al.*, 2017; Helbig *et al.*, 2022)
- c) (Rippey *et al.*, 2008; Sobek *et al.*, 2009; Kokfelt *et al.*, 2010; Ferland *et al.*, 2014; Lundin *et al.*, 2015)

Tabell 7 Emissionsfaktorer för koldioxid i den tempererade zonen. Medelvärde är angivet i kg CO₂ per hektar och år. Antalet mätningar anger antalet årsvärden inkluderade i beräkningen för medelvärdet. Referenser för inkluderade data anges för varje emissionsfaktor.

Typ	Medelvärde kg CO ₂	Konfidens- intervall	Antal mätningar
Tempererad myr och mad	-1369 a	-2240/ -280	56
Överdämning vass	-7795 b	-12030/-3850	13
Tempererad överdämning övrig vegetation	-218 c	-1240/ 940	30
Tempererad öppet vatten	-1822 d	-2830/-1400	24
Tempererad öppet vatten jordbruk	-2691 e	-4870/-1550	10

- a) (Lafleur, Roulet and Admiral, 2001; Lafleur *et al.*, 2003; Roehm and Roulet, 2003; Lund *et al.*, 2007, 2012; Drewer *et al.*, 2010; Wu *et al.*, 2011; Strilesky and Humphreys, 2012; Beetz *et al.*, 2013; Beyer and Höper, 2015; Günther *et al.*, 2015; Levy and Gray, 2015; Hurkuck, Brümmer and Kutsch, 2016; Järveoja *et al.*, 2016; Poyda *et al.*, 2016; Fortuniak *et al.*, 2017; Huth *et al.*, 2018, 2022; Hambley *et al.*, 2019; Helbig *et al.*, 2022; Schwieger *et al.*, 2022)
- b) (Bonneville *et al.*, 2008; Günther *et al.*, 2015; Strachan *et al.*, 2015; Minke *et al.*, 2016)
- c) (Lund *et al.*, 2012; Beyer and Höper, 2015; Günther *et al.*, 2015; Helfter *et al.*, 2015; Vanselow-Algan *et al.*, 2015; Franz *et al.*, 2016; Minke *et al.*, 2016; Helbig *et al.*, 2022; Huth *et al.*, 2022; Schaller, Hofer and Klemm, 2022)
- d) (Sobek *et al.*, 2006, 2009; Mackay *et al.*, 2012; Anderson, Bennion and Lotter, 2014)
- e) (Anderson, Bennion and Lotter, 2014)

Tabell 8 Emissionsfaktorer för metan i den boreala zonen. Medelvärde är angivet i kg CH₄ per hektar och år. Antalet mätningar anger antalet årsvärden inkluderade i beräkningen för medelvärdet. Referenser för inkluderade data anges för varje emissionsfaktor.

Typ	Medelvärde kg CH ₄	Konfidens- intervall	Antal mätningar
Boreal myr	70 a	50 – 100	79
Boreal överdämning – vegetation annan än vass	226 b	190 – 270	45

- a) (Nykänen *et al.*, 1995, 2003; Laine *et al.*, 1996; Alm *et al.*, 1997; Komulainen *et al.*, 1998; Waddington and Roulet, 2000; Huttunen, Nykänen, *et al.*, 2003; Rinne *et al.*, 2007; Yli-Petäys *et al.*, 2007; Nilsson *et al.*, 2008; Tuittila *et al.*, 2008; Mahmood and Strack, 2011; Juottonen *et al.*, 2012; Olefeldt *et al.*, 2012; Gažovič *et al.*, 2013; Strack and Zuback, 2013; Koskinen *et al.*, 2016; Lazcano *et al.*, 2018; Nugent *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2018b)
- b) (Laine *et al.*, 1996; Waddington and Roulet, 2000; Huttunen, Nykänen, *et al.*, 2003; Nykänen *et al.*, 2003; Kankaala, Ojala and Käki, 2004; Yli-Petäys *et al.*, 2007; Tuittila *et al.*, 2008; Mahmood and Strack, 2011; Juottonen *et al.*, 2012; Juutinen *et al.*, 2013; Jammet *et al.*, 2017)

Tabell 9 Emissionsfaktorer för metan i den tempererade zonen. Medelvärde är angivet i kg CH₄ per hektar och år. Antalet mätningar anger antalet årsvärden inkluderade i beräkningen för medelvärdet. Referenser för inkluderade data anges för varje emissionsfaktor.

Typ	Medelvärde kg CH ₄	Konfidens- intervall	Antal mätningar
Tempererad myr och mad	87 a	60 – 120	53
Tempererad överdämning annat	470 b	330 – 650	33

- a) (von Arnold, Weslien, *et al.*, 2005; Drewer *et al.*, 2010; Mander *et al.*, 2012; Beetz *et al.*, 2013; Koebsch, Glatzel and Jurasinski, 2013; Lai, Moore and Roulet, 2014; Beyer and Höper, 2015; Järveoja *et al.*, 2016; Poyda *et al.*, 2016; Fortuniak *et al.*, 2017; Huth *et al.*, 2018, 2022; Osterloh *et al.*, 2018; Köhn *et al.*, 2021; Schwieger *et al.*, 2022)
- b) (von Arnold, Nilsson, *et al.*, 2005; Juszczak and Augustin, 2013; Koebsch, Glatzel and Jurasinski, 2013; Beyer and Höper, 2015; Günther *et al.*, 2015; Vanselow-Algan *et al.*, 2015; Franz *et al.*, 2016; Minke *et al.*, 2016; Osterloh *et al.*, 2018; Köhn *et al.*, 2021; Huth *et al.*, 2022; Schaller, Hofer and Klemm, 2022)

Tabell 10 Emissionsfaktorer för metan som är gemensamma för den boreala och den tempererade zonen. Medelvärdet är angivet i kg CH₄ per hektar och år. Antalet mätningar anger antalet årsvärden inkluderade i beräkningen för medelvärdet. Referenser för inkluderade data anges för varje emissionsfaktor.

Typ	Medelvärde kg CH ₄	Konfidensintervall	Antal mätningar
Överdämning vass	623 a	500 – 790	38
Öppet vatten	129 b	90 – 180	22

- a) (Kankaala, Ojala and Käki, 2004; Mahmood and Strack, 2011; Koebsch, Glatzel and Jurasinski, 2013; Koch *et al.*, 2014; Günther *et al.*, 2015; Strachan *et al.*, 2015; Minke *et al.*, 2016)
- b) (Waddington and Roulet, 2000; Stadmark and Leonardson, 2005; Waddington and Day, 2007; Juutinen *et al.*, 2013; Strack and Zuback, 2013; DelSontro *et al.*, 2016; Natchimuthu *et al.*, 2016; Jammet *et al.*, 2017; Davidson *et al.*, 2018; Jansen *et al.*, 2019; Vybornova *et al.*, 2019; Holl, Pfeiffer and Kutzbach, 2020)

Tabell 11 Emissionsfaktorer för lustgas i den boreala zonen. Medelvärde är angivet i kg N₂O per hektar och år. Antalet mätningar anger antalet årsvärden inkluderade i beräkningen för medelvärdet. Referenser för inkluderade data anges för varje emissionsfaktor.

Typ	Medelvärde kg N ₂ O	Konfidensintervall	Antal mätningar
Boreal myr	0,12 a	0,07 – 0,24	64
Boreal överdämning	0,39 b	0,19 – 0,90	16

- a) (Nykänen *et al.*, 1995; Laine *et al.*, 1996; Regina *et al.*, 1996; Silvan *et al.*, 2002; Huttunen, Juutinen, *et al.*, 2003; Minkkinen *et al.*, 2020)
- b) (Laine *et al.*, 1996; Regina *et al.*, 1996; Silvan *et al.*, 2002; Huttunen, Juutinen, *et al.*, 2003; Drewer *et al.*, 2010; Minkkinen *et al.*, 2020)

Tabell 12 Emissionsfaktorer för lustgas i den tempererade zonen. Medelvärdet är angivet i kg N₂O per hektar och år. Antalet mätningar anger antalet årsvärden inkluderade i beräkningen för medelvärdet. Referenser för inkluderade data anges för varje emissionsfaktor.

Typ	Medelvärde kg N ₂ O	Konfidensintervall	Antal mätningar
Tempererad myr och mad	0,28 a	-0,09 – 0,92	42
Tempererad överdämning	0,51 b	0,07 – 0,96	27

- a) (von Arnold, Weslien, *et al.*, 2005; Drewer *et al.*, 2010; Mander *et al.*, 2012; Beetz *et al.*, 2013; Beyer and Höper, 2015; Järveoja *et al.*, 2016; Poyda *et al.*, 2016; Huth *et al.*, 2018, 2022; Berendt, Jurasinski and Wrage-Mönnig, 2023)
- b) (von Arnold, Nilsson, *et al.*, 2005; Juszczak and Augustin, 2013; Eickenscheidt *et al.*, 2014; Beyer and Höper, 2015; Vanselow-Algan *et al.*, 2015; Minke *et al.*, 2016; Osterloh *et al.*, 2018; Huth *et al.*, 2022; Schaller, Hofer and Klemm, 2022)

Tabell 13 Emissionsfaktorer för lustgas som är gemensamma för den boreala och den tempererade zonen. Medelvärde är angivet i kg N₂O per hektar och år. Antalet mätningar anger antalet årsvärden inkluderade i beräkningen för medelvärdet. Referenser för inkluderade data anges för varje emissionsfaktor.

Typ	Medelvärde kg N ₂ O	Konfidens- intervall	Antal mätningar
öppet vatten	0,54 a	0,15 – 1,50	17

a) (Huttunen, Alm, *et al.*, 2003; Vybornova *et al.*, 2019)

Tabell 14 Emissionsfaktorer för DOC för den boreala och den tempererade zonen. Medelvärde är angivet i kg DOC-C per hektar och år. Antalet mätningar anger antalet årsvärden inkluderade i beräkningen för medelvärdet. Referenser för inkluderade data anges för varje emissionsfaktor.

Typ	Medelvärde kg C	Konfidens- intervall	Antal mätningar
Boreal 0-3 år	432 a	260 – 1010	31
Boreal >3 år	104 b	80 – 130	16
Tempererad	251 c	200 – 320	19

- a) (Petrone, Waddington and Price, 2003; Koskinen, Sallantaus and Vasander, 2011; Koskinen *et al.*, 2017; Nieminen *et al.*, 2020)
- b) (Koskinen, Sallantaus and Vasander, 2011; Strack and Zuback, 2013; Koskinen *et al.*, 2017; Nugent *et al.*, 2018)
- c) (Clair *et al.*, 2002; Billett *et al.*, 2004; Roulet *et al.*, 2007;

Uppdelning av kategorier gjordes primärt efter grundvattenytans kontroll av metanutsläpp. Eftersom grundvattenytan får ett stort genomslag på just dessa utsläpp fick även de andra gaserna samma grundvattenindelning för att underlätta uträkningar. Denna första indelning i två grundvattenkategorier gjordes efter visuell analys av data.

Vi validerade denna uppdelning i kategorier genom att utföra statistiska analyser med Wilcoxon rank test i R (version 4.3.0), som beskriver om medelvärdet för två grupper är signifikant olika. Denna analys visade att vi exempelvis inte behövde kategorisera för näringsnivåer eftersom vi inte hittade några statistiskt signifikanta skillnader mellan utsläpp från mossar och kärr, uppdelade efter klimat, varken för CO₂ eller CH₄. Vi fann en skillnad för N₂O i den boreala zonen, men skillnaden i utsläpp var så liten i absoluta tal att vi bedömde att kategorierna ändå kunde slås ihop för att underlätta insamling av data och beräkning. I koldioxidekvivalenter är skillnaden mellan lustgasutsläpp från en boreal mosse och ett borealt kärr ca 35 kg CO₂e/ha/år, vilket är ett litet fel jämfört med osäkerheterna i NEE och metan.

Däremot hittade vi i regel statistiska skillnader baserat på grundvattennivå. Där vi inte hittade skillnader slogs kategorier ihop, vilket kan ses i tabellerna ovan. Kategorier slogs även ihop om underlaget var alltför begränsat för att åtskilja data. Inom samma grundvattennivå saknades det i vissa fall skillnader mellan borealt och tempererat klimat. Vi bibehöll dock generellt denna klimatindelning för att det överensstämmer med IPCC:s kategoriseringar, samt att det är rimligt att anta att en skillnad i årsmedeltemperatur ger skillnader i produktion och konsumtion av gaser.

Ytterligare kategorisering gjordes vid upptäckten av mycket höga gasflöden från mätningar av vass-vegetation av typen Phragmites och Typha jämfört med övrig vegetation. Däremot så valde vi efter ytterligare analys att ta bort klimatkategoriseringen för metanutsläpp inom den här kategorin eftersom antalet mätningar var få och utsläppen såg liknande ut för den boreala och den tempererade zonen (Wilcoxon gav $p=0,86$). För den boreala zonen görs ingen skillnad på vegetation för beräkning av NEE eftersom underlaget är begränsat.

Vi presenterar data för våra kategorier i diagram (bild 48–50).

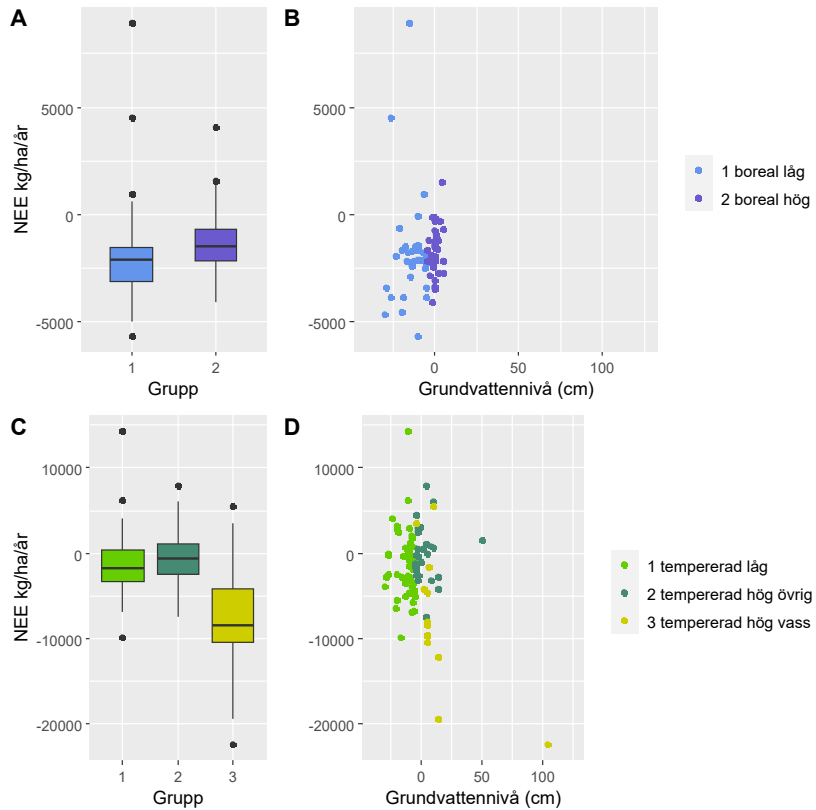


Bild 48 A Boxplot för NEE (kg/ha/år) för den låga (-30 till -5 cm) och höga (>-5 – 150 cm) vattennivån i den boreala zonen. Öppet vatten är inte med som kategori eftersom mätningarna i denna kategori inte mäts som NEE. B. Samtliga data för NEE i den boreala zonen grupperat efter grundvattennivå. C. Boxplot för NEE (kg/ha/år) i den tempererade zonen för den låga (-30 till -5 cm) grundvattennivån, samt två vegetationsgrupper (övrig och vass) i den höga (>-5 – 150 cm) vattennivån. D. Samtliga data för NEE i den tempererade zonen med samma kategorisering som i C.

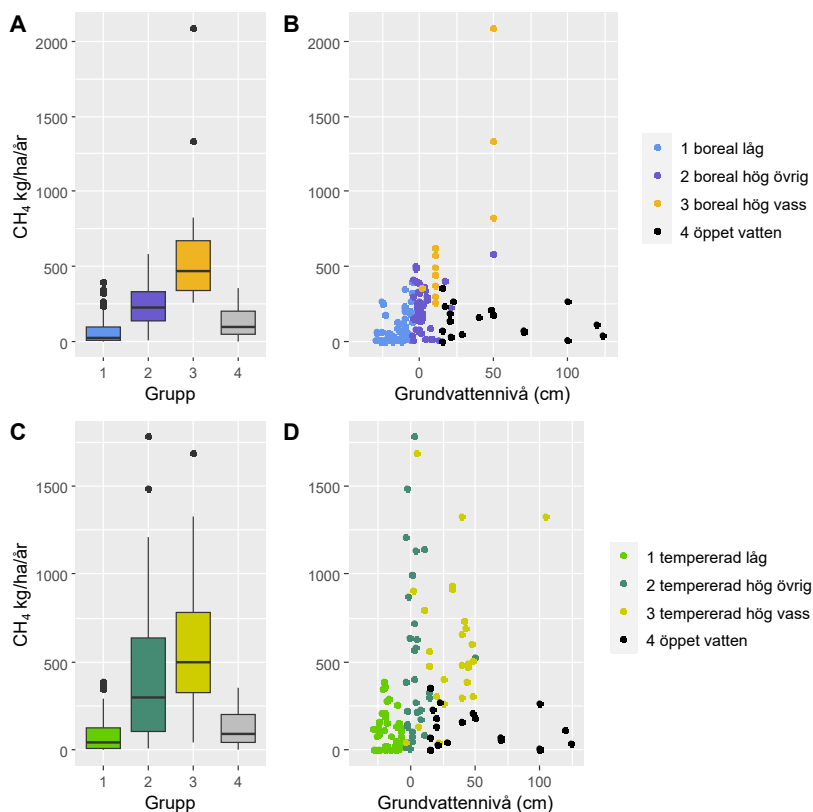


Bild 49 A Boxplot för metan (kg/ha/år) i den boreala zonen för den låga vattennivån (boreal låg: -30 till -5 cm), två kategorier för högt vatten, differentierat för vegetation (boreal hög övrig, boreal hög vass), samt en kategori för öppet vatten B. Samtliga data för metan i den boreala zonen grupperat efter samma indelning som i A, C. Boxplot för metan (kg/ha/år) i den tempererade zonen för den låga vattennivån (tempererad låg: -30 till -5 cm), två kategorier för högt vatten, differentierat för vegetation (tempererad hög övrig, tempererad hög vass), samt en kategori för öppet vatten, där data är gemensam med den boreala zonen. D. Samtliga data för metan i den tempererade zonen med samma kategorisering som i C. Notera att figuren visar en uppdelning för vass för två klimatzoner. Dessa två (boreal hög vass och tempererad hög vass) har slagits ihop till ett underlag.

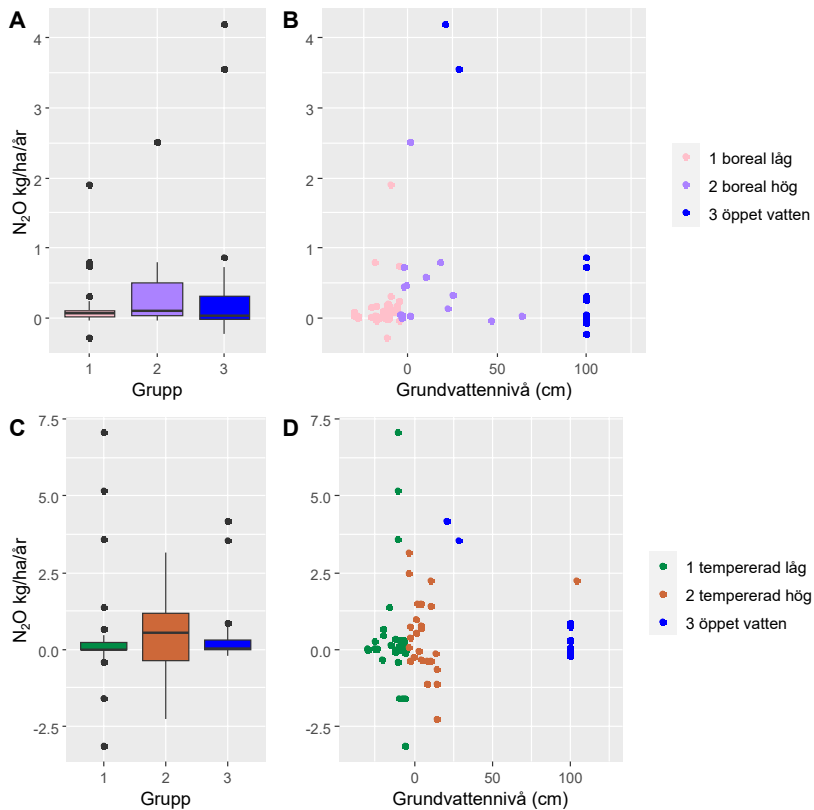


Bild 50 A Boxplot för lustgas (kg/ha/år) i den boreala zonen för den låga vattennivån (boreal låg: -30 till -5 cm), den höga vattennivån med vegetation (boreal hög: >-5 till 150 cm), samt öppet vatten. B. Samtliga data för lustgas i den boreala zonen grupperat efter samma indelning som i A. C. Boxplot för lustgas (kg/ha/år) i den tempererade zonen för den låga vattennivån (tempererad låg: -30 till -5 cm), den höga vattennivån med vegetation (tempererad hög: >-5 till 150 cm), samt öppet vatten. Notera att data för öppet vatten är gemensam för de två klimatzonerna D. Samtliga data för lustgas i den tempererade zonen med samma kategorisering som i C.

12: Referenser

- Alm, J. *et al.* (1997) 'Reconstruction of the carbon balance for microsites in a boreal oligotrophic pine fen, Finland', *Oecologia*, 110(3), pp. 423–431.
- Alvarenga, D.O. and Rousk, K. (2022) 'Unraveling host–microbe interactions and ecosystem functions in moss–bacteria symbioses', *Journal of Experimental Botany*, 73(13), pp. 4473–4486.
- Anderson, N.J., Bennion, H. and Lotter, A.F. (2014) 'Lake eutrophication and its implications for organic carbon sequestration in Europe', *Global Change Biology*, 20(9), pp. 2741–2751.
- von Arnold, K., Weslien, P. *et al.* (2005) 'Fluxes of CO₂, CH₄ and N₂O from drained coniferous forests on organic soils', *Forest Ecology and Management*, 210(1), pp. 239–254.
- von Arnold, K., Nilsson, M. *et al.* (2005) 'Fluxes of CO₂, CH₄ and N₂O from drained organic soils in deciduous forests', *Soil Biology and Biochemistry*, 37(6), pp. 1059–1071.
- Aurela, M. *et al.* (2007) 'CO₂ exchange of a sedge fen in southern Finland—the impact of a drought period', *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*, 59(5), pp. 826–837.
- Aurela, M. *et al.* (2009) 'Carbon dioxide exchange on a northern boreal fen', *Boreal Env. Res.* 14 pp. 699–710.
- Aurela, M., Laurila, T. and Tuovinen, J.-P. (2002) 'Annual CO₂ balance of a subarctic fen in northern Europe: Importance of the wintertime efflux', *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 107(D21), p. ACH 17-1-ACH 17-12.
- Aurela, M., Laurila, T. and Tuovinen, J.-P. (2004) 'The timing of snow melt controls the annual CO₂ balance in a subarctic fen', *Geophysical Research Letters*, 31(16).
- Bastviken, D. *et al.* (2004) 'Methane emissions from lakes: Dependence of lake characteristics, two regional assessments, and a global estimate', *Global Biogeochemical Cycles*, 18(4).
- Beaulieu, J.J., DelSontro, T. and Downing, J.A. (2019) 'Eutrophication will increase methane emissions from lakes and impoundments during the 21st century', *Nature communications*, 10(1), p. 1375.
- Beetz, S. *et al.* (2013) 'Effects of land use intensity on the full greenhouse gas balance in an Atlantic peat bog', *Biogeosciences*, 10(2), pp. 1067–1082.
- Berendt, J., Jurasinski, G. and Wrage-Mönning, N. (2023) 'Influence of rewetting on N₂O emissions in three different fen types', *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 125(2), pp. 277–293.
- Berglund, Ö. and Berglund, K. (2010) 'Distribution and cultivation intensity of agricultural peat and gyttja soils in Sweden and estimation of greenhouse gas emissions from cultivated peat soils', *Geoderma*, 154(3–4), pp. 173–180.
- Berglund, Ö., Berglund, K. and Sohlenius, G. (2009) 'Organogen jordbruksmark i Sverige 1990–2008', *Vol. Report 12 Uppsala: Swedish University of agricultural Sciences, Department of Soil Sciences, Division of Hydrotechnics*.
- Berglund, Ö. and Eklöf, T. (2019) *Övergivna torvjordar i mellansverige – Rapport till Naturvårdsverket*. Uppsala.
- Beyer, C. and Höper, H. (2015) 'Greenhouse gas exchange of rewetted bog peat extraction sites and a Sphagnum cultivation site in northwest Germany', *Biogeosciences*, 12(7), pp. 2101–2117.
- Biancalani, R. and Avagyan, A. (2014) 'Towards climate-responsible peatlands management', *Mitigation of Climate Change in Agriculture Series (MICC.A)*, (9).
- Billett, M.F. *et al.* (2004) 'Linking land-atmosphere-stream carbon fluxes in a lowland peatland system', *Global Biogeochemical Cycles*, 18(1).
- Bonneville, M.-C. *et al.* (2008) 'Net ecosystem CO₂ exchange in a temperate cattail marsh in relation to biophysical properties', *Agricultural and Forest Meteorology*, 148(1), pp. 69–81.
- Bring, A. *et al.* (2022) 'Effects on groundwater storage of restoring, constructing or draining wetlands in temperate and boreal climates: a systematic review', *Environmental Evidence*, 11(1), p. 38.
- Cabezas, A., Gelbrecht, J. and Zak, D. (2013) 'The effect of rewetting drained fens with nitrate-polluted water on dissolved organic carbon and phosphorus release', *Ecological Engineering*, 53, pp. 79–88.
- Christensen, T.R. *et al.* (2012) 'Monitoring the Multi-Year Carbon Balance of a Subarctic Palsa Mire with Micrometeorological Techniques', *AMBIO*, 41(3), pp. 207–217.
- Clair, T.A. *et al.* (2002) 'Gaseous carbon dioxide and methane, as well as dissolved organic carbon losses from a small temperate wetland under a changing climate', *Environmental Pollution*, 116, pp. S143–S148.
- Conrad, R. (1996) 'Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H₂, CO, CH₄, OCS, N₂O, and NO)', *Microbiological reviews*, 60(4), pp. 609–640.
- Davidson, N.C. (2014) 'How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area', *Marine and Freshwater Research*, 65(10), pp. 934–941.
- Davidson, T.A. *et al.* (2018) 'Synergy between nutrients and warming enhances methane ebullition from experimental lakes', *Nature Climate Change*, 8(2), pp. 156–160.
- DelSontro, T. *et al.* (2016) 'Methane ebullition and diffusion from northern ponds and lakes regulated by the interaction between temperature and system productivity', *Limnology and Oceanography*, 61(S1), pp. S62–S77.
- Dinsmore, K.J. *et al.* (2010) 'Role of the aquatic pathway in the carbon and greenhouse gas budgets of a peatland catchment', *Global Change Biology*, 16(10), pp. 2750–2762.
- Drewer, J. *et al.* (2010) 'Comparison of greenhouse gas fluxes and nitrogen budgets from an ombrotrophic bog in Scotland and a minerotrophic sedge fen in Finland', *European Journal of Soil Science*, 61(5), pp. 640–650.
- Drott, A. and Eriksson, H. (2021) *Klimatpåverkan från dikad torvtäckt skogsmark - effekter av dikesunderhåll och återvätning*.
- Eickenscheidt, T. *et al.* (2014) 'Nitrogen mineralization and gaseous nitrogen losses from waterlogged and drained

- organic soils in a black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) forest', *Biogeosciences*, 11(11), pp. 2961–2976.
- Ernfors, M. *et al.* (2008) 'Nitrous oxide emissions from drained organic forest soils—an up-scaling based on C:N ratios', *Biogeochemistry*, 89(1), pp. 29–41.
- Ernfors, M. *et al.* (2020) 'Greenhouse gas dynamics of a well-drained afforested agricultural peatland', *Boreal Environment Research*, 25(1–6), p. 1.
- Evans, C.D. *et al.* (2021) 'Overriding water table control on managed peatland greenhouse gas emissions', *Nature*, 593(7860), pp. 548–552.
- Evans, C.D., Monteith, D.T. and Cooper, D.M. (2005) 'Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts', *Environmental Pollution*, 137(1), pp. 55–71.
- Ferland, M.-E. *et al.* (2014) 'Linking organic carbon sedimentation, burial efficiency, and long-term accumulation in boreal lakes', *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 119(5), pp. 836–847.
- Fluet-Chouinard, E. *et al.* (2023) 'Extensive global wetland loss over the past three centuries', *Nature*, 614(7947), pp. 281–286.
- Fortuniak, K. *et al.* (2017) 'Methane and carbon dioxide fluxes of a temperate mire in Central Europe', *Agricultural and Forest Meteorology*, 232, pp. 306–318.
- Frank, S. *et al.* (2014) 'High soil solution carbon and nitrogen concentrations in a drained Atlantic bog are reduced to natural levels by 10 years of rewetting', *Biogeosciences*, 11(8), pp. 2309–2324.
- Franz, D. *et al.* (2016) 'High net CO₂ and CH₄ release at a eutrophic shallow lake on a formerly drained fen', *Biogeosciences*, 13(10), pp. 3051–3070.
- Freeman, B.W.J. *et al.* (2022) 'Responsible agriculture must adapt to the wetland character of mid-latitude peatlands', *Global Change Biology*, John Wiley and Sons Inc, pp. 3795–3811.
- Frolking, S. *et al.* (2001) 'Modeling Northern Peatland Decomposition and Peat Accumulation', *Ecosystems*, 4(5), pp. 479–498.
- Frolking, S. and Roulet, N.T. (2007) 'Holocene radiative forcing impact of northern peatland carbon accumulation and methane emissions', *Global Change Biology*, 13(5), pp. 1079–1088.
- Gaffney, P.P.J. *et al.* (2018) 'Measuring restoration progress using pore- and surface-water chemistry across a chronosequence of formerly afforested blanket bogs', *Journal of Environmental Management*, 219, pp. 239–251.
- Gaffney, P.P.J. *et al.* (2020) 'Restoration of afforested peatland: Immediate effects on aquatic carbon loss', *Science of the Total Environment*, 742.
- Gaffney, P.P.J. *et al.* (2022) 'Restoration of afforested peatland: Effects on pore- and surface-water quality in relation to differing harvesting methods', *Ecological Engineering*, 177.
- Gatti, R.C. *et al.* (2018) 'The role of Eurasian beaver (Castor fiber) in the storage, emission and deposition of carbon in lakes and rivers of the River Ob flood plain, western Siberia', *Science of the Total Environment*, 644, pp. 1371–1379.
- Gažovič, M. *et al.* (2013) 'Hydrology-driven ecosystem respiration determines the carbon balance of a boreal peatland', *Science of the Total Environment*, 463–464, pp. 675–682.
- Gibson, H.S. *et al.* (2009) 'DOC budgets of drained peat catchments: implications for DOC production in peat soils', *Hydrological Processes*, 23(13), pp. 1901–1911.
- Glenk, K. *et al.* (2021) 'The opportunity cost of delaying climate action: Peatland restoration and resilience to climate change', *Global Environmental Change*, 70.
- Granath, G. *et al.* (2016) 'Mitigating wildfire carbon loss in managed northern peatlands through restoration', *Scientific reports*, 6(1), p. 28498.
- Gunnarsson, U. and Löfroth, M. (2009) *Våtmarksinventeringen—resultat från 25 års inventeringar: Nationell slutrapport för våtmarksinventeringen (VMI) i Sverige*. Naturvårdsverket.
- Günther, A. *et al.* (2015) 'The effect of biomass harvesting on greenhouse gas emissions from a rewetted temperate fen', *GCB Bioenergy*, 7(5), pp. 1092–1106.
- Günther, A. *et al.* (2020) 'Prompt rewetting of drained peatlands reduces climate warming despite methane emissions', *Nature Communications*, 11(1).
- Haarstad, K., Bavor, H.J. and Mæhlum, T. (2012) 'Organic and metallic pollutants in water treatment and natural wetlands: a review', *Water Science and Technology*, 65(1), pp. 76–99.
- Hambley, G. *et al.* (2019) 'Net ecosystem exchange from two formerly afforested peatlands undergoing restoration in the Flow Country of northern Scotland', *Mires and Peat*, 23, pp. 1–14.
- Helbig, M. *et al.* (2022) 'Warming response of peatland CO₂ sink is sensitive to seasonality in warming trends', *Nature Climate Change*, 12(8), pp. 743–749.
- Helfter, C. *et al.* (2015) 'Drivers of long-term variability in CO₂ net ecosystem exchange in a temperate peatland', *Biogeosciences*, 12(6), pp. 1799–1811.
- Hendriks, C.M.A. *et al.* (2020) 'Carbon storage in European ecosystems: A quick scan for terrestrial and marine EUNIS habitat types'.
- Hiraishi, T. *et al.* (2014) '2013 supplement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: Wetlands', *IPCC, Switzerland*.
- Holl, D., Pfeiffer, E.-M. and Kutzbach, L. (2020) 'Comparison of eddy covariance CO₂ and CH₄ fluxes from mined and recently rewetted sections in a north-western German cutover bog', *Biogeosciences*, 17(10), pp. 2853–2874.
- Hurkuck, M., Brümmer, C. and Kutsch, W.L. (2016) 'Near-neutral carbon dioxide balance at a seminatural, temperate bog ecosystem', *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 121(2), pp. 370–384.

- Huth, V. *et al.* (2018) 'The climate warming effect of a fen peat meadow with fluctuating water table is reduced by young alder trees', *Mires & Peat*, 21.
- Huth, V. *et al.* (2022) 'The climate benefits of topsoil removal and Sphagnum introduction in raised bog restoration', *Restoration Ecology*, 30(1), p. e13490.
- Huttunen, J.T., Alm, J., *et al.* (2003) 'Fluxes of methane, carbon dioxide and nitrous oxide in boreal lakes and potential anthropogenic effects on the aquatic greenhouse gas emissions', *Chemosphere*, 52(3), pp. 609–621.
- Huttunen, J.T., Nykänen, H., *et al.* (2003) 'Methane emissions from natural peatlands in the northern boreal zone in Finland, Fennoscandia', *Atmospheric Environment*, 37(1), pp. 147–151.
- Huttunen, J.T., Juutinen, S., *et al.* (2003) 'Nitrous oxide flux to the atmosphere from the littoral zone of a boreal lake', *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 108(D14).
- Jammet, M. *et al.* (2017) 'Year-round CH₄ and CO₂ flux dynamics in two contrasting freshwater ecosystems of the subarctic', *Biogeosciences*, 14(22), pp. 5189–5216.
- Jansen, J. *et al.* (2019) 'Climate-Sensitive Controls on Large Spring Emissions of CH₄ and CO₂ From Northern Lakes', *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 124(7), pp. 2379–2399.
- Järveoja, J. *et al.* (2016) 'Impact of water table level on annual carbon and greenhouse gas balances of a restored peat extraction area', *Biogeosciences*, 13(9), pp. 2637–2651.
- Järveoja, J. *et al.* (2018) 'Partitioning of the net CO₂ exchange using an automated chamber system reveals plant phenology as key control of production and respiration fluxes in a boreal peatland', *Global Change Biology*, 24(8), pp. 3436–3451.
- Johnson, M.G. *et al.* (2015) 'Evolution of niche preference in Sphagnum peat mosses', *Evolution*, 69(1), pp. 90–103.
- Joosten, H. *et al.* (2016) 'The role of peatlands in climate regulation', in A. Bonn *et al.* (eds) *Peatland Restoration and Ecosystem Services: Science, Policy and Practice*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 63–76.
- Jordan, S. *et al.* (2016) 'Ecosystem respiration, methane and nitrous oxide fluxes from ecotopes in a rewetted extracted peatland in Sweden', *Mires and Peat*, 17(7), pp. 1–23.
- Jordan, S. *et al.* (2020) 'Methane and nitrous oxide emission fluxes along water level gradients in littoral zones of constructed surface water bodies in a rewetted extracted peatland in Sweden', *Soil Systems*, 4(1), p. 17.
- Jørgensen, C.J. and Elberling, B. (2012) 'Effects of flooding-induced N₂O production, consumption and emission dynamics on the annual N₂O emission budget in wetland soil', *Soil Biology and Biochemistry*, 53, pp. 9–17.
- Juottonen, H. *et al.* (2012) 'Methane-Cycling Microbial Communities and Methane Emission in Natural and Restored Peatlands', *Applied and Environmental Microbiology*, 78(17), pp. 6386–6389.
- Juszczak, R. and Augustin, J. (2013) 'Exchange of the Greenhouse Gases Methane and Nitrous Oxide Between the Atmosphere and a Temperate Peatland in Central Europe', *Wetlands*, 33(5), pp. 895–907.
- Juutinen, S. *et al.* (2003) 'Major implication of the littoral zone for methane release from boreal lakes', *Global Biogeochemical Cycles*, 17(4).
- Juutinen, S. *et al.* (2013) 'Short-term and long-term carbon dynamics in a northern peatland-stream-lake continuum: A catchment approach', *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 118(1), pp. 171–183.
- Kandel, T.P., Lærke, P.E. and Elsgaard, L. (2018) 'Annual emissions of CO₂, CH₄ and N₂O from a temperate peat bog: Comparison of an undrained and four drained sites under permanent grass and arable crop rotations with cereals and potato', *Agricultural and Forest Meteorology*, 256, pp. 470–481.
- Kankaala, P., Ojala, A. and Käki, T. (2004) 'Temporal and spatial variation in methane emissions from a flooded transgression shore of a boreal lake', *Biogeochemistry*, 68(3), pp. 297–311.
- Kasimir, Å. *et al.* (2021) 'Mosses are important for soil carbon sequestration in forested peatlands', *Frontiers in Environmental Science*, p. 383.
- Kasimir-Klemetsson, Å. *et al.* (1997) 'Greenhouse gas emissions from farmed organic soils: a review', *Soil Use and Management*, 13(s4), pp. 245–250.
- Kellner, E. and Halldin, S. (2002) 'Water budget and surface-layer water storage in a Sphagnum bog in central Sweden', *Hydrological Processes*, 16(1), pp. 87–103.
- Klimat- och Näringslivsdepartementet (2022) *Ny EU överenskommelse för utsläpp och upptag av växthusgaser i skog och mark*, <https://www.regeringen.se/pressmeddelanden/2022/11/ny-eu-overenskommelse-for-utslapp-och-upptag-av-vaxthusgaser-i-skog-och-mark/>.
- Koch, S. *et al.* (2014) 'Spatial Variability of Annual Estimates of Methane Emissions in a Phragmites Australis (Cav.) Trin. ex Steud. Dominated Restored Coastal Brackish Fen', *Wetlands*, 34(3), pp. 593–602.
- Koebisch, F., Glatzel, S. and Jurasinski, G. (2013) 'Vegetation controls methane emissions in a coastal brackish fen', *Wetlands Ecology and Management*, 21(5), pp. 323–337.
- Köhn, D. *et al.* (2021) 'Drainage Ditches Contribute Considerably to the CH₄ Budget of a Drained and a Rewetted Temperate Fen', *Wetlands*, 41(6), p. 71.
- Kokfelt, U. *et al.* (2010) 'Wetland development, permafrost history and nutrient cycling inferred from late Holocene peat and lake sediment records in subarctic Sweden', *Journal of Paleolimnology*, 44(1), pp. 327–342.
- Komulainen, V.-M. *et al.* (1998) 'Short-term effect of restoration on vegetation change and methane emissions from peatlands drained for forestry in southern Finland', *Canadian Journal of Forest Research*, 28(3), pp. 402–411.
- Korkiakoski, M. *et al.* (2023) 'Partial cutting of a boreal nutrient-rich peatland forest causes radically less short-term on-site CO₂ emissions than clear-cutting', *Agricultural and Forest Meteorology*, 332, p. 109361.

- Koskinen, M. *et al.* (2016) 'High methane emissions from restored Norway spruce swamps in southern Finland over one growing season', *Mires and Peat*, 17(02), pp. 1-13.
- Koskinen, M. *et al.* (2017) 'Restoration of nutrient-rich forestry-drained peatlands poses a risk for high exports of dissolved organic carbon, nitrogen, and phosphorus', *Science of The Total Environment*, 586, pp. 858-869.
- Koskinen, M., Sallantausta, T. and Vasander, H. (2011) 'Post-restoration development of organic carbon and nutrient leaching from two ecohydrologically different peatland sites', *Ecological Engineering*, 37(7), pp. 1008-1016.
- Kritzbeg, E.S. *et al.* (2020) 'Browning of freshwaters: Consequences to ecosystem services, underlying drivers, and potential mitigation measures', *Ambio*, 49(2), pp. 375-390.
- Lafleur, P.M. *et al.* (2003) 'Interannual variability in the peatland-atmosphere carbon dioxide exchange at an ombrotrophic bog', *Global Biogeochemical Cycles*, 17(2).
- Lafleur, P.M., Roulet, N.T. and Admiral, S.W. (2001) 'Annual cycle of CO₂ exchange at a bog peatland', *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 106(D3), pp. 3071-3081.
- Lai, D.Y.F., Moore, T.R. and Roulet, N.T. (2014) 'Spatial and temporal variations of methane flux measured by auto-chambers in a temperate ombrotrophic peatland', *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 119(5), pp. 864-880.
- Laine, J. *et al.* (1996) 'Effect of Water-Level Drawdown on Global Climatic Warming: Northern Peatlands', *Ambio*, 25(3), pp. 179-184.
- Laine, M.P.P., Strömmer, R. and Arvola, L. (2014) 'DOC and CO₂-C releases from pristine and drained peat soils in response to water table fluctuations: A mesocosm experiment', *Applied and Environmental Soil Science*, 2014.
- Landin, B. and Henriksson, L. (2022) *Vatten – land : om våtmarkens roll i det utdikade landskapet*. Max Ström.
- Larmola, T. *et al.* (2014) 'Methanotrophy induces nitrogen fixation during peatland development', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(2), pp. 734-739.
- Lazcano, C. *et al.* (2018) 'Short-term effects of fen peatland restoration through the moss layer transfer technique on the soil CO₂ and CH₄ efflux', *Ecological Engineering*, 125, pp. 149-158.
- Leifeld, J. and Menichetti, L. (2018) 'The underappreciated potential of peatlands in global climate change mitigation strategies', *Nature Communications*, 9(1), p. 1071.
- Levy, P.E. and Gray, A. (2015) 'Greenhouse gas balance of a semi-natural peatbog in northern Scotland', *Environmental Research Letters*, 10(9), p. 094019.
- Lindgren, A. and Lundblad, M. (2014) 'Towards new reporting of drained organic soils under the UNFCCC', *Rapport (Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för mark och miljö)*, (14).
- Liu, X.-J.A. *et al.* (2020) 'The soil priming effect: Consistent across ecosystems, elusive mechanisms', *Soil Biology and Biochemistry*, 140, p. 107617.
- Lund, M. *et al.* (2007) 'Annual CO₂ balance of a temperate bog', *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology* 59(5), pp. 804-811.
- Lund, M. *et al.* (2012) 'Effects of drought conditions on the carbon dioxide dynamics in a temperate peatland', *Environmental Research Letters*, 7(4), p. 045704.
- Lundin, E.J. *et al.* (2015) 'Large difference in carbon emission – burial balances between boreal and arctic lakes', *Scientific Reports*, 5(1), p. 14248.
- Mackay, E.B. *et al.* (2012) 'Contribution of sediment focussing to heterogeneity of organic carbon and phosphorus burial in small lakes', *Freshwater Biology*, 57(2), pp. 290-304.
- Mahmood, Md.S. and Strack, M. (2011) 'Methane dynamics of recolonized cutover minerotrophic peatland: Implications for restoration', *Ecological Engineering*, 37(11), pp. 1859-1868.
- Mander, Ü. *et al.* (2012) 'Reed canary grass cultivation mitigates greenhouse gas emissions from abandoned peat extraction areas', *GCB Bioenergy*, 4(4), pp. 462-474.
- Markensten, T. *et al.* (2018) 'Återvåtning av organogen jordbruksmark som klimatåtgärd (Rapport 2018: 30). Jordbruksverket'.
- Masson-Delmotte, V. *et al.* (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*. Cambridge University Press Cambridge, UK.
- Menberu, M.W. *et al.* (2017) 'Changes in Pore Water Quality After Peatland Restoration: Assessment of a Large-Scale, Replicated Before-After-Control-Impact Study in Finland', *Water Resources Research*, 53(10), pp. 8327-8343.
- Meyer, A. *et al.* (2013) 'A fertile peatland forest does not constitute a major greenhouse gas sink', *Biogeosciences*, 10(11), pp. 7739-7758.
- Minke, M. *et al.* (2016) 'Water level, vegetation composition, and plant productivity explain greenhouse gas fluxes in temperate cutover fens after inundation', *Biogeosciences*, 13(13), pp. 3945-3970.
- Minkinen, K. *et al.* (2020) 'Nitrous oxide emissions of undrained, forestry-drained, and rewetted boreal peatlands', *Forest Ecology and Management*, 478, p. 118494.
- Moody, C.S. *et al.* (2013) 'The rate of loss of dissolved organic carbon (DOC) through a catchment', *Journal of Hydrology*, 492, pp. 139-150.
- Natchimuthu, S. *et al.* (2016) 'Spatio-temporal variability of lake CH₄ fluxes and its influence on annual whole lake emission estimates', *Limnology and Oceanography*, 61(S1), pp. S13-S26.
- Naturvårdsverket (2022) *Myllrände våtmarker - Fördjupad utvärdering 2023*. Stockholm.
- Naturvårdsverket (2023) *Sveriges Miljömål - Myllrände våtmarker*, <https://www.sverigemiljomal.se/miljomalen/myllrande-vatmarker/anlagda-eller-hydrologiskt-restaure-rade-vatmarker/>.

- Nieminen, M. *et al.* (2018) 'A synthesis of the impacts of ditch network maintenance on the quantity and quality of runoff from drained boreal peatland forests', *Ambio*, 47, pp. 523–534.
- Nieminen, M. *et al.* (2020) 'Water quality management dilemma: Increased nutrient, carbon, and heavy metal exports from forestry-drained peatlands restored for use as wetland buffer areas', *Forest Ecology and Management*, 465.
- Nilsson, M. *et al.* (2008) 'Contemporary carbon accumulation in a boreal oligotrophic minerogenic mire – a significant sink after accounting for all C-fluxes', *Global Change Biology*, 14(10), pp. 2317–2332.
- Nugent, K.A. *et al.* (2018) 'Multi-year net ecosystem carbon balance of a restored peatland reveals a return to carbon sink', *Global Change Biology*, 24(12), pp. 5751–5768.
- Nykänen, H. *et al.* (1995) 'Emissions of CH₄, N₂O and CO₂ from a Virgin Fen and a Fen Drained for Grassland in Finland', *Journal of Biogeography*, 22(2/3), pp. 351–357.
- Nykänen, H. *et al.* (2003) 'Annual CO₂ exchange and CH₄ fluxes on a subarctic palsa mire during climatically different years', *Global Biogeochemical Cycles*, 17(1).
- Ojanen, P. and Minkkinen, K. (2020) 'Rewetting Offers Rapid Climate Benefits for Tropical and Agricultural Peatlands But Not for Forestry-Drained Peatlands', *Global Biogeochemical Cycles*, 34(7), p. e2019GB006503.
- Okrusko, H. (1993) 'Transformation of fen-peat soils under the impact of draining', *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 406, pp. 3–73.
- Olefeldt, D. *et al.* (2012) 'Net carbon accumulation of a high-latitude permafrost palsa mire similar to permafrost-free peatlands', *Geophysical Research Letters*, 39(3).
- Osterloh, K. *et al.* (2018) 'Changes of methane and nitrous oxide emissions in a transition bog in central Germany (German National Park Harz Mountains) after rewetting', *Wetlands Ecology and Management*, 26(1), pp. 87–102.
- Pahkakangas, S. *et al.* (2016) 'Land use on organic soils in Sweden—a survey on the land use of organic soils within agriculture and forest lands during 1983–2014', *Rapport (Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för mark och miljö)*, (21).
- Peichl, M. *et al.* (2014) 'A 12-year record reveals pre-growing season temperature and water table level threshold effects on the net carbon dioxide exchange in a boreal fen', *Environmental Research Letters*, 9(5), p. 055006.
- Petrone, R.M., Waddington, J.M. and Price, J.S. (2003) 'Ecosystem-scale flux of CO₂ from a restored vacuum harvested peatland', *Wetlands Ecology and Management*, 11(6), pp. 419–432.
- Pickard, A.E. *et al.* (2022) 'Effects of peatland management on aquatic carbon concentrations and fluxes', *Biogeosciences*, 19(5), pp. 1321–1334.
- Poyda, A. *et al.* (2016) 'Greenhouse gas emissions from fen soils used for forage production in northern Germany', *Biogeosciences*, 13(18), pp. 5221–5244.
- Quadra, G.R. *et al.* (2023) 'Removing 10 cm of degraded peat mitigates unwanted effects of peatland rewetting: a mesocosm study', *Biogeochemistry*, 163(1), pp. 65–84.
- Räsänen, A. *et al.* (2023) 'After-use of peat extraction sites—A systematic review of biodiversity, climate, hydrological and social impacts', *Science of the Total Environment*, p. 163583.
- Räsänen, N. *et al.* (2018) 'Changes in dissolved organic matter and microbial activity in runoff waters of boreal mires after restoration', *Aquatic Sciences*, 80(2).
- Regina, K. *et al.* (1996) 'Fluxes of nitrous oxide from boreal peatlands as affected by peatland type, water table level and nitrification capacity', *Biogeochemistry*, 35, pp. 401–418.
- Renou-Wilson, F. *et al.* (2019) 'Rewetting degraded peatlands for climate and biodiversity benefits: Results from two raised bogs', *Ecological Engineering*, 127, pp. 547–560.
- Rinne, J. *et al.* (2007) 'Annual cycle of methane emission from a boreal fen measured by the eddy covariance technique', *Tellus, Series B: Chemical and Physical Meteorology*, 59(3), pp. 449–457.
- Rinne, J. *et al.* (2020) 'Effect of the 2018 European drought on methane and carbon dioxide exchange of northern mire ecosystems', *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 375(1810), p. 20190517.
- Rippey, B. *et al.* (2008) 'The accuracy of methods used to estimate the whole-lake accumulation rate of organic carbon, major cations, phosphorus and heavy metals in sediment', *Journal of Paleolimnology*, 39(1), pp. 83–99.
- Rochm, C.L. and Roulet, N.T. (2003) 'Seasonal contribution of CO₂ fluxes in the annual C budget of a northern bog', *Global Biogeochemical Cycles*, 17(1).
- Roulet, N.T. *et al.* (2007) 'Contemporary carbon balance and late Holocene carbon accumulation in a northern peatland', *Global Change Biology*, 13(2), pp. 397–411.
- Rudqvist, L. (1999) *Sveriges sumpskogar: resultat av sumpskogsinventeringen 1990–1998*. Skogsstyrelsen.
- Rydlov, J. *et al.* (2021) 'Miljökompensation i transportinfrastruktur', *Trafikverket*.
- Schaller, C., Hofer, B. and Klemm, O. (2022) 'Greenhouse Gas Exchange of a NW German Peatland, 18 Years After Rewetting', *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 127(2), p. e2020JG005960.
- Schwalm, M. and Zeitz, J. (2015) 'Concentrations of dissolved organic carbon in peat soils as influenced by land use and site characteristics - A lysimeter study', *Catena*, 127, pp. 72–79.
- Schwieger, S. *et al.* (2022) 'Rewetting prolongs root growing season in minerotrophic peatlands and mitigates negative drought effects', *Journal of Applied Ecology*, 59(8), pp. 2106–2116.
- Silvan, N. *et al.* (2002) 'Gaseous nitrogen loss from a restored peatland buffer zone', *Soil Biology and Biochemistry*, 34(5), pp. 721–728.
- Smith, K.A. *et al.* (2003) 'Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical

- factors and biological processes', *European journal of soil science*, 54(4), pp. 779–791.
- Sobek, S. *et al.* (2006) 'A Carbon Budget of a Small Humic Lake: An Example of the Importance of Lakes for Organic Matter Cycling in Boreal Catchments', *Ambio*, 35(8), pp. 469–475.
- Sobek, S. *et al.* (2009) 'Organic carbon burial efficiency in lake sediments controlled by oxygen exposure time and sediment source', *Limnology and Oceanography*, 54(6), pp. 2243–2254.
- Stadmark, J. and Leonardson, L. (2005) 'Emissions of greenhouse gases from ponds constructed for nitrogen removal', *Ecological Engineering*, 25(5), pp. 542–551.
- von Stedingk, H. (2012) 'Torvbruk på dikade marker – förenligt med bevarande av biologisk mångfald?', *FAKTA SKOG - Rön från Sveriges lantbruksuniversitet*. Uppsala.
- Strachan, I.B. *et al.* (2015) 'Carbon dioxide and methane exchange at a cool-temperate freshwater marsh', *Environmental Research Letters*, 10(6), p. 065006.
- Strack, M. and Zuback, Y.C.A. (2013) 'Annual carbon balance of a peatland 10 yr following restoration', *Biogeosciences*, 10(5), pp. 2885–2896.
- Strlesky, S.L. and Humphreys, E.R. (2012) 'A comparison of the net ecosystem exchange of carbon dioxide and evapotranspiration for treed and open portions of a temperate peatland', *Agricultural and Forest Meteorology*, 153, pp. 45–53.
- Swenson, M.M. *et al.* (2019) 'Carbon balance of a restored and cutover raised bog: Implications for restoration and comparison to global trends', *Biogeosciences*, 16(3), pp. 713–731.
- Tiemeyer, B. *et al.* (2020) 'A new methodology for organic soils in national greenhouse gas inventories: Data synthesis, derivation and application', *Ecological Indicators*, 109, p. 105838.
- Tranvik, L.J. *et al.* (2009) 'Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate', *Limnology and Oceanography*, 54(6part2), pp. 2298–2314.
- Tuittila, E.-S. *et al.* (2008) 'Methane dynamics of a re-stored cut-away peatland', *Global Change Biology*, 6(5), pp. 569–581.
- Turetsky, M.R. *et al.* (2015) 'Global vulnerability of peatlands to fire and carbon loss', *Nature Geoscience*, 8(1), pp. 11–14.
- Vanselow-Algan, M. *et al.* (2015) 'High methane emissions dominated annual greenhouse gas balances 30 years after bog rewetting', *Biogeosciences*, 12(14), pp. 4361–4371.
- Vybornova, O. *et al.* (2019) 'High N₂O and CO₂ emissions from bare peat dams reduce the climate mitigation potential of bog rewetting practices', *Mires and Peat*, 24(4), pp. 1–22.
- Waddington, J.M. and Day, S.M. (2007) 'Methane emissions from a peatland following restoration', *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 112(G3).
- Waddington, J.M. and Roulet, N.T. (2000) 'Carbon balance of a boreal patterned peatland', *Global Change Biology*, 6(1), pp. 87–97.
- Wallin, M.B. *et al.* (2013) 'Evasion of CO₂ from streams - The dominant component of the carbon export through the aquatic conduit in a boreal landscape', *Global Change Biology*, 19(3), pp. 785–797.
- Wang, M. *et al.* (2018a) 'Can abandoned peatland pasture sequester more carbon dioxide from the atmosphere than an adjacent pristine bog in Newfoundland, Canada?', *Agricultural and Forest Meteorology*, 248, pp. 91–108.
- Wang, M. *et al.* (2018b) 'Temporal shifts in controls over methane emissions from a boreal bog', *Agricultural and Forest Meteorology*, 262, pp. 120–134.
- Weslien, P. *et al.* (2009) 'Strong pH influence on N₂O and CH₄ fluxes from forested organic soils', *European Journal of Soil Science*, 60(3), pp. 311–320.
- Weslien, P. *et al.* (2012) 'Carrot cropping on organic soil is a hotspot for nitrous oxide emissions', *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 94(2), pp. 249–253.
- West, W.E., Creamer, K.P. and Jones, S.E. (2016) 'Productivity and depth regulate lake contributions to atmospheric methane', *Limnology and Oceanography*, 61(S1), pp. S51–S61.
- Wilson, D. *et al.* (2016) 'Greenhouse gas emission factors associated with rewetting of organic soils', *Mires and Peat*, 17.
- Wu, J. *et al.* (2011) 'Dealing with microtopography of an ombrotrophic bog for simulating ecosystem-level CO₂ exchanges', *Ecological Modelling*, 222(4), pp. 1038–1047.
- Xu, J. *et al.* (2018) 'PEATMAP: Refining estimates of global peatland distribution based on a meta-analysis', *CATENA*, 160, pp. 134–140.
- Yli-Petäys, M. *et al.* (2007) 'Carbon gas exchange of a re-vegetated cut-away peatland five decades after abandonment', *Boreal Env. Res.*, 12, pp. 177–190.
- Zak, D. *et al.* (2010) 'Phosphorus mobilization in rewetted fens: the effect of altered peat properties and implications for their restoration', *Ecological Applications*, 20(5), pp. 1336–1349.
- Zak, D. *et al.* (2017) 'Topsoil removal to minimize internal eutrophication in rewetted peatlands and to protect downstream systems against phosphorus pollution: A case study from NE Germany', *Ecological Engineering*, 103, pp. 488–496.
- Zak, D. *et al.* (2018) 'Top soil removal reduces water pollution from phosphorus and dissolved organic matter and lowers methane emissions from rewetted peatlands', *Journal of Applied Ecology*, 55(1), pp. 311–320.
- Zak, D., McInnes, R. and Gelbrecht, J. (2011) 'Preface: Restoration, biogeochemistry and ecological services of wetlands', *Hydrobiologia*, 674(1), pp. 1–4.

13: Om författarna

ÅSA KASIMIR

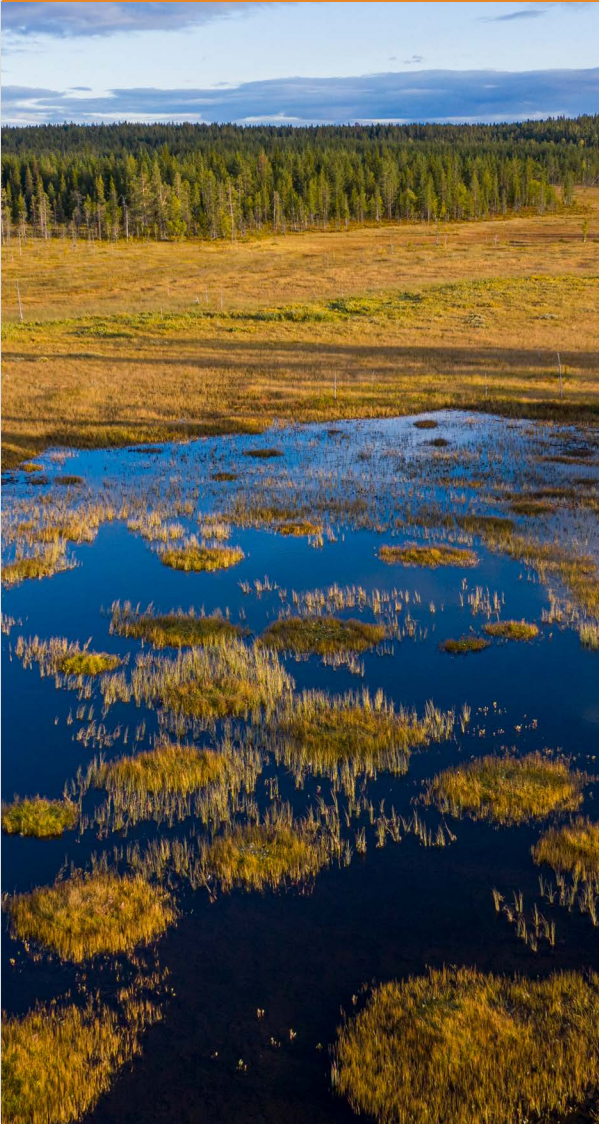
är docent i naturgeografi vid Institutionen för geovetenskaper, Göteborgs universitet. Hennes forskning handlar om växthusgaser som orsakas av markanvändning som jord- och skogsbruk, med fokus på lustgas från marken, samt koldioxid och metan från torvmarker som dikats och återväts. Åsa är en internationellt aktiv forskare och har bland annat författat kapitel i FN:s klimatpanel IPCC:s vägledning för nationell rapportering av växthusgaser. I Sverige arbetar hon med att sprida forskningens resultat till myndigheter och allmänhet. Åsa är förordnad som en av experterna i Regeringskansliets Miljömålsberedning med uppdrag att bland annat arbeta fram förslag att nå EU:s åtaganden om ökat nettoupp- tag av växthusgaser från markanvändningssektorn (LULUCF).



AMELIE LINDGREN

är forskare i ekosystemvetenskap vid Institutionen för geovetenskaper, Göteborgs universitet. Hon doktorerade vid Stockholms universitet med en avhandling om våtmarker och kolinlagring i mark över långa tidsskalor i ett globalt perspektiv. Amelie har tidigare arbetat på Sveriges Lantbruksuniversitet med att ta fram emissionsfaktorer för dränerade organogena jordar till Sveriges klimatrapporering inom markanvändningssektorn. Hon har också arbetat på Naturvårdsverket med våtmarker och klimat. Amelie föreläser ofta om sitt forskningsområde utanför akademien och har bland annat medverkat i Kunskapskanalen och podcasts.





TORVMARKER, KLIMAT OCH ÅTERVÄTNING

ATT MINSKA UTSLÄPP OCH FRÄMJA KOLDIOXIDINLAGRING

Naturliga myrar har över årtusenden ackumulerat kolrik torv och har därmed haft en kylande effekt på klimatet. Sedan 1800-talet har över en miljon hektar myr dikats för jordbruk och skogsbruk och dessa marker släpper idag ut stora mängder växthusgaser som värmer klimatet. Med återvätning kan utsläppen minska och ny koldioxidinlagring bli möjlig. I boken sammanställs den senaste forskningen som ger en tydligare bild av var och hur återvätning ska göras för att maximera klimatnyttan. Grundvattenytan ska helst ligga en decimeter under markytan, och det är viktigast att åtgärda de marker som läcker mest först. Därför bör vi fokusera på att återväta organogen jordbruksmark samt djupt dränerad torvmark med skog i södra Sverige.

ÅSA KASIMIR OCH AMELIE LINDGREN

ISBN 978-91-89823-59-4



9 789189 823594 >