GRIP on LIFE

Dikesrensning och återvätning – effekter på vattenkvalitet

Rapport från Trollbergets försöksområde

2025-10-21

Författarna har hela ansvaret för innehållet (text och bilder) i denna rapport. Innehållet ska inte tolkas som Europeiska unionens eller EU-kommissionens officiella ståndpunkt.

The authors have full responsibility for the content (text and images) of this report. The content should not be interpreted as the official view of the European Commission or the European Union.

ISBN
978-91-990395-7-2

Grip on LIFEs rapportserie
2025.07

Författare
Hjalmar Laudon, Institutionen för skogens ekologi och skötsel, SLU
Virginia Mosquera, Institutionen för skogens ekologi och skötsel, SLU
Karin Eklöf, Institutionen för vatten och miljö, SLU
Shirin Karimi, Institutionen för skogens ekologi och skötsel, SLU
Marcus Wallin, Institutionen för vatten och miljö, SLU
Alberto Zannella, Institutionen för vatten och miljö, SLU
Eliza Maher Hasselquist, Institutionen för skogens ekologi och skötsel, SLU

Beställare
Skogsstyrelsen
Länsstyrelsen Västerbotten

Projektgrupp
Tobias Eriksson, Länsstyrelsen Västerbotten
Ragna Lestander, Skogsstyrelsen
Elisabet Andersson, Skogsstyrelsen

Omslag
Drönarbild över Stormyran i Trollbergets försöksområde. Foto: Andreas Palmen

Med bidrag från Europeiska unionens LIFE-program

Innehåll

Förord 4

Förkortningar 5

Sammanfattning 6

Summary 7

Bakgrund 8

Boreala torvmarker 10
Vad är en myr? 10
Torvmarkens ekosystemtjänster 10

Kort historia om diken i Sverige 12

Igenläggning av diken och torvmarks-restaurering 14
Återvätning av Stormyran vid Trollbergets försöksområde 16
Vad händer med utloppsvattenkvaliteten efter återvätning? 19
Grundvattennivån ökar 19
Återvätning kan reglera hydrologiska extremer 20
Påverkan på kol, näringsämnen, pH och buffertkapacitet i bäckvatten 21
Ökning av lagrade föroreningar 23
Övriga näringsämnen 24
Ingen kortsiktig förändring av totalt suspenderat material 26
Kvicksilver i rinnande vatten 27
Diskussion om resultat 29

Dikesrensning och skogsvård 32
Dikesrensning vid Trollbergets försöksområde 34
Vad händer med utloppsbäckens vattenkvalitet efter skogsbruk? 37
Grundvattennivån svarar på skogsbruksåtgärderna 37
Kol och näringsämnen efter avverkning och dikesrensning 38
Minskat utflöde av lagrade föroreningar efter dikesrensning 41
Andra näringsämnen 43
Ingen kortsiktig förändring av totalt suspenderat material 44
Minskade kvicksilverkoncentrationer efter dikesrensning 46
Diskussion om resultat 47

Integrerade rön och vägar framåt 49

Litteratur/källförteckning 51

Bilaga – detaljerad material- och metodbeskrivning 62

Förord

Den här rapporten sammanställer resultat från dryga fem års mätningar och vattenkemiska analyser i det område som idag utgör Trollbergets försöksområde, beläget några kilometer öster om Vindeln. Ansvariga för innehållet i rapporten är forskare på Sveriges lantbruksuniversitet, som tagit fram rapporten på uppdrag av Skogsstyrelsen och Länsstyrelsen Västerbotten och inom ramen för projektet Grip on Life.

Trollbergsprojektet gick från idé till verklighet när det hösten 2017 stod klart att det stora strategiska EU-projektet Grip on Life IP fått klartecken från EU-kommissionen att starta upp. I projektansökan hade Länsstyrelsen Västerbotten och Skogsstyrelsen, med stöd av Sveriges lantbruksuniversitet, utarbetat en plan för att skapa ett område där vi kunde studera effekter av olika dikesåtgärder på vattenflöden och vattenkemi. Intresset i dessa frågor var dels en respons på det begränsade kunskapsunderlag som då fanns kopplat till dessa frågor samtidigt som stora satsningar på våtmarksrestaurering hade initierats av bland annat Naturvårdsverket.

Det nya försöksområdet i Trollberget har skapat en bra infrastruktur för att hitta svar på våra frågeställningar och skapat unika förutsättningar för att bedriva fältstudier. Detta samtidigt som intresset och kunskapsbehovet för våtmarker, diken och restaurering bara vuxit. Det visar sig inte minst i det stora antal forskningsprojekt som knyter till området. Sedan start har vi haft över 20 forskningsprojekt som nyttjat eller nyttjar försöksområdet och tre doktorander som nu disputerat. Fler är på gång!

De resultat som presenteras här visar de initiala effekterna av åtgärderna och effekterna i det längre tidsperspektivet ligger framför oss. Vi tror och hoppas, även om finansieringen från Grip on Life nu tar slut, att mätningarna och analyserna kan fortsätta en lång tid framöver genom annan finansiering. Vi hoppas även att Trollbergets försöksområde och det som gjorts inom Grip on Life kan vara en inspiration och modell för samverkan mellan miljöåtgärdsarbete och forskning framöver.

Slutligen vill vi tacka Sveriges lantbruksuniversitet för ett gott samarbete, samt Holmen och privata markägare i området för att ni gett oss möjligheten att använda er mark till detta ändamål.

Umeå, oktober 2025

Tobias Eriksson, Länsstyrelsen Västerbotten
Ragna Lestander, Skogsstyrelsen
Elisabet Andersson, Skogsstyrelsen

Förkortningar

ANC	Acid Neutralizing Capacity, förmågan att neutralisera/buffra syror i en lösning.
As	Grundämnet arsenik
BACI-design	Before-After-Control-Impact design. Ett försöksupplägg där effekter av åtgärder analyseras före och efter åtgärd med stöd av en kontroll där inga åtgärder genom förs och/eller där ett referensförhållande existerar.
Ca	Grundämnet kalcium
C1 och C2	Referensområden för dikesrensningsförsöket.
DC1-DC4	Fyra olika experimentområden för dikesrensningsförsöket.
DOC	Dissolved Organic Carbon, löst organiskt kol i en vattenlösning. Skiljs från partikulärt kol genom filtrering.
Fe	Grundämnet järn
Hg	Grundämnet kvicksilver
IQR-värde	Interquartile range, interkvartilområde, är ett statistiskt spridningsmått, som definieras som skillnaden mellan 75:e och 25:e kvartilen i den data som studeras.
KCS	Krycklan Catchment Study. Krycklans försöksområde där hydrologi och vatten kemi studeras ur ett avrinningsområdesperspektiv.
MeHg	Metylkvicksilver, en form av kvicksilver som bildas i syrefria miljöer och som är mobil och biotillgänglig.
N	Grundämnet kväve
P	Grundämnet fosfor
Pb	Grundämnet bly
PO4	fosfat, en vanlig form av fosfor i vattenlösning.
R1	Stormyrans västra avrinningsområde och mätstation.
R2	Stormyrans östra avrinningsområde och mätstation
TDN	Total Dissolved Nitrogen, totala mängden löst kväve i en vattenlösning.
TEA	Trollberget Experimental Area. Trollbergets försöksområde
THg	totala mängden kvicksilver, oavsett form.
TSS	Total suspended solids, totalt suspenderat material i vatten.

Sammanfattning

Dikning i syfte att sänka grundvattennivåer i skogsmark har resulterat i omkring en miljon kilometer konstgjorda vattendrag i Sverige, vilket gör detta till en av de mest landsomfattande miljöförändringarna orsakade av människan. Under de senaste 120 åren har dikningen visserligen bidragit till ökad skogsproduktion på både mineral- och torvjordar, men också inneburit andra miljömässiga förändringar. Många av dessa har potentiellt stor betydelse. Ett exempel är att sediment och vegetation med tiden ansamlas i dikena, och att det kan krävas dikesrensning för att upprätthålla en hög skogsproduktion. Dikesrensningen kan dock påverka markens egenskaper och processer, vattenkvalitet samt ekosystemens kolbalans. Samtidigt uppmuntras från beslutsfattare att torvmarker ska återvätas genom att diken pluggas igen. Återvätningen ska minska risken för nedströms översvämningar och torka, reducera växthusgasutsläpp och stärka den biologiska mångfalden. En effekt av återvätning av torvmarker är att den ofta leder till mer ytliga grundvattenflöden. Oönskade, lagrade ämnen (till exempel kvicksilver), kol och näringsämnen kan mobiliseras och påverka vattenkvaliteten i nedströms akvatiska ekosystem. Kunskapen är dock bristfällig om hur återvätning och dikesrensning påverkar vattenkvaliteten.

För att överbrygga klyftan mellan forskning och praktisk erfarenhet har vi etablerat en unik fältforskningsplattform för experimentell utvärdering av olika åtgärder i dränerade boreala landskap. Målet är att förebygga ytterligare försämring av miljön. Trollbergets försöksområde omfattar upprepade och kontrollerade åtgärder på en skala av avrinningsområden. Försöken följer en BACI-design (Before-After-Control-Impact), och består av sex avrinningsområden med åtgärder samt tre referensområden i det närliggande forskningsområdet Krycklan. De olika åtgärderna representerar de dominerande ekosystemtyper som påverkas av dikning i Sverige och den boreala zonen i stort: (1) återvätning av dikad torvmark, (2) dikesrensning i produktiva och höglänta skogsområden efter avverkning, samt (3) där diken lämnas. För samtliga avrinningsområden har högupplösta hydrologiska fältdata samlats in under närmare sex år, inklusive grundvattennivåer, vattenflöden samt ett brett spektrum av vattenkvalitetsparametrar.

Resultaten visar sammanfattningsvis att dikesrensning potentiellt kan mildra effekterna av kalavverkning på vattenkvaliteten genom att minska exporten av kol, kväve, fosfor, lagrade föroreningar (såsom arsenik och bly) samt kvicksilver, samtidigt som det ökar sedimenttransporten. Samtidigt tyder resultaten på att återvätning av torvmarker kan ha negativa effekter på vattenkvaliteten, i alla fall initialt, genom att koncentrationerna av olika ämnen ökar i ytvatten. Dessa förändringar verkar drivas av en kombination av (1) förändrade flödesvägar och (2) förändrade redoxförhållanden i markprofilen i takt med att grundvattennivåer sänks (dikesrensning) eller höjs (återvätning). Det är dock viktigt att notera att effekterna av dikespluggning på vattenkvaliteten i hög grad påverkas av de initiala förhållanden samt graden av återvätning.

Trots att Trollberget-experimentet är en av de mest ambitiösa och längsta studierna i Sverige avseende återvätning och dikesrening så är en viktig begränsning dess relativt korta tidshorisont. De data som redovisas här representerar upp till fyra år efter att de olika åtgärderna utfördes, vilket ger en värdefull inblick i den initiala ekosystemresponsen. En fullständig förståelse kan ta dock ta decennier i anspråk.

Summary

Drainage for forestry has created ~ 1 million kilometers of artificial waterways in Sweden, making it one of the largest human-induced environmental disturbances in the country. Ditching over the past 120 years has contributed to increased forest production. However, these extensive modifications of both peatland and mineral soil dominated landscapes still carry largely unknown, but potentially enormous environmental legacy effects. For instance, over time, sediment and vegetation accumulate in the ditches, and ditch cleaning may be necessary to maintain high forest production. However, the measure can affect soil properties and processes, water quality and carbon balance. On the other hand, restoration of peatlands by ditch blocking is encouraged by policymakers as a measure to combat flooding and drought, to reduce greenhouse gas emissions and to increase biodiversity. Still, the measure, which usually involves soaking peat, creates shallower flow paths risking the mobilization of legacy pollutants, mercury, carbon, nutrients and affecting the water quality of receiving aquatic ecosystems. Nevertheless, the consequences of these contemporary ditch management strategies, such as hydrological restoration via ditch blocking or enhancing forest drainage to promote biomass production via ditch cleaning, on water resources are still unclear.

To close the gap between science and management, we have developed a unique field research platform to experimentally evaluate key environmental strategies for drained northern landscapes with the aim to avoid further environmental degeneration. The Trollberget Experimental Area (TEA) includes replicated and controlled treatments applied at the catchment scale based on a BACI design (Before-After and Control-Impact), comprising of six treated and three reference catchments. The treatments represent the dominant ecosystem types impacted by ditching in Sweden and the boreal zone: (1) rewetting of a drained peatland, (2) ditch cleaning in productive upland forests and (3) leaving these ditches unmanaged after forest harvest. For all catchments, high-resolution hydrological field observations, including groundwater level and discharge, and water quality parameters data were collected over six years.

In summary our short-term results show that ditch cleaning could potentially mitigate the impact of forest harvest in water quality by reducing the exports of carbon, nitrogen, phosphorus, legacy pollutants (i.e., arsenic and lead) and mercury, while sediment load increase. In contrast, peatland restoration by rewetting could potentially have negative impacts on water quality by increasing concentration of these same parameters in receiving freshwater ecosystems. The observed changes may be driven by a combination of (1) changed water flow paths and (2) changed redox conditions in the soil as groundwater levels are lowered (with ditch cleaning) and raised (with wetland restoration). However, our results showed that the effect of ditch-blocking in water quality was strongly influenced by the initial condition and catchment percent of restoration.

Although the Trollberget experiment is one of the most ambitious and longest studies in Sweden regarding rewetting and ditch cleaning, an important limitation is its relatively short time horizon. The data reported here represent up to four years after the various measures were implemented, which provides valuable insight into the initial ecosystem response. However, a full understanding may take decades of measurements.

Bakgrund

Under det senaste århundradet har ungefär en miljon kilometer diken grävts i Sverige, främst för hand och huvudsakligen i torvmarker och våta mineraljordar, med syftet att förbättra skogstillväxten (Laudon et al., 2022). Många diken har bidragit till att skapa nya områden med produktiv skog, medan andra i stället har lett till omfattande degradering av våtmarker (Norstedt et al., 2021). Denna storskaliga dränering utgör sannolikt en av de mest omfattande miljöstörningarna orsakade av människan i Sverige, med i stort sett okända men potentiellt betydande långsiktiga effekter på mark, vattenkvalitet och ekosystem. Framför allt antas dikningen haft stor påverkan på hydrologiska processer både på kort och lång sikt (Hornbeck et al., 1997; Koivusalo et al., 2008), samt på lagring, tillgänglighet och transport av näringsämnen och andra föroreningar (Kļaviņa et al., 2021). Frågan är därför vad som bör göras med det stora antalet åldrande diken. Bör de återställas till mer naturliga förhållanden, bör skogsindustrins rekommendation om ökad dikesrensning följas för att upprätthålla hög biomassaproduktion, eller bör de lämnas att utvecklas fritt? För att kunna fatta välgrundade beslut krävs förbättrad kunskap om konsekvenserna av olika förvaltningsstrategier på miljö och klimat.

Sverige har, tillsammans med Finland, världens mest dränerade skogslandskap. I takt med att diken åldras kan dikesrensning vara nödvändigt för att säkerställa fortsatt skogstillväxt. Det är särskilt viktigt under föryngringsfasen efter en avverkning, där en låg grundvattennivå främjar syretillförsel till plantornas rötter för att plantornas rötter ska få syre. Det finns dock begränsad empirisk kunskap om hur dikesrensning påverkar hydrologi, vattenkvalitet och koldynamik under svenska förhållanden, vilket gör fortsatt dikesrensning ifrågasatt. Studier från Finland antyder dessutom att dikesrensning kan bidra till ökad transport av sediment, näringsämnen och organiskt kol till nedströms vattendrag (Nieminen et al., 2018), med potentiella konsekvenser för sötvattensmiljöer. Exempelvis har löst organiskt kol (DOC) flera viktiga biogeokemiska och ekologiska roller i ytvatten (Schelker et al., 2012). Bland annat kan det påverka syra-baskemin (Ågren et al., 2008), vilket i sin tur påverkar transporten av metaller i vattendrag och påverkar strukturen i näringsväven (Creed et al., 2018). Kväve (N) och fosfor (P) är vidare nyckelnäringsämnen i både terrestra och akvatiska miljöer. Deras tillgång kan styra produktivitet och dynamik i näringsväven (Eimers et al., 2009; Elser et al., 2007), men kan också orsaka övergödning i för stora koncentrationer (Smith & Schindler, 2009). Trots dessa risker har det föreslagits att upp till 400 000 hektar (av totalt cirka två miljoner hektar dränerad skogsmark) bör dikesrensas för att säkra skogsproduktionen i Sverige (Hånell, 2009).

Ett alternativ till dikesrensning är att återställa historiskt dränerade torvmarker till mer naturliga tillstånd. Flera statliga myndigheter, däribland Naturvårdsverket, Sveriges geologiska undersökning (SGU) och Havs- och vattenmyndigheten, framhåller återvätning av torvmarker som ett effektivt sätt att stärka den biologiska mångfalden samt minska risken för framtida översvämningar och torkperioder. Regeringen tilldelade 2018, efter en extremt varm och torr sommar, 200 miljoner kronor till restaurering av torvmarker för att få tillbaka vattnet i skogslandskapet. Trots detta är den vetenskapliga evidensen för restaureringens positiva effekter begränsad, och empiriska data från Sverige stöder inte entydigt att återställning är den mest effektiva strategin för att förbättra hydrologi eller vattenkvalitet.

Restaurering av näringsrika torvmarker kan till exempel leda till ökad export av DOC, kväve och fosfor (Koskinen et al., 2017) samt mobilisering av lagrade föroreningar och spårämnen som ansamlats i torven (Kharanzhevskaya et al., 2023). Dessa ämnen kan i höga koncentrationer ha toxiska effekter på både ekosystem och människors hälsa (Nriagu & Pacyna, 1988). Dessutom är torvmarksrestaureringens påverkan på klimatet oklar, eftersom den kan påverka kolbalansen negativt och potentiellt öka metanproduktionen – en växthusgas med 27 gånger starkare uppvärmningspotential än koldioxid över en 100-årsperiod. I värsta fall kan restaurering, trots dess syfte att gynna biologisk mångfald, få negativa konsekvenser för både vattenkvalitet och växthusgasavgång.

Mot bakgrund av den begränsade vetenskapliga förståelsen av såväl restaurering som dikesrensning finns en risk att storskalig implementering av båda dessa åtgärder kan förvärra de negativa effekterna på vattenkvalitet och sötvattensekosystem. För att minska denna kunskapsbrist och överbrygga klyftan mellan forskning och praktisk förvaltning etablerade Skogsstyrelsen, Länsstyrelsen Västerbotten och Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) den experimentella forskningsinfrastrukturen Trollberget Experimental Area (TEA), härefter benämnd som Trollbergets försöksområde, eller TEA. Trollbergets försöksområde är kopplat till Krycklans avrinningsområde och Svartbergets forskningsstation i Västerbotten och har som syfte att utvärdera hur olika åtgärder i historiskt dränerade boreala skogar påverkar vattenflöde, vattenkvalitet och kolbalans. Detta görs genom Sveriges första replikerade experiment på avrinningsområdesskala, där man jämför (1) återvätning av dränerad torvmark, (2) dikesrensning efter avverkning i produktiva höglänta skogar, och (3) avverkning i anslutning till diken. Här presenterar vi resultaten från de första sex åren av studien, med fokus på grundvattennivåer, ytvattenhydrologi samt export av kol, kväve, fosfor, kvicksilver och lagrade föroreningar.

Boreala torvmarker

Vad är en myr?

Våtmarker är unika ekosystem som fungerar som övergångszoner mellan land- och vattenmiljöer. De uppstår i områden som ofta är översvämmade, vilket skapar syrefattiga (anaeroba) förhållanden (Acreman et al., 2007). Begreppet ”våtmark” omfattar en mångfald av ekosystem, såsom träsk, kärr och myrar. Av dessa är torvbildande myrar – eller torvmarker – särskilt vanliga på nordliga breddgrader, främst i boreala och tempererade regioner med vattendränkta och syrefattiga förhållanden. Torven ackumuleras med i genomsnitt omkring 1 mm per år, vilket överstiger nedbrytningstakten (Joosten, 2016). Sverige är ett av världens mest torvrika länder, och torvmarker täcker cirka 22 % av landarealen (Ågren et al., 2022). Torvmarkerna är särskilt koncentrerade i de norra och flackare delarna av landet (Vasander et al., 2003). I Sverige definieras torvmark som mark med ett torvlager på minst 30 cm, bestående huvudsakligen av delvis nedbrutet växtmaterial, ofta dominerat av vitmossa (Joosten, 2016; Paavilainen & Päivänen, 1995). Till detta räknas även våt fastmark – jordar där det organiska lagret härstammar från nedbrytning ovanpå mineraljordar (Ågren et al., 2024).

Torv kännetecknas av hög porositet, låg bulkdensitet, samt en förmåga att expandera och krympa beroende på fuktinnehåll. Dess struktur möjliggör en total porositet som överstiger 80 %, vilket ger stor vattenlagrande kapacitet (Rezanezhad et al., 2016). Både i levande och nedbruten form innebär vitmossans egenskaper att torvmarker drar ihop sig vid uttorkning och expanderar när de återväts (Kennedy & Price, 2005). Förändringar i grundvattennivån påverkar torvens hydrauliska egenskaper avsevärt. Sjunkande nivåer leder till krympning och att porerna stängs, medan stigande nivåer får torven att expandera, vilket minskar den vattenhållande förmågan och ökar vattenförlusten genom dränering och evapotranspiration (Kellner & Halldin, 2002). De kalla och vattenmättade förhållandena i torvmarker bromsar dessutom nedbrytningen av organiskt material. Detta har lett till en betydande ackumulering av kol i marken sedan den senaste istiden (Frolking & Roulet, 2007).

Torvmarkens ekosystemtjänster

Boreala torvmarker är ekosystem som bidrar till biologisk mångfald, reglerar klimatet och gynnar människors välbefinnande på olika sätt. Deras unika egenskaper – däribland hög vattenhållande kapacitet, torvrika jordar, öppna landskap och speciella växtsamhällen – är viktiga bidrag till att möta globala hållbarhetsutmaningar. I ett avrinningsområde bidrar torvmarker till naturlig filtrering av vatten under dess transport från högre belägen terräng till vattendragen (Pelster et al., 2008). Samtidigt utgör naturliga torvmarker viktiga livsmiljöer och hotspots för biologisk mångfald, där många sällsynta och hotade arter finner skydd (Aapala et al., 2012). Dessutom spelar torvmarker en viktig roll för den regionala vattenbalansen genom att lagra vatten, ladda grundvattenmagasinen och reglera flöden i vattendrag (Goodbrand et al., 2019). Deras höga vattenhållande förmåga hjälper också till att mildra översvämningar genom att lagra överskottsregn och långsamt släppa ut vatten under torra perioder, vilket dessutom bidrar till att minska effekterna av torka. Torvmarker spelar också en viktig roll för att begränsa och anpassa sig till pågående klimatförändringar, vilket gör deras bevarande allt viktigare.

Naturliga torvmarker har en avgörande roll för vattenkvaliteten i det boreala landskapet. Dessa kolrika ekosystem tillför höga koncentrationer av löst organiskt kol (DOC) och oorganiskt kol (DIC) till dränerande vattendrag, vilket är en specifik karaktär hos dessa vattendrag (Leach et al., 2017). Exporten av DOC och DIC kan vara betydande, vilket innebär att torvmarker som traditionellt ses som kolsänkor kan bli nettokolkällor när klimatet förändras (Nilsson et al., 2008). På liknande sätt frigör naturliga torvmarker ofta högre halter av löst oorganiskt kväve (DIN), särskilt ammonium, jämfört med skogbevuxna avrinningsområden i angränsande områden (Sponseller et al., 2018). Torvmarker spelar också en nyckelroll i transporten av metaller och spårämnen. Den metalltransport som härrör från deposition av luftföroreningar kan exporteras upp till tio gånger snabbare från torvmarker än från skogbevuxna avrinningsområden, medan metaller som härrör från naturliga vittringsprocesser ofta exporteras i mycket lägre koncentrationer (Lidman et al., 2013). Studier har dessutom visat att DOC-nivåer i avrinnande vatten är positivt korrelerade med vissa spårmetaller, såsom järn (Fe), medan de är negativt korrelerade med andra ämnen, som kalcium (Ca) och sulfat (SO_4) (Oni et al., 2013). Denna variation belyser den komplexa roll som torvmarker har på vattenkvaliteten och antyder att störningar av dessa ekosystem kan få betydande konsekvenser nedströms. Utöver deras inflytande på vattenkvaliteten är torvmarker också centrala för det globala kretsloppet av kol. De binder aktivt koldioxid (CO_2) men är även stora källor till metan (CH_4), en potent växthusgas. Trots att torvmarker endast täcker cirka 3 % av jordens landyta, lagrar de omkring 21 % av världens markkol (Erwin, 2009; Leifeld & Menichetti, 2018; Loisel & Gallego-Sala, 2022). Detta gör dem till en kritisk komponent i den globala kolbalansen. Att störa dessa miljöer genom till exempel dränering, jordbruk, skogsbruk eller klimatdrivna förändringar kan få djupgående konsekvenser, inte bara för klimatreglering utan även för koldynamiken i nedströms akvatiska ekosystem.

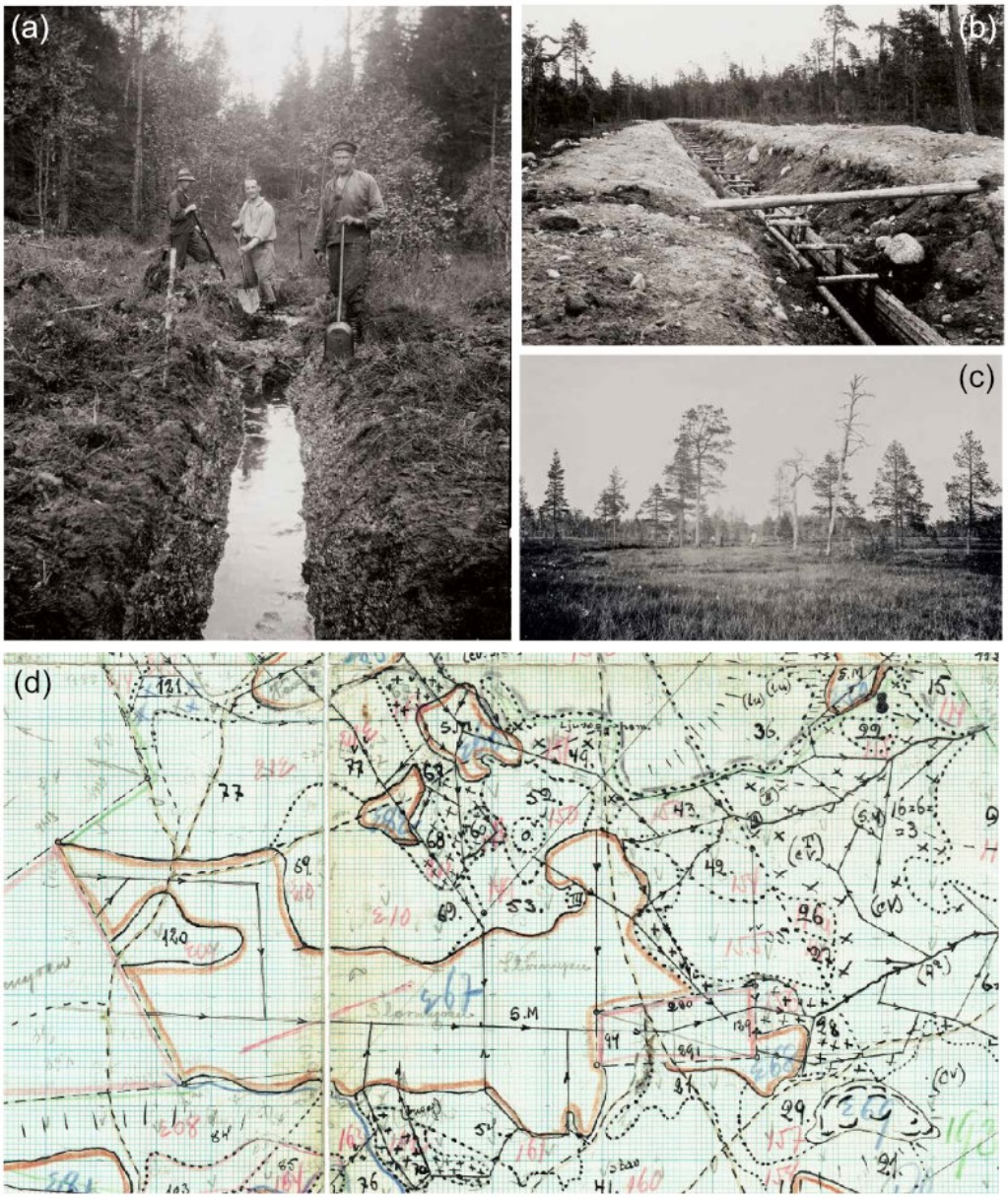
Trots de viktiga ekosystemtjänster som torvmarker bidrar till har mänsklig aktivitet förstört cirka 15–20 % av deras globala utbredning (Joosten & Clarke, 2002). Denna påverkan har allvarliga konsekvenser och står för 5–10 % av de globala antropogena CO_2-utsläppen årligen (Joosten, 2016), vilket gör att torvmarker förlorar sin roll som kolsänkor och istället blir källor till koldioxid. I Sverige har cirka två miljoner hektar (ha) torvmarker dränerats (Holmen, 1964), vilket har lett till negativa miljökonsekvenser. Även om dränering i många fall har förbättrat tillväxten av produktiva skogar, förblir vissa torvmarker improduktiva på grund av näringsfattiga förhållanden. De miljömässiga konsekvenserna av dränering är omfattande – ökade koldioxidutsläpp (Harris et al., 2022), försämrad grundvattenkvalitet (Rodriguez et al., 2021), förlust av biologisk mångfald (Fraixedas et al., 2017), ökad sedimenttransport (Marttila & Kløve, 2010), samt förändrade avrinningsmönster (Ballard et al., 2012). Den fulla påverkan av historiskt konstgjord dränering på Sveriges hydrologi och vattenkvalitet är dock i stort sett okänd. Likaså är effekterna av framtida åtgärder som dikesrensning och restaurering genom återvätning ännu inte tillräckligt utredda, särskilt när det gäller viktiga vattenkvalitetsparametrar som näringsämnesdynamik, metalltransport och sedimentflöden – alla faktorer som påverkar vattenlevande organismer och ekosystemens hälsa.

Kort historia om diken i Sverige

Torvmarksavvattning i Sverige har en historia som sträcker sig mer än 500 år tillbaka (Jakobsson, 2013), Under 1700-talet skedde en betydande ökning för jordbruksändamål och under tidigt 1800-tal för skogsproduktion (Paavilainen och Päivänen, 1995). Under 1700- och 1800-talen ansågs torrläggning av myrar vara en självklar lösning på behovet av mer åkermark till en växande befolkning (Pers, 2012). Man trodde på den tiden att alla myrar kunde göras odlingsbara genom dikning och gödsling (Hellström, 1917; Pers, 2012). I norra Sverige ansågs myrar vara särskilt lämpade för produktion av djurfoder som havre, kålrot och hö. Med mer djurfoder kunde fler djurfödas upp, vilket gav mer gödsel till åkrarna på mineraljordar (Bosin, 1901). Därför införde den svenska regeringen på 1840-talet subventioner för dikningsprojekt och finansierade torrläggningen av mer än 138 000 hektar mark (Hellström, 1917).

Den storskaliga skogsavverkningen från mitten av 1800-talet följdes av ännu mer omfattande dikning. Många lågproduktiva torvmarker i de boreala regionerna dränerades för att öka skogstillväxten (Norstedt et al., 2021). Det fanns en föreställning att alla myrar kunde omvandlas till produktiv skog, och under slutet av 1800-talet och början av 1900-talet beviljades statliga bidrag till privata markägare för dränering av torvmarker och blöta skogar. Dikningen var som mest intensiv under 1930-talet (Päinen & Hånell). Det primära målet med dränering inom skogsbruket var att sänka grundvattennivån för att öka skogstillväxten eller för att etablera nya trädplantor. Trots att dränering ofta främjade skogsproduktionen, förblev vissa torvmarker improduktiva på grund av näringsbrist. Dikningen av åkermarker minskade omkring 1920 men dräneringen för skogsproduktion fortsatte (Östlund & Norstedt, 2021). Under 1980-talet uppmärksammades miljöproblem i samband med dikning, och det infördes krav på samråd med Skogsstyrelsen för att anlägga nya diken. Med tiden tillkom också krav på tillstånd för att göra detta. Idag har anläggning av nya skogsdiken praktiskt taget upphört, främst på grund av certifieringsreglerna genom Forest Stewardship Council (Hasselquist et al., 2018).

I Finland och Sverige har cirka 15 miljoner hektar torvmarker och våta mineraljordar dränerats för skogsproduktion (Paavilainen & Päivänen, 2013; Sikström et al., 2020). Enligt Svensk våtmarksundersökning har mellan 25 % och 90 % av de större våtmarkerna i Västerbottens län blivit föremål för dikning, antingen för jordbruks- eller skogsbruksändamål (Norstedt et al., 2021). Den storskaliga dräneringen har resulterat i nästan en miljon kilometer konstgjorda dräneringskanaler – mestadels grävda för hand – som har funnits i över ett sekel (Ågren & Lidberg, 2019; Laudon & Hasselquist, 2023). Trots sin positiva inverkan på skogsbruket har torvmarks-avvattningen haft betydande negativa miljökonsekvenser. Idag utgör detta nätverk av diken en av de mest utbredda miljöstörningarna, skapade av människan. Det är en störning med potentiellt stora och relativt okända effekter på mark, vatten och biologisk mångfald (Laudon et al., 2023). Dessa konsekvenser inkluderar ökade koldioxidutsläpp (Harris et al., 2022), försämrad grundvattenkvalitet (Rodriguez et al., 2021), förlust av biologisk mångfald (Fraixedas et al., 2017), ökad sedimenttransport (Marttila & Kløve, 2010) och högre avrinning (Ballard et al., 2012).



Figur 1. Foton av handgrävda diken i norra Sverige på 1900-talet. (a) Exempel på arbetare som grävde diken omkring 1920 på en blöt torvmark. Foto: Gunno Kinnman. (b) Nygrävt "stort dräneringsdike" i Kulbäckslidens försöksmyr 1917. Foto: Henrik Hesselman. (c) Myr vid Robertsfors som visar att det trots den omfattande dikning som genomfördes 1910 ännu inte växt upp någon skog på mossen 1933. Foto: Carl Malmström. Alla bilder är hämtade från SLU, Skogsbiblioteksarkivet av (Eliasson, 2015). (d) Karta över diken vid TEA från 1939 som visar torvmarken "Stormyr" dikad och markerad som "SM", vilket betyder "skogsklädd myr" eller skogbevuxen myr (Norstedt et al., 2021) .

Igenläggning av diken och torvmarks-restaurering

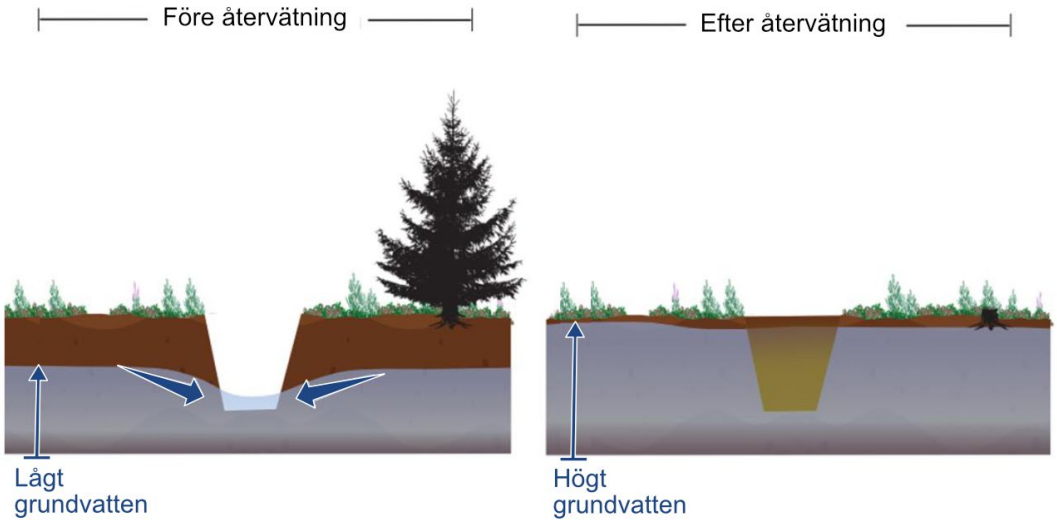
Återställandet av dikade torvmarker genom återvätning erkänns alltmer som en effektiv naturbaserad lösning för att mildra effekterna av klimatförändringen och återställa torvmarkernas betydelse för biologisk mångfald. Klimatförändringen har de senaste åren både lett till ökad frekvens och intensitet av torrperioder, en trend som förväntas fortsätta. På nordliga breddgrader förutspås kraftiga nederbördshändelser bli mer frekventa och intensiva, vilket ökar risken för översvämningar. Arheimer och Lindström (2015) förutspår till exempel att nederbördsdrivna översvämningar kommer att bli vanligare i norra Sverige. De extrema torrsomrar som Sverige har upplevt de senaste åren, särskilt den svåra torkan 2018, har ökat intresset för våtmarkernas hydrologiska funktioner – såväl potentialen för återvätning för att förbättra grundvattenlagringen som en minskad översvämningsrisk. Flera statliga organisationer, inklusive Naturvårdsverket, Sveriges geologiska undersökning och Havs- och vattenmyndigheten, förespråkar återställande av torvmarker som en av de mest effektiva metoderna för att återupprätta den biologiska mångfalden och minska risken för allvarliga översvämningar och torkrelaterad stress i framtiden. Den svenska regeringen har anslagit runt en miljard kr till återställande av våtmarker, och mer planeras. De förväntade fördelarna med återvätning av torvmarker är dock ofullständigt kända. Dessutom kvarstår betydande kunskapsluckor när det gäller återvätningens roll i att mildra hydrologiska extremer (Bring et al., 2020) eller påverka vattenkvaliteten i mottagande sötvattensekosystem.

Återställandet av torvmarkernas naturliga egenskaper genom återvätning uppnås vanligtvis genom att plugga igen och fylla dräneringsdiken, med det primära målet att höja grundvattennivån (Figur 2). Eftersom hydrologi är avgörande för torvmarkernas utveckling, antas det allmänt att en höjning av grundvattennivån gör att myren kan återfå sina naturliga ekosystemfunktioner. Flera studier har belyst de positiva hydrologiska effekterna av återvätning, såsom återhämtade grundvattennivåer (Haapalehto et al., 2011; Menberu et al., 2018; Wilson et al., 2011), modifierade avrinningsmönster (Acreman & Holden, 2013; Gatis et al., 2023; Howson et al., 2021) och naturlig översvämningshantering (Dadson et al., 2017), resultat som baseras både på fältbaserad forskning och modelleringsstudier. Det finns dock studier som visar på motstridiga resultat, där vissa indikerar att återvätning inte har någon märkbar effekt på avrinning (Shuttleworth et al., 2019) eller grundvattennivåer (Holden et al., 2011), medan andra rapporterar högre maxflöde (Daniels et al., 2008). Att studera effekterna av dikespluggning på grundvatten och avrinningsdynamik är utmanande, delvis på grund av de betydande kostnaderna för långsiktig övervakning. Behovet av omfattande arbetskraft, specialiserad utrustning och löpande underhåll gör det både resurskrävande och logistiskt utmanande att genomföra uthålliga hydrologiska studier, vilket begränsar tillgången på storskaliga studier.

En annan viktig men knappt utforskad aspekt av återvätning är dess effekter på vattenkvaliteten nedströms. I boreala regioner är brunifering av ytvatten ett problem, vilket orsakas av ökande nivåer av löst organisk kol (DOC; Evans et al., 2005; Monteith et al., 2007). Ökad tillförsel av näringsämnen till avrinning, särskilt kväve (N) och fosfor (P), kan potentiellt leda till övergödning av nedströms sjöar och floder. Förändringar i exporten av DOC, kväve, fosfor samt lagrade föroreningar från torvmarker till sötvattenekosystem kan leda till betydande kemiska, fysiska och

ekologiska konsekvenser. Detta skapar stora utmaningar för både vattenkvaliteten och beredningen av dricksvatten (Kritzberg et al., 2020). Effekterna av återvätning på nedströms vattenkvalitet är dock fortfarande osäkra, med begränsade och ibland motstridiga resultat i den vetenskapliga litteraturen. Till exempel har studier från Finland visat att återvätning kan minska DOC-koncentrationerna i torvens porvatten, samtidigt som ytvattnets färg kan förbli oförändrad eller till och med förstärkas (Menberu et al., 2017).

Effektiviteten av torvmarksrestaurering genom återvätning påverkas av en rad faktorer, såsom geografiskt läge, landskapets rumsliga struktur, markegenskaper, topografi och befintliga fuktighetsförhållanden. Med tanke på de omfattande ekonomiska investeringar och insatser som återvätning kräver, finns ett stort behov av noggranna undersökningar. Dessa bör inkludera rumsliga variationer i grundvattennivåer, potential för översvämningsreduktion, effekter på biologisk mångfald samt påverkan på nedströms vattenkvalitet. Att fylla dessa kritiska kunskapsluckor skulle inte bara bidra till en bättre förståelse av återvätningens effekter, utan även möjliggöra identifiering av de mest lämpliga platserna för restaurering. Detta skulle i sin tur maximera klimatnyttan och minimera risken för negativa konsekvenser för vattenkvaliteten.



Figur 2. Grafisk sammanfattning av hydrologisk restaurering genom återvätning. Anpassad från Karimi, (2024).

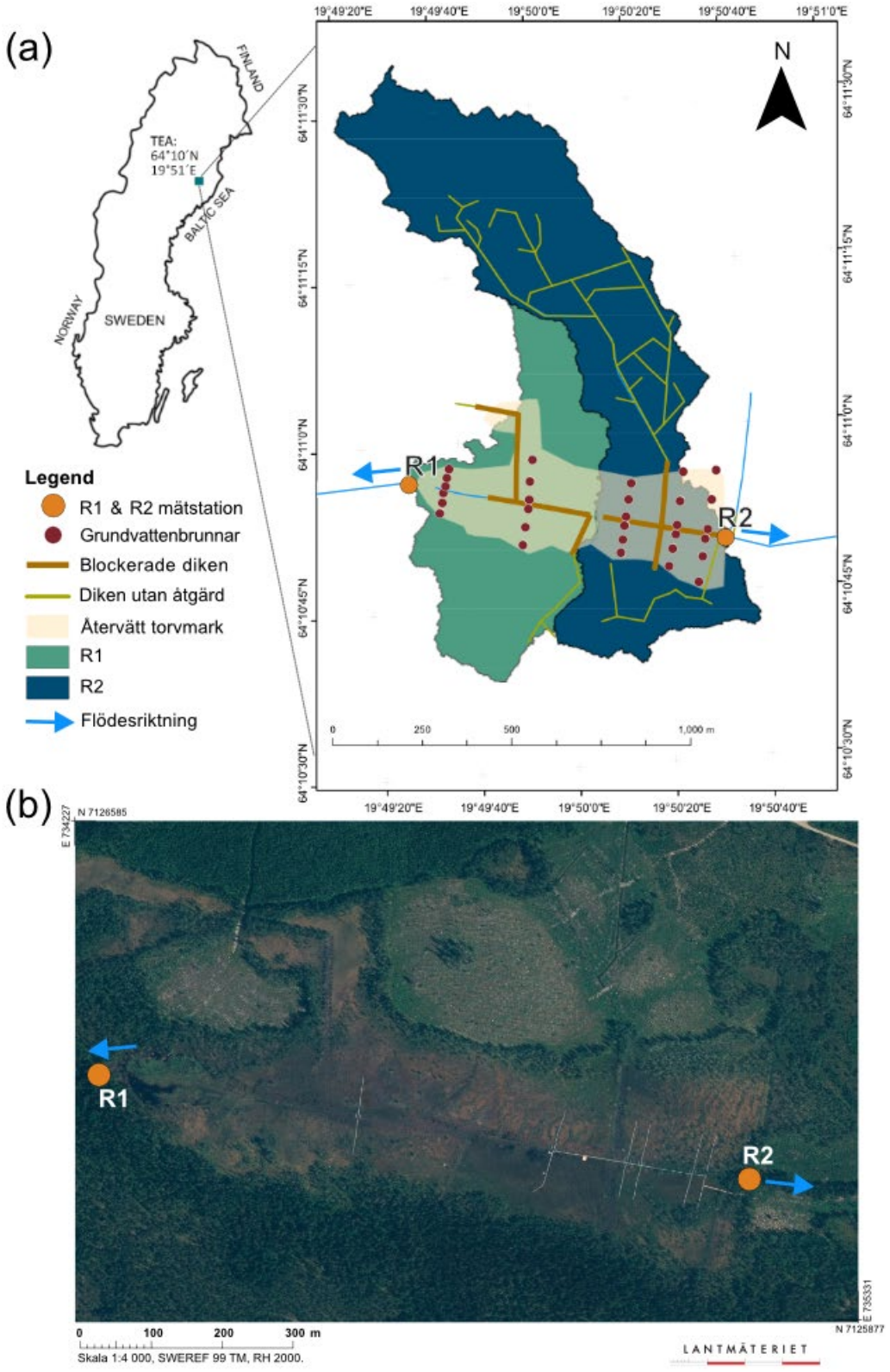
Återvätning av Stormyran vid Trollbergets försöksområde

Studien genomfördes på en dikad torvmark (Stormyran) inom Trollbergets försöksområde (TEA) beläget cirka 50 kilometer nordväst om Umeå, Sverige (64.15 N, 19.92 E; Figur 3). Stormyran är ett näringsfattigt minerogent kärr. Före återvätning dominerades myren av vitmossor (*Sphagnum* spp.), starr och gräsväxter, lågväxta buskar samt ett glest trädskikt (grundyta = 2,6 m^2 ha^{-1}) av långsamväxande tall (*Pinus sylvestris*). Kringliggande avrinningsområde består huvudsakligen av humuspodzol, med vissa fuktigare delar bestående av histosoler. Genomsnittligt torvdjup är 2,4 m (Laudon et al., 2023). Torvens bulkdensitet varierar mellan 0,05 och 0,13 g cm^{-3} inom de översta 55 cm av torvprofilen, med en generellt ökande densitet med avstånd från dränerande dike samt torvdjup (Casselgård, 2020). Studieområdet har ett kallt tempererat fuktigt klimat, med långa vintrar och permanent snötäcke från mitten av november till slutet av april. Årsmedeltemperaturen (30 års medel från 1991 till 2020) är +2,4°C, och den genomsnittliga årliga nederbörden är 638 mm, varav cirka 30 % faller som snö (Laudon et al., 2021).

Torvmarken vid TEA dränerades ursprungligen i början av 1920-talet genom manuell dikesgrävning, främst för att stödja skogsproduktionen. På grund av näringsbrist var trädtillväxten sparsam och torvmarken förblev i stort sett improduktiv (Laudon et al., 2023). Området är uppdelat i två avrinningsområden, R1 och R2, som dränerar i olika riktningar och omfattar 33 hektar respektive 60 hektar (Figur 3). Mätningar och provtagning utfördes vid de enskilda utloppen av dessa avrinningsområden i så kallade överfallsdammar med tillhörande datalogger för kontinuerliga flödesmätningar. I kort så har alla TEA-vattendrag provtagits för vattenkemi mellan 25 och 40 gånger per år med ett basprogram på varannan vecka under växtsäsong, månadsvis under vintern och mer frekvent under högflöden (se bilaga för detaljer). 30 grundvattenrör, installerade till underliggande mineraljord har också kontinuerligt mäts avseende vattennivå och provtagits för kemiska analyser. Båda avrinningsområdena delar liknande topografiska och vegetationsmässiga egenskaper, men historiska kartor visar att R1 en gång innehöll en damm med öppet vatten innan dräneringen. På 1930-talet sträckte sig dräneringsarbetet in i de mer höglänta områdena kring torvmarken, vilket resulterade i anläggning av 1 152 meter diken i R1 och 5 189 meter i R2 (Laudon et al., 2021). För att återställa torvmarken genomförde Länsstyrelsen Västerbotten i november 2020 en igenläggning av diken inom torvmarken. Som ett resultat fylldes 59 % av R1:s diken och 16 % av R2:s diken igen. Återvätningsåtgärden innebar att diken fylldes med torv från platsen, och förstärktes med jämna mellanrum med stockar från avverkat virke inom området. Dessa stockar placerades horisontellt över diket, utom vid de två utloppen, där de trycktes ned vertikalt i torven och förstärktes med ett skikt av geotextilduk. För att minimera markstörningar från de maskiner som användes vid återvätningen, användes mobila timmermattor att köra på när maskinerna korsade myren. Dessutom avverkades det glesa skogsbeståndet för att minska evapotranspirationen och ytterligare öka återvätningen (Karimi et al., 2024). Efter återvätning återuppstod en damm med öppet vatten i R1, cirka 100 meter uppströms om provtagningsplatsen (Figur 3b).

För att utvärdera effekterna av återvätning på hydrologi och vattenkvalitet användes två närliggande odränerade torvmarker som referensområden där detaljerad forskning pågått i över 20 år. Dessa har liknande topografi och klimatförhållanden som den återvätta torvmarken. Den första referensplatsen, avrinningsområde C4 i

Krycklan Catchment Study (KCS, 64,25°N, 19,46°E), är ett näringsfattigt, minerogent kärr som ligger cirka 10 kilometer från den återvätta torvmarken (Ref C4). Detta avrinningsområde, som omfattar 18 hektar, har torvjord som domineras av *Sphagnum* spp. och har varit en del av Svartbergets infrastruktur sedan början av 1980-talet (Laudon et al., 2021). Den andra referensplatsen, Degerö Stormyr (Ref C18; 64,11°N, 19,33°E), är ett näringsfattigt, minerogent kärr som ligger cirka 24 kilometer från TEA, inom Kulbäckslidens experimentområde (Noumonvi et al., 2023). Degerö Stormyr sträcker sig över 650 hektar och är en ostörd torvmark med ett genomsnittligt torvdjup på tre till fyra meter (Nilsson et al., 2008). Torvmarken ligger över en relativt ogenomtränglig morän och gnejsberggrund (Malmström, 1923). Vegetationen domineras av en blandning av gräs, vitmossor (*Sphagnum* spp.), och lågväxta buskar.

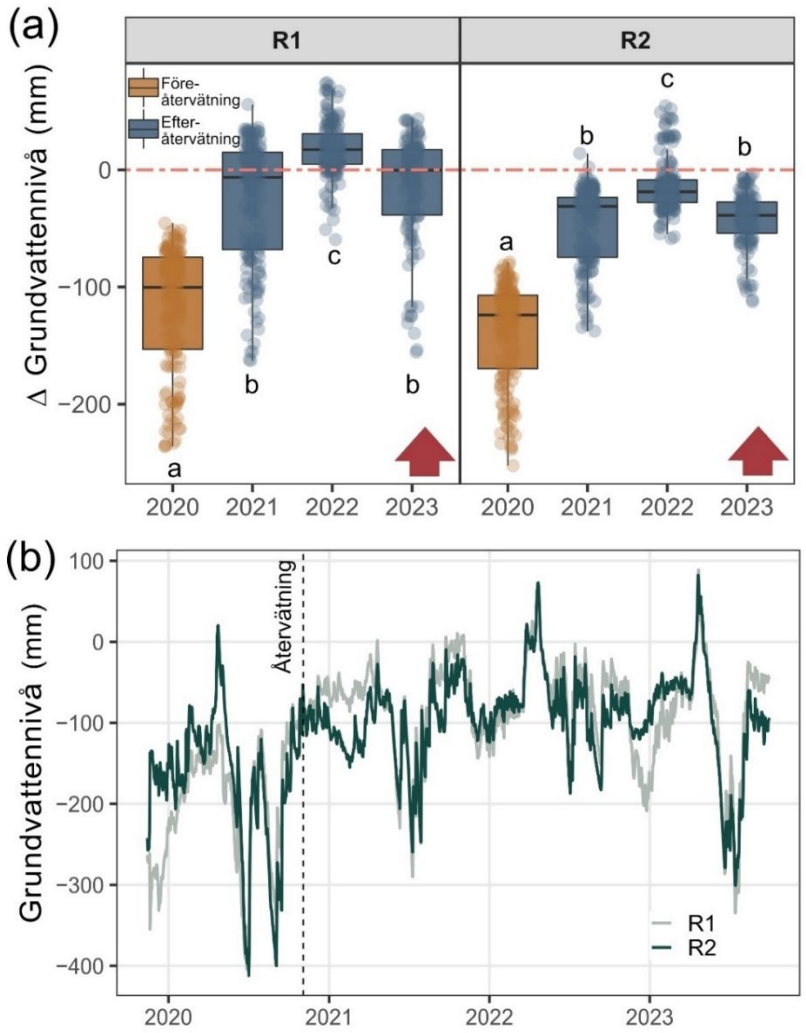


Figur 3. Restaurerade avrinningsområden i Trollbergets försöksområde med övervakningsplatser (A). Gula cirklar visar placeringen av utloppen från avrinningsområdena för R1 och R2 (dämningslägen) för den återvätta torvmarken. Röda små cirklar betecknar brunnar för grundvatten. Det är viktigt att notera att i R1 var 59 % av dikena blockerade medan i R2 endast 16 %. Flygfoto över den återvätade torvmarken med utlagda spångar synliga som ljusa linjer, 2022(B). (Flygfoto från Lantmäteriet). Anpassad från Karimi, (2025).

Vad händer med utloppsvattenkvaliteten efter återvätning?

Grundvattennivån ökar

Våra resultat visade att återvätningen ledde till att grundvattennivån över hela myren hamnade i genomsnitt 110 mm under marknivån, efter en signifikant höjning av grundvattennivån jämfört med perioden före återvätning ($p < 0,05$; Figur 4a). År 2020, före återvätning, var den relativa skillnaden i grundvattnet 130 mm. Ett år efter återvätning (2021) minskade denna skillnad till 40 mm. Grundvattnet 2022 (två år efter återvätning) var nästan densamma på de återställda och kontrollplatserna (-85 mm respektive -83 mm). Totalt sett ökade medelgrundvattennivå på den återställda platsen med 64 mm år 2023 (tre år efter återvätning) jämfört med 2020, medan den på referensområdet minskade med 30 mm under samma period (Figur 4b).

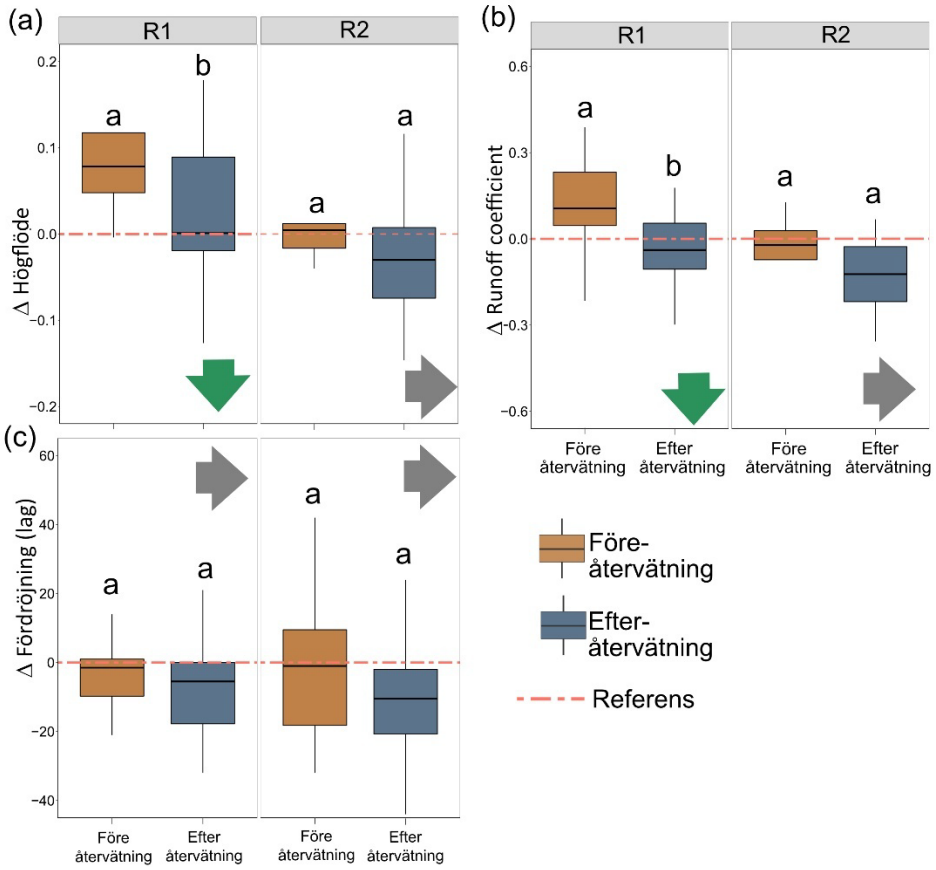


Figur 4. Grundvattennivån i Stormyrans återställda torvmark, före och efter återvätning. (a) Skillnader i grundvattennivån mellan behandlings- och kontrollområdena före och efter återvätning. Skillnaden beräknas som behandling minus kontroll, så positiva värden indikerar att grundvattnet blev högre på behandlingsplatsen än på kontrollplatsen, medan negativa värden indikerar motsatsen. Laxfärgad horisontell streckad linje anger kontrollreferensen. Den heldragna linjen i låddiagrammen är medianvärdet, lådornas övre och nedre gräns är interkvartilområdet (IQR) och tillhörande linjer visar 1,5 IQR-värdet. Cirklar representerar individuella datapunkter. Olika gemener anger signifikant skillnad ($p < 0,05$) mellan behandlingar. Röda pilar anger ökning efter återvätning. (b) Genomsnittlig daglig grundvattennivå från de två avrinningsområdena inom den återställda torvmarken.

Återvätning kan reglera hydrologiska extremer

Vi utvärderade effekterna av återvätning på den nederbördsgenererade avrinningen genom att analysera 47 olika nederbördstillfällen (17 före och 30 efter återvätning). Nederbördsintensiteten varierade mellan 5 och 50 mm före återvätning och mellan 2 och 63 mm efter. Relativa skillnader mellan de två avrinningsområdena (R1 och R2) från den återvätta torvmarken jämfört med kontrollområdena visas i Figur 5.

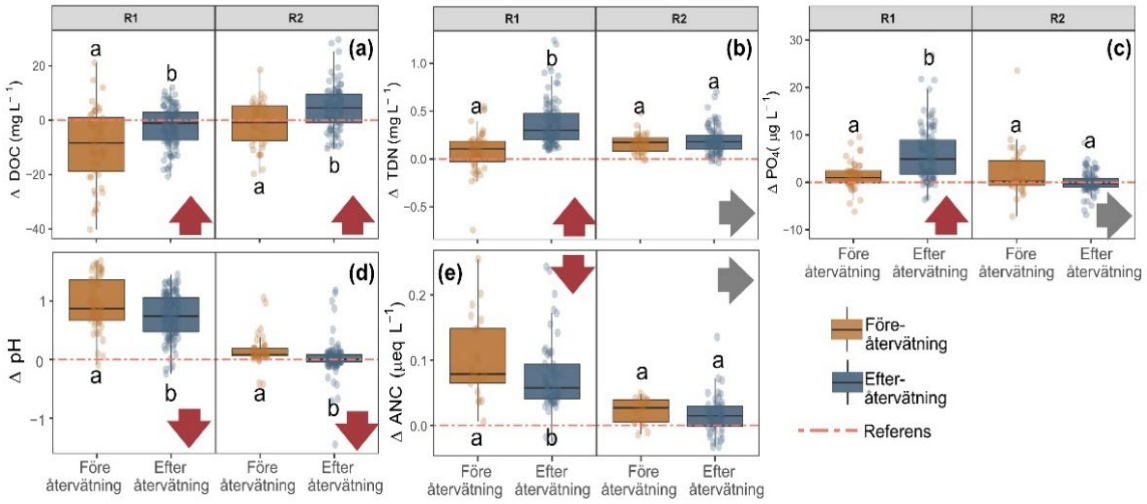
Våra resultat visade en signifikant minskning av det relativa maxflödet i R1, medan R2 uppvisade en viss ökning. I R1 minskade medianen av maxflödet från 0,14 till 0,10 mm h^{-1}, medan det i R2 ökade från 0,04 till 0,08 mm h^{-1}. Trots ökningar i avrinningskoefficienter för perioden efter återvätning i både behandlade och kontrollområden, observerades signifikanta minskningar endast i R1. Fördröjningen i avrinning (lag time) minskade i både R1 och R2, vilket var tvärtemot den ökning som observerades i kontrollområdet (dock ej statistiskt signifikanta). Dessutom minskade medianfördröjningen i både R1 och R2, vilket var i motsats till den ökning som observerades i referenserna. Dessa förändringar var dock inte statistiskt signifikanta.



Figur 5. Skillnader före och efter intervention för toppflöde (a), avrinningskoefficient (b), fördröjningstid (c) och hydrografformindex (d). Skillnaden beräknades som behandling minus kontroll, så positiva värden indikerar att det lösta ämnet är större på det behandlade området än på kontrollområdena, medan negativa värden indikerar motsatsen. Laxfärgad horisontell streckad linje anger referensnivån från kontrollen. Den heldragna linjen i låddiagrammet är medianvärdet, lådornas övre och nedre nivå är interkvartilområdet (IQR) och tillhörande streck visar 1,5IQR-värdet. Cirklar representerar individuella datapunkter. Olika gemener anger signifikant skillnad (p <0,05) mellan behandlingar. Gröna pilar anger minskning efter återvätning; grå pilar visar ingen förändring i måtten. Observera att skalorna för y-axlarna visar olika storheter på koncentrationer.

Påverkan på kol, näringsämnen, pH och buffertkapacitet i bäckvatten

Våra resultat visade på en signifikant ökning i koncentrationerna av DOC (löst organiskt kol), TDN (totalt löst kväve) och PO_4 (reaktivt fosfor) i R1 efter återvätning ($p < 0,05$; Figur 6). Samtidigt minskade pH och buffertkapaciteten mätt som ANC (Acid Neutralization Capacity). I R2 observerades en signifikant ökning av DOC och minskning av pH i R2 ($p < 0,05$; Figur 6a) i jämförelse med den orörda referensmyren (Ref C4). I R1 minskade pH med runt 0,35 pH till följd av en nästan 40-procentig minskning av ANC och ökande halten av DOC. DOC steg från 24 till 27 mg L^{-1}, men var fortfarande lägre än i referensområdet (30 mg L^{-1}). TDN ökade från 0,48 till 0,75 mg L^{-1}, vilket var nästan det dubbla jämfört med referensens 0,40 mg L^{-1}. PO_4-koncentrationen ökade från 5,0 till 9,0 mg L^{-1}, vilket var nästan tre gånger högre än i referensen (3,3 mg L^{-1}). I R2 minskade pH med knappt 0,1 pH-enhet, medan ANC halverades. Koncentrationerna av DOC och TDN låg kvar på samma nivåer efter återvätning, 32 respektive 0,53 mg L^{-1}, medan mediankoncentrationen av PO_4 minskade signifikant från 3,3 till 2,4 mg L^{-1} efter återvätning i R2. Skillnaden i effekt av återvätningen på mediankoncentrationen av DOC och den relativa koncentrationen (det vill säga en signifikant ökning var endast observerad för den relativa DOC-koncentrationen) berodde på ändrad mediankoncentration i referensområdet efter återvätning till följd av naturlig dynamik. Detta medförde att mediankoncentrationen av DOC minskade från 35 till 30 mg L^{-1} under perioden före och efter återvätning.



Figur 6. Skillnader före och efter intervention för relativ DOC (a), TDN (b) och PO_4 (c) koncentration, samt för pH (d) och ANC (Acid Neutralization Capacity; e). Skillnaden beräknades som behandling minus kontroll, så positiva värden indikerar att det lösta ämnet är större på behandlande områden än på kontrollen, medan negativa värden indikerar motsatsen. Laxfärgad horisontell streckad linje anger kontrollreferensen. Den heldragna linjen i låddiagrammen är medianvärdet, lådornas utsträckningar är interkvartilområdet (IQR) och medföljande streck visar 1,5IQR-värdet. Cirklar representerar individuella datapunkter. Olika gemener anger signifikant skillnad ($p < 0,05$) mellan behandlingar. Röda pilar anger ökning efter återvätning; grå pilar visar ingen förändring i koncentrationer. Observera att skalorna för y-axlarna visar olika storheter på koncentrationer.

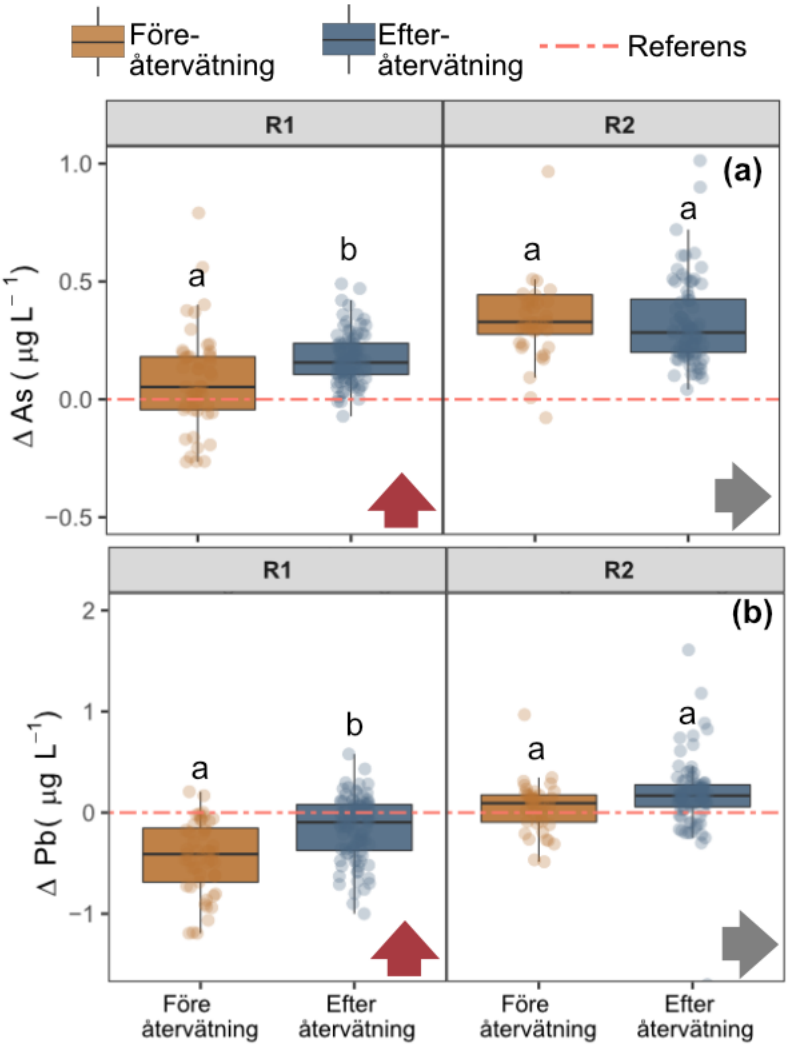
Att pH minskar efter återvätning beror på en kombination av att ANC minskar och att halten DOC stiger. Att ANC minskar beror på att vattnet tappar kontakt med underliggande mineraljord. Koncentrationerna av DOC, TDN och PO_4 ökade i avrinningen vid R1 efter återvätning, medan endast DOC-koncentrationen ökade vid R2. Eftersom återvätning genom dikespluggning även syftar till att öka vattenlagringen i torvmarken kan den observerade koncentrationsökningen bero på minskad avrinning, vilket leder till mer koncentrerade näringshalter i vattnet. För att testa detta beräknades exporten av DOC, TDN och PO_4 före och efter återvätning från de återvätta områdena R1 och R2, samt för den orörda referensmyren. Under det första året efter återvätning var exporten av DOC, TDN och PO_4 högre än året före återvätning i R1 (Tabell 1). I R2 minskade dock exporten av DOC och TDN. Ökningen av PO_4 -exporten i R1 var särskilt hög, med en ökning på 28 g ha $^{-1}$ år^{-1}. Under andra och tredje året minskade exporten av DOC, TDN och PO_4, både i R1 och R2. Samtidigt minskade exporten av DOC, TDN och PO_4 från den orörda referensmyren under det första, andra och tredje året. Slutligen, under det fjärde året efter återvätning ökade exporten av DOC, TDN och PO_4 från R1, R2 samt från referensmyren. Den årliga exporten under det fjärde året av DOC, TDN och PO_4 var dock fortfarande lägre jämfört med året före återvätning, med undantag för exporten av PO_4 i R1 (30 g ha^{-1} år^{-1}).

Tabell 1. Återvätningseffekter på total export av DOC, TDN och PO_4 före återvätning och åren efter återvätning. Den procentuella förändringen anger variationen från år till år. De olika färgerna visar förhållandet mellan procentuella förändringar och andra värden i tabellen.

	R1	R2	Referens	R1	R2	Referens
DOC		**(kg ha^{-1} år^{-1})**			**(% förändring)**	
Före återvätning	1,9	1,1	2,3			
1 år efter återvätning	1,9	0,7	1,5	2%	-35%	-33%
2 år efter återvätning	1,2	0,5	1,0	-37%	-23%	-32%
3 år efter återvätning	0,7	0,3	1,0	-41%	-44%	-5%
4 år efter återvätning	1,2	0,5	1,1	73%	75%	7%
TDN		**(kg ha^{-1} år^{-1})**			**(% förändring)**	
Före återvätning	3,8	1,8	2,9			
1 år efter återvätning	4,2	1,1	2,0	9%	-39%	-30%
2 år efter återvätning	3,2	0,9	1,4	-23%	-18%	-33%
3 år efter återvätning	1,8	0,5	1,2	-44%	-48%	-11%
4 år efter återvätning	2,7	0,8	1,3	49%	63%	3%
PO_4		**(g ha^{-1} år^{-1})**			**(% förändring)**	
Före återvätning	22	4,3	20			
1 år efter återvätning	50	4,8	17,4	127%	10%	-15%
2 år efter återvätning	49	4,4	13,8	0%	-8%	-20%
3 år efter återvätning	22	2,1	11,3	-56%	-52%	-18%
4 år efter återvätning	30	3,7	10,1	38%	78%	-11%

Ökning av lagrade föroreningar

Vi observerade en signifikant ökning av arsenik (As) och bly (Pb) i R1 i jämförelse med referensmyren (Ref C4) efter återvätning ($p < 0,05$), medan ingen signifikant förändring observerades i R2 ($p > 0,05$; Figur 7). Mediankoncentrationen för As i R1 förändrades dock inte signifikant, men minskade signifikant i R2 från 0,73 till 0,59 µg L^{-1}. Skillnaden i effekt av återvätning mellan mediankoncentration av As och den relativa koncentrationen (det vill säga en signifikant ökning var endast observerad för den relativa As koncentrationen) berodde på ändrad mediankoncentration i referensområdet efter återvätning. Naturliga variationer gjorde att mediankoncentrationen av As minskade signifikant från 0,41 till 0,28 µg L^{-1} under perioden före och efter återvätning. Dessa resultat visar vikten av experimentets BACI-design, där vår analys tar hänsyn till naturliga variationer av ämneskoncentrationen i avrinning. Mediankoncentrationen av Pb ökade signifikant i R1 från 0,31 till 0,49 µg L^{-1} efter återvätning, dock fortfarande lägre än mediankoncentrationen i den orörda referensen (0,62 µg L^{-1}) under samma period. Under tiden förblev mediankoncentration av Pb på samma nivåer före som efter återvätning, 0,84 µg L^{-1}.



Figur 7. Skillnader före och efter återvätning för relativ As (a) och Pb (b) koncentration. Skillnaden beräknades som behandling minus kontroll, så positiva värden indikerar att det lösta ämnet är större på behandlingsstället än på kontrollstället, medan negativa värden indikerar motsatsen. Laxfärgad

horisontell streckad linje anger kontrollreferensen. Den heldragna linjen i låddiagrammen är medianvärdet, lådans utbredning är det interkvartila intervallet (IQR) och tillhörande streck visar 1,5IQR-värdet. Cirklar representerar individuella datapunkter. Olika gemener anger signifikant skillnad (p <0,05) mellan behandlingar. Röda pilar anger ökning efter återvätning; grå pilar visar ingen förändring i koncentrationer. Observera att skalorna för y-axlarna är olika mellan graferna.

För att testa om ökningen av koncentrationen av Pb och As i avrinning från R1 också innebar en ökning av den årliga totala belastningen av dessa två föroreningar, beräknade vi ökningen av den årliga exporten i R1 och R2 före och efter återvätning, såväl som i den orörda referensmyren (Tabell 2). Under det första året efter återvätning fann vi en ökning av Pb-exporten i utloppet av R1 och en minskning under det andra och tredje året, medan Pb-exporten i R2 minskade under det första, andra och tredje året. Under det fjärde året ökade dock Pb-exporten i både R1 och R2. I synnerhet var ökningen av Pb-exporten i R1 under det första året särskilt hög, och nådde en total årsexport på 4 g ha^{-1} $år^{-1}$, nästan är dubbelt jämfört med exporten före återvätning. Den totala exporten av Pb efter återvätning, med undantag för i R1 under det första året efter återvätning, nådde aldrig högre belastning än före återvätning. Exporten av Pb i den orörda referensmyren minskade under första, andra och tredje året medan den ökade under det fjärde året. Exporten av As visade inget konstant mönster efter återvätning. Exporten minskade det första året efter återvätning, ökade det andra året, minskade igen under det tredje året och slutligen ökade under det fjärde året både i R1 och R2. Den totala exporten av As efter återvätning nådde aldrig högre belastning än före återvätning. As-exporten från den orörda referensmyren minskade under det första, andra och tredje året och ökade under det fjärde året.

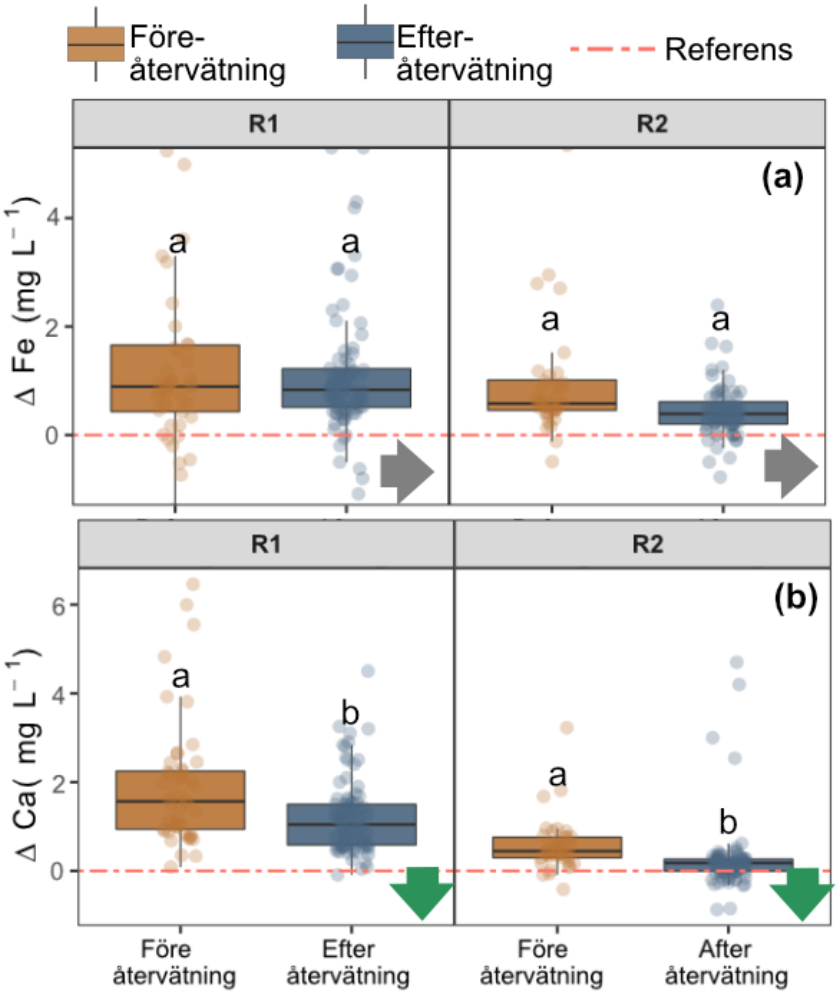
Tabell 2. Återvätningseffekter på total export av Pb och As före återvätning och år efter återvätning. Den procentuella förändringen anger variationen från år till år. De olika färgerna visar förhållandet mellan procentuella förändringar och andra värden i tabellen.

	R1	R2	Referens	R1	R2	Referens
Pb		(g ha^{-1} $år^{-1}$)			(% förändring)	
Före återvätning	2,8	2,5	5,0			
1 år efter återvätning	4,0	1,7	2,9	46%	-32%	-41%
2 år efter återvätning	2,6	1,4	2,5	-37%	-17%	-16%
3 år efter återvätning	1,4	0,7	2,4	-47%	-49%	-2%
4 år efter återvätning	2,2	1,3	2,8	60%	79%	14%
As		(g ha^{-1} $år^{-1}$)			(% förändring)	
Före återvätning	3,1	2,7	2,4			
1 år efter återvätning	2,6	0,9	1,3	-16%	-66%	-48%
2 år efter återvätning	2,7	1,4	1,2	1%	56%	-5%
3 år efter återvätning	1,1	0,5	0,9	-60%	-66%	-22%
4 år efter återvätning	1,8	0,9	1,0	73%	86%	1%

Övriga näringsämnen

Vi observerade en signifikant minskning av Ca-koncentrationen (kalcium) (p <0,05, Figur 8b) samt oförändrad Fe-koncentration (järn) (p <0,05; Figur 8a) för både R1 och R2 efter återvätning, när de analyserades i förhållande till den orörda myren (Ref C4). R1, R2 samt referensmyren visade ingen signifikant förändring i Fe-koncentration mellan perioden före och efter återvätning, med en

mediankoncentration på 2,1 mg L^{-1}, 1,3 mg L^{-1} respektive 1,0 mg L^{-1}. Omvänt visade R1, R2 och referensmyren en signifikant minskning av Ca-koncentrationen mellan perioden före och efter återvätning från 2,7 till 2,0 mg L^{-1} i R1 ($p < 0,05$) och från 1,4 till 0,8 mg L^{-1} i R2 ($p < 0,05$).



Figur 8. Skillnader före och efter återvätning för relativ Fe (a) och Ca (b) koncentration. Skillnaden beräknades som behandling minus kontroll, så positiva värden indikerar att det lösta ämnet är större på behandlingsstället än på kontrollstället, medan negativa värden indikerar motsatsen. Laxfärgad horisontell streckad linje anger kontrollreferensen. Den heldragna linjen i låddiagrammen är medianvärdet, lådan utbredning är det interkvartila intervallet (IQR) och tillhörande streck visar 1,5IQR-värdet. Cirklar representerar individuella datapunkter. Olika gemener anger signifikant skillnad ($p < 0,05$) mellan behandlingar. Gröna pilar anger en minskning efter återvätning; grå pilar visar ingen förändring i koncentrationer. Observera att skalorna för y-axlarna.

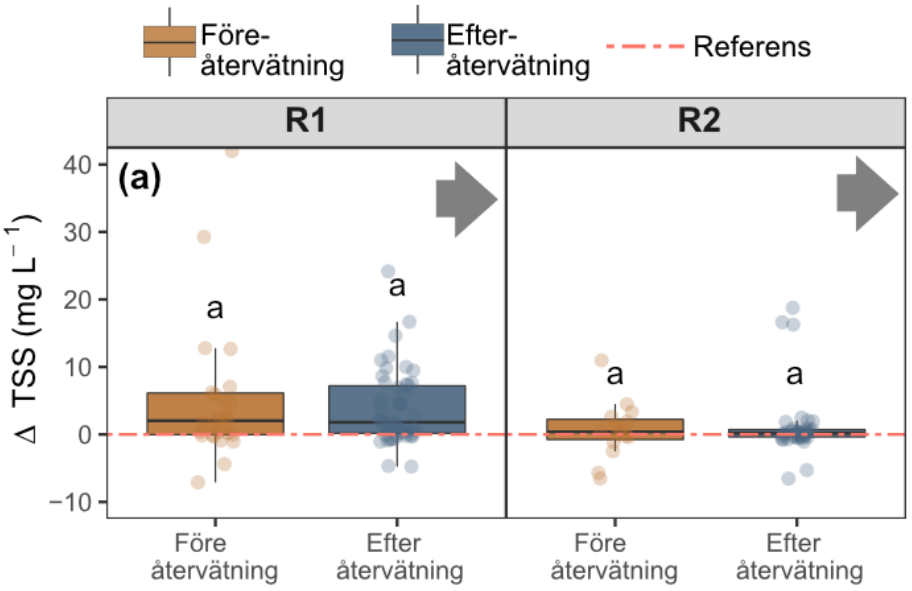
Exporten av Fe visade ett varierande mönster efter återvätning och var annorlunda mellan R1 och R2 (Tabell 3). Fe-exporten i R1 ökade det första året, minskade andra och tredje året och ökade slutligen fjärde året, medan Fe-exporten i R2 växlade mellan minskning och ökning mellan åren. På liknande sätt minskade Ca-exporten det första året efter återvätning, ökade det andra året, minskade igen det tredje året och ökade slutligen det fjärde året både i R1 och R2 (Tabell 3). Dessutom nådde den totala exporten av Fe och Ca efter återvätning aldrig högre belastningar än året före återvätning. Exporten av Ca i den orörda referensmyren minskade första, andra och tredje året efter återvätning medan den ökade under det fjärde året.

Tabell 3. Återvätningseffekter på den totala exporten av Fe och Ca före återvätning och år efter återvätning. Den procentuella förändringen anger variationen från år till år. De olika färgerna visar förhållandet mellan procentuella förändringar och andra värden i tabellen.

	R1	R2	Referens	R1	R2	Referens
Fe		**(kg ha^{-1} år^{-1})**			**(% förändring)**	
Före återvätning	12,1	7,0	5,9			
1 år efter återvätning	12,3	2,3	4,0	1%	-67%	-32%
2 år efter återvätning	10,4	3,6	4,0	-16%	55%	0%
3 år efter återvätning	4,0	0,9	2,9	-61%	-74%	-28%
4 år efter återvätning	7,9	2,3	2,9	96%	150%	-1%
Ca		**(kg ha^{-1} år^{-1})**			**(% förändring)**	
Före återvätning	14,4	4,5	5,7			
1 år efter återvätning	8,9	1,5	3,2	-38%	-67%	-44%
2 år efter återvätning	9,4	1,7	3,1	6%	16%	-4%
3 år efter återvätning	4,4	0,7	2,5	-53%	-62%	-18%
4 år efter återvätning	7,4	1,4	2,3	67%	106%	-8%

Ingen kortsiktig förändring av totalt suspenderat material

Koncentrationen av partiklar, eller totalt suspenderat material (TSS) i avrinnande vatten förändrades inte i förhållande till koncentrationerna i referensmyren (C4) efter återvätning i något av de återvätta avrinningsområdena (Figur 9).



Figur 9. Skillnader före och efter återvätning för koncentrationer av totala suspenderade fasta ämnen (TSS). Skillnaden beräknades som behandling minus kontroll, så positiva värden indikerar att det lösta ämnet är större på behandlingsstället än på kontrollstället, medan negativa värden indikerar motsatsen. Laxfärgad horisontell streckad linje anger kontrollreferensen. Den heldragna linjen i låddiagrammen är medianvärdet, lådutsträckningar är interkvartilområdet (IQR) och tillhörande streck visar 1,5IQR-värdet. Cirklar representerar individuella datapunkter. Olika gemener anger signifikant skillnad (p <0,05) mellan behandlingar. Grå pilar visar ingen förändring i koncentrationer. Notera olika skalor på y-axeln.

I allmänhet följde TSS-exporten i R1 samma mönster som observerades i referensmyren (C4), medan TSS-exporten i R2 påverkades annorlunda av återvätningen. Den årliga exporten av TSS från R1 var 19 % lägre det första året efter återvätning även om exporten i referensen (C4) också minskade med ungefär samma mängd (17 %). Minskningen i TSS-exporten i R2 följde inte samma mönster som i referensen, utan minskade kraftigt med 82 % jämfört med året före återvätning. Under det andra året efter återvätning minskade den årliga exporten ännu mer i både R1 och referensen, samtidigt som exporten i R2 stabiliserades. Tre år efter återvätning i R1, minskade TSS ytterligare 15 % till 15 kg ha^{-1} $år^{-1}$ och ökade sedan överraskande nog med 80 % det sista året av studien till 27 kg ha^{-1} $år^{-1}$, en nivå som mer liknar exporten före återvätning. TSS-exporten från referensmyren har mer eller mindre stabiliserats de senaste två åren och uppgick till 3,9 och sedan 2,3 kg ha^{-1} $år^{-1}$ under det fjärde året. Detta var i motsats till R2, där den årliga exporten av TSS minskade med 75 % det tredje året och har därefter inte har förändrats (17 % var en förändring från 0,6 till 0,7 kg ha^{-1} $år^{-1}$).

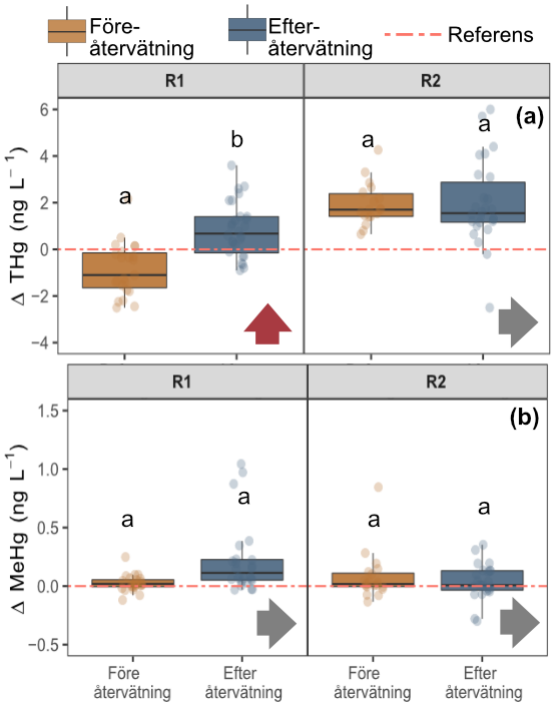
Tabell 4. Återvätningseffekter på den totala exporten av totala suspenderade partiklar (TSS) före och fyra år efter återvätning. Den procentuella förändringen anger variationen från år till år. De olika färgerna visar förhållandet mellan procentuella förändringar och andra värden i tabellen.

	R1	R2	Referens	R1	R2	Referens
TSS		**(kg ha^{-1} $år^{-1}$)**			**(% förändring)**	
Före återvätning	30	13,9	8,9			
1 år efter återvätning	25	2,5	7,4	-19%	-82%	-17%
2 år efter återvätning	17,9	2,5	3,0	-27%	0%	-59%
3 år efter återvätning	15,2	0,6	3,9	-15%	-75%	27%
4 år efter återvätning	27	0,7	2,3	80%	17%	-42%

Kvicksilver i rinnande vatten

Koncentrationen av THg (total kvicksilvermängd), men inte MeHg (metylkvicksilver), ökade signifikant i avrinningen från R1 i förhållande till koncentrationerna i referensmyren (C4) efter återvätning ($p < 0,05$). I R2 observerades ingen signifikant förändring i koncentration efter återvätning (Figur 10).

Den årliga exporten av THg från R1 var 36 % högre det första året efter återvätning även om exporten i referensmyren minskade jämfört med perioden före återvätning. Vidare ökade den årliga exporten av MeHg i R1 med 93 % jämfört med före återvätning, även om koncentrationerna vid referensen bara var 11 % högre under detta år jämfört med året före återvätning (Tabell 5).



Figur 10. Skillnader före och efter återvätning för THg (a) och MeHg (b) koncentrationer. Skillnaden beräknades som behandling minus kontroll, så positiva värden indikerar att det lösta ämnet är större på behandlingsstället än på kontrollstället, medan negativa värden indikerar motsatsen. Horisontell streckad linje anger referensvärdet. Den heldragna linjen i låddiagrammen är medianvärdet, lådans utsträckningar är interkvartilområdet (IQR) och tillhörande streck visar 1,5IQR-värdet. Cirklar representerar individuella datapunkter. Olika gemener anger signifikant skillnad (p <0,05) mellan behandlingar. Röda pilar anger ökning efter återvätning; grå pilar visar ingen förändring i koncentrationer. Notera olika skalor på y-axeln.

År två till fyra var exporten av THg och MeHg inte nämnvärt högre i R1 eller R2 jämfört med referensen, förutom av THg år fyra då exporten var 60 % högre jämfört med före återvätning, medan exporten i referensen inte förändrades (Tabell 5).

Tabell 5. Återvätningseffekter på total export av THg och MeHg före återvätning och fyra år efter återvätning. Den procentuella förändringen anger variationen från år till år. De olika färgerna visar förhållandet mellan procentuella förändringar och andra värden i tabellen.

	R1	R2	Referens	R1	R2	Referens
THg	**(mg ha^{-1} år^{-1})**			**(% förändring)**		
Före återvätning	25	18,8	33			
1 år efter återvätning	34	12,5	27	36%	-34%	-18%
2 år efter återvätning	18,4	8,5	21	-46%	-32%	-23%
3 år efter återvätning	11,3	5,7	15,4	-39%	-33%	-26%
4 år efter återvätning	18,0	10,0	15,4	60%	74%	0%
MeHg	**(mg ha^{-1} år^{-1})**			**(% förändring)**		
Före återvätning	1,4	0,8	1,5			
1 år efter återvätning	2,7	0,5	1,7	93%	-41%	11%
2 år efter återvätning	1,6	0,4	0,9	-40%	-5%	-47%
3 år efter återvätning	3,3	0,9	2,0	106%	108%	128%
4 år efter återvätning	3,0	1,5	1,4	-9%	58%	-30%

Diskussion om resultat

Trots ett stort vetenskapligt och politiskt intresse för återvätning av dikade torvmarker i Sverige är den tillgängliga litteraturen om dess effekter fortfarande begränsad, särskilt vad gäller påverkan på hydrologisk funktion och vattenkvalitet i nedströms sötvattenssystem. Detta har lett till en betydande kunskapslucka kring hur återvätning påverkar variationer i grundvattennivå, översvämningsfrekvens, export av näringsämnen och föroreningar samt mobilisering av naturligt förekommande ämnen. Våra resultat visar att återvätningen har lett till tydliga förändringar i torvmarkens hydrologi, särskilt en höjning av grundvattennivå. Denna höjning har i sin tur påverkat biogeokemiska processer, vilket resulterat i ökad export av kol (C), kväve (N), fosfor (P) och lagrade föroreningar. Även pH påverkas negativ av återvätning där en återförsurning kan ske. Detta beror främst på att buffertkapaciteten späds ut då återvätningen leder till att det grundvatten som når vattendragen tappar kontakten med underliggande mineraljord som är mer välbuffrad. Tillsammans med ökade halter av DOC kan relativt stor minskning av pH ske.

Att undersöka responsen på grundvattennivå är centralt för att bedöma återvätningens effektivitet för klimatskäl. Våra data visar att mediangrundvattennivå ökade signifikant redan första året efter återvätning, medan referensområdena uppvisade stabila nivåer. Det tyder på att återvätningen varit effektiv i att återställa grundvattennivån. Dessa resultat överensstämmer med tidigare studier i boreala ekosystem (Haapalehto et al., 2011; Ketcheson & Price, 2011) samt en nyligen genomförd metaanalys (Bring et al., 2022). I Trollberget hamnade grundvattenivån 110 mm under markytan i genomsnitt under de tre år mätningarna pågick, vilket är nära det mål på 100 mm som var målsättningen för att optimera en positiv klimatpåverkan.

Effektiviteten i att blockera diken påverkas av flera faktorer, såsom torvmarkens ursprungliga tillstånd, graden av nedbrytning och förändringar i markens egenskaper (Menberu et al., 2016). Våra data indikerar att återvätningen resulterade i ett mer reglerat hydrologiskt beteende som ger en naturlig dämpning av översvämningsrisken, trots den relativt korta tiden sedan återvätning. Responsen kan dock variera beroende på vegetationstyp och initiala fuktförhållanden, där kraftig nederbörd kan utlösa snabb avrinning och punktvisa utsläpp (Holden & Burt, 2003). Specifikt observerades en tydlig minskning i maxflöde vid avrinningsområdet R1 efter återvätning. Detta tyder på förbättrad nederbördsretention och minskad översvämningsintensitet, trots stigande grundvattennivåer (Shantz & Price, 2006). Även om lägre avrinningstakt efter återvätning kan öka risken för ytavrinning, sker detta långsammare än via dikessystem vilket därmed kan bidra till minskade maxflöden (Grand-Clement et al., 2013). I R1 fanns en gammal damm med öppet vatten vilket bidrog ytterligare till att minska avrinningen, medan dominans av vitmossa hjälper till att minska erosion och översvämningstoppar. Dessutom minskade flödesvariation, en effekt som verkar bero både på dikespluggningen samt vegetation, då pluggningen i sig inte visat sig ha någon påverkan på avrinningen vid högflödesepisoder (Shuttleworth et al., 2019). Slutligen, och tvärtemot förväntningarna, minskade fördröjningen mellan starten på en nederbördsperiod och maxavrinning efter återvätning i de båda återvätta avrinningsområdena. Det är dock viktigt att notera att denna minskning, även om den observerades, inte var statistiskt signifikant. En kortare fördröjningstid kan stödja förklaringen att de flödestoppar

som observerats efter återvätning berodde på mätplatsens närhet, medan vatten från uppströms områden dämpades innan det nådde utloppet (Gatis et al., 2023).

De tydliga minskningarna i maxflöde och avrinningskoefficient som observerades vid R1, jämfört med de icke-signifikanta förändringarna vid R2, kan förklaras av flera faktorer. Dels visade vår BACI-baserade analys att R1 före återvätning hade en snabbare hydrologisk respons. Däremot var R2 redan före återvätningen mer lik referensområdet, vilket begränsar möjligheten att upptäcka betydande förändringar efter återvätning. Dessutom genomgick en mindre andel av avrinningsområdet R2 återvätning jämfört med R1, vilket sannolikt resulterade i lägre total vattenlagringskapacitet i R2. Som ett resultat kan vatten fortfarande rinna ut snabbare vid R2, vilket minskar de observerbara effekterna av återvätning. En annan bidragande faktor kan vara återskapandet av en damm nära uppströms R1, vilken efter återvätning hjälper till att hålla kvar avrinning. Dessa kontraster understryker vikten av platsspecifik kunskap och behovet av förståelse för variationen i hydrologisk effekt beroende på utgångsläge och återvätningens omfattning.

Våra resultat tyder på att den försämrade vattenkvaliteten efter återvätning, med ökade halter av näringsämnen och föroreningar, verkar drivas av förändringar i grundvattennivå. Ett mer ytligt grundvatten återansluter tidigare hydrologiskt avskurna kolrika marklager till avrinningen, vilket även gör dem tillgängliga för nedbrytning. Den ökade vattenvolymen kan även leda till ändrade flödesvägar, vilket påverkar mobiliseringen av kolpooler (Strack et al., 2008). Den observerade ökningen av TDN förklaras sannolikt av mer syrefria förhållanden som möjliggör mobilisering av organiskt kväve (Koskinen et al., 2017), eller av att ammonium ackumuleras i brist på nitrifikation (Kaila et al., 2016). På liknande sätt ökade P-koncentrationerna signifikant efter återvätning. Även om denna effekt överensstämmer med resultat från andra återvätningsstudier, är de specifika mekanismer som styr mobilisering av P under syrefattiga förhållanden fortfarande mindre kända (Koskinen et al., 2017). Den högre exporten av MeHg från R1 jämfört med referensområdet (C4) kan bero på ökad omfattning av syrefattiga miljöer vilket stimulerar tillväxt och aktivitet av anaeroba mikroorganismer som kan metylera kvicksilver. Förhöjd MeHg-export observerades dock under det första året efter återvätning, och ytterligare forskning behövs för att avgöra om detta bara är en initial effekt eller en indikation på en mer långsiktig förändring.

Återvätning har i andra länder, som Finland och Irland, använts framgångsrikt för att minska sediment- och näringsläckage (Evans et al., 2006; Vasander et al. 2003). I vår studie påverkades dock partikel, eller TSS-koncentrationerna (totalt suspenderat material), olika mellan områdena. R1 visade en initial minskning följt av en ökning efter fyra år, vilket kan tyda på instabilitet eller ökad sedimentmobilisering. R2 uppvisade däremot en stabil och varaktig minskning i TSS, vilket tyder på förbättrad vattenkvalitet. Dessa olika utfall betonar vikten av långsiktig, platsspecifik övervakning.

Litteraturen om återvätningens effekter på export av C, N, P och olika föroreningar via avrinning från näringsfattiga torvmarker är fortfarande motstridig. Den observerade ökningen i DOC i vårt fall motsäger resultat från Finland, där DOC i torvens porvatten minskade efter återvätning (Menberu et al., 2017), medan de överensstämmer med resultat från näringsrika kärr (Koskinen et al., 2017). Ökad export av dessa ämnen har betydande ekologiska konsekvenser (Cloern, 2001; Creed et al., 2018) för nedströms ytvattensförekomster och kan påverka ekosystemtjänster

som fiskproduktion och rekreation (Smith & Schindler, 2009). Dessutom kan förhöjda halter av kol och föroreningar försvåra produktionen av dricksvatten (Lavonen et al., 2013; Smith et al., 2006). I denna studie fann vi vidare att THg-koncentrationerna ökade i R1, troligen på grund av samtransport med organiska föreningar. Även om det främst är den organiska formen av Hg, MeHg, som är biotillgänglig, kan mobiliseringen av oorganiskt Hg vara problematisk om Hg metyleras i nedströms ekosystem.

Sammanfattningsvis verkar den återvätta torvmarken som studerats vid TEA, efter över ett sekel av dränering, ännu inte ha återfått sin naturliga funktion, trots en direkt positiv respons på hydrologin. En fullständig hydrologisk och ekologisk återhämtning kan dock ta betydligt längre tid än de fyra år sedan återvätning som rapporteras här. Trots att vår studieperiod var längre än i många andra studier, är den fortfarande otillräcklig för att fullt ut förstå återvätningens effekter på hydrologi och vattenkvalitet, särskilt i ett framtida klimatperspektiv. Fortsatt långsiktig övervakning är därför avgörande för att utvärdera återvätningens effekter på torvmarkens ekosystemfunktioner.

Dikesrensning och skogsvård

Skogsbruk är den dominerande markanvändningen i många skogar världen över och utgör en viktig ekonomisk drivkraft i många regioner och länder (Birdsey & Pan, 2015). I Sverige och Finland, utgör skog över 50 % av landarealen, varav mer än 70 % klassificeras som produktiv skogsmark och brukas aktivt. I takt med övergången till en biobaserad ekonomi ökar den globala efterfrågan på skogsbiomassa. I både Sverige och Finland tillgodoses en stor del av denna efterfrågan genom avverkning av träd på torvmarker som historiskt dikats för skogsproduktion (Nieminen et al., 2018). Detta kan ha betydande ekologiska konsekvenser för både terrestra och akvatiska ekosystem, genom att påverka hydrologiska processer (Figur 11) på både kort och lång sikt (Hornbeck et al., 1997; Koivusalo et al., 2008), samt förändrar lagring, tillgänglighet och export av näringsämnen och föroreningar (Kļaviņa et al., 2021).

Trots att vattnet som rinner genom produktionsskogar i allmänhet bedöms hålla hög kvalitet (Kauffman & Belden, 2010), har intensivt och mekaniserat skogsbruk i Sverige visat sig kunna utsätta vattendrag för flera stressfaktorer som riskerar att försämra vattenkvaliteten (Kuglerová et al., 2021). Den typiska svenska skogsskötselcykeln innefattar flera nyckelåtgärder: mekanisk markberedning (till exempel harvning eller högläggning), plantering (främst av gran och tall), följt av röjning, gallring och slutavverkning (även kallat föryngringsavverkning), samt underhåll av dikesnätet. Den sistnämnda åtgärden, så kallad dikesrensning, innebär att vegetation och sediment tas bort från gamla diken som förlorat sin dräneringsfunktion (Nieminen et al., 2018). Varje steg i denna kedja kan påverka vattenflödet och bidra till ökade halter och flöden av kol (C), kväve (N), fosfor (P) och andra föroreningar i avrinningen (Löfgren et al., 2009). Sådana förändringar kan få allvarliga följder för vattenkvaliteten i nedströms ekosystem och påverka deras ekologiska funktion och hälsa.

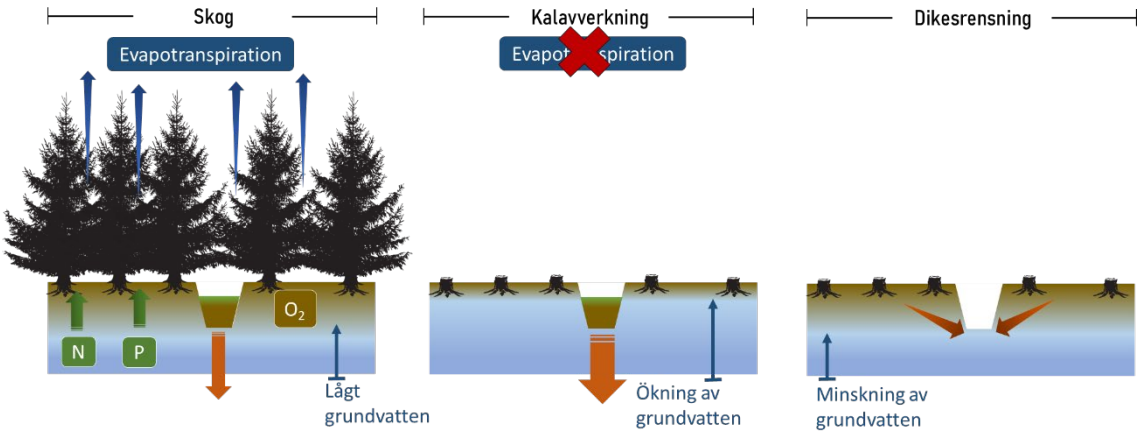
Föryngringsavverkning[1] (fortsatt benämnt kalavverkning eller avverkning) och dikesrensning (underhåll av befintliga dräneringsdiken) är två vanliga skogsbruksåtgärder som direkt påverkar grundvattennivån, avrinningshydrologin samt transporten av sediment, näringsämnen, löst organiskt kol (DOC), samt metaller och spårämnen från antropogena källor (Piirainen et al., 2020). Kalavverkning förändrar hydrologin i avrinningsområden genom att höja grundvattennivån och öka ytavrinningen (Sørensen et al., 2009). Detta beror främst på att utan träd minskar evapotranspirationen, samtidigt som snöansamling och snösmältning ökar på de exponerade hyggena. Flera studier från både Sverige och Finland har undersökt kalavverkningens påverkan på näringsdynamiken i skogsavrinningsområden, och resultaten visar genomgående förhöjda koncentrationer av DOC, kväve (N) och fosfor (P) i ytvatten. Detta beror på störningar i markens näringskretslopp och vattenbalans (Nieminen et al., 2017; Shah et al., 2022). Däremot är kunskapen om dikesrensningens effekter i Sverige, särskilt på avrinningsnivå, fortfarande begränsad på grund av bristen på studier som behandlar dess hydrologiska och vattenkemiska konsekvenser.

[1] Föryngringsavverkning innebär att du avverkar träden i ett äldre bestånd och därmed ger plats för en ny generation skog. Exempel på former av föryngringsavverkning är kalavverkning, fröträdsställning och skärmställning. En avverkning bör utformas så det kommande föryngringsarbetet ger ett bra och säkert resultat och att du tar tillräcklig hänsyn till natur- och kulturmiljön samt rennäringens intressen.

Dikesrensning genomförs ofta i samband med kalavverkning för att sänka grundvattennivån och bevara syrerika förhållanden i de övre marklagren, vilket gynnar de nya trädplantornas etablering (Sikström & Hökkä, 2016). I praktiken innebär detta att igenväxande diken rensas till sitt ursprungliga djup genom att avlägsna ackumulerad vegetation och sediment, i syfte att återställa dräneringsfunktionen.

Forskningen kring dikesrensning har dock visat motstridiga resultat. Vissa studier rapporterar ökad export av näringsämnen och DOC (Nieminen et al., 2018), medan andra inte visar någon signifikant förändring (Manninen, 1998) eller till och med en minskning av näringstransporten (Nieminen et al., 2002). Dessa skillnader kan sannolikt förklaras av variationer i lokala förhållanden och de tidsskalor som studierna omfattar (Asmala et al., 2019; Kreutzweiser et al., 2008). De motstridiga resultaten understryker behovet av fler studier på avrinningsområdesskala med en kontrollerad försöksdesign.

Trots att kalavverkning och dikesrensning ofta genomförs mer eller mindre samtidigt, är deras kombinerade effekter på hydrologi och näringstransport i avrinningsområden fortfarande bristfälligt undersökta. Majoriteten av tidigare studier har fokuserat på enskilda skogsbruksåtgärder och har i stor utsträckning förbisett potentiella interaktioner och synergistiska effekter (Shah et al., 2022). Detta är särskilt relevant med tanke på förändrade grundvattenflöden och mobilisering av näringsämnen, där den sammantagna effekten kan vara mer betydande än tidigare antagits. I Sverige återstår frågan om hur man bör hantera den stora mängden av åldrande diken; bör dikesrensning intensifieras för att bevara skogsproduktionens potential, eller bör dikena lämnas orörda? För att möjliggöra välgrundade beslut krävs tydlig, evidensbaserad information om konsekvenserna av dessa alternativa skötselstrategier (Laudon et al., 2023).



Figur 11. Grafisk sammanfattning av förändringar i hydrologi efter kalavverkning och dikesrensning. Anpassad från Mosquera, (2024).

Dikesrensning vid Trollbergets försöksområde

Denna del av studien genomfördes vid dikesrensningsdelen av Trollbergets försöksområde (TEA), ett experimentellt studieområde etablerat 2018 för att undersöka effekterna av dikesrensning i historiskt dränerade boreala avrinningsområden, jämfört med att lämna de igenväxta dikesnäten orörda (Laudon et al., 2023). TEA-infrastrukturen är en del av Svartbergets forskningsstation som även inkluderar Krycklan Catchment Study (KCS, 64° 25' N, 19° 46' E), där data från långtidsstudier i skogsdominerade avrinningsområden användes som referens i denna studie.

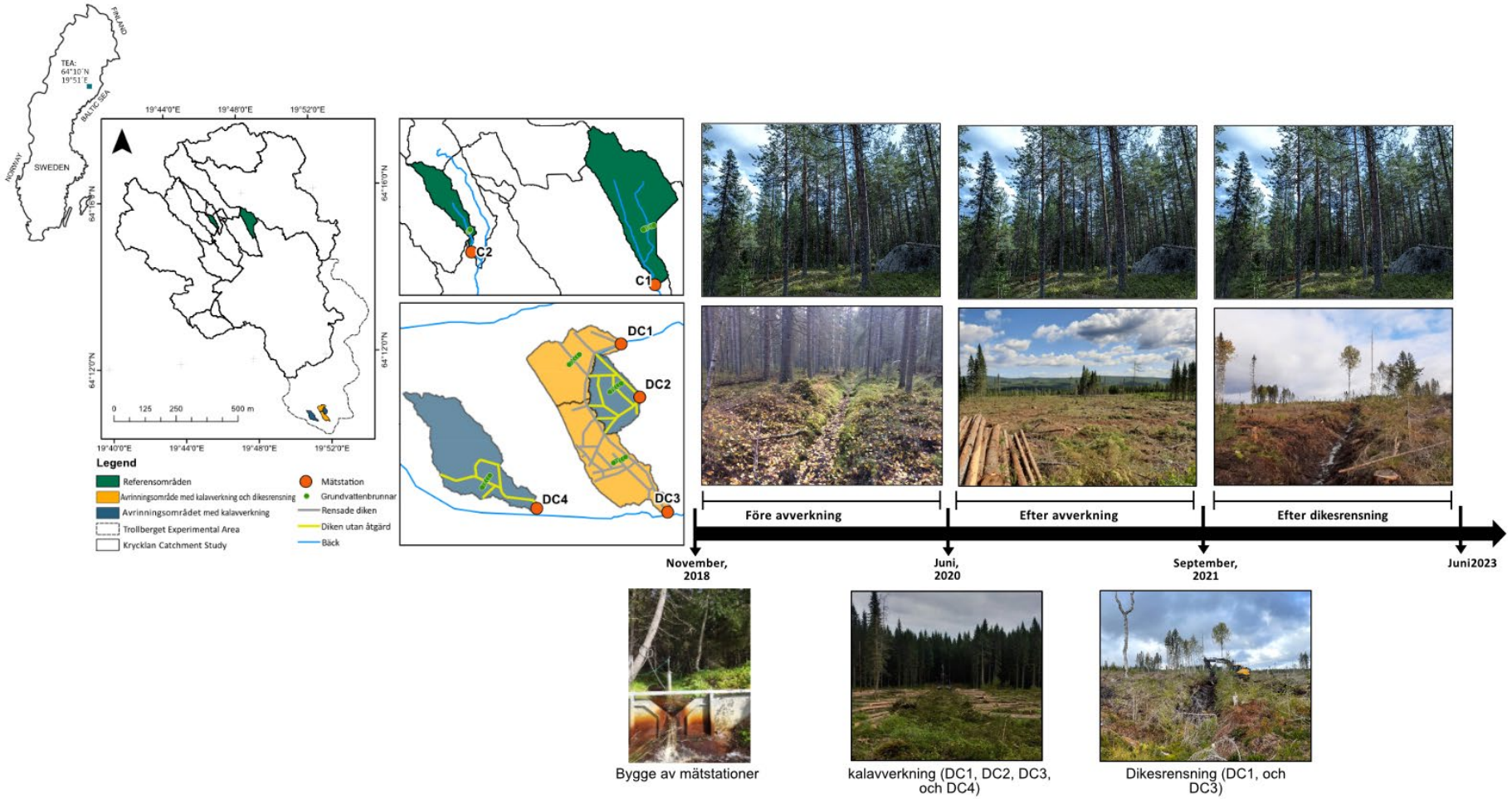
Det cirka 60 hektar stora TEA-området är beläget i den boreala zonen i norra Sverige (64°14'N, 19°46'E), omkring 50 kilometer från Östersjöns kust (Figur 12). Klimatet är typiskt för denna zon och klassificeras som kalltempererat och fuktigt, med korta, svala somrar och långa vintrar. Årsmedeltemperaturen är +2,4 °C och den genomsnittliga årliga nederbörden är 638 mm (Laudon et al., 2021), med den högsta månadsmedeltemperaturen i juli (+14,6 °C) och den lägsta i januari (–8,6 °C; Kozii et al., 2020). Området är vanligtvis täckt med snö från slutet av oktober till slutet av april, i genomsnitt 167 dagar per år. Den totala årliga nederbörden är i genomsnitt 614 mm, varav cirka 35–50 % faller som snö. Årsavrinningen är i genomsnitt 311 mm (Laudon et al., 2013).

Dikesrensningsdelen vid TEA är uppbyggt kring replikerade och kontrollerade experimentella avrinningsområden enligt BACI-metoden (Before-After Control-Impact). Det består av totalt sex avrinningsområden. Av dessa ligger fyra (DC1-DC4; Figur 12) i Trollberget, där två avverkats, och två har avverkats och dikesrenssats. Ytterligare två avrinningsområden fungerade som referenser i det närliggande KCS (kallas C1 och C2). Samtliga avrinningsområden, både åtgärdade områden och referensområden, har påverkats av den historiska dikning som utfördes i början av 1900-talet i syfte att förbättra dräneringen och öka skogsproduktionen (Päivänen & Hånell, 2012).

De fyra experimentella avrinningsområdena vid TEA har en storlek på mellan fyra och tio hektar, en genomsnittlig trädvolym före avverkning på 270 m^3/ha och en dikestäthet på 166 ± 40 m/ha. Referensområdena C1 och C2 har liknande egenskaper, med en genomsnittlig trädvolym på 200 m^3/ha och en dikestäthet på 53 ± 20 m/ha (Laudon et al., 2021; Zannella et al., 2023). Jordarterna består främst av podsoler med ett genomsnittligt organiskt lagerdjup på 14 cm, men inslag av histosoler förekommer. De skogliga referensavrinningsområdena C1 och C2 inom KCS är till 98 respektive 100 % skogbevuxna och uppvisar liknande jordarter och sammansättning av skogsbeståndet (Laudon et al., 2021). C1 är dock större och omfattar 48 hektar.

I november 2018 installerades överfallsdammar med vattennivåloggrar vid utloppen för de fyra avrinningsområdena DC1-DC4, dessa användes för vattenprovtagning och flödesmätning. Sommaren 2020 genomfördes avverkningar i samtliga fyra områden (DC1–DC4) enligt standardpraxis med hänsyn enligt Skogsvårdslagen, och virke avlägsnades (Figur 12). Cirka ett år senare, i september 2021, rensades diken i två av avrinningsområdena (DC1 och DC3) med en bandgrävare, medan DC2 och DC4 lämnades orörda som referenser (Laudon et al., 2023, för ytterligare detaljer). Betydande hänsynsåtgärder togs vid dikesrensningen genom att vissa sträckor lämnades orensade och slamgropar grävdes nedströms alla rensningar.

I texten benämns perioden före kalavverkning för ”före störning” (pre-disturbance), efter kalavverkning för ”efter skörd” (post-harvest), samt tiden efter dikesrensning för ”efter dränering” (post-drainage). Typiska dikesdimensioner före rensning vid TEA var likartade för samtliga avrinningsområden, i genomsnitt 500 mm (± 150) djupa och 1470 mm (± 360) breda upptill. Detta är jämförbart med referensområdena vid KCS (C1 och C2), där dikena i genomsnitt var 500 mm (± 210) djupa och 860 mm (± 530) breda.



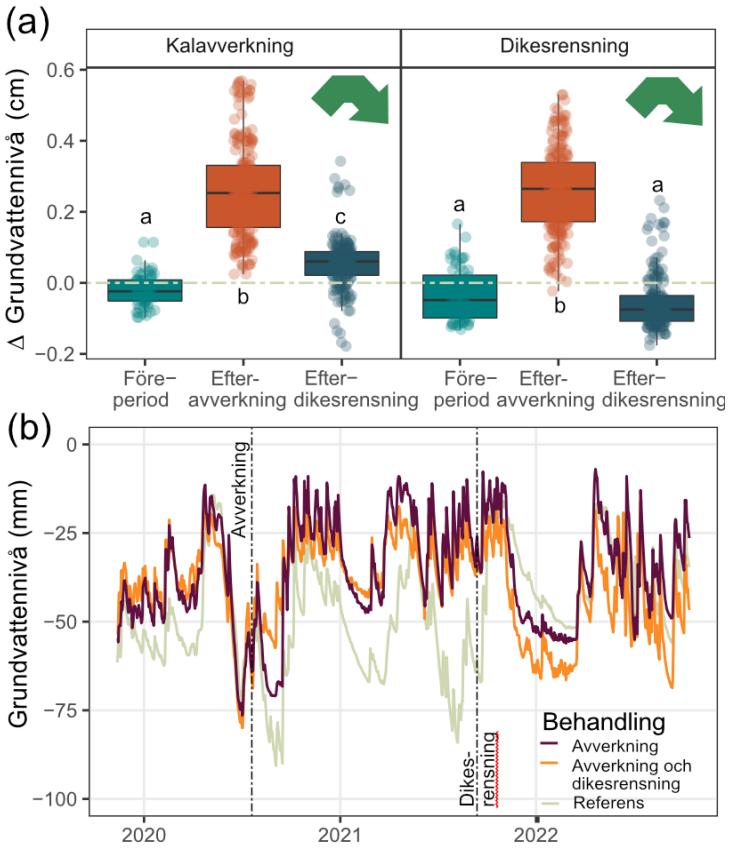
Figur 12. Karta och tidslinje för varje steg som genomförts i denna studie som visar åtgärderna i TEA och i referensområdet i KCS. Foton: Alejandro Gándara och Eliza Maher Hasselquist. Anpassad från Mosquera et al., (2025).

Vad händer med utloppsbäckens vattenkvalitet efter skogsbruk?

Grundvattennivån svarar på skogsbruksåtgärderna

Efter avverkning steg grundvattennivån signifikant i samtliga avverkade TEA avrinningsområden, i genomsnitt till 26 ± 0,8 cm över referensnivån ($p < 0,05$; Figur 13a). Därefter minskade grundvattennivån avsevärt efter dikesrensningen i de avrinningsområden där detta genomförts, och återgick till i genomsnitt 5 ± 0,6 cm under referensnivån. I avrinningsområden utan dikesrensning förblev grundvattennivå däremot förhöjd, i genomsnitt 5 ± 0,6 cm över referensnivån.

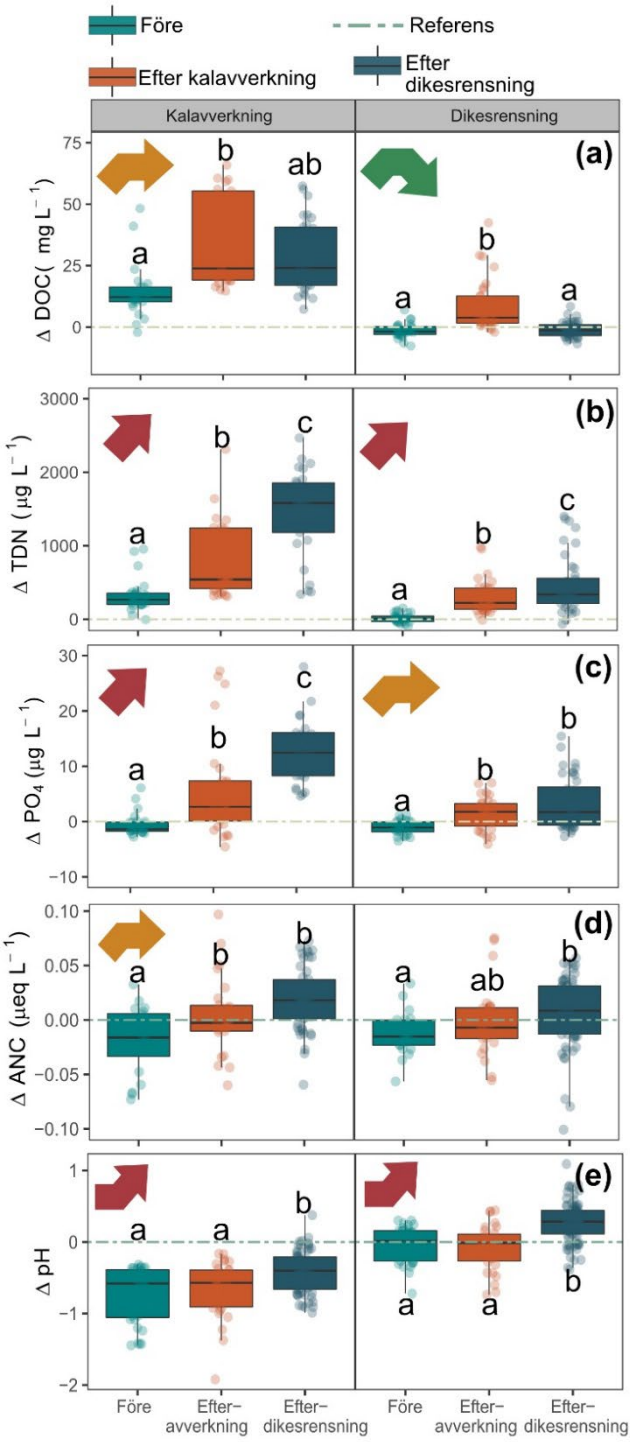
Effekterna av både skogsbruksåtgärder och naturliga variationer, såsom nederbörd och säsongsförändringar, återspeglades i hydrografin (Figur 13b). Mediangrundvattennivå i referensområdena var relativt stabil under perioderna före och efter avverkning (−54 ± 0,9 respektive −56 ± 0,8 cm). Under perioden efter dränering steg dock nivån till −39 ± 0,6 cm, vilket främst kan förklaras av hög nederbörd.



Figur 13. Skillnader i grundvattennivå mellan behandlings- och kontrollytorna före åtgärd, efter avverkning och efter dikesrensning (a). Skillnaden beräknas som behandling minus kontroll, så positiva värden indikerar att grundvattennivån är högre på behandlingsplatsen än på kontrollplatsen, medan negativa värden indikerar motsatsen. Laxfärgad horisontell streckad linje anger kontrollreferensen. Den heldragna linjen i låddiagrammet är medianvärdet, lådans utbredning är det interkvartila intervallet (IQR) och tillhörande streck visar 1,5IQR-värdet. Cirklar representerar individuella datapunkter. Olika gemener anger signifikant skillnad ($p < 0,05$) mellan behandlingar. Gröna pilar visar en ökning och sedan minskning i koncentrationer. b) Genomsnittlig daglig grundvattennivå från de behandlade avrinningsområdena och referensskogsbevuxna avrinningsområdena.

Kol och näringsämnen efter avverkning och dikesrensning

Koncentrationen av alla näringsämnen (det vill säga DOC – löst organiskt kol, TDN – löst kväve och PO_4 – reaktivt fosfor) i avrinningen ökade signifikant ($p < 0,05$; Figur 14) efter avverkning i alla avverkade avrinningsområden jämfört med perioden före. Under perioden efter dränering minskade DOC-koncentrationen i områden som dikesrensats, till nivåer jämförbara med före avverkning. Koncentrationen i områden utan dikesrensning förblev dock oförändrat hög (Figur 14a). Mönstret för TDN och PO_4 skilde sig däremot. I områden som inte dikesrensats fortsatte koncentrationerna av både TDN och PO_4 att öka under hela mätperioden. I områden som dikesrensats förblev PO_4-koncentrationen relativt stabil, medan TDN-koncentrationen fortsatte att stiga (Figur 14b och 14c). Mediankoncentrationen av DOC under perioden efter dränering var 44 mg L^{-1} i avrinningsområden som inte dikesrensats, jämfört med 19 mg L^{-1} i områden med som rensats. För TDN var motsvarande värden 1,9 mg L^{-1} respektive 0,8 mg L^{-1}. För PO_4 uppmättes mediankoncentrationer på 13 µg L^{-1} i områden som inte dikesrensats, jämfört med 5 µg L^{-1} i områden som rensats.



Figur 14. Skillnad i näringskoncentrationer mellan behandlings- och referensavrinningsområden före och efter åtgärder för DOC (a), TDN (b) och PO_4 (c). Skillnaden beräknades som behandling minus referens, så positiva värden indikerar att näringskoncentrationen är större i de behandlade avrinningsområdena än i referensavrinningarna, medan negativa värden indikerar motsatsen. Olika gemener anger signifikant skillnad (p <0,05) mellan behandlingar. Laxfärgad horisontell streckad linje anger kontrollreferensen. Den heldragna linjen i låddiagrammet är medianvärdet, lådornas utsträckningar är interkvartilområdet (IQR) och tillhörande streck visar 1,5IQR-värdet. Cirklar representerar individuella datapunkter. Olika gemener anger signifikant skillnad (p <0,05) mellan behandlingar. Röda pilar anger ökning efter ingrepp; gröna pilar visar en ökning och sedan minskning i koncentrationer, och gula pilar visar hur koncentrationerna ökade och sedan planade ut.

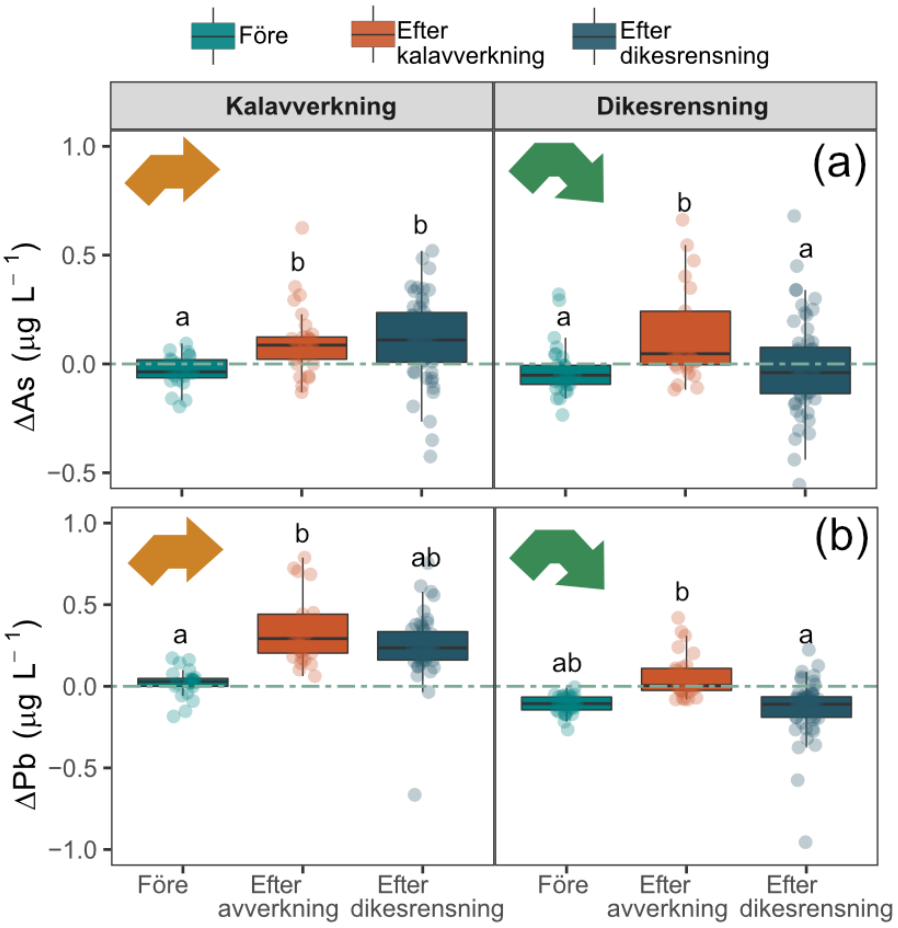
Koncentrationerna av DOC, TDN och PO_4 ökade signifikant i bäckvattnet i alla avrinningsområden efter avverkning. Efter dikesrensning återgick koncentrationen av DOC till nivåerna före behandlingen, PO_4 ökade inte ytterligare medan TDN fortsatte att öka. Som en konsekvens av dikesreningen steg också både pH och ANC. Eftersom dikesrensning syftar till att öka dräneringen av vatten från marken kan den observerade koncentrationsminskningen bero på ett ökat utsläpp, vilket leder till en utspädningseffekt, åtminstone i ett kortare tidsperspektiv. För att testa detta beräknades exporten av DOC, TDN och PO_4 före och efter dikesrensning från det dikesrensade området, samt för det icke dikesrensade kontrollområdet. Under året efter avverkning var exporten av DOC, TDN och PO_4 högre än året innan, med en ökning på 353 kg ha^{-1} $år^{-1}$, 7,8 kg ha^{-1} $år^{-1}$ respektive 54 g ha^{-1} $år^{-1}$. Omvänt, efter dikesrensning, var exporten av DOC, TDN och PO_4 lägre än efter skörd, men den nådde inte nivåerna före störningen. Året efter dikesrensning exporterade avrinningsområdena en total belastning på 135 kg ha^{-1} $år^{-1}$ DOC, 6 kg ha^{-1} $år^{-1}$ TDN och 40 g ha^{-1} $år^{-1}$. Referensavrinningsområdena i Krycklan visade också en ökning av exporten under samma period, men lägre i jämförelse (Tabell 6).

Tabell 6. Avverknings- och dikesrensningseffekter på den totala exporten av DOC, TDN och PO_4 i perioder före störning, efter skörd och efter dränering. I de avverkade avrinningsområden hade vi inte ett helt år med mätningar före avverkningen för att på ett tillförlitligt sätt kunna beräkna exporten eller procentuell förändring (data saknas [d.s.]). Den procentuella förändringen anger variationen från år till år. De olika färgerna visar förhållandet mellan procentuella förändringar och andra värden i tabellen.

	Referens	Avverkning	Avverkning och dikesrensning	Referens	Avverkning	Avverkning och dikesrensning
DOC		**(kg ha^{-1} $år^{-1}$)**			**(% förändringen)**	
Före	34	d.s.	34			
Efter avverkning	110	642	387	225%		1040%
Efter dikesrensning	54	331	135	-51%	-49%	-65%
TDN		**(kg ha^{-1} $år^{-1}$)**			**(% förändringen)**	
Före	0,6	d.s.	2,0			
Efter avverkning	1,8	13,8	9,8	229%		386%
Efter dikesrensning	0,8	11,2	6,0	-54%	-19%	-39%
PO_4		**(g ha^{-1} $år^{-1}$)**			**(% förändringen)**	
Före	3,8	d.s.	5,9			
Efter avverkning	14,6	266	60	287%		919%
Efter dikesrensning	8,9	272	40	-39%	2%	-34%

Minskat utflöde av lagrade föroreningar efter dikesrensning

Koncentrationen av de båda studerade föroreningarna As (arsenik) och Pb (bly) i dikesvatten ökade signifikant ($p < 0,05$; Figur 15) efter skörd i alla behandlade avrinningsområden jämfört med perioden före störningen. Efter dräneringen minskade både As- och Pb-koncentrationerna i avrinningsområdena med dikesrensning signifikant ($p < 0,05$) till nivåerna före störning, medan koncentrationen i avrinningsområdena utan dikesrensning höll sig på samma höga nivå (Figur 15). Under efterdräneringsperioden var mediankoncentrationen av As 0,90 µg L^{-1} i avrinningsområden utan dikesrensning, medan den i avrinningsområden med dikesrensning var lägre med 0,63 µg L^{-1}.



Figur 15. Skillnad i koncentration av föroreningar mellan behandlade områdens och referensavrinningsområden före och efter åtgärder för As (a) och Pb (b). Skillnaden beräknades som behandling minus referens, så positiva värden indikerar att näringskoncentrationen är större i de behandlade avrinningsområdena än i referensavrinningarna, medan negativa värden indikerar motsatsen. Olika gemener anger signifikant skillnad ($p < 0,05$) mellan behandlingar. Laxfärgad horisontell streckad linje anger kontrollreferensen. Den heldragna linjen i låddiagrammet är medianvärdet, lådans utbredning är det interkvartila intervallet (IQR) och tillhörande streck visar 1,5IQR-värdet. Cirklar representerar individuella datapunkter. Olika gemener anger signifikant skillnad ($p < 0,05$) mellan behandlingar. Gröna pilar visar en ökning, och sedan minskning av koncentrationerna, och gula pilar visar hur koncentrationerna ökade och sedan planade ut.

För att testa om den totala belastningen av As och Pb till utströmningsvattnet skulle följa koncentrationsförändringen, beräknades exporten av As och Pb före och efter dikesrensning från det dikesrensade avrinningsområdet samt för det dikesrensade kontrollområdet. Under året efter skörd var exporten av båda föroreningarna högre än året innan, med en ökning på 4,6 g ha^{-1} $år^{-1}$ för As och en ökning med 3,8 g ha^{-1} $år^{-1}$ för Pb. Omvänt, efter dikesrensning, var den årliga exporten av As och Pb lägre än efter skörd, men den nådde inte nivåerna före störningen. Året efter dikesrensning exporterade avrinningsområdena en total belastning på 6 g ha^{-1} $år^{-1}$ As och 3 g ha^{-1} $år^{-1}$ Pb. Trots detta visade referensavrinningsområdena också en naturlig ökning av exporten under efterskördperioden och en naturlig minskning av exporten under efterdräneringsperioden, men lägre i jämförelse (Tabell 7).

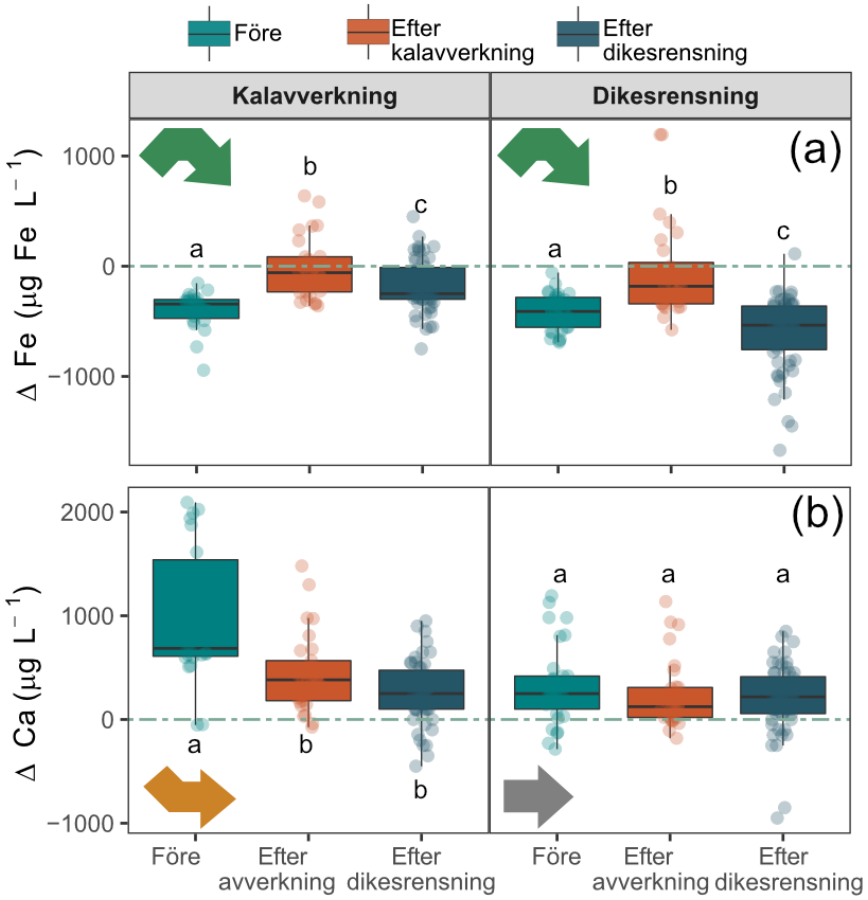
Tabell 7. Avverknings- och dikesrensningseffekter på den totala exporten av As och Pb i perioder före störning, efter skörd och efter dränering. I de avverkade avrinningsområdena hade vi inte ett helt år med mätningar före avverkningen för att på ett tillförlitligt sätt beräkna exporten eller procentuell förändring (data saknas [d.s.]). Den procentuella förändringen anger variationen från år till år. De olika färgerna visar förhållandet mellan procentuella förändringar och andra värden i tabellen.

	Referens	Avverkning	Avverkning och dikesrensning	Referens	Avverkning	Avverkning och dikesrensning
As		**(g ha^{-1} $år^{-1}$)**			**(% förändringen)**	
Före	0,9	d.s.	3,3			
Efter avverkning	2,6	8,4	7,9	185%		141%
Efter dikesrensning	2,4	7,0	6,1	-8%	-17%	-24%
Pb		**(g ha^{-1} $år^{-1}$)**			**(% förändringen)**	
Före	0,5	d.s.	1,1			
Efter avverkning	1,8	10,0	4,9	245%		347%
Efter dikesrensning	1,3	6,3	2,8	-26%	-37%	-42%

Andra näringsämnen

Koncentrationen av järn (Fe) i avrinning ökade signifikant (p <0,05) i alla avverkade avrinningsområden jämfört med perioden före avverkning (Figur 16a). Under perioden efter dränering minskade dock Fe-koncentrationen i både rensade och icke-dikesrensade områden till nivåer liknande dem före avverkning, men med en kraftigare minskning i de rensade områdena (Figur 16a). Mediankoncentrationen av Fe under perioden efter dränering var 0,7 mg L^{-1} i de dikesrensade områdena, jämfört med 1,3 mg L^{-1} i de icke rensade.

Omvänt minskade kalciumhalterna (Ca) signifikant (p <0,05) i avverkade avrinningsområden och förblev låga under hela mätperioden (Figur 16b). I områden där dikesrensning utfördes förändrades Ca-koncentrationen (dock inte signifikant; p >0,05), efter dikesrensning. Mediankoncentrationerna av Ca under perioden efter dränering var likartade mellan dikesrensade och icke-dikesrensade områden, 1,7 mg L^{-1} respektive 1,6 mg L^{-1}.



Figur 16. Skillnad i koncentration mellan behandlings- och referensavrinningsområden före och efter åtgärder för Fe (a) och Ca (b). Skillnaden beräknades som behandling minus referens, så positiva värden indikerar att näringskoncentrationen är större i de behandlade avrinningsområdena än i referensavrinningarna, medan negativa värden indikerar motsatsen. Olika gemener anger signifikant skillnad (p <0,05) mellan behandlingar. Laxfärgad horisontell streckad linje anger kontrollreferensen. Den heldragna linjen i låddiagrammen är medianvärdet, lådans utbredning är det interkvartila intervallet (IQR) och medföljande streck visar 1,5IQR-värdet. Cirklar representerar individuella datapunkter. Olika gemener anger signifikant skillnad (p <0,05) mellan behandlingar. Gröna pilar visar en ökning och sedan minskning i koncentrationer, gula pilar visar hur koncentrationerna ändrades och sedan planade ut och den grå pilen visar ingen förändring.

För att undersöka om den totala belastningen av Fe och Ca via avrinning följde koncentrationsförändringarna, beräknades exporten före och efter dikesrensning i ett dikesrensat avrinningsområde samt i ett referensområde. Under året efter avverkning ökade Fe-exporten med 8,3 kg ha^{-1} $år^{-1}$ jämfört med året innan. Efter dikesrensning minskade exporten, men återgick inte till nivåerna före avverkning. Under perioden efter dränering var Fe-exporten 7,3 kg ha^{-1} $år^{-1}$ i dikesrensade områden samt 4,0 kg ha^{-1} $år^{-1}$ i referensen.

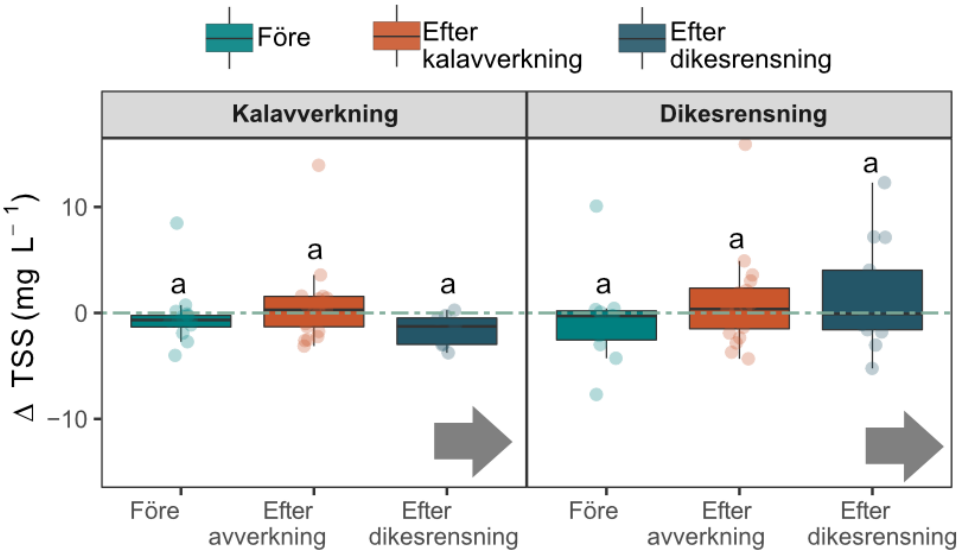
Ca-exporten ökade efter avverkning och minskade efter dikesrensning, med en årsbelastning under perioden efter dränering på 13,5 kg ha^{-1} $år^{-1}$, vilket fortfarande var högre än i referensområdena (Tabell 8).

Tabell 8. Avverknings- och dikesrensningseffekter på den totala exporten av Fe och Ca i perioder före störning, efter skörd och efter dränering. I de avverkade avrinningsområdena hade vi inte ett helt år med mätningar före avverkningen för att på ett tillförlitligt sätt beräkna export eller procentuell förändring (data saknas [d.s.]). Den procentuella förändringen anger variationen från år till år. De olika färgerna visar förhållandet mellan procentuella förändringar och andra värden i tabellen.

	Referens	Avverkning	Avverkning och dikesrensning	Referens	Avverkning	Avverkning och dikesrensning
Fe		**(kg ha^{-1} $år^{-1}$)**			**(% förändringen)**	
Före	1,2	d.s.	3,1			
Efter avverkning	3,9	13,1	11,5	210%		268%
Efter dikesrensning	4,0	11,7	7,3	4%	-11%	-37%
Ca		**(kg ha^{-1} $år^{-1}$)**			**(% förändringen)**	
Före	2,7	d.s.	11,9			
Efter avverkning	5,2	23	19,4	96%		63%
Efter dikesrensning	3,9	13,8	13,5	-25%	-41%	-30%

Ingen kortsiktig förändring av totalt suspenderat material

För totalt suspenderat material (TSS) fanns inga statistiskt signifikanta skillnader i koncentrationer mellan perioderna för hela perioden efter avverkning eller efter dikesrensning ($p > 0,05$; Figur 17), även om en kraftigt ökad variation observerades i de dikesrensade och avverkade områdena. Före avverkning var TSS-exporten låg i alla områden, men ökade kraftigt efter avverkning – med över 2000 % i avverkade områden jämfört med referensen (Tabell 9). Eftersom TSS-koncentrationerna i medeltal inte förändrades över tid (Figur 17), tyder detta på att ökningen i export främst beror på ökad avrinning till följd av minskad evapotranspiration efter avverkning.



Figur 17 Skillnad i koncentration av totalt suspenderat material (TSS) mellan områden som enbart avverkats och områden som avverkats och dikesrensats före och efter åtgärder. Skillnaden beräknades som behandling minus referens, så positiva värden indikerar att halterna är större i de behandlade avrinningsområdena än i referensavrinningsområdena, medan negativa värden indikerar motsatsen. Olika små bokstäver anger signifikanta skillnader (p <0,05) mellan behandlingar. Laxfärgad horisontell streckad linje anger kontrollreferensen. Den heldragna linjen i låddiagrammet är medianvärdet, lådornas utsträckning är interkvartilområdet (IQR) och tillhörande streck visar 1,5IQR-värdet. Cirklar representerar individuella datapunkter. Olika gemener anger signifikant skillnad (p <0,05) mellan behandlingar. Grå pilar visar ingen förändring.

Efter dikesrensning minskade TSS-exporten med endast 6 %, jämfört med en minskning på 28 % i referensområdena och 66 % i avverkade områden. TSS-nivåerna förblev därmed höga efter både kalavverkning och dikesrensning, vilket innebar att exporten av TSS låg kvar på en nivå högre än i referensområdena i Krycklan (Tabell 9). Detta antyder att dikesrensning kan förvärra mobilisering av sediment när den utförs efter avverkning, speciellt i anslutning till höga flöden. Resultaten visar att dikesrensning i nyligen avverkade områden kan försämra vattenkvaliteten avsevärt. Tidpunkten och behovet av sådana åtgärder bör därför utvärderas noggrant för att minimera miljöpåverkan.

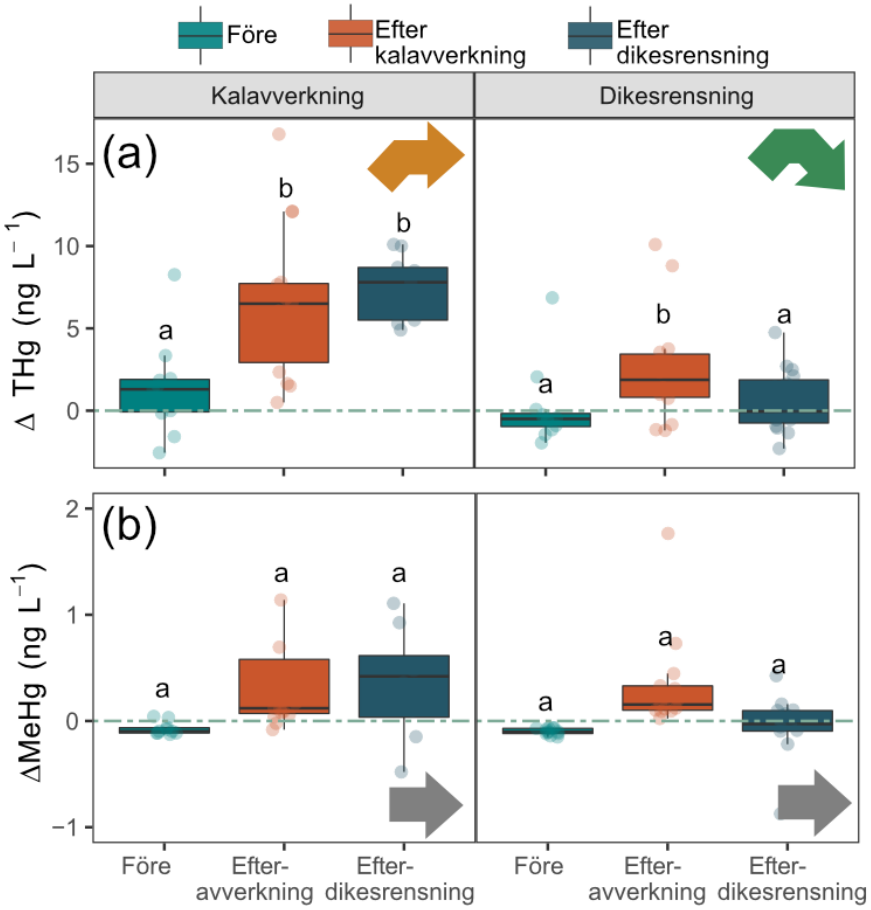
Tabell 9. Effekter av kalavverkning och dikesrensning på årlig export av totalt suspenderat material (TSS) under perioder före störning, efter skörd och efter dränering. I de avverkade avrinningsområdena hade vi inte ett helt år med mätningar före avverkningen för att på ett tillförlitligt sätt beräkna exporten eller procentuell förändring (data saknas [d.s.]). De olika färgerna visar förhållandet mellan procentuella förändringar och andra värden i tabellen.

	Referens	Avverkning	Avverkning och dikesrensning	Referens	Avverkning	Avverkning och dikesrensning
TSS		(kg ha^{-1} år^{-1})			(% förändringen)	
Före	0,9	d.s.	3,3			
Efter avverkning	5,0	29	86	478%		2531%
Efter dikesrensning	3,6	9,7	81	-28%	-66%	-6%

Minskade kvicksilverkoncentrationer efter dikesrensning

Koncentrationen av totalt kvicksilver (THg) ökade signifikant i både avverkade och dikesrensade avrinningsområden jämfört med det icke avverkade referensområdet (C2). Efter dikesrensning minskade THg-koncentrationerna i dikesrensade områden, medan halterna i avverkade områden förblev oförändrade (Figur 18a). Detta tyder på att dikesrensning kan bidra till minskad THg-koncentration.

Medelkoncentrationerna av metylkvicksilver (MeHg) visade ett liknande mönster, men på grund av hög variabilitet kunde inga statistiskt signifikanta förändringar påvisas efter vare sig avverkning eller dikesrensning (Figur 18b). Både kontrollområdet (C2) och dikesrensningsområdena visade ökad THg-export efter avverkning jämfört med perioden före, med en större ökning i de dikesrensade områdena (376 % jämfört med 230 %). Mönstret var liknande för MeHg, där exporten under perioden efter dikesrensning var 726 % högre i dikesrensade områden samt 402 % i referensområden jämfört med perioden innan dikesrensning.



Figur 18. Skillnad i kvicksilverkoncentrationer mellan behandlings- och referensavrinningsområden före och efter åtgärder för THg (a) och MeHg (b). Skillnaden beräknades som behandling minus referens, så positiva värden indikerar att näringskoncentrationen är större i de behandlade avrinningsområdena än i referensavrinningarna, medan negativa värden indikerar motsatsen. Olika gemener anger signifikant skillnad (p <0,05) mellan behandlingar. Horisontell streckad linje anger referensvärdet. Den heldragna linjen i låddiagrammet är medianvärdet, lådornas utsträckning är interkvartilområdet (IQR) och tillhörande streck visar 1,5IQR-värdet. Cirklar representerar individuella datapunkter. Olika gemener anger signifikant skillnad (p <0,05) mellan behandlingar. Gröna pilar visar en ökning och sedan minskning i koncentrationer, gula pilar visar hur koncentrationerna förändrades och sedan planade ut och grå pilar visar ingen förändring.

Både kontrollen (C2) och dikesrensningsavrinningarna gav ökad THg-export efter skogsavverkning jämfört med under perioden före avverkning, men ökningen i de dikesrensade avrinningsområdena var större (376% jämfört med 230%). Detsamma gällde för MeHg där exporten från dikesrensningsavrinningsområdena ökade med 726% medan exporten från kontrollerna var 402% högre än under perioden före skörd. THg-exporten minskade i alla avrinningsområden efter dikesrensning, utan någon nämnvärd skillnad mellan dem (Tabell 10). Efter dikesrensning minskade THg-exporten i samtliga avrinningsområden utan någon signifikant skillnad mellan dem. MeHg-exporten minskade med 43 % i dikesrensade områden, men ökade i det enbart kalavverkade området (Tabell 10). Detta tyder på att dikesrensning kan ha en dämpande effekt på MeHg-exporten.

Tabell 10. Effekter av kalavverkning och dikesrensning på total export av THg och MeHg under perioder före störning, efter skörd och efter dränering. I de avverkade avrinningsområdena hade vi inte ett helt år med mätningar före avverkningen för att på ett tillförlitligt sätt beräkna exporten eller procentuell förändring (data saknas [d.s.]). De olika färgerna visar förhållandet mellan procentuella förändringar och andra värden i tabellen.

	Referens	Avverkning	Avverkning och dikesrensning	Referens	Avverkning	Avverkning och dikesrensning
THg		**(mg ha^{-1} år^{-1})**			**(% förändringen)**	
Före	10,7	d.s.	23			
Efter avverkning	35	142	108	230%		376%
Efter dikesrensning	22	112	63	-37%	-21%	-41%
MeHg		**(mg ha^{-1} år^{-1})**			**(% förändringen)**	
Före	0,4	d.s.	1,1			
Efter avverkning	1,9	7,2	8,9	402%		726%
Efter dikesrensning	2,5	7,6	5,0	33%	5%	-43%

Diskussion om resultat

Skogsskötsel i regionen omfattar flera åtgärder under skogens omloppstid, däribland slutavverkning följt av dikesrensning, markberedning och plantering. I linje med tidigare forskning (Nieminen et al., 2017) visade vår studie att kalavverkning leder till en signifikant ökning i koncentration och export av organiskt kol (C), totalt kväve (N), oorganiskt fosfor (P), järn (Fe) samt lagrade föroreningar i avrinningen (Löfgren et al., 2009; Palviainen et al., 2014). I avrinningsområden som dikesrensades återgick koncentrationerna av organiskt C, Fe och lagrade föroreningar i avrinningen till nära ursprungliga nivåer. Även om oorganiskt P inte helt återgick till sina tidigare nivåer, bidrog dikesrensningen till att begränsa ökningen i både koncentration och export.

Kalavverkning leder till högre grundvattennivå till följd av minskad evapotranspiration. Denna höjning är biogeokemiskt viktig eftersom vattenytan då når näringsrika marklager, vilket främjar urlakning av lösta ämnen (Nieminen et al., 2017; Stewart et al., 2022). I de undersökta avrinningsområdena, där hela arealen avverkades, bidrog ett ökat flöde genom ytligare marklager till en ökad transport av organiskt kol (Lupon et al., 2023; Schelker et al., 2012). En förhöjd grundvattennivå kan dessutom leda till ökad utbredning av syrefattiga förhållanden, förändrade biogeokemiska processer, ökad rörlighet för ämnen som N och P (Åström et al.,

2005), samt främjad mikrobiell metylering av kvicksilver (Hg) till metylkvicksilver (MeHg) (Bishop et al., 2020). Ytterligare faktorer som kan öka näringsförlusterna efter avverkning inkluderar förhöjd marktemperatur, förändrad mikrobiell aktivitet samt minskat växtupptag (Futter et al., 2010; Jerabkova et al., 2011). Markstörningar från tunga maskiner och avlägsnande av dikesnära vegetation bidrar också till ökad export av näringsämnen och suspenderat material (TSS) (Ågren et al., 2015; Nieminen et al., 2018).

För att motverka den förhöjda grundvattennivå som uppstår efter kalavverkning används dikesrensning för att återställa dräneringsförmågan hos befintliga diken. Detta sänker grundvattennivån, ökar syresättningen i rotzonen och kan förbättra föryngring och tillväxt hos träd (Sikström et al., 2020). Som förväntat fann vi att dikesrensning resulterade i en signifikant sänkning av grundvattennivån, samt en minskning av koncentrationen av organiskt C och lagrade föroreningar i avrinningen. Effekten på oorganiskt P var dock mer begränsad. Dessa förändringar speglar sannolikt en kombinerad effekt av (1) att grundvattenytan sänktes så att den inte längre interagerar med ytliga organiska marklager (Nieminen et al., 2018), samt (2) att en större andel av grundvattenflödet sker i djupare marklager vilka har högre kemiskt bindande förmåga (Åström et al., 2001; Laudon et al., 2023).

Under en skogsbrukscykel är varje skoglig åtgärd förenad med unika fysikaliska och kemiska effekter. Eftersom dessa åtgärder ofta följer på varandra kan deras påverkan på vattenkvaliteten vara additiv eller reversibel. Ett exempel på en reversibel effekt är att våra resultat visade att dikesrensning kunde dämpa, eller till och med vända, de negativa effekterna av kalavverkning på exporten av lagrade föroreningar samt organiska och oorganiska näringsämnen. De högsta exporterna observerades i historiskt dikade avrinningsområden utan dikesrensning. Det är dock viktigt att notera att även om dikesrensning visade en kortsiktigt dämpande effekt, ökade exporten av organiska och oorganiska näringsämnen ändå jämfört med både referensområden och perioden före avverkning. Dessa ökningar kan ha betydande effekter på vattenkvalitet och akvatiska ekosystem, inklusive brunifiering (ökning av löst organiskt kol), övergödning (ökning av N och P) samt ökad metylering och mobilisering av kvicksilver (Nieminen et al., 2021; Smith & Schindler, 2021; Morel et al., 1998).

Dessutom ökade TSS med över 2000 % året efter avverkning (jämfört med kontrollen), en effekt som inte dämpades av dikesrensning. Till skillnad från det avverkade området utan dikesrening där TSS återgick till kontrollområdesnivåerna snart efter före avverkningen, bibehöll områdena som dikesrensades denna höga exportnivå under större delen av mätperioden. Liknande resultat har observerats i långtidsstudier i Finland (Marttila & Kløve, 2010). Förluster av näringsämnen och sediment via partiklar saknas till stor del i våra mätningar, eftersom standardmetoder för vattenkvalitetsanalys innefattar filtrering av vattenprover före analys. Exporten av näringsämnen och sediment bundna till partiklar är därför ett viktigt område för framtida studier.

Integrerade rön och vägar framåt

Att avgöra hur Sveriges cirka en miljon kilometer dräneringsdiken bäst ska skötas i framtiden kräver ett integrerat perspektiv som beaktar de många miljöfaktorer som påverkas av olika skötselstrategier. Detta är viktigt eftersom en enskild metod kan ha positiva effekter på vissa nyckelvariabler, men samtidigt påverka andra negativt. Genom att utvärdera hydrologi och vattenkvalitet vid Trollbergets försöksområde (TEA) har vi analyserat flera kritiska aspekter av tre olika strategier för förvaltning av de omfattande dikesnäten i det boreala landskapet. Oavsett vilket av de tre alternativen för dikeshantering, (1) dikespluggning, (2) dikesrensning, eller (3) att lämna dikena orörda, som väljs, måste förändringar i de hydrologiska förhållandena beaktas, särskilt i relation till dikenas ursprungliga syfte; att sänka grundvattennivå för att främja trädtillväxt samt hur detta i sin tur påverkar vattenkvaliteten i avrinning.

Vi fann att återvätning ledde till en signifikant höjning av grundvattenytan vilket i sin tur resulterade i en ökning av historiska föroreningar lagrade i torv och humuslager, organiskt C, N och oorganiskt P i bäckvattnet. Efter återvätning var koncentrationerna av oorganiska näringsämnen och arsenik (As) i bäckvatten högre än i den orörda referensmyren, medan koncentrationerna av löst organiskt kol (DOC), bly (Pb) och kvicksilver (Hg) (i R1) ökade till nivåer som liknade referensmyrens. Våra resultat visade samtidigt att effekten av återvätning på avrinningens kvalitet påverkades starkt av det ursprungliga tillståndet och andelen pluggade diken av total dikeslängd i avrinningsområdet. Det senare var tydligt eftersom ett av våra två återvätta avrinningsområden inte visade någon signifikant förändring i de flesta vattenkvalitetsparametrar efter återvätning. Detta kan förklaras med att området redan innan återvätning hade likheter med referensmyren. Det andra avrinningsområdet, med en högre andel pluggade diken, uppvisade däremot en tydligare respons efter återvätningen. Detta område visade även en signifikant ökning i total export av oorganiska näringsämnen och lagrade föroreningar via avrinning efter återvätning. Sammanfattningsvis tyder våra resultat på att återvätning av torvmarker kan leda till ökad export av lagrade föroreningar samt organiska och oorganiska näringsämnen. Dock krävs ytterligare studier över längre tidsperioder, eftersom både torvegenskaper och vegetation i torvmarkerna förändras över tid.

Vår studie visar också att förändringar i hydrologi antingen kan leda till ökad vattenmättnad eller förbättrad dränering. Höjda grundvattennivåer aktiverar grundare flödesvägar som ofta innehåller högre koncentrationer av lösta ämnen, medan sänkta nivåer når markager med lägre halter. I enlighet med detta visade våra data att efter avverkningen steg grundvattennivåerna i tidigare beskogade områden, vilket medförde ökade halter av DOC, totalt löst kväve, oorganiskt fosfor (PO_4^{3-}) samt lagrade föroreningar som Pb, As och Hg i avrinnande bäckvatten. Däremot ledde dikesrensning efter avverkning till förbättrad dränering, lägre grundvattennivåer och minskade koncentrationer av organiska näringsämnen samt lagrade föroreningar, dock i lägre utsträckning för oorganiska ämnen. Trots denna dämpande effekt uppvisade avrinningsområden som dikesrensats fortfarande en högre total export av både lagrade föroreningar och näringsämnen jämfört med referensområdena, samt jämfört med perioden före avverkning. Områden som avverkats men inte dikesrensats visade däremot ännu större ökningar av både koncentrationer och export av de flesta lösta ämnen, inklusive suspenderat material (TSS). Sammanfattningsvis tycks dikesrensning generellt ha en dämpande effekt på kalavverkningens negativa konsekvenser för de flesta vattenkemiska variabler, men

det är tydligt att även dikesrensade områden uppvisar ökningar i total belastning av kol, kväve, fosfor och vissa lagrade föroreningar (Pb och As).

Sammantaget indikerar våra resultat att både återvätning och olika skogsbruksåtgärder kan leda till förändringar i exporten av lagrade föroreningar, kol, kväve och fosfor via avrinning. Med tanke på den omfattande geografiska spridningen av dessa åtgärder kan detta ha betydande effekter på biogeokemiska processer och leda till försämrad vattenkvalitet i boreala vattendrag och sjöar. En viktig begränsning i denna studie är dess relativt korta tidshorisont. De data som redovisas här representerar upp till fyra år efter att de olika åtgärderna utfördes, vilket ger en värdefull inblick i den initiala ekosystemresponsen. Fortfarande kvarstår dock stor osäkerhet kring mer långsiktiga konsekvenser varför fortsatt övervakning är nödvändig. Under tiden krävs ett försiktigt och välgrundat beslutsfattande, särskilt då tillgången till publicerade data för svenska förhållanden är begränsad. Vissa hydrologiska effekter av återvätning och dikesrensning kan stabiliseras inom veckor eller månader, medan andra, såsom förändringar i markens kolbalans, kan ta flera år eller decennier. I vissa fall kan långvarig dränering ha lett till alternativa stabila miljötillstånd, vilket försvårar full återhämtning. Ytterligare forskning krävs därför för att klargöra hur länge negativa effekter såsom ökad export av kol, kväve, fosfor och lagrade föroreningar kan kvarstå efter återvätning, kalavverkning samt dikesrensning, samt hur dikesrensning kan påverka markfuktighet i ett framtida torrare klimat. Långsiktig övervakning krävs för att fullt ut förstå effekterna av olika förvaltningsstrategier samt deras förmåga att mildra eller förstärka olika miljöförändringar.

Litteratur/källförteckning

Aapala, K., Kettunen, M., Haltia, E., Silvennoinen, S., Heikkilä, R., Hokkanen, T. J., Horne, P., Jäppinen, J. P., Lilja-Rothsten, S. Luotonen, H., & Maanavilja, L. (2012). Ecosystem services of boreal mires and peatlands. 14th International Peat Congress.

Acreman, M. C., Fisher, J., Stratford, C. J., Mould, D. J., & Mountford, J. O. (2007). Hydrological science and wetland restoration: some case studies from Europe. Hydrology and Earth System Sciences, 11(1), 158–169. https://doi.org/10.5194/hess-11-158-2007

Acreman, M., & Holden, J. (2013). How wetlands affect floods. Wetlands, 33(5), 773–786. https://doi.org/10.1007/s13157-013-0473-2

Ågren, A., Anderson, O., Lidberg, W., Öquist, M., & Hasselquist, E. M. (2024). Ditches show systematic impacts on soil and vegetation properties across the Swedish forest landscape. Forest Ecology and Management, 555(January). https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.121707

Ågren, A., Buffam, I., Berggren, M., Bishop, K., Jansson, M., & Laudon, H. (2008). Dissolved organic carbon characteristics in boreal streams in a forest-wetland gradient during the transition between winter and summer. Journal of Geophysical Research, 113(G3), G03031. https://doi.org/10.1029/2007JG000674

Ågren, A., Hasselquist, E. M., Stendahl, J., Nilsson, M. B., & Paul, S. S. (2022). Delineating the distribution of mineral and peat soils at the landscape scale in northern boreal regions. Soil, 8(2), 733–749. https://doi.org/10.5194/soil-8-733-2022

Ågren, A., & Lidberg, W. (2019). The importance of better mapping of stream networks using high resolution digital elevation models – upscaling from watershed scale to regional and national scales. Hydrology and Earth System Sciences Discussions, February, 1–20.

Ågren, A., Lidberg, W., & Ring, E. (2015). Mapping temporal dynamics in a forest stream network-implications for riparian forest management. Forests, 6(9), 2982–3001. https://doi.org/10.3390/f6092982

Arheimer, B., & Lindström, G. (2015). Climate impact on floods: Changes in high flows in Sweden in the past and the future (1911-2100). Hydrology and Earth System Sciences, 19(2), 771–784. https://doi.org/10.5194/hess-19-771-2015

Asmala, E., Carstensen, J., & Raike, A. (2019). Multiple anthropogenic drivers behind upward trends in organic carbon concentrations in boreal rivers. Environmental Research Letters, 14(12). https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab4fa9

Åström, M., Aaltonen, E. K., & Koivusaari, J. (2001). Effect of ditching operations on stream-water chemistry in a boreal forested catchment. Science of the Total Environment, 279(1–3), 117–129. https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)00757-4

Åström, M., Aaltonen, E. K., & Koivusaari, J. (2005). Changes in leaching patterns of nitrogen and phosphorus after artificial drainage of a boreal forest - A paired

catchment study in Lappajärvi, western Finland. Boreal Environment Research, 10(1), 67–78.

Ballard, C. E., McIntyre, N., & Wheater, H. S. (2012). Effects of peatland drainage management on peak flows. Hydrology and Earth System Sciences, 16(7), 2299–2310. https://doi.org/10.5194/hess-16-2299-2012

Birdsey, R., & Pan, Y. (2015). Trends in management of the world's forests and impacts on carbon stocks. Forest Ecology and Management, 355, 83–90. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.04.031

Bishop, K., Shanley, J. B., Riscassi, A., de Wit, H. A., Eklöf, K., Meng, B., Mitchell, C., Osterwalder, S., Schuster, P. F., Webster, J., & Zhu, W. (2020). Recent advances in understanding and measurement of mercury in the environment: Terrestrial Hg cycling. Science of the Total Environment, 721. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137647

Bring, A., Rosén, L., Thorslund, J., Tonderski, K., Åberg, C., Envall, I., & Laudon, H. (2020). Groundwater storage effects from restoring, constructing or draining wetlands in temperate and boreal climates: a systematic review protocol. Environmental Evidence, 9(1), 1–11. https://doi.org/10.1186/s13750-020-00209-5

Bring, A., Thorslund, J., Rosén, L., Tonderski, K., Åberg, C., Envall, I., & Laudon, H. (2022). Effects on groundwater storage of restoring, constructing or draining wetlands in temperate and boreal climates: a systematic review. Environmental Evidence, 11(1), 38. https://doi.org/10.1186/s13750-022-00289-5

Casselgård, M. (2020). Effects of 100 years of drainage on peat properties in a drained peatland forests in northern Sweden Examensarbeten 2020:4 Fakulteten för skogsvetenskap Institutionen för skogens ekologi och skötsel. https://stud.epsilon.slu.se

Creed, I. F., Bergström, A., Trick, C. G., Grimm, N. B., Hessen, D. O., Karlsson, J., Kidd, K. A., Kritzberg, E., McKnight, D. M., Freeman, E. C., Senar, O. E., Andersson, A., Ask, J., Berggren, M., Cherif, M., Giesler, R., Hotchkiss, E. R., Kortelainen, P., Palta, M. M., … Weyhenmeyer, G. A. (2018). Global change-driven effects on dissolved organic matter composition: Implications for food webs of northern lakes. Global Change Biology, 24(8), 3692–3714. https://doi.org/10.1111/gcb.14129

Dadson, S. J., Hall, J. W., Murgatroyd, A., Acreman, M., Bates, P., Beven, K., Heathwaite, L., Holden, J., Holman, I. P., Lane, S. N., O'Connell, E., Penning-Rowsell, E., Reynard, N., Sear, D., Thorne, C., & Wilby, R. (2017). A restatement of the natural science evidence concerning catchment-based "natural" flood management in the UK. Proceedings of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences, 473(2199). https://doi.org/10.1098/rspa.2016.0706

Daniels, S. M., Agnew, C. T., Allott, T. E. H., & Evans, M. G. (2008). Water table variability and runoff generation in an eroded peatland, South Pennines, UK. Journal of Hydrology, 361(1–2), 214–226. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.07.042

Edokpa, D., Milledge, D., Allott, T., Holden, J., Shuttleworth, E., Kay, M., Johnston, A., Millin-Chalabi, G., Scott-Campbell, M., Chandler, D., Freestone, J., & Evans, M. (2022). Rainfall intensity and catchment size control storm runoff in a gullied blanket peatland. Journal of Hydrology, 609(October 2021), 127688. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.127688

Eimers, M. C., Watmough, S. A., Paterson, A. M., Dillon, P. J., & Yao, H. (2009). Long-term declines in phosphorus export from forested catchments in south-central Ontario. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 66, 1682–1692. https://doi.org/10.1139/F09-101

Eliasson, P. (2015). När skogsdikningen var en fråga som delade Skogssverige.

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

Erwin, K. L. (2009). Wetlands and global climate change: The role of wetland restoration in a changing world. Wetlands Ecology and Management, 17(1), 71–84. https://doi.org/10.1007/s11273-008-9119-1

Esseen, P., Ehnström, B., Ericson, L., & Sjöberg, K. (1997). Boreal forests. Ecological Bulletins, 46, 16–47.

Evans, C. D., Monteith, D. T., & Cooper, D. M. (2005). Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. Environmental Pollution, 137(1), 55–71. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.12.031

Evans, D. J., Gibson, C. E., & Rossell, R. S. (2006). Sediment loads and sources in heavily modified Irish catchments: A move towards informed management strategies. Geomorphology, 79(1–2), 93–113. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2005.09.018

Fraixedas, S., Lindén, A., Meller, K., Lindström, Å., Keišs, O., Kålås, J. A., Husby, M., Leivits, A., Leivits, M., & Lehikoinen, A. (2017). Substantial decline of Northern European peatland bird populations: Consequences of drainage. Biological Conservation, 214(August), 223–232. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.08.025

Frolking, S., & Roulet, N. T. (2007). Holocene radiative forcing impact of northern peatland carbon accumulation and methane emissions. Global Change Biology, 13(5), 1079–1088. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01339.x

Futter, M. N., Ring, E., Högbom, L., Entenmann, S., & Bishop, K. H. (2010). Consequences of nitrate leaching following stem-only harvesting of Swedish forests are dependent on spatial scale. Environmental Pollution, 158(12), 3552–3559. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.08.016

Gatis, N., Benaud, P., Anderson, K., Ashe, J., Grand-Clement, E., Luscombe, D. J., Puttock, A., & Brazier, R. E. (2023). Peatland restoration increases water storage and attenuates downstream stormflow but does not guarantee an immediate reversal of long-term ecohydrological degradation. Scientific Reports, 13(1), 1–14. https://doi.org/10.1038/s41598-023-40285-4

Goodbrand, A., Westbrook, C. J., & van der Kamp, G. (2019). Hydrological functions of a peatland in a Boreal Plains catchment. Hydrological Processes, 33(4), 562–574. https://doi.org/10.1002/hyp.13343

Grand-Clement, E., Anderson, K., Smith, D., Luscombe, D., Gatis, N., Ross, M., & Brazier, R. E. (2013). Evaluating ecosystem goods and services after restoration of marginal upland peatlands in South-west England. Journal of Applied Ecology, 50(2), 324–334. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12039

Haapalehto, T. O., Vasander, H., Jauhiainen, S., Tahvanainen, T., & Kotiaho, J. S. (2011). The Effects of Peatland Restoration on Water-Table Depth, Elemental Concentrations, and Vegetation: 10 Years of Changes. Restoration Ecology, 19(5), 587–598. https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00704.x

Hånell, B. (2009). Möjlighet till höjning av skogsproduktionen i Sverige genom dikesrensning, dikning och gödsling av torvmarker. Skogssköts För Ökad Tillväxt Faktaunderlag.

Harris, L. I., Richardson, K., Bona, K. A., Davidson, S. J., Finkelstein, S. A., Garneau, M., McLaughlin, J., Nwaishi, F., Olefeldt, D., Packalen, M., Roulet, N. T., Southee, F. M., Strack, M., Webster, K. L., Wilkinson, S. L., & Ray, J. C. (2022). The essential carbon service provided by northern peatlands. Frontiers in Ecology and the Environment, 20(4), 222–230. https://doi.org/10.1002/fee.2437

Hasselquist, E. M., Lidberg, W., Sponseller, R. A., Ågren, A., & Laudon, H. (2018). Identifying and assessing the potential hydrological function of past artificial forest drainage. Ambio, 47(5), 546–556. https://doi.org/10.1007/s13280-017-0984-9

Hellström, P. (1917). Norrlands jordbruk [Agriculture in Norrland] (Almqvist & Wiksell (ed.)). Almqvist & Wiksell.

Holden, J., Wallage, Z. E., Lane, S. N., & McDonald, A. T. (2011). Water table dynamics in undisturbed, drained and restored blanket peat. Journal of Hydrology, 402(1–2), 103–114. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.03.010

Hornbeck, J. W., Martin, C. W., & Eagar, C. (1997). Summary of water yield experiments at Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. Canadian Journal of Forest Research, 27(12), 2043–2052. https://doi.org/10.1139/x97-173

Howson, T., Chapman, P. J., Shah, N., Anderson, R., & Holden, J. (2021). The effect of forest-to-bog restoration on the hydrological functioning of raised and blanket bogs. Ecohydrology, 14(7). https://doi.org/10.1002/eco.2334

Jakobsson, E. (2013). Ditching from a water system perspective. Draining the Swedish water landscape 1200–1900. Water History, 5(3), 349–367. https://doi.org/10.1007/s12685-013-0089-8

Jerabkova, L., Prescott, C. E., Titus, B. D., Hope, G. D., & Walters, M. B. (2011). A meta-analysis of the effects of Clearcut and variable-retention harvesting on soil nitrogen fluxes in boreal and temperate forests. Canadian Journal of Forest Research, 41(9), 1852–1870. https://doi.org/10.1139/x11-087

Joosten, H., & Clarke, D. (2002). Wise use of mires and peatlands. In International mire conservation group and international peat society,.

Joosten, Hans. (2016). Peatlands across the globe. In Peatland restoration and ecosystem services: Science, policy and practice (pp. 19–43). Cambridge University Press.

Kaila, A., Asam, Z., Koskinen, M., Uusitalo, R., Smolander, A., Kiikkilä, O., Sarkkola, S., O'Driscoll, C., Kitunen, V., Fritze, H., Nousiainen, H., Tervahauta, A., Xiao, L., & Nieminen, M. (2016). Impact of re-wetting of forestry-drained peatlands on water quality—a laboratory approach assessing the release of P, N, Fe, and dissolved organic carbon. Water, Air, & Soil Pollution, 227(8), 292. https://doi.org/10.1007/s11270-016-2994-9

Karimi, S. (2024). Peatland hydrology in boreal Sweden: Modelling, long-term data analysis, and experimental rewetting: Vol. 2024:28 [Swedish University of Agricultural Sciences]. https://doi.org/10.54612/a.1lmvjl13b6

Karimi, S., Hasselquist, E., Salimi, S., Järveoja, J., & Laudon, H. (2024). Rewetting impact on the hydrological function of a drained peatland in the boreal landscape. Journal of Hydrology, 641(April). https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.131729

Karlsen, R. H., Grabs, T., Bishop, K., Buffam, I., Laudon, H., & Seibert, J. (2016). Landscape controls on spatiotemporal discharge variability in a boreal catchment. Water Resources Research, 52(8), 6541–6556. https://doi.org/10.1002/2016WR019186

Karlsen, R. H., Seibert, J., Grabs, T., Laudon, H., Blomkvist, P., & Bishop, K. (2016). The assumption of uniform specific discharge: unsafe at any time? Hydrological Processes, 30(21), 3978–3988. https://doi.org/10.1002/hyp.10877

Kauffman, G. J., & Belden, A. C. (2010). Water quality trends (1970 to 2005) along Delaware streams in the Delaware and Chesapeake Bay watersheds, USA. Water, Air, and Soil Pollution, 208(1–4), 345–375. https://doi.org/10.1007/s11270-009-0172-z

Kellner, E., & Halldin, S. (2002). Water budget and surface-layer water storage in a Sphagnum bog in central Sweden. Hydrological Processes, 16(1), 87–103. https://doi.org/10.1002/hyp.286

Kennedy, G. W., & Price, J. S. (2005). A conceptual model of volume-change controls on the hydrology of cutover peats. Journal of Hydrology, 302(1–4), 13–27. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.06.024

Ketcheson, S. J., & Price, J. S. (2011). The impact of peatland restoration on the site hydrology of an abandoned block-cut bog. Wetlands, 31(6), 1263–1274. https://doi.org/10.1007/s13157-011-0241-0

Kharanzhevskaya, Y., Gashkova, L., Sinyutkina, A., & Kvasnikova, Z. (2023). Assessment of Present-Day Heavy Metals Pollution and Factors Controlling Surface Water Chemistry of Three Western Siberian Sphagnum-Dominated Raised Bogs. Water (Switzerland), 15(10). https://doi.org/10.3390/w15101869

Kļaviņa, Z., Bārdule, A., Eklöf, K., Bitenieks, K., Kļaviņš, I., & Lībiete, Z. (2021). Carbon, nutrients and methylmercury in water from small catchments affected by various forest management operations. Forests, 12(9), 1–18. https://doi.org/10.3390/f12091278

Koivusalo, H., Ahti, E., Laurén, A., Kokkonen, T., Karvonen, T., Nevalainen, R., & Finér, L. (2008). Impacts of ditch cleaning on hydrological processes in a drained peatland forest. Hydrology and Earth System Sciences, 12(5), 1211–1227. https://doi.org/10.5194/hess-12-1211-2008

Koskinen, M., Sallantaus, T., & Vasander, H. (2011). Post-restoration development of organic carbon and nutrient leaching from two ecohydrologically different peatland sites. Ecological Engineering, 37(7), 1008–1016. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.06.036

Koskinen, M., Tahvanainen, T., Sarkkola, S., Menberu, M. W., Laurén, A., Sallantaus, T., Marttila, H., Ronkanen, A.-K., Parviainen, M., Tolvanen, A., Koivusalo, H., & Nieminen, M. (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(February), 858–869. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.065

Kozii, N., Haahti, K., Tor-Ngern, P., Chi, J., Maher Hasselquist, E., Laudon, H., Launiainen, S., Oren, R., Peichl, M., Wallerman, J. rgen, & Hasselquist, N. J. (2020). Partitioning growing season water balance within a forested boreal catchment using sap flux, eddy covariance, and a process-based model. Hydrology and Earth System Sciences, 24(6), 2999–3014. https://doi.org/10.5194/hess-24-2999-2020

Kreutzweiser, D. P., Hazlett, P. W., & Gunn, J. M. (2008). Logging impacts on the biogeochemistry of boreal forest soils and nutrient export to aquatic systems: A review. Environmental Reviews, 16(NA), 157–179. https://doi.org/10.1139/A08-006

Kritzberg, E. S., Hasselquist, E. M., Škerlep, M., Löfgren, S., Olsson, O., Stadmark, J., Valinia, S., Hansson, L. A., & Laudon, H. (2020). Browning of freshwaters: Consequences to ecosystem services, underlying drivers, and potential mitigation measures. Ambio, 49(2), 375–390. https://doi.org/10.1007/s13280-019-01227-5

Kuglerová, L., Hasselquist, E. M., Sponseller, R. A., Muotka, T., Hallsby, G., & Laudon, H. (2021). Multiple stressors in small streams in the forestry context of Fennoscandia: The effects in time and space. Science of the Total Environment, 756. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143521

Laudon, H., Berggren, M., Ågren, A., Buffam, I., Bishop, K., Grabs, T., Jansson, M., & Köhler, S. (2011). Patterns and Dynamics of Dissolved Organic Carbon (DOC) in Boreal Streams: The Role of Processes, Connectivity, and Scaling. Ecosystems, 14(6), 880–893. https://doi.org/10.1007/s10021-011-9452-8

Laudon, H., & Hasselquist, E. (2023). Applying continuous-cover forestry on drained boreal peatlands; water regulation, biodiversity, climate benefits and remaining uncertainties. Trees, Forests and People, 11(August 2022), 100363. https://doi.org/10.1016/j.tfp.2022.100363

Laudon, H., Hasselquist, E. M., Peichl, M., Lindgren, K., Sponseller, R., Lidman, F., Kuglerová, L., Hasselquist, N. J., Bishop, K., Nilsson, M. B., & Ågren, A. (2021). Northern landscapes in transition: Evidence, approach and ways forward using the Krycklan Catchment Study. Hydrological Processes, 35(4), 1–15. https://doi.org/10.1002/hyp.14170

Laudon, H., Köhler, S., & Buffam, I. (2004). Seasonal TOC export from seven boreal catchments in northern Sweden. Aquatic Sciences, 66(2), 223–230. https://doi.org/10.1007/s00027-004-0700-2

Laudon, H., Lidberg, W., Sponseller, R. A., Maher Hasselquist, E., Westphal, F., Östlund, L., Sandström, C., Järveoja, J., Peichl, M., & Ågren, A. (2022). Emerging technology can guide ecosystem restoration for future water security. Hydrological Processes, 36(10), 1–5. https://doi.org/10.1002/hyp.14729

Laudon, H., Mosquera, V., Eklöf, K., Järveoja, J., Karimi, S., Krasnova, A., Peichl, M., Pinkwart, A., Tong, C. H. M., Wallin, M. B., Zannella, A., & Hasselquist, E. M. (2023). Consequences of rewetting and ditch cleaning on hydrology, water quality and greenhouse gas balance in a drained northern landscape. Scientific Reports, 13(1), 20218. https://doi.org/10.1038/s41598-023-47528-4

Laudon, H., Taberman, I., Ågren, A., Futter, M., Ottosson-Löfvenius, M., & Bishop, K. (2013). The Krycklan Catchment Study - A flagship infrastructure for hydrology, biogeochemistry, and climate research in the boreal landscape. Water Resources Research, 49(10), 7154–7158. https://doi.org/10.1002/wrcr.20520

Lavonen, E. E., Gonsior, M., Tranvik, L. J., Schmitt-Kopplin, P., & Köhler, S. J. (2013). Selective chlorination of natural organic matter: Identification of previously unknown disinfection byproducts. Environmental Science and Technology, 47(5), 2264–2271. https://doi.org/10.1021/es304669p

Leach, J. A., Lidberg, W., Kuglerová, L., Peralta-Tapia, A., Ågren, A., & Laudon, H. (2017). Evaluating topography-based predictions of shallow lateral groundwater discharge zones for a boreal lake-stream system. Water Resources Research, 53(7), 5420–5437. https://doi.org/10.1002/2016WR019804

Leifeld, J., & Menichetti, L. (2018). The underappreciated potential of peatlands in global climate change mitigation strategies. Nature Communications, 9(1), 1071. https://doi.org/10.1038/s41467-018-03406-6

Lenth, R., Bolker, B., Buerkner, P., Giné-vázquez, I., Herve, M., Love, J., Singmann, H., & Lenth, M. R. V. (2023). emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. 34(4), 216–221. https://doi.org/10.1080/00031305.1980.10483031>.License

Lidman, F., Ramebäck, H., Bengtsson, Å., & Laudon, H. (2013). Distribution and transport of radionuclides in a boreal mire - assessing past, present and future accumulation of uranium, thorium and radium. Journal of Environmental Radioactivity, 121, 87–97. https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2012.06.010

Löfgren, S., Ring, E., von Brömssen, C., Sørensen, R., & Högbom, L. (2009). Short-term effects of clear-cutting on the water chemistry of two boreal streams in northern Sweden: a paired catchment study. Ambio, 38(7), 347–356. https://doi.org/10.1579/0044-7447-38.7.347

Loisel, J., & Gallego-Sala, A. (2022). Ecological resilience of restored peatlands to climate change. Communications Earth and Environment, 3(1), 1–8. https://doi.org/10.1038/s43247-022-00547-x

Lupon, A., Ploum, S. W., Leach, J. A., Kuglerová, L., & Laudon, H. (2023). Groundwater flow paths drive longitudinal patterns of stream dissolved organic carbon (DOC) concentrations in boreal landscapes. Hydrology and

Earth System Sciences, 27(2), 613–625. https://doi.org/10.5194/hess-27-613-2023

Manninen, P. (1998). Effects of forestry ditch cleaning and supplementary ditching on water quality. Boreal Environment Research, 3, 23–32.

Marttila, H., & Kløve, B. (2010). Managing runoff, water quality and erosion in peatland forestry by peak runoff control. Ecological Engineering, 36(7), 900–911. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.04.002

Menberu, M. W., Haghighi, A. T., Ronkanen, A. K., Marttila, H., & Kløve, B. (2018). Effects of Drainage and Subsequent Restoration on Peatland Hydrological Processes at Catchment Scale. Water Resources Research, 54(7), 4479–4497. https://doi.org/10.1029/2017WR022362

Menberu, M. W., Marttila, H., Tahvanainen, T., Kotiaho, J. S., Hokkanen, R., Kløve, B., & Ronkanen, A. K. (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), 8327–8343. https://doi.org/10.1002/2017WR020630

Monteith, D. T., Stoddard, J. L., Evans, C. D., De Wit, H. A., Forsius, M., Høgåsen, T., Wilander, A., Skjelkvåle, B. L., Jeffries, D. S., Vuorenmaa, J., Keller, B., Kopécek, J., & Vesely, J. (2007). Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. Nature, 450(7169), 537–540. https://doi.org/10.1038/nature06316

Mosquera, V. (2024). Carbon, nitrogen, and phosphorus in headwater streams of boreal catchments : long term data analysis, consequences of anthropogenic management and ways to mitigate disturbances: Vol. 2024:79 [Swedish University of Agricultural Sciences]. https://doi.org/10.54612/a.31fg12ooec

Mosquera, V., Laudon, H., Karimi, S., Sponseller, R. A., & Hasselquist, E. M. (2025). Cumulative and discrete effects of forest harvest and drainage on the hydrological regime and nutrient dynamics in boreal catchments. Forest Ecology and Management, 585(January), 122605. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2025.122605

Myhre, G., Shindell, D., Bréon, F. ., Collins, W., Fuglestvedt, J., Huang, J., Koch, D., Lamarque, J. ., Lee, D., Mendoza, B., Nakajima, T., Robock, A., Stephens, G., Takemura, T., & Zhang, H. (2013). Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In T. . Stocker, D. Qin, G. . Plattner, M. Tignor, S. . Allen, J. Doschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, & P. . Midgley (Eds.), Climate Change 2013 – The Physical Science Basis (pp. 659–740). Cambridge University Press. https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.018

Nieminen, M., Ahti, E., Koivusalo, H., Mattsson, T., Sarkkola, S., & Laurén, A. (2010). Export of suspended solids and dissolved elements from peatland areas after ditch network maintenance in south-central Finland. Silva Fennica, 44(1), 39–49. https://doi.org/10.14214/sf.161

Nieminen, M., Palviainen, M., Sarkkola, S., Laurén, A., Marttila, H., & Finér, L. (2018). A synthesis of the impacts of ditch network maintenance on the quantity and quality of runoff from drained boreal peatland forests. Ambio, 47(5), 523–534. https://doi.org/10.1007/s13280-017-0966-y

Nieminen, M., Piirainen, S., Sikström, U., Löfgren, S., Marttila, H., Sarkkola, S., Laurén, A., & Finér, L. (2018). Ditch network maintenance in peat-dominated boreal forests: Review and analysis of water quality management options. Ambio, 47(5), 535–545. https://doi.org/10.1007/s13280-018-1047-6

Nieminen, M., Sallantaus, T., Ukonmaanaho, L., Nieminen, T. M., & Sarkkola, S. (2017). Nitrogen and phosphorus concentrations in discharge from drained peatland forests are increasing. Science of the Total Environment, 609, 974–981. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.210

Nieminen, M., Sarkkola, S., & Laurén, A. (2017). Impacts of forest harvesting on nutrient, sediment and dissolved organic carbon exports from drained peatlands: A literature review, synthesis and suggestions for the future. Forest Ecology and Management, 392, 13–20. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.02.046

Nieminen, M., Sarkkola, S., Sallantaus, T., Hasselquist, E. M., & Laudon, H. (2021). Peatland drainage - a missing link behind increasing TOC concentrations in waters from high latitude forest catchments? Science of the Total Environment, 774, 145150. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145150

Nilsson, M., Sagerfors, J., Buffam, I., Laudon, H., Eriksson, T., Grelle, A., Klemedtsson, L., Weslien, P., & Lindroth, A. (2008). Contemporary carbon accumulation in a boreal oligotrophic minerogenic mire - A significant sink after accounting for all C-fluxes. Global Change Biology, 14(10), 2317–2332. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01654.x

Norstedt, G., Hasselquist, E. M., & Laudon, H. (2021). From haymaking to wood production: Past use of mires in northern sweden affect current ecosystem services and function. Rural Landscapes, 8(1), 1–15. https://doi.org/10.16993/rl.70

Noumonvi, K. D., Ågren, A., Ratcliffe, J. L., Öquist, M. G., Ericson, L., Tong, C. H. M., Järveoja, J., Zhu, W., Osterwalder, S., Peng, H., Erefur, C., Bishop, K., Laudon, H., Nilsson, M. B., & Peichl, M. (2023). The Kulbäcksliden Research Infrastructure: a unique setting for northern peatland studies. Frontiers in Earth Science, 11(May). https://doi.org/10.3389/feart.2023.1194749

Nriagu, J. O., & Pacyna, J. M. (1988). Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. Nature, 333(6169), 134–139. https://doi.org/10.1038/333134a0

Oni, S. K., Futter, M. N., Bishop, K., Köhler, S. J., Ottosson-Löfvenius, M., & Laudon, H. (2013). Long-term patterns in dissolved organic carbon, major elements and trace metals in boreal headwater catchments: trends, mechanisms and heterogeneity. Biogeosciences, 10, 2315–2330. https://doi.org/10.5194/bg-10-2315-2013

Östlund, L., & Norstedt, G. (2021). Preservation of the cultural legacy of the indigenous Sami in northern forest reserves – Present shortcomings and future possibilities. Forest Ecology and Management, 502(May), 119726. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119726

Paavilainen, E., & Päivänen, J. (1995). Utilization of peatlands. In Peatland Forestry (pp. 15–29). Springer.

Paavilainen, E., & Päivänen, J. (2013). Peatland forestry: ecology and principles. Springer Science & Business Media.

Päivänen, J., & Hånell, B. (2012). Peatland ecology and forestry: a sound approach. Department of Forest Ecology, University of Helsinki.

Palviainen, M., Finér, L., Laurén, A., Launiainen, S., Piirainen, S., Mattsson, T., & Starr, M. (2014). Nitrogen, Phosphorus, Carbon, and Suspended Solids Loads from Forest Clear-Cutting and Site Preparation: Long-Term Paired Catchment Studies from Eastern Finland. Ambio, 43, 218–233. https://doi.org/10.1007/s13280-013-0439-x

Peichl, M., Martínez-García, E., Fransson, J. E. S., Wallerman, J., Laudon, H., Lundmark, T., & Nilsson, M. B. (2023). Landscape-variability of the carbon balance across managed boreal forests. Global Change Biology, 29(4), 1119–1132. https://doi.org/10.1111/gcb.16534

R Core Team. (2022). R: A language and environment for statistical computing. (Version 4.1.1). R Foundation for Statistical Computing. https://www.r-project.org/.

Rezanezhad, F., Price, J. S., Quinton, W. L., Lennartz, B., Milojevic, T., & Van Cappellen, P. (2016). Structure of peat soils and implications for water storage, flow and solute transport: A review update for geochemists. Chemical Geology, 429, 75–84. https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2016.03.010

Rodriguez, A. F., Daroub, S. H., Gerber, S., Jennewein, S. P., & Singh, M. P. (2021). Water management effect on soil oxidation, greenhouse gas emissions, and nitrogen leaching in drained peat soils. Soil Science Society of America Journal, 85(3), 814–828. https://doi.org/10.1002/saj2.20247

Schelker, J., Eklöf, K., Bishop, K., & Laudon, H. (2012). Effects of forestry operations on dissolved organic carbon concentrations and export in boreal first-order streams. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 117(1), 1–12. https://doi.org/10.1029/2011JG001827

Shah, N. W., Baillie, B. R., Bishop, K., Ferraz, S., Högbom, L., & Nettles, J. (2022). The effects of forest management on water quality. Forest Ecology and Management, 522(August). https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120397

Shantz, M. A., & Price, J. S. (2006). Characterization of surface storage and runoff patterns following peatland restoration, Quebec, Canada. Hydrological Processes, 20(18), 3799–3814. https://doi.org/10.1002/hyp.6140

Shuttleworth, E. L., Evans, M. G., Pilkington, M., Spencer, T., Walker, J., Milledge, D., & Allott, T. E. H. (2019). Restoration of blanket peat moorland delays stormflow from hillslopes and reduces peak discharge. Journal of Hydrology X, 2, 100006. https://doi.org/10.1016/j.hydroa.2018.100006

Sikström, U., Hjelm, K., Holt Hanssen, K., Saksa, T., & Wallertz, K. (2020). Influence of mechanical site preparation on regeneration success of planted conifers in clearcuts in Fennoscandia – a review. Silva Fennica, 54(2). https://doi.org/10.14214/sf.10172

Sikström, U., & Hökkä, H. (2016). Interactions between soil water conditions and forest stands in boreal forests with implications for ditch network maintenance. Silva Fennica, 50(1), 1–29. https://doi.org/10.14214/sf.1416

Sikström, U., Jansson, G., & Pettersson, F. (2020). Growth responses of Pinus sylvestris and Picea abies after ditch cleaning–a survey in Sweden. Scandinavian Journal of Forest Research, 35(1–2), 69–84. https://doi.org/10.1080/02827581.2019.1705891

Smith, V. H., Joye, S. B., & Howarth, R. W. (2006). Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. Limnology and Oceanography, 51(1 II), 351–355. https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0351

Smith, V. H., & Schindler, D. W. (2009). Eutrophication science: where do we go from here? Trends in Ecology and Evolution, 24(4), 201–207. https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.009

Sørensen, R., Ring, E., Meili, M., Högbom, L., Seibert, J., Grabs, T., Laudon, H., & Bishop, K. (2009). Forest harvest increases runoff most during low flows in two boreal streams. Ambio, 38(7), 357–363. https://doi.org/10.1579/0044-7447-38.7.357

Sponseller, R. A., Blackburn, M., Nilsson, M. B., & Laudon, H. (2018). Headwater Mires Constitute a Major Source of Nitrogen (N) to Surface Waters in the Boreal Landscape. Ecosystems, 21, 31–44. https://doi.org/10.1007/s10021-017-0133-0

Strack, M., Waddington, J. M., Bourbonniere, R. A., Buckton, E. L., Shaw, K., Whittington, P., & Price, J. S. (2008). Effect of water table drawdown on peatland dissolved organic carbon export and dynamics. Hydrological Processes, 22(17), 3373–3385. https://doi.org/10.1002/hyp.6931

Strandin Pers, A. (2012). Mark i marginalen: drivkrafter, pionjärer och myrodlingslandskap. [Marginal lands: Drivers, pioneers and landscapes of mire cultivation]. Stockholm University, Stockholm.

van Dorst, R. M., Gårdmark, A., Svanbäck, R., Beier, U., Weyhenmeyer, G. A., & Huss, M. (2019). Warmer and browner waters decrease fish biomass production. Global Change Biology, 25(4), 1395–1408. https://doi.org/10.1111/gcb.14551

Vasander, H., Tuittila, E.-S., Lode, E., Lundin, L., Ilomets, M., Sallantaus, T., Heikkilä, R., Pitkänen, M.-L., & Laine, & J. (2003). Status and restoration of peatlands in northern Europe. Wetlands Ecology and Management, 11, 51–63. https://link.springer.com/article/10.1023/A:1022061622602

Wallin, M. B., Grabs, T., Buffam, I., Laudon, H., Ågren, A., Öquist, M. G., & Bishop, K. (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), 785–797. https://doi.org/10.1111/gcb.12083

Wilson, L., Wilson, J., Holden, J., Johnstone, I., Armstrong, A., & Morris, M. (2011). The impact of drain blocking on an upland blanket bog during storm and drought events, and the importance of sampling-scale. Journal of Hydrology, 404(3–4), 198–208. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.04.030

Zannella, A., Eklöf, K., Lannergård, E., Laudon, H., Hasselquist, E., & Wallin, M. B. (2023). Metabolic processes control carbon dioxide dynamics in a boreal forest ditch affected by clear-cut forestry. Frontiers in Water, 5. https://doi.org/10.3389/frwa.2023.1250068

Bilaga – detaljerad material- och metodbeskrivning

Grundvattennivån

Grundvattennivåmätningar gjordes inom Trollbergets torvmarksåtervätnings-områden kallade R1 och R2, vilka dränerar i två olika riktningar. Det finns två transekter i R1 och tre transekter i R2 med sex djupa brunnar i vardera som når fyra till fem meter under ytan till mineraljorden nedanför. Ungefär hälften av brunnarna är utrustade med Solinst Levellogger tryckgivare för att registrera vattennivåer automatiskt över hela året. Grundvattennivån har registrerats med timintervall från och med november 2019. För de kvarvarande brunnarna utan loggrar och för att kalibrera tryckgivarens mätningar till faktiskt djup till vatten har manuella mätningar gjorts från toppen av brunnshöljet till vattennivån varannan vecka under växtsäsonger. Dessutom användes Degerö Stormyr, en närliggande naturlig oligotrof myr, som kontrollplats för Trollberget (restaurerad plats). I Trollbergets skogsområde kallat DC2 och DC4 för de enda kalhyggesområdena och DC1 och DC3 för kalhygges- och dikesrensade områden mättes grundvattennivåer med hjälp av totalt 24 kontinuerligt övervakade (Solinst Levelogger 5) mätbrunnar. I varje avrinnings-område mätes en transekt med sex olika avstånd från dike (det vill säga 4 meter, 10 meter och 20 meter på vardera sida om diket). På alla platser har grundvattennivå registrerats med timintervall från 2019 och mätts i förhållande till markytan. Både för återvätning och kalavverknings-/dikesrensningsområdena kontrollerades grundvattendata för kvalitet och alla extremvärden, och misstänkta fel togs bort från datamängden. Alla data från dessa brunnar användes sedan i medeltal för ytterligare analys.

Vattenflöden

Flöden i vattendrag (Q) har övervakats genom att registrera vattennivån vid varje mätstation omedelbart uppströms en V-notch-dämning med en automatisk tryckgivare (en-timmesintervall). Dessutom har manuella vattennivåobservationer gjorts för att kalibrera de automatiska vattennivådata. Utsläpp uppskattades från platsspecifika klassificeringskurvor utvecklade med hjälp av mätningar av saltutspädning, hastighetsarea och tidsvolym, som täcker större delen av det observerade flödesområdet (Karlsen, Grabs, et al., 2016) . Flödesmätningar året runt var möjliga för ett av referensavrinningsområdena (C2) där mätstationen finns i ett uppvärmt hus. Flöden under vinterperioder för platser utan uppvärmd mätstation modellerades enligt etablerade flödesrelationer (se Karlsen et al., 2016 för ytterligare detaljer om hydrologiska mätningar i KCS). För kalavverknings- och dikesrensningsområdena vid TEA gjordes kontinuerliga observationer av vattennivån i utloppet med automatiska stegloggrar endast vid DC2- och DC3-områdena, medan vattennivåerna i återvätningsområdena i TEA båda mättes kontinuerligt (det vill säga R1 och R2).

Översvämningsdämpande effekter

För att utvärdera den översvämningsreducerande effekten av återvätning av torvmark och bestämma dess inverkan, använde vi en uppsättning parametrar för att beskriva de hydrologiska svaren efter återvätningsprocessen. Dessa parametrar inkluderade händelsens varaktighet, nederbördsvolym, toppflöde,

avrinningskoefficient och fördröjningstid. Vi beräknade dessa parametrar för både referens- och återvätta områden. Valet av dessa parametrar baserades på deras utbredda användning i hydrologiska jämförelsestudier (Edokpa et al., 2022; Wilson et al., 2011). Toppflödesrespons beräknades som det maximala utsläpp som observerades under varje händelse. Avrinningskoefficienten bestämdes som förhållandet mellan totalt avrinning från händelsen och totalt nederbörd. Eftersläpningstid beräknas som tiden mellan högsta nederbörd och topputsläpp i varje händelse. Responsmåtten för det återvätta avrinningsområdet R2 och kontrollplatsen härleddes med hjälp av start- och sluttiderna för nederbördshändelser som identifierats vid avrinningsområdet R1.

Vattenkvalitet

Avrinningsvattenprover togs vid utloppet av sex diken inom Trollbergets försöksområde (TEA), två i våtmarksrestaureringsområdet (R1-R2) och fyra i dikesrensningsområdet (DC1-DC4). Prover för analys av löst organiskt kol (DOC), totalt löst kväve (TDN), fosfat eller löslig reaktiv fosfor (PO_4^{3}-P), järn (Fe), kalcium (Ca), bly (Pb) och arsenik (As) togs vid dammarna i utloppen i de sex behandlade och fyra referensavrinningsområdena. Provtagningsregimen är flödesviktad, vilket innebär att under vårfloden tas prover så ofta som två gånger i veckan, under den terrestra växtsäsongen sker provtagning varannan vecka och under vintern sker basflödesprovtagning en gång i månaden. Alla prover samlades i syratvättade polyetenflaskor med hög densitet, filtrerades i labbet (0,45 µm Millipore) inom 24–48 timmar. För Pb-, As-, Fe- och Ca-analys bevaras 9,5 ml filtrerat prov genom att tillsätta 50 µl supra-ren koncentrerad vätenitrat (HNO_3). För PO_4-analys frystes filtrerade delprover (-20°C) omedelbart efter delprovtagning och lagrades för senare analys. TDN analyserades via den katalytiska oxidationsmetoden för förbränning på en Shimadzu TOC VCPH-analysator (Shimadzu, Duisburg, Tyskland). PO_4 räknades som den lösta oorganiska fosforn och analyserades på en Seal Analytical Autoanalyzer 3 HR med användning av metod G-297-03. DOC-analys utfördes med en Shimadzu TOC-CPCH (Laudon et al., 2011). Pb, As, Fe och Ca analyserades av ICP-MS, standardkod ISO 17294-2:2023 på ett ThermoScientific ELEMENT 2. Eftersom THg och MeHg är mycket känsliga för kontaminering använde vi spårrena metoder på fältet och i laboratoriet. Engångshandskar användes vid uppsamling av vatten för THg- och MeHg-analys. I alla sex utloppsplatser samlades dikesvatten i teflon (THg) och högdensitetspolyeten (MeHg) flaskor efter att ha sköljts i dikesvatten tre gånger. Prover förvarades mörkt och svalt under transporten till laboratoriet. Prover för THg-analyser konserverades med koncentrerad supra-ren HNO_3 och prover för MeHg-analyser levererades direkt till Umeå universitet. THg-koncentrationer analyserades av IVL Svenska Miljöinstitutet och MeHg-koncentrationer analyserades av kemiavdelningen vid Umeå universitet. Slutligen har totala suspenderade ämnen (TSS) samlats in sedan november 2018 enligt samma schema som alla andra vattenkvalitetsmätningar. Prover samlades i två 250 ml flaskor för ett totalt prov på 500 ml. Prover frystes tills de filtrerades i labbet med hjälp av det internationella standardprotokollet för Total Suspended Solids (s. 540 D, Physical & aggregate properties (2000).

Data och statistisk analys

Tidsserier av grundvattennivåer skapades för att visuellt bedöma skillnaderna mellan referens- och behandlingsställen. Specifikt medelvärdesbildades kontinuerliga grundvattendata från alla brunnarna för att erhålla en enda tidsserie för att underlätta denna jämförelse. För alla platser uppskattades den årliga exporten med hjälp av

dagliga utsläpp och interpolerade (dagliga) strömkoncentrationsdata. Daglig koncentration av C näringsämnen, lagrade föroreningar och spårämnen uppskattades via linjär interpolation för att fylla mellanrum mellan provtagningstillfällen. Daglig export beräknades sedan som produkten av den interpolerade dagliga koncentrationen och det specifika dagliga utsläppet. Dagliga värden summerades för att uppskatta årets totala belastning (mg ha^{-1} $år^{-1}$). Diskrepansen i nedströmsexport mellan linjärt interpolerade dagliga data och dagliga data baserade på urladdningsberoende regressionsmodeller har visat sig vara låg (<10 %), givet provtagningsfrekvensen i denna studie (Laudon et al., 2004; Wallin et al., 2013) .

Den statistiska designen som används i denna studie följer en BACI-experimentell design som har använts tidigare för hydrologiska studier på samma studieplats (Laudon et al., 2023) . För att jämföra behandlingar med referensområden avseende grundvattennivå, kol, näringsämnen, lagrade föroreningar och spårämnes-koncentration, beräknade vi ett standardiserat mått för varje variabel vid varje provtagningstillfälle. För skogsvårdsområdena bestämdes detta mått som skillnaden mellan medelvärdena för behandlingsplatserna (DC2 och DC4, DC1 och DC3) och referensplatserna (C1 och C2). För de återvätta områdena beräknades den som skillnaden mellan behandlingsställena (R1 och R2) och referensplatsen (C4). Följaktligen indikerar positiva värden att koncentrationen av grundvattennivåer, kol, näringsämnen, lagrade föroreningar och spårämnen är högre för de behandlade jämfört med referensavrinningsområden, medan negativa värden indikerar motsatsen. Linjära blandade effektmodeller (LMM) gav ett parametriskt tillvägagångssätt för att utvärdera huruvida skogsbruksåtgärder (det vill säga kalhygge och dikesrensning) och restaureringsinsatser (det vill säga återvätning) resulterade i signifikant respons i grundvatten, kol, näringsämnen, lagrade föroreningar och spårämneskoncentration. LMM-modeller monterades med den begränsade maximum likelihood-metoden (REML) i lme-funktionen från nlme-paketet (Pinheiro et al., 2022). Efteråt, om de fixerade effekterna var signifikanta, utförde vi post hoc parvisa jämförelser med hjälp av emmeans-funktionen från emmeans-paketet (Lenth et al., 2023) för att testa för signifikanta skillnader ($p < 0,05$) mellan skogsvårdsinsatser. Alla statistiska analyser, datamanipulation, sammanfattande statistik och plottning utfördes i R (R Core Team, 2022) och signifikansnivåer sattes till $p < 0,05$ för alla tester.

GRIP on LIFE

NATUR VÅRDS VERKET

Havs och Vatten myndigheten

SKOGSSTYRELSEN

Länsstyrelsen Västerbotten

SLU

Med bidrag från Europeiska unionens LIFE-program