

# Effekter av dikesrensning och våtmarksrestaurering på kvicksilver i vatten

Karin Eklöf, Ulf Sikström, Marcus Wallin,  
Alberto Zannella, Eliza Maher Hasselquist,  
Mahbod Taherian, Ali Ameli, Hjalmar Laudon



# Effekter av dikesrensning och våtmarksrestaurering på kvicksilver i vatten

av Karin Eklöf, Ulf Sikström, Marcus Wallin, Alberto Zannella,  
Eliza Maher Hasselquist, Mahbod Taherian, Ali Ameli och Hjalmar Laudon

**Beställningar**

Ordertel: 08-505 933 40

E-post: natur@cm.se

Postadress: Arkitektkopia AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: [www.naturvardsverket.se/publikationer](http://www.naturvardsverket.se/publikationer)

**Naturvårdsverket**

Tel: 010-698 10 00

E-post: [registrator@naturvardsverket.se](mailto:registrator@naturvardsverket.se)

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)

ISBN 978-91-620-7145-5

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2024

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2024

Omslagsfoto: Ulf Sikström



# Förord

Här presenteras resultaten från forskningsprojektet ”Dikesrensning kontra våtmarksrestaurering – Effekter på kvicksilver i vatten”. Projektet är ett av åtta projekt som genomförts inom forskningsansatsningen Våtmarkers ekosystemtjänster.

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

Rapporten har skrivits av Karin Eklöf, Marcus Wallin, Alberto Zannella, Eliza Maher Hasselquist och Hjalmar Laudon från Sveriges lantbruksuniversitet, Ulf Sikström från Skogforsk samt Mahbod Taherian och Ali Ameli från University of British Columbia, Vancouver.

Rapporten har granskats för vetenskaplig kvalitet av Karin Tonderski (Linköpings universitet) samt för praktisk relevans av Matti Ermold (Naturvårdsverket) och Gustav Sohlenius (Sveriges geologiska undersökning).

Författarna svarar för rapportens innehåll.

Stockholm i april 2024

Marie Uhrwing  
Avdelningschef, Hållbarhetsavdelningen

# Innehåll

<b>Sammanfattning</b>	5
<b>Summary</b>	6
<b>1. Inledning</b>	7
<b>2. Bakgrund</b>	9
2.1 Kviksilveromsättning i skogsmark	9
2.2 Dränering av skogliga våtmarker	9
2.3 Effekter av dikesrensning på trädutväxt, kvicksilver och annan vattenkemi	11
2.4 Hydrologisk restaurering av dränerade skogliga våtmarker	12
2.5 Effekter av våtmarksrestaurering på kvicksilver i vatten	13
<b>3. Metod</b>	14
3.1 Experimentella studier av dikesrensning och våtmarksrestaurering	14
3.1.1 Beskrivning av Trollbergets försöksinfrastruktur	14
3.1.2 Vattenprovtagning och kemiska analyser	15
3.1.3 Vattenflöden och export av Hg	16
3.1.4 Statistiska analyser	16
3.1.5 Hydrologisk modellering av flödesvägar	17
3.2 Rumslig studie av dikesrensning	18
3.2.1 Provtagna diken	18
3.2.2 Vattenprovtagning och kemiska analyser	20
3.2.3 Karaktärisering av avrinningsområden	20
3.2.4 Statistiska analyser	20
3.3 Sedimentationsdammar	21
3.3.1 Lokalisering och storlek	21
3.3.2 Provtagning av vatten och sediment och kemiska analyser	24
3.3.3 Statistiska analyser	24
3.4 Underlag för syntes av dikesrensning och våtmarksrestaurering	24
<b>4. Resultat</b>	25
4.1 Experimentella studier av dikesrensning och våtmarksrestaurering	25
4.1.1 Dikesrensning	25
4.1.2 Hydrologisk modellering av flödesvägar efter dikesrensning	30
4.1.3 Våtmarksrestaurering	31
4.2 Rumslig studie av dikesrensning	34
4.3 Sedimentationsdammar	37
4.4 Syntes av dikesrensning och våtmarksrestaurering	39
4.4.1 Tillväxteffekter av dikesunderhåll	39
4.4.2 Faktorer som påverkar tillväxteffekten av dikesrensning	40
<b>5. Diskussion</b>	43
5.1 Dikesrensning	43
5.2 Våtmarksrestaurering	46
5.3 Syntes	47
<b>6. Slutsatser</b>	50
<b>7. Tack</b>	51
<b>8. Källhänvisning</b>	52

# Sammanfattning

Dikning av våtmark i svenska skogsområden under de senaste 120 åren har bidragit till ökad skogsproduktion men också orsakat genomgripande förändringar i skogarnas omsättning och lagring av vatten. Med tiden ansamlas sediment och vegetation i dikena, och dikesrensning kan behövas för att upprätthålla en hög skogsproduktion. Åtgärden kan dock påverka markegenskaper och -processer, vattenkvalitet och kolbalans. Ökad avrinning av total-kvicksilver (THg) och biotillgängligt metylkvicksilver (MeHg) har pekats ut som en potentiell risk vid dikesrensning. En alternativ åtgärd för dikade områden är restaurering till mer naturliga våtmarksförhållanden. Från politiskt håll uppmanas restaurering som en åtgärd mot översvämningar och torka, för att minska emission av växthusgaser och för att öka den biologiska mångfalden. Åtgärden, som i regel blötlägger torv, riskerar dock att öka den mikrobiella bildningen av MeHg. Mer ytliga flödesvägar i restaurerade våtmarker riskerar också att mobilisera kvicksilver (Hg) från markens övre lager.

I ett experimentellt fältförsök med sex avrinningsområden och tre referensområden studerades effekter på THg och MeHg i dikesvatten, efter både dikesrensning och våtmarksrestaurering, upp till ca två år efter åtgärderna. Fältförsöket kompletterades med provtagning av THg och MeHg i rensade ( $n = 25$ ; 1–4 år efter rensning) och orensade ( $n = 25$ ) diken i en rumslig studie med en stor geografisk spridning. Dessutom utvärderades 15 sedimentationsdammar belägna nedströms dikesrensade områden med avseende på bildning av MeHg i dammarna. Slutligen i en litteraturstudie sammanställdes effekter av dikesrensning på skogsproduktion med syftet att väga dessa effekter mot effekter på THg och MeHg i vatten.

Resultaten visar att dikesrensning inte ledde till några ökningar av THg och MeHg i avrinnande vatten. Tvärt om, minskade koncentrationen och exporten av THg och MeHg i vissa områden. Dikesrensning ledde inte heller till några tydliga ökningar av partikelbundet THg och MeHg. Risken att dikesrensning i avverkade områden kan leda till ökad mobilisering av MeHg från de avverkade områdena kunde inte påvisas genom hydrologisk modellering. Sedimentationsdammar, merparten relativt små, nedströms dikesrensade områden orsakade inga förhöjda halter av MeHg, varken i bottensediment eller i dikesvatten nedströms dammarna. Våtmarksrestaurering ledde till ökade koncentration och export av THg och MeHg i ett av de två restaurerade områdena.

Sammanfattningsvis visar studierna i projektet att dikesrensning kan minska, och våtmarksrestaurering kan öka THg och MeHg i avrinnande vatten, men att det kan variera mellan områden. Det gäller åtminstone under de första åren efter åtgärderna som studierna avser. Dessa förändringar drivs troligtvis av en kombination av i) ändrade flödesvägar för vattnet och ii) förändrade redox-förhållanden i marken då grundvattenytan sänks (vid dikesrensning) respektive höjs (vid våtmarksrestaurering).

# Summary

Sweden has extensively drained forest wetlands over the last 120 years to lower groundwater levels and improve forest productivity. Today, the hydrological function of many of these ditches is poor due to accumulation of sediments and vegetation in the channel over time. Thus, ditch cleaning may be needed to maintain or improve effective drainage. However, ditch cleaning may affect soil properties and processes, water quality and the carbon balance in unwanted ways. For example, increased runoff of total mercury (THg) and bioavailable methylmercury (MeHg) have been identified as potential risks after ditch cleaning. An alternative to ditch cleaning is instead to reduce draining capacity and restore to more natural wetland conditions. Wetland restoration is encouraged from a political level to reduce flooding and droughts, lower greenhouse gas emissions, and increase biodiversity. However, as wetland restoration flood peat soils, microbial formation of MeHg may increase. More superficial flow-paths may also mobilize more THg from the upper soil layers.

Here we used a field experiment involving six catchments, subjected to either forest harvest and ditch cleaning or wetland restoration, as well as three references, to test the effects on THg and MeHg in runoff up to two years after these activities. THg and MeHg were also sampled in cleaned ( $n = 25$ ; 1–4 years after cleaning) and non-cleaned ( $n = 25$ ) ditches in a synoptic study covering a wide geographical range. In addition, 15 sedimentation ponds, located downstream of cleaned ditches, were evaluated for the risk of elevated MeHg formation in the ponds. Finally, in a literature study, effects of ditch cleaning on THg and MeHg in water were related to effects of ditch cleaning on forest production.

The results show that ditch cleaning did not cause elevated THg and MeHg in water. On the contrary, the concentrations and exports of THg and MeHg decreased after ditch cleaning in some of the sites. Also, the ditch cleaning did not increase the particle-bounded fractions of Hg and MeHg. Hydrological modelling did not support the hypothesis that forest machinery driving in the near-ditch zone during ditch cleaning affects flow-paths and MeHg mobilization. MeHg was neither elevated in the sediments, nor in the water downstream of sedimentation ponds. Wetland restoration caused increased concentrations and exports of THg and MeHg in one of the two restored areas.

In summary, the studies in this project generally show that ditch cleaning decrease, and wetland restoration increase THg and MeHg concentration and exports in runoff water within some years after the operations. The variability was however large, with site-specific differences in response. The observed changes may be driven by a combination of i) changed water flow paths and ii) changed redox conditions in the soil as groundwater levels are lowered (with ditch cleaning) and raised (with wetland restoration).

# 1. Inledning

En betydande andel av Sveriges produktiva skogsmark utgörs av dikade våtmarker, huvudsakligen dikade under de senaste 120 åren. Idag fungerar många av dessa diken dåligt i avseende att dränera marken på vatten, då vegetation och jordpartiklar ansamlats i diken. För att bibehålla områden som produktiv skogsmark kan diken behöva rensas. Vid en dikesrensning tas vegetation och sediment bort för att upprätthålla en effektiv dränering. Skötsel av befintliga dikade skogliga våtmarker diskuteras flitigt, då denna kan ge oönskade miljöeffekter. Dikesrensning i torvrika marker förväntas leda till ökad mineralisering av torven och avgång av koldioxid. Dikesrensning förväntas också påverka vattenkvaliteten, bl.a. genom ökad erosion och grumlighet av vattnet i nedströms vattensystem. Dessutom har ökade halter av kvicksilver (Hg) i vattnet pekats ut som en potentiell risk vid rensning av diken (Wesström m.fl. 2019). Inte bara den ökade erosionen då sediment och vegetation tas bort från diken förväntas påverka mobiliseringen av Hg, utan även de förändrade flödesvägar som kan orsakas av körning med skogsmaskiner i dikesnära områden. Olika vattenskyddsåtgärder, t.ex. sedimentationsgropar i diken eller sedimentationsdammar vid utloppet av dikessystem rekommenderas vid dikesrensning för att minska vattnets grumlighet. Om vattenhastigheten minskar kraftigt och mycket partiklar ansamlas i sedimenten i dessa dammar, finns risk att syrgashalten i bottensedimenten kan minska, vilket kan göra att bildningen av biotillgängligt metylkvicksilver (MeHg) ökar.

Ett alternativ till att rensa diken är att göra det omvända, att återvåta marken. Vid en hydrologisk restaurering minskar man dikenas dräneringsförmåga genom att plugga dessa. Genom att återvåta marken hoppas man kunna återställa våtmarkers torvinlagrande funktion att binda in kol och minska avgången av koldioxid. Restaurering av våtmarker förväntas också ha positiva effekter på biodiversitet och vattenlagring i skogslandskapet. Intresset för att restaurera våtmarker är stort, och nuvarande och dåvarande regering har anslagit pengar i flertalet satsningar till myndigheter, länsstyrelser, kommuner, privata markägare och lokala organisationer för att återställa våtmarker. Då våtmarker återställs skapas dock syrefria miljöer, vilket skulle kunna öka risken för förhöjd bildning av MeHg. Både dikesrensning och våtmarksrestaurering skulle därför kunna öka avrinningen av den totala mängden Hg (THg) och även MeHg.

Resultat från fältstudier utgör värdefulla underlag till berörda myndigheter samt skogsägare och skogsbruksorganisationer för att kunna fatta välgrundade beslut om hur befintliga diken på skogsmark ska skötas. Ska diken återställas till mer ursprungliga naturliga förhållanden? Ska de rensas för att säkerställa fortsatt funktionell dränering och hög skogsproduktion? Eller, ska diken lämnas för fri utveckling? I dessa sammanhang är risken för förhöjda halter av Hg, framför allt MeHg, i avrinnande vatten ett potentiellt problem. Detta projekt har ökat kunskapen om effekter av dikesrensning och våtmarksrestaurering på THg och MeHg i avrinnande vatten, men även annan vattenkemi. Detta har gjorts i en unik samling av fältprovtagningar. En studie innefattar ett intensivt provtaget experimentellt försök i Västerbotten med både dikesrensning och våtmarksrestaurering. I en rumslig



studie av dikesrensning gjordes provtagningar i östra mellersta Sverige. Slutligen har sedimentationsdammar i Västerbotten, Svealand och Götaland provtagits. Fältprovtagningar och dataanalys har gjorts för att besvara frågorna:

- Ökar koncentrationerna och exporter av THg och MeHg i avrinnande vatten efter dikesrensning? Denna fråga har utvärderats genom att testa hypotesen *att koncentrationer och exporter av THg och MeHg ökar efter dikesrensning.*
- Om koncentrationerna av THg och MeHg ökar i avrinnande vatten efter dikesrensning, är denna ökning främst associerad till lösta eller partikulära fraktioner av kvicksilver? Denna fråga har utvärderats genom att testa hypotesen *att en potentiell ökning av THg främst utgörs av en ökning av partikulära fraktioner av Hg.*
- Leder markstörning på grund av körning vid dikesrensning till mer ytvattenflöden som kan öka mobiliseringen av MeHg? Denna fråga har utvärderats genom att testa hypotesen *att dikesrensning kan leda till markstörning som ökar de ytliga flödesvägarna och därigenom risken för att MeHg transporteras från syrefria miljöer i det avverkade området till diket. Detta gör att risken för ökade koncentrationer av MeHg i dikesvattnet är särskilt stor om dikesrensning sker i nyligen avverkade områden.*
- Finns det risk för att sedimentationsdammar som anläggs i utloppet av dikesystem vid dikesrensning kan leda till ökad metylering av Hg i ansamlat botten-sediment? Denna fråga har utvärderats genom att testa hypotesen *att MeHg bildas i sedimentationsdammarans bottensediment och att koncentrationen av MeHg i dikesvattnet därför är högre nedströms sedimentationsdammen jämfört med uppströms.*
- Vad karaktäriserar de områden där koncentrationer av THg och MeHg eventuellt ökar efter dikesrensning? Denna fråga har utvärderats genom att testa hypotesen *att områdesfaktorer som förekomst av sulfatrika marker, trädvegetation, markanvändning (framför allt skogsavverkning), marktyp, medeltemperatur och medelnederbörd påverkar risken att dikesrensning leder till ökning av THg och MeHg koncentrationer.*
- Ökar koncentrationerna och exporter av THg och MeHg i avrinnande vatten efter våtmarksrestaurering? Denna fråga har utvärderats genom att testa hypotesen *att koncentrationen och exporten av THg och MeHg ökar efter våtmarksrestaurering.*
- Vilka områden är mer eller mindre fördelaktiga att dikesrensa respektive våtmarksrestaurera avseende vattenkemi, med fokus på THg och MeHg, samt skogsproduktion? Denna fråga har utvärderats genom att sammanställa all kunskap från detta projekt tillsammans med litteratordata. Hypotesen som testats är *att utifrån resultat en i denna studie, och från litteraturen, så går det att peka ut områden som är mer eller mindre fördelaktiga att dikesrensa respektive restaurera ur ett Hg perspektiv och ett skogsproduktionsperspektiv.*

## 2. Bakgrund

### 2.1 Kviksilveromsättning i skogsmark

Mänskliga aktiviteter såsom förbränning av fossila bränslen, industriella processer, spridning och förbränning av avfall och småskalig guldindustri, har sedan industrialiseringens början lett till att stora mängder luftburen Hg deponerats och bundits in i skogsmark (Bringmark m.fl. 2013). Olika former av markstörningar kan leda till att Hg frigörs och transporteras till ytvatten, och/eller att oorganiskt Hg omvandlas till biotillgängligt MeHg. MeHg anrikas i födovävar och i stort sett alla inlandsvatten i Sverige har fisk med halter av Hg som kraftigt överstiger gränsvärdet i EU:s ramdirektiv för vatten (0.02 mg kg<sup>-1</sup> våtvikt, Direktiv 2008/105/EC). Hg-koncentrationerna i sötvattensfisk ligger också på nivåer som Världshälsoorganisationen (WHO) anser vara potentiellt skadliga som mänsklig föda (0,5 mg kg<sup>-1</sup> våtvikt) i knappt hälften av svenska inlandsvatten (Braaten m.fl. 2019; Åkerblom m. fl. 2014). För att skydda miljön och människors hälsa från Hg så trädde Minamata-konventionen i kraft år 2017, och är nu undertecknad av 128 länder världen över, däribland Sverige. Minamata-konventionen reglerar hela kvicksilvers livscykel, så som utvinning, atmosfärisk emission, punktutsläpp och avfallshantering. Trots att Minamata-konventionens primära mål är att minimera utsläpp av Hg i ett globalt perspektiv, så har konventionen pekat på markanvändningens, t.ex. skogsbrukets, risker när det kommer till att mobilisera Hg bundet i marken till vattenmiljöer. Trots att Hg depositionen över Sverige har minskat under de senaste decennierna, så ökar fortfarande inlagringen av Hg i svensk skogsmark, då depositionen fortfarande är större än det Hg som lämnar avrinningsområdet genom avrinning eller avdunstning (Bishop m. fl. 2020). Marken kan därför fungera som en källa från vilken Hg riskerar att läcka ut till vattenmiljöer under lång tid framåt.

Metylering av Hg sker av vissa grupper anaeroba mikroorganismer, så som sulfatreducerande och järnreducerande bakterier (Gilmour m.fl. 2013). Dessa gynnas av låga syreförhållanden som kan uppstå då mark översvämmas. De gynnas också av frigörelse av organisk material (Bravo m.fl. 2017) samt svavel- och järnföreningar (Mitchell m.fl. 2008; Jeremiason m.fl. 2006) som används för dessa bakteriers metabolism. MeHg kan också demetyleras, både genom biotiska och abiotiska mekanismer. En av dessa mekanismer är fotokemisk nedbrytning av MeHg, där elementärt Hg kan bildas och avdunsta från vattenmassor eller våtmarker (Luo m.fl. 2020).

Hg binder till organiskt material (OM), och en ökning av halten OM i vattnet kan bidra till ökad halt av Hg.

### 2.2 Dränering av skogliga våtmarker

Det är väl känt att hög vattenhalt i marken hämmar tillväxten för många trädslag (Kozłowski 1982, Vompersky 1983, Paavilainen och Päivänen 1995). Om grundvattennivån sänks och markvattenhalten i den omättade markzonen blir mer gynnsam för träden genom dränering i form av dikning kan trädens tillväxt öka markant. Det

finns visat i många studier för tall (*Pinus sylvestris* L.) och gran (*Picea abies* L. Karst.) som växer på både mineraljord (Roy m.fl. 1997, Mäkitalo och Hyvönen 2004) och torvmark (Seppälä 1969, Hånell 1988, Dang och Liffers 1989, Gustavsen m.fl. 1988, McDonald och Yin 1999, Potapov m.fl. 2023). Den ökade tillväxten efter dikning beror på ökad tillgång på syre och växttillgänglig näring i marken (Laurén m.fl. 2021). Vid praktisk utförd dikning har ca 90 cm varit ett vanligt tillämpat dikningsdjup och dikesavstånd på 25–80 meter (Sikström och Hökkä 2016).

Olika dikningsåtgärder är nydikning (markavvattning), dikesunderhåll och skyddsdikning. Nydikning innebär dikning av ett ej tidigare dikat område med syftet att öka trädttillväxten. Dikesunderhåll syftar till att upprätthålla eller öka den skogsproduktion som uppnåtts efter nydikning. I internationell litteratur innefattar termen ”dikesunderhåll” dikesrensning, kompletteringsdikning och kombinationen av de båda. Dikesrensning avser rensning av befintliga diken. Kompletteringsdikning innebär grävning av nya diken mellan de gamla och tillämpas exempelvis i Finland om det ursprungliga avståndet mellan dikena är långt, vanligen 50–60 m eller större (Päivänen och Ahti 1988, TAPIO 2008). Enligt svensk lagstiftning betraktas kompletteringsdikning som nydikning, och därför är det endast dikesrensning som kategoriseras som dikesunderhåll i Sverige. Slutligen tillämpas även skyddsdikning som innebär att relativt grunda diken grävs efter föryngringsavverkning, för att förhindra att grundvattennivån stiger så att föryngringen hämmas. Tanken är att dikena tillfälligt ska sänka grundvattennivån tills att det nya beståndet självt dränerar marken tillräckligt för nöjaktig tillväxt. Den här rapporten behandlar dikesunderhåll i form av dikesrensning.

I boreala och nordliga tempererade skogar har cirka 15 miljoner hektar skogsmark dikats, främst på torvmark men även en del mineraljord ingår, med syftet att öka trädttillväxten (Paavilainen och Päivänen 1995, Päivänen och Hånell 2012). Omkring 60 % av den arealen finns i länderna kring Östersjön, framför allt i Finland (cirka 5,9 miljoner hektar). I Sverige startade nydikning av skogsmark i mitten av 1800-talet, tog fart vid sekelskiftet och var omfattande fram till slutet av 1930-talet för att sedan minska och ligga på en stabil nivå fram till början av 1980-talet (Hånell 2009). Från mitten av 1970- och hela 1980-talet var skyddsdikning omfattande. Baserat på data från Riksskogstaxeringen 2015–2019 har drygt 2 miljoner hektar dikats i Sverige, varav cirka 0,8 miljoner hektar är produktiv torvmark (Drott och Eriksson 2021). Samma författare anger att under det senaste decenniet var den årliga genomsnittliga nydikningen cirka 2100 hektar och skyddsdikningen 1100 hektar.

Med tiden försämras dikenas förmåga att transportera vatten då jordpartiklar och vegetation ackumuleras i dikena (Paavilainen och Päivänen 1995). Detta kan leda till en återgång till högre grundvattennivå, högre vattenhalt i den omättade markzonen och minskad trädttillväxt (se Sikström och Hökkä 2016). Därför kan dikesrensning förbättra dikenas transportförmåga i syfte att upprätthålla gynnsamma förhållanden för tillväxt. I en utredning baserad på data från Riksskogstaxeringen uppskattar Hånell (2009) att det finns behov att rensa diken på minst 0,4 miljoner hektar i Sverige. Med start i början av 2000-talet ökade åtgärden stadigt i omfattning i landet och under perioden 2003–2019 rensades diken på drygt 100 000 hektar (Tong m.fl. 2022a).

## 2.3 Effekter av dikesrensning på träd tillväxt, kvicksilver och annan vattenkemi

Olika effekter och konsekvenser av dikesrensning är knapphändigt studerade och beskrivna för svenska förhållanden. Det finns en studie om tillväxteffekter (Sikström m.fl. 2020), två om växthusgaser på kort sikt (några få år) (Tong m.fl. 2022a, 2022b) och en om vattenkemi (Hansen m.fl. 2013). En ny publikation där resultat från detta projekt ingår innefattar både växthuseffekter, hydrologi samt Hg och annan vattenkemi (Laudon m.fl. 2023).

Merparten av kunskapen om dikesunderhåll kommer från studier i Finland, både avseende effekter på träd tillväxt och i avrinnande vatten samt effekter av olika vattenskyddsåtgärder. Studierna avser främst dikesunderhåll i tallskog på torvmark, i huvudsak ståndorter med relativt djup torv. Men, eftersom definitionen av torvmark i Finland vanligtvis baseras på sammansättningen av växtsamhället på marken, till exempel förekomst av torvbildande arter, främst *Sphagnum* sp. (Päivänen och Hånell 2012), och inte på torvens djup, som den skogliga definitionen i Sverige (> 30 cm torv), ingår även ståndorter med tunna torvskikt i vissa finska studier. I Kanada och en del europeiska länder är definitionen på torvmark 20–45 cm djup torv. Det är visat att dikesrensning kan ge ökad träd tillväxt (Sikström och Hökkä 2016, Sikström m.fl. 2020), men åtgärden kan även ge oönskade effekter där jorderosion och ökad transport av jordpartiklar (suspenderat material) till nedströms liggande vatten tillhör de allvarligaste (t.ex. Nieminen m.fl. 2018a). Därför är det viktigt att minimera antalet rensningar i ett dikessystem och att både önskade och oönskade effekter balanseras när man överväger om åtgärden är lämplig att utföra. Detta finns illustrerat i en simuleringsstudie av Hökkä m.fl. (2017) som visade att dikesrensning i de två studerade regionerna i Finland hade stor betydelse för produktion av och tillgång på skogsråvara, men samtidigt påtaglig miljöpåverkan i form av suspenderat material i avrinnande vatten. Författarna betonar vikten av att medvetet välja en lämplig strategi vid tillämpning av dikesrensning eftersom det handlar om en avvägning mellan önskad nytta i form av ökad skogsproduktion och oönskad effekt bl. a. i form av påverkan på vattenkvalitet genom ökad halt av suspenderat material. Förutom ökning av suspenderat material, så har tidigare studier även funnit att dikesrensning kan öka mängden partikulärt kväve och fosfor i dikesvattnet (Nieminen m.fl. 2018a, Finer m.fl. 2010).

När det kommer till Hg så känner vi enbart till en tidigare svensk studie om dikesrensningens effekter. Hansen m.fl. (2013) observerade kraftiga initiala effekter av dikesrensning på THg och MeHg i vatten under de första dagarna efter dikesrensningen i ett av de två studerade områdena. Trots att de förhöjda koncentrationerna avtog inom några dagar så motsvarade denna ökning 15 % av årlig export för både THg och MeHg (Hansen m.fl. 2013). En lettisk studie visade istället att genom att rensa diken så bildades mindre MeHg i rensade dikens sediment jämfört med i orensade (Bitenieks m.fl. 2022). Ingen skillnad av MeHg koncentrationer i vattenfasen observerades dock mellan rensade och orensade diken (Kļaviņa m.fl. 2021). Då dikesrensningens verksamhet, genom körning av skogsmaskiner, kommer att orsaka störningar i den känsliga och eventuellt blöta dikesnära zonen så finns det risk att förändringar i flödesvägar i denna dikesnära zon orsakar långvarigt förhöjda halter av MeHg i dikesvattnet. Detta speciellt om markkompaktering leder till snabba flödesvägar ovan mark och om dikesrensning sker i anslutning till en avverkning där MeHg kan bildas i stående vattensamlingar (Eklöf et al. 2018).

Dikesrensning kan utföras både i etablerad skog och efter föryngringsavverkning som en av flera föryngringsåtgärder. De flesta av studierna ovan, både de om vattenkemi och om skogsproduktion, är utförda i etablerad skog. Således saknas kunskap av dikesrensningens effekter på skogstillväxt och vattenkemi i hygges- och ungskogsfasen. Vad vi känner till gäller det även internationellt.

För att motverka export av jordpartiklar och näring, som påverkar vattenkvaliteten i avrinnande vatten, kan olika typer av vattenskyddsåtgärder tillämpas vid dikesrensning (Nieminen m.fl. 2018b). En möjlig åtgärd är anläggning av en sedimentationsdamm i utloppet av ett dikessystem för att försöka fånga suspenderat material, som kan sedimentera och fastläggas i dammen.

## 2.4 Hydrologisk restaurering av dränerade skogliga våtmarker

Dikning av våtmark i svenska skogsområden har möjliggjort skogsbruk på nya marker men förändringar i hur skogarna kan lagra och avge vatten har också oönskade effekter. Från politiskt håll uppmuntras i dagsläget omfattande restaurering av dränerade våtmarker till mer naturliga våtmarksmiljöer. Vid en hydrologisk restaurering minskar man dikenas dräneringsförmåga, genom att plugga eller fylla igen dem, för att grundvattenytan i våtmarken skall höjas. Åtgärden motiveras vanligtvis med att den kan motverka översvämningar och torra, minska emission av växthusgaser och återställa biologisk mångfald. Ökad vattenlagring kan ge skogarna långsiktigt skydd mot många av de utmaningar som väntas öka vid fortsatta klimatförändringar, så som bränder, utbrott av skadedjur och skadeorganismer (t.ex. granbarkborre) och extremväder som hotar tillgång och kvalitet på vatten i uppströms skogar och nedströms bebodda områden. Våtmarkernas vattenhållande förmåga kan också ge ökad mångfald av djur, växter och habitat. Våtmarksrestaurering förväntas alltså bidra till flera viktiga ekosystemtjänster idag och i framtiden. Samtidigt befaras restaurering i vissa fall ge oväntade effekter för ekosystem och människors hälsa, exempelvis ökad produktion av giftigt MeHg och växthusgasen metan samt ökad brunifiering av ytvatten.

En våtmarksrestaurering kan se väldigt olika ut, beroende på vad som är det huvudsakliga syftet med restaureringen. Ibland bildas mycket öppna vattenspeglar, ibland ligger grundvattenytan kvar under markytan, ibland avverkas skogen innan och ibland får alla eller vissa träd stå kvar. Drott och Eriksson (2021) uppskattar att våtmarksrestaurering är en effektiv klimatåtgärd för näringsrik mark i södra Sverige om grundvattenytan höjs till strax under marknivå. Detta då det finns risk för metanavgång i restaurerade våtmarker med mycket öppna vattenspeglar.

Beroende på hur våtmarken restaureras kan detta ge olika effekter på vattenkemin. Våtmarker som skapas i jordbrukslandskapet för att öka fastläggning av partiklar och näringsämnen brukar generellt förbättra vattenkvaliteten nedströms. Vid restaurering av skogliga våtmarker är effekterna på vattenkvaliteten mer osäkra och det finns många kunskapsluckor.

## 2.5 Effekter av våtmarksrestaurering på kvicksilver i vatten

Att restaurera dränerade våtmarker kan förändra vattenkemin nedströms. Genom att återvåta tidigare dikade marker förändras den hydrologiska kopplingen till det omgivande landskapet och vattnets flödesvägar blir ytligare. Genom att höja grundvattenytan kan förändrade redox-förhållanden dessutom orsaka kemiska omvandlingar av olika ämnen med efterföljande effekter på vattenkemin.

Då Hg binder till OM så kan en eventuell ökning av OM leda till mer Hg i avrinnande vatten efter våtmarksrestaurering. Det finns i dagsläget få studier av effekter på OM i vatten efter en våtmarksrestaurering. Bland de studier som finns är resultaten varierande, från minskningar (Menberu m.fl. 2017), inga signifikanta förändringar (Evans m.fl. 2018, Peacock m.fl. 2018), till ökningar (Koskinen m.fl. 2017) av koncentrationen OM i vatten efter våtmarksrestaurering.

Så vitt vi känner till finns sedan tidigare bara en publicerad studie från Sverige som studerat MeHg i restaurerade våtmarker (Tjerngren m.fl. 2012). Istället kan vi lära av studier från andra boreala områden i t.ex. Nordamerika. Paralleller kan också dras till andra aktiviteter där skogs- eller torvmark har översvämmats. Förhöjda koncentrationer av MeHg i ytvatten har observerats efter experimentella storskaliga översvämningar i Kanada (Hall m.fl. 2004), nedströms bäverdammar i Kanada (Roy m.fl. 2009) och Sverige (Levanoni m.fl. 2015) och i konstgjorda våtmarker i Kanada (Strickman m.fl. 2018). Medan storskalig översvämning av fastmark och torvmark i Kanada resulterade i 800 % förhöjda koncentrationer av MeHg i det avrinnande vattnet (StLouis m.fl. 2004) visade den svenska studien på inga eller små effekter på avrinning av MeHg i restaurerade våtmarker (Tjerngren m.fl. 2012).

## 3. Metod

### 3.1 Experimentella studier av dikesrensning och våtmarksrestaurering

#### 3.1.1 Beskrivning av Trollbergets försöksinfrastruktur

I Trollbergets försöksinfrastruktur har effekten av dikesrensning och våtmarksrestaurering studerats. Trollberget ligger i Västerbotten, cirka 50 km nordväst om Umeå (64°10' N, 19°51' E) (Figur 1). Försöksinfrastrukturen består av sex avrinningsområden, där två områden slutavverkats och dikesrensats (DC1 och DC3) och två områden enbart har slutavverkats (DC2 och DC4). Ytterligare två avrinningsområden har våtmarksrestaurerats (R1 och R2) under projektets gång, i fortsättningen benämnt ”restaurering”. Trollberget är en del av Krycklans forskningsinfrastruktur (64°25' N, 19°46' E) där vattendrag, som provtagits under lång tid i skogsområden, dränerade torvmarker och naturliga myrar, fungerar som referenser till avrinningsområdena i Trollberget. I denna studie nyttjades Ref 2, Ref 4 och Ref 18.

En detaljerad beskrivning av Trollbergets försöksinfrastruktur finns i Laudon m. fl. (2023). Där framgår att storleken på de sex avrinningsområdena i Trollberget varierar mellan 4 och 50 hektar. Marken i de fyra områdena som slutavverkades (DC1-4), och där två sedan dikesrensades (DC1 och DC3), karaktäriseras av podsol med fickor av histosoler. Det genomsnittliga ytliga organiska jorddjupet är 140 mm (80–260 mm). Dikena i de dikade områdena hade ett medeldjup innan rensning på 50 cm ( $\pm 15$  cm) och en bredd vid markytan på ca 150 cm ( $\pm 15$  cm). De två avrinningsområdena (R1 och R2), där effekten av hydrologisk restaurering studerades, är näringsfattiga torvmarker med genomsnittligt torvdjup på 241 cm (22–599 cm) och C/N kvoten i den ytliga torven är 43,7 i genomsnitt (Laudon m.fl. 2023).

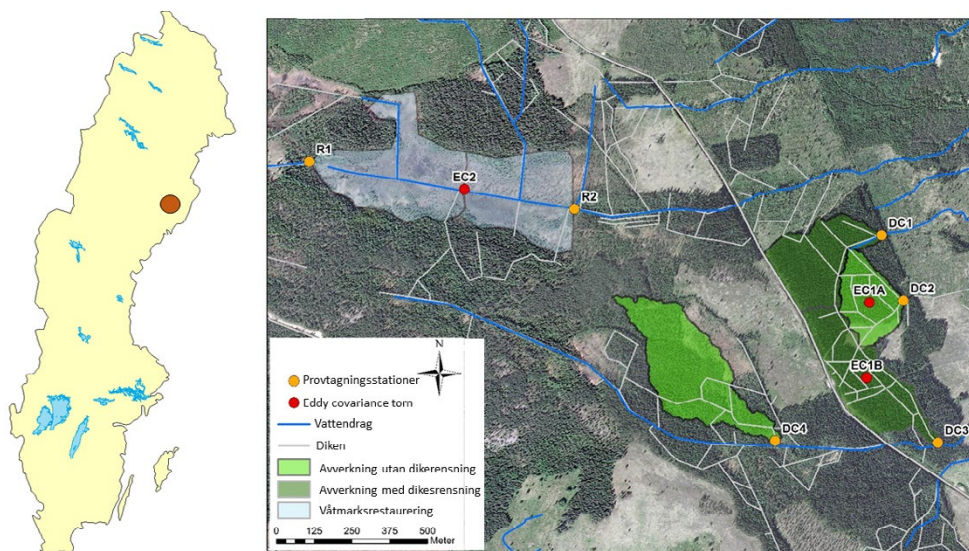
I DC1-4 slutavverkades skogen genom kalavverkning under perioden 20 juli 2020 till 24 augusti 2020. Vid avverkningen skördades stamveden medan groten (grenar och toppar) lämnades kvar på marken för att minska körskadorna. DC1 och DC3 dikesrensades i september 2021. Då användes en 20-ton grävmaskin för att ta bort växtlighet och jordpartiklar från dikena. Dikena i DC2 och DC4 rensades ej och användes som referenser till DC1 och DC3 för att utvärdera effekten av dikesrensning. En ytterligare referens som inte avverkades användes som ej avverkat referensområde (Ref 2). Detta område var beläget inom Krycklans forskningsinfrastruktur.

Den hydrologiska restaureringen i R1 och R2 genomfördes i november 2020 med metoder som är allmänt vedertagna då myndigheter restaurerar våtmarker. Det glesa trädbeståndet (grundyta  $2,6 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ), som fanns på de torvmarker som restaurerades, avverkades och fraktades bort innan restaurering. Några av de avverkade trädstammarna lämnades kvar och användes, tillsammans med torv, som fyllnadsmaterial när dikena fylldes igen. Som referenser till R1 och R2 användes två avrinningsområden med naturliga myrar, Ref 4 och Ref 18, inom Krycklans forskningsinfrastruktur.

Inom Krycklans och Trollbergets avrinningsområden är de öppna torvmarkerna oligotrofa minerogena myrar dominerade av *Sphagnum spp.* med ett glest täcke av starr och dvärgbuskar. De skogbevuxna avrinningsområdena är huvudsakligen täckta av tall och gran med en undervegetation av ris i fältskiktet, bland annat

blåbär (*Vaccinium myrtillus* L.) och lingon (*Vaccinium vitis-idaea* L.), med mossmattor av husmossa (*Hylocomium splendens*) och väggmossa (*Pleurozium schreberi*) i botten-skiktet. Jordmånstyperna domineras av Humic podzol, med förekomst av Humo-ferric podzol i torrare och Histosoler i fuktigare områden.

Klimatet är typiskt för den norra boreala zonen, med korta och svala ljusa somrar följt av långa kalla mörka vintrar. I genomsnitt är avrinningsområdena täckta av snö 167 dagar per år, vanligtvis från slutet av oktober till början av maj. Den årliga medeltemperaturen i luften är 2,1 °C och den totala årliga nederbörden i genomsnitt 614 mm år per år (30-årsgenomsnitt från SMHI, 1986–2015).



Figur 1. Karta över försöksinfrastrukturen Trollberget. Två områden våtmarksrestaurerades (R1 och R2), två områden slutavverkades och dikesrensades (DC1 och DC3), och två områden slutavverkades men diken rensades inte (DC2 och DC4) under projektperioden. Kartan är tillverkad av Eliza Maher Hasselquist.

### 3.1.2 Vattenprovtagning och kemiska analyser

Vattenprovtagningen i de sex avrinningsområdena i Trollberget har utförts från vintern 2019 till våren 2023. Referensområdena inom Kryklan har provtagits sedan decennier tillbaka. Alla diken och vattendrag i Trollberget respektive Kryklan som nyttjades i den här studien provtogs samtidigt, men ibland skedde provtagningen under två dagar då all provtagning inte hanns med under en dag. Vattenprover togs för analyser av THg och MeHg. Från December 2020 till Oktober 2022 togs också vattenprover som filtrerades innan analys (och innan konservering) för analys av den lösta mängden THg och MeHg. Detta för att räkna ut mängden partikelbundet Hg (PHg) och MeHg (PMeHg). Alla prover togs i diken vid utloppet från DC1-4 och R1-2 (Figur 1, orange punkter).

Vattenprov för analyser av THg och MeHg provtogs i syrediskade teflonflaskor (THg) och syrediskade HDPE flaskor (MeHg). Provtagningen av THg och MeHg följde ultrarena metoder för att undvika kontaminering. Provtagningsflaskorna sköljdes tre gånger i bäckvatten och engångshandskar användes. På laboratoriet (SLU, Umeå) konserverades prover för THg analyser med suprapur salpetersyra (HNO<sub>3</sub>). Blankprover, med ultrarent vatten (Milli-Q typ 1), samlades in med jämna



mellanrum för att säkerställa att flaskorna och provtagningsrutinerna inte orsakade kontaminering. Blankprov togs genom att fylla upp en provtagningsflaska med MQ vatten på labb och sedan i fält behandla denna exakt som provtagningsflaskorna behandlades, med undantag från att skölja och provta dikesvatten. Analyser av Hg i vatten utfördes vid Svenska Miljöinstitutet (IVL) med hjälp av Cold Vapor Atomic Fluorescence Spectroscopy (CV-AFC) enligt US EPA standardmetod 1631 version E38. Analyser av MeHg i vatten utfördes vid Umeå Universitet med isotopsutspädningsmetoder följt av mass-spektrometri enligt Lambertsson och Björn (2004). I de fall då lösta fraktioner analyserades för Hg och MeHg, så filtrerades vattnet innan analys på Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU).

Provtagnings-schemat varierade beroende av vattenflödet. Under snösmältningens vårfloder togs vattenprover två gånger i veckan, under växtsäsongen varannan vecka och under vintern en gång i månaden. Detta provtagnings-schema gällde för all vattenkemi, och ungefär vart annat av dessa prov analyserades för THg och MeHg. Några prov uteblev under torra sommarperioder, då dikena var uttorkade.

Under den första månaden efter dikesrensning samlades vattenprover in dagligen de första 10 dagarna och sedan mer och mer sällan från DC1-3 och Ref 2, totalt 17 eller 18 prover per område. Enbart DC2 användes här som endast avverkad referens då denna bedömdes var mest lik DC1 och DC3 hydrologiskt och kemiskt under referensperioden.

### 3.1.3 Vattenflöden och export av Hg

Kontinuerliga vattenflöden beräknades för varje avrinningsområde. Det gjordes genom kontinuerlig vattennivåmätning uppströms ett V-överfall med hjälp av en datalogger (Solinst Levellogger 5) samt manuella vattennivåmätningar och manuella flödesmätningar över V-överfallet. Förhållandet mellan vattennivå och flöde för de manuella mätningarna beräknades och användes för att beräkna det kontinuerliga flödet utifrån dataloggerens vattennivåmätningar. För exportberäkningar av mängderna THg och MeHg så multiplicerades det dagliga vattenflödet med dagliga koncentrationen av THg och MeHg som uppskattades genom interpolering av uppmätta koncentrationer. Exportberäkningar gjordes inte för alla områden, utan för de restaurerade områdena R1 och R2 och deras två referenser Ref 4 och 18, samt för de dikesrensade områdena DC1 och DC3 och deras endast avverkade referens DC2.

### 3.1.4 Statistiska analyser

Då data för THg- och MeHg-koncentrationerna i allmänhet inte var normalfördelad så log-transformerades värdena innan analys. För varje provtagningsstillfälle beräknades skillnaden ( $\Delta$ ) i log-transformerade medelkoncentrationer i vattnet från de avverkade och dikesrensade områdena (DC1 och DC3) och de avverkade men ej dikesrensade referenserna (DC2 och DC4). För att utvärdera effekten av dikesrensningen testade vi om  $\Delta$ -värdena skiljde sig statistiskt signifikant mellan innan och efter rensning.

De log-transformerade medelvärdena från DC1 och DC2 jämfördes även med värdena från det ej avverkade referensområdet (Ref 2). I detta fall testades effekten av avverkning statistiskt genom att jämföra  $\Delta$ -värdena för perioden, efter avverkning men innan dikesrensning, med värdena innan avverkning. För testning av effekten av dikesrensning jämfördes perioden efter dikesrensning med perioden efter avverkning men före dikesrensning.

Skillnaden mellan medelvärdena för log-transformerade koncentrationer i de två restaurerade våtmarkerna (R1 och R2) och de två referenserna (Ref 4 och Ref 18) beräknades också och testades statistiskt. Då restaureringen i R1 orsakade mer öppna vattenspeglar än i R2 och provtagningen i R1 skedde i direkt anslutning till restaureringen, men en bit nedströms i R2, så antogs restaureringen i R1 ha en kraftigare påverkan på vattenkemin. Därför jämfördes även enbart R1 mot de två referenserna (Ref 4 och Ref 18) i en separat analys.

Samtliga statistiska analyser var GLMM (generalized linear mixed model) analyser och utfördes i JMP Pro 16. Signifikansnivån sattes till  $p < 0,05$ .

### 3.1.5 Hydrologisk modellering av flödesvägar

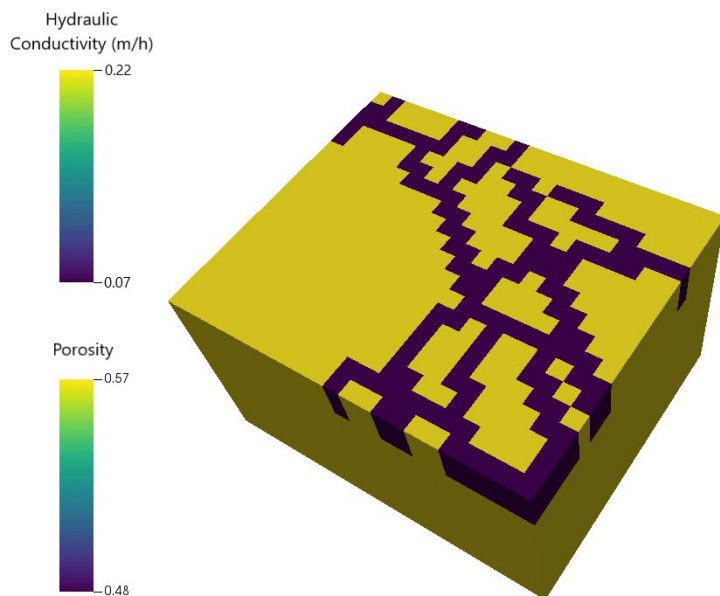
Hydrologisk modellering av vattnets flödesvägar och flödes hastigheter utfördes som en teoretisk ansats utifrån högupplösta höjdmodeller (DEM) från ett av de dikesrensade områdena, DC1. Vattnets flödesvägar, både de ovan markytan och de under ytan, simulerades med hjälp av ParFlow och Common Land Model (CLM). ParFlow (Kollet och Maxwell, 2006; Maxwell, 2013) är en integrerad hydrologisk modell som simulerar flöden ovan och under markytan i avrinningsområdesskala. ParFlow simulerar mättat och omättat flöde under ytan i heterogena porösa medier i tre rumsliga dimensioner. ParFlow kan kopplas till CLM för att simulera snöfall och snösmältning samt evapotranspiration (Kollet och Maxwell, 2008; Maxwell och Miller, 2005).

För att förstå effekten av dikesrensning på vattenflöden i marken så skapades två teoretiska modeller, en för före och en för efter dikesrensning. För båda modellerna användes DEM av hela avrinningsområdet DC1. Dessa DEM skapades från drönarflygningar över området efter avverkning både före dikesrensning (14 september 2021) och efter dikesrensning (21 oktober 2021).

Markens hydrologiska och markfysiska egenskaper uppskattades baserat på tidigare studier (Ledesma och Futter 2017, Hansson m.fl. 2018). Skillnader i markfysik mellan mark som direkt påverkas av packning från körning, och mark som inte direkt påverkas av packning, uppskattades från en tidigare studie om skogsmaskinernas inverkan på markfysiken (Hansson m.fl. 2018). Den studien visade att kompakteringen av marken från körning med skogsmaskiner minskade den hydrauliska konduktiviteten i markens övre (5 cm) lager med 70 %. I den första modellen, som representerar avrinningsområdet före dikesrensning, antogs en homogen hydraulisk konduktivitet på 0,22 m/h och en porositet på 0,57 för hela avrinningsområdet. I modellen för tiden efter dikesrensning lades körspår in som en lagerfil i GIS. Körspåren antogs ha 70 % lägre värden för hydraulisk konduktivitet och porositet ner till 1 m under markytan. Figur 2 visar 3D-modellen av hydraulisk konduktivitet och porositet för modellen efter dikesrensning. I den första modellen, innan dikesrensning, ignorerade vi de körspår som bildats under avverkningen. Skillnaden mellan modellerna representerar därför effekter av körning och kompaktering från både avverkning och dikesrensning.

Nederbörd, temperatur och andra klimatvariabler som indata i modellen har mätts vid Svartbergets forskningsstation, ca 20 km från Trollberget (Svartberget Research Station, 2023). Samma serie av klimatvariabler och -data användes både för modellen innan och efter dikesrensning. Detta för att enbart testa effekten av körning med skogsmaskiner på vattnets flödesvägar, och inte effekten av naturliga flödesvariationer. De flödes hastigheter som beräknades med ParFlow-CLM

användes sedan i modellverktyget EcoSLIM (Maxwell m.fl. 2019) för att beräkna hur lång tid det tog för allt vattnet i avrinningsområde DC1 att transporteras till utflödet. Även andelen av flödet ovan respektive under markytan beräknades. Eftersom detta är teoretiska modeller där jämförelse mellan innan och efter dikesrensning var i fokus, så användes ingen kalibrerings- eller validerings-period.



Figur 2. Hydraulisk konduktivitet och porositet i modellen efter dikesrensning i DC1.

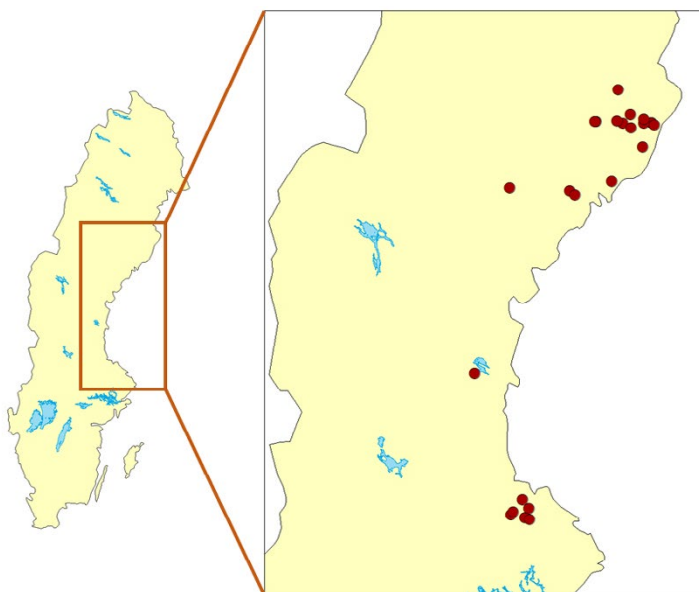
## 3.2 Rumslig studie av dikesrensning

### 3.2.1 Provtagna diken

De provtagna diken ligger i östra delen av mellersta Sverige, från Uppland till Västerbotten (Figur 3). Den geografiska utbredningen av området är ca 60 mil, från norr till söder. Med hjälp av GIS data från skogsbolag identifierades diken som rensats inom 1–4 år. Ett stort antal rensade diken, som potentiella provtagningsplatser, valdes ut ”på rummet” med målet att provta 25 av dessa. Endast diken som låg på skogsmark valdes, således exkluderades diken i jordbruksmiljö eller urbana områden. Till varje potentiellt rensat dike identifierades ett orensats referensdike. Liksom för potentiella dikesrensade diken, identifierades de parade referenserna först genom GIS data ”på rummet”, men det slutliga valet av både dikesrensade områden och deras referens gjordes vid fältbesök. Kriterierna för referenserna var att de inte skulle uppvisa några tecken på att vara nyligen dikesrensade, men i övrigt vara så lika som möjligt det dikesrensade diket och det område dikessystemet avvattnade avseende storlek, trädvegetation och våtmarkstäckning. Referensområdena skulle ligga nära det dikesrensade området, men deras avrinningsområden skulle vara hydrologisk frånkopplade. Vid fältkontroll föll många områden bort då det visade sig att några referenser hade tecken på dikesrensning nyligen eller annan störning och att några diken var torrlagda. I slutändan provtogs 25 par; 25 dikesrensade diken (”Rensade diken”) och 25 ej nyligen dikesrensade diken (”Ej rensade diken”). Vi ville undersöka effekten av dikesrensning som utförts både i skogbevuxna

och i avverkade områden. Därför lokaliserades 13 av paren till områden där omgivningen runt de provtagna dikena var skogbevuxna och 12 par till områden där skogen i omgivningen runt de provtagna dikena var kalavverkad.

De 25 dikesrensade områdena har en medelarea på 25 hektar (1–114 hektar) och de 25 referenserna har en medelarea på 35 hektar (2–176 hektar). Områdena är typiska för regionen och domineras av barrskog (medeltal 72 % i dikesrensade och 74 % i referensområden) och moränjordar (medeltal 59 % i både dikesrensade och referensområden). Den årliga nederbörden i samtliga områden varierade från 400 mm till 600 mm och årsmedeltemperaturen från 2 till 6 °C.



Figur 3. Lokalisering av de dikesrensade diken som provtagits i den rumsliga studien. Kartan visar enbart de rensade dikena. I anslutning till varje rensat dike har ett ej rensat dike provtagits. Avrinningsområdena för rensade och orensade diken ligger nära varandra, oftast inom någon eller några kilometer, men är hydrologiskt frånkopplade.



Figur 4. Exempel på dikesrensade diken (vänster) och ej dikesrensade diken (höger) som provtagits i studien. Foto: Roger Valden.

### 3.2.2 Vattenprovtagning och kemiska analyser

Vattenprover för analys av THg och MeHg, och ett brett spektrum av andra vattenkemiska variabler, samlades in från de 50 diken vid tre kampanjer; juni 2021, september 2021 och juni 2022. Varje provtagningskampanj varade i ca 2–3 veckor och utfördes under perioder då vi inte förväntade oss kraftiga svängningar i vattenflöden, dvs. vi undvek att provta under vårfloden. I juni, båda åren, startade provtagningen i söder och gick mot norr eftersom sommaren startar tidigare i söder, och vi ville erhålla så liknande årstidsförhållanden som möjligt i söder och norr. I september utfördes provtagningen i motsatt riktning då hösten kommer tidigare i norr. Vattenkemiska ämneskoncentrationer, så som THg och MeHg kan variera mycket utifrån vattenflöde. Detta är en utmaning när man gör rumsliga studier. Här jämfördes områden parvis, lokaliserade relativt nära varandra, och varje par provtogs samma dag, eller vid något enstaka tillfälle dagen efter varandra, för att flödesförhållanden mellan paren skulle vara så likartad som möjligt. Det kan fortfarande vara så att skillnad i ämneskoncentrationer mellan rensade diken och orensade varierar utifrån flöde, men genom parvisa jämförelser torde vi få en god uppskattning av skillnaden mellan rensade och orensade diken för de flödesförhållanden som råder vid provtagningen.

Vattenprovtagning och kemiska analyser av THg och MeHg följde rutiner och metoder beskrivna i 3.1.2, med några undantag. Både THg och MeHg provtogs i teflonflaskor och analyserades hos IVL. Dessa prover konserverades inte utan skickades skyndsamt till IVL, samma dag eller dagen efter provtagning, för omedelbar konservering hos IVL. Allmän vattenkemi, inklusive totalt organiskt kol (TOC), pH, näringsämnen, katjoner och anjoner, provtogs i LDPE flaskor som sköljdes 3 gånger innan provtagning. Proven analyserades med standardmetoder vid det ackrediterade laboratoriet vid Institutionen för vatten och miljö vid Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU).

### 3.2.3 Karaktärisering av avrinningsområden

Avrinningsområdena karaktäriserades med data som samlades in från olika geografiska datakällor med hjälp av programvaran ArcGIS (version 10.8.2). Dataunderlaget som användes kom från SLU och andra svenska myndigheter som Lantmäteriet, Naturvårdsverket, Sveriges geologiska undersökning och Skogsstyrelsen. De variabler som extraherades för att beskriva varje avrinningsområde var; storlek, höjd över havet, långtidsmedel för temperatur och nederbörd, ytaandelen av olika former av markanvändning och vegetation (landskapsvariabler) samt marktyp (Tabell 3).

### 3.2.4 Statistiska analyser

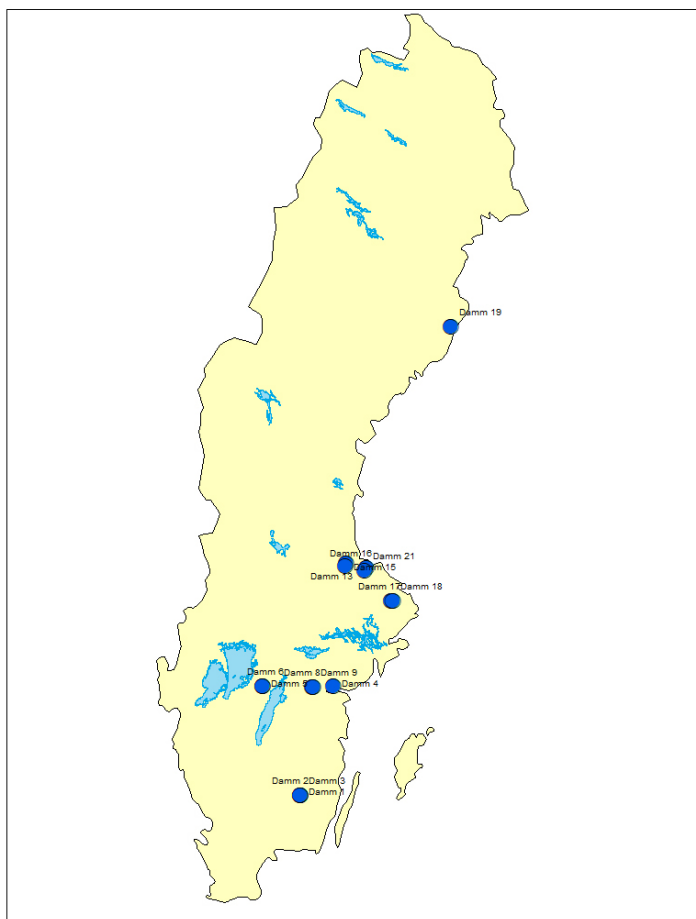
Eftersom vi i har en försöksdesign med parade provtagna diken, där varje rensat dike jämfördes med ett närliggande ej nyligen rensat dike, utvärderade vi data genom att först beräkna skillnaden ( $\Delta$ ) i vattenkemiska koncentrationer mellan det rensade och ej rensade diket för varje provtagningstillfälle. Koncentrationer log-transformerades innan skillnaden beräknades. För att utvärdera effekten av dikesrensning testade vi sedan om dessa  $\Delta$ -värden skiljde sig signifikant från noll i en GLMM analys. Data från alla tre provtagningstillfällen inkluderades i analyserna för respektive variabel, men modellen tog hänsyn till att provtagning i samma diken upprepades. Signifikansnivån för GLMM analyserna sattes till  $p < 0,05$ . De statistiska analyserna utfördes i JMP Pro 16.

## 3.3 Sedimentationsdammar

### 3.3.1 Lokalisering och storlek

Med hjälp från sex markägare (Holmen skog, Sveaskog, Sätra bruk, Uppsala stift, Västerås stift och Billerud Korsnäs), identifierades 15 sedimentationsdammar som syftar till att fånga och fastlägga partiklar som eroderat under dikesrensning. Förutom den nordligaste dammen (damm 19; SÖ Västerbotten) låg övriga 14 dammar i Svealand och Götaland (Figur 5).

Formen på dammarna var lite olika och inte helt cirkulära (Figur 6). Storleken mättes genom satellitdata från Lantmäteriet. De flesta dammarna (11 stycken) var små med en medeldiameter från ca 3 till ca 7 meter. Tre dammar hade en medeldiameter runt 10 meter (damm 1, 6 och 17). Medeldiametern för dessa 14 dammar var 7. Undantaget i storlek och form var den mycket stora rektangulära sedimentationsdammen (damm 19) nära Robertsfors i Västerbotten (10 m × 40 m), tidigare anlagd i Vimlaprojektet (<https://vimlavatten.org/dokument/>). Denna damm låg i ett område med sur sulfatjord. De 15 dammarna anlades mellan år 2017 och 2021.



Figur 5. Lokalisering av de 15 sedimentationsdammarna som provtogs i denna studie.





Figur 6. Fotografier av 8 av de sedimentationsdammar som ingick i denna studie.  
Foto: Maidul Choudhury.





Figur 6 fortsättning. Fotografier av 7 av de sedimentationsdammar som ingick i denna studie.  
Foto: Maidul Choudhury.



### 3.3.2 Provtagning av vatten och sediment och kemiska analyser

Vatten nedströms och uppströms sedimentationsdammarna provtogs under tre kampanjer; augusti/september 2021, oktober 2021 och augusti 2022, dvs. ca 0,5–5 år efter anläggning av dammarna. Totalt, från de tre provtagningskampanjerna, samlades 90 vattenprov in. Uppströmsproverna togs så nära sedimentationsdammen som möjligt, men där det inte fanns någon påverkan från dammens eventuella inbromsning av vattenhastigheten. Nedströmsproverna togs i utloppet precis där dammen återtog formen av ett dike. Provhantering och kemisk analys av vattenproven följde samma protokoll som vid den rumsliga studien av dikesrensning beskrivet under 3.2.2.

Vid provtagningen 2022 provtogs även bottensediment. Sedimentprover togs uppströms, nedströms och i sedimentationsdammen med hjälp av en Willnerhämtare. De fem översta centimetrarna av sedimentprovet fördes över till ett centrifugeringsrör och frystes ner i fält med hjälp av torris. Sedimentproven förvarades sedan i frys ( $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) i väntan på analys. Innan analys frystorkades och homogeniserades proven. THg i sedimenten analyserades på Institutionen för vatten och miljö, SLU, genom katalytisk förbränning och atomabsorbansspektroskopi (Milestone DMA-80). MeHg analyserades på Svenska Miljöinstitutet IVL genom uppslutning med kaliumhydroxid/metanol innan analys, och sedan etylering i vattenfas, gaskromatografisk separation och atomfluorescensspektrometri enligt metod som bygger på EPA-1630.

### 3.3.3 Statistiska analyser

Skillnaden ( $\Delta$ ) i log-transformerade vattenkemiska koncentrationer mellan nedströms- och uppströmsprover beräknades för varje sedimentationsdamm. För att utvärdera effekten av sedimentationsdammen så testade vi om dessa  $\Delta$ -värden skiljde sig signifikant från noll i en GLMM analys. Data från alla tre provtagnings-tillfällen inkluderades i analyserna, men modellen tog hänsyn till att provtagning i samma dammar upprepades. Koncentrationer av MeHg och THg i bottensedimentet mättes bara vid ett tillfälle, och där jämfördes dessa mellan uppströms, nedströms och i sedimentationsdammen med Wilcoxon test. Signifikansnivåer för GLMM och Wilcoxon analyserna sattes till  $p < 0,05$ . Statistiska analyser utfördes i JMP Pro 16.

## 3.4 Underlag för syntes av dikesrensning och våtmarksrestaurering

I detta avsnitt ingår en litteraturstudie om dikesrensning och skogsproduktion. Syftet var att ta fram ett underlag till en syntes där dessa effekter av åtgärden på skogsproduktion vägs mot effekter på kvicksilver i vatten av dikesrensning respektive våtmarksrestaurering, baserat på Hg-resultat framtagna i denna studie och från litteraturen. I förlängningen är tanken att ta fram ett beslutsunderlag för att belysa vilka områden som är mer eller mindre fördelaktiga att dikesrensa respektive restaurera ur ett vattenkvalitetsperspektiv och ett skogsproduktionsperspektiv.

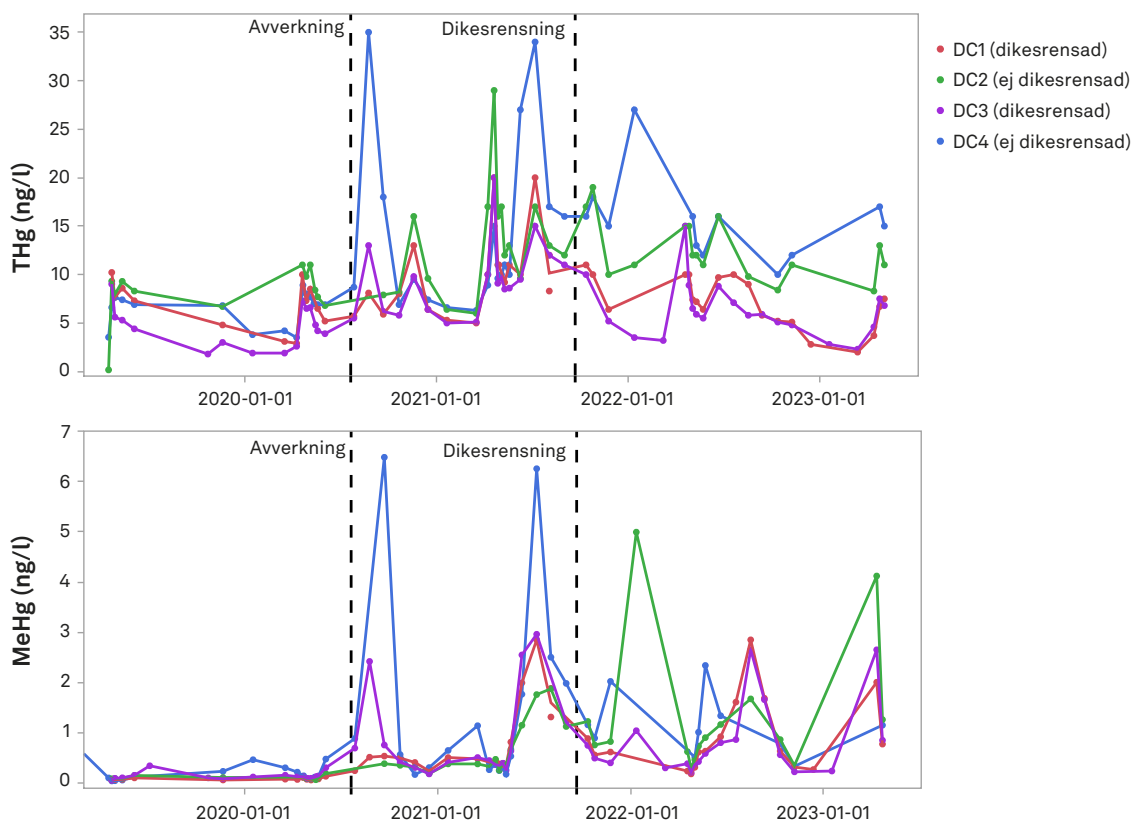
## 4. Resultat

### 4.1 Experimentella studier av dikesrensning och våtmarksrestaurering

#### 4.1.1 Dikesrensning

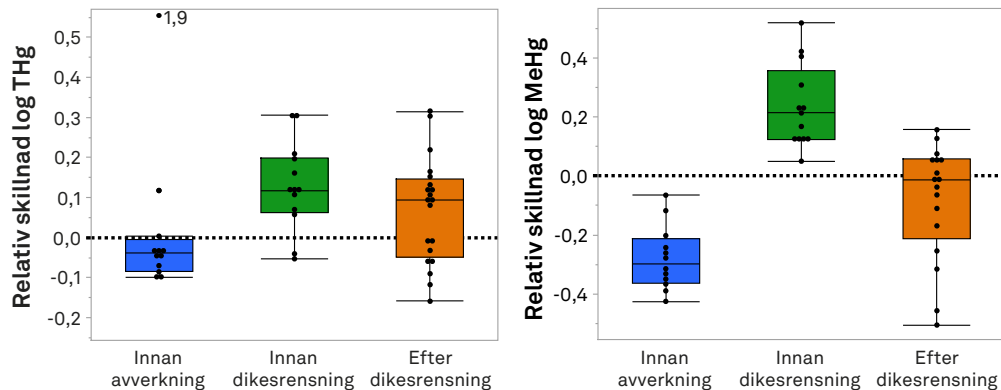
I Figur 7 framgår halterna av THg och MeHg i avrinnande vatten över tid från de områden som avverkats och dikesrensats (DC1 och DC3) och de som endast avverkats (DC2 och DC4). Halterna avser tiden drygt ett år innan avverkning, drygt ett år mellan avverkning och dikesrensning, och ca 1,5 år efter rensning (i DC1 och DC3).

Koncentrationen av MeHg i DC1-DC4 ökade efter avverkningen sommaren 2020. Då alla dessa områden avverkas så tyder detta på en avverkningseffekt. Då DC1 och DC3 jämfördes med det ej avverkade området (Ref 2), blir denna avverkningseffekt tydlig (Figur 8). MeHg koncentrationen ökade signifikant ( $p < 0,0001$ ) efter avverkning i relation till det ej avverkade referensområdet (Ref 2). Dock observerades inga signifikanta förändringar av THg koncentrationer efter avverkningen i denna studie ( $p = 0,97$ ).

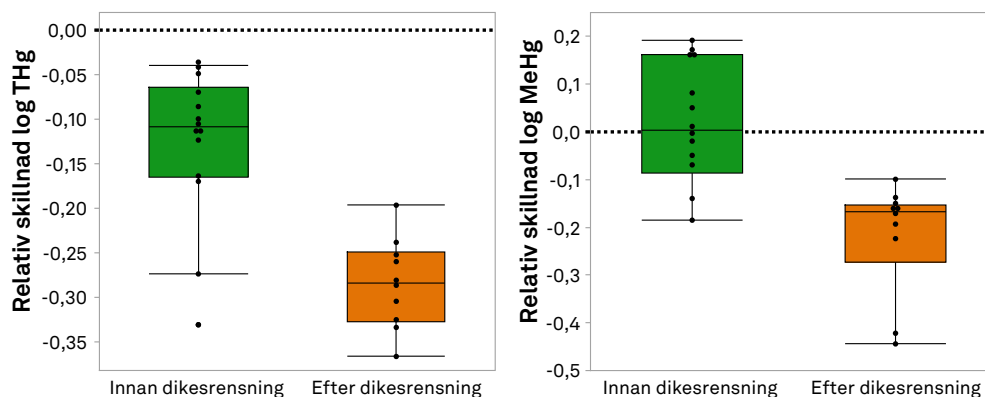


Figur 7. Tidserier för total- (THg; ovan) och metylkvicksilver (MeHg; nedan) koncentrationer i de fyra områdena som avverkades sommaren 2020. DC1 och DC3 dikesrensades i september 2021 medan diken i DC2 och DC4 ej rensades. Streckade linjer visar tiden då avverkningen respektive dikesrensningen startade.

Enligt den statistiska analysen (GLMM) minskade koncentrationen av både THg och MeHg signifikant ( $p < 0,0001$  och  $p = 0,03$ ) i de avverkade och dikesrensade områdena (DC1 och DC3) efter dikesrensningen i relation till de endast avverkade och ej dikesrensade referensområdena (DC2 och DC4; Figur 9). När Hg-koncentrationerna i DC1 och DC3 istället jämfördes med det ej avverkade området (Ref 2) var det enbart MeHg koncentrationen som minskade signifikant ( $p < 0,0001$ ) efter dikesrensning, men ej THg koncentrationen ( $p = 0,19$ ) (Figur 8).

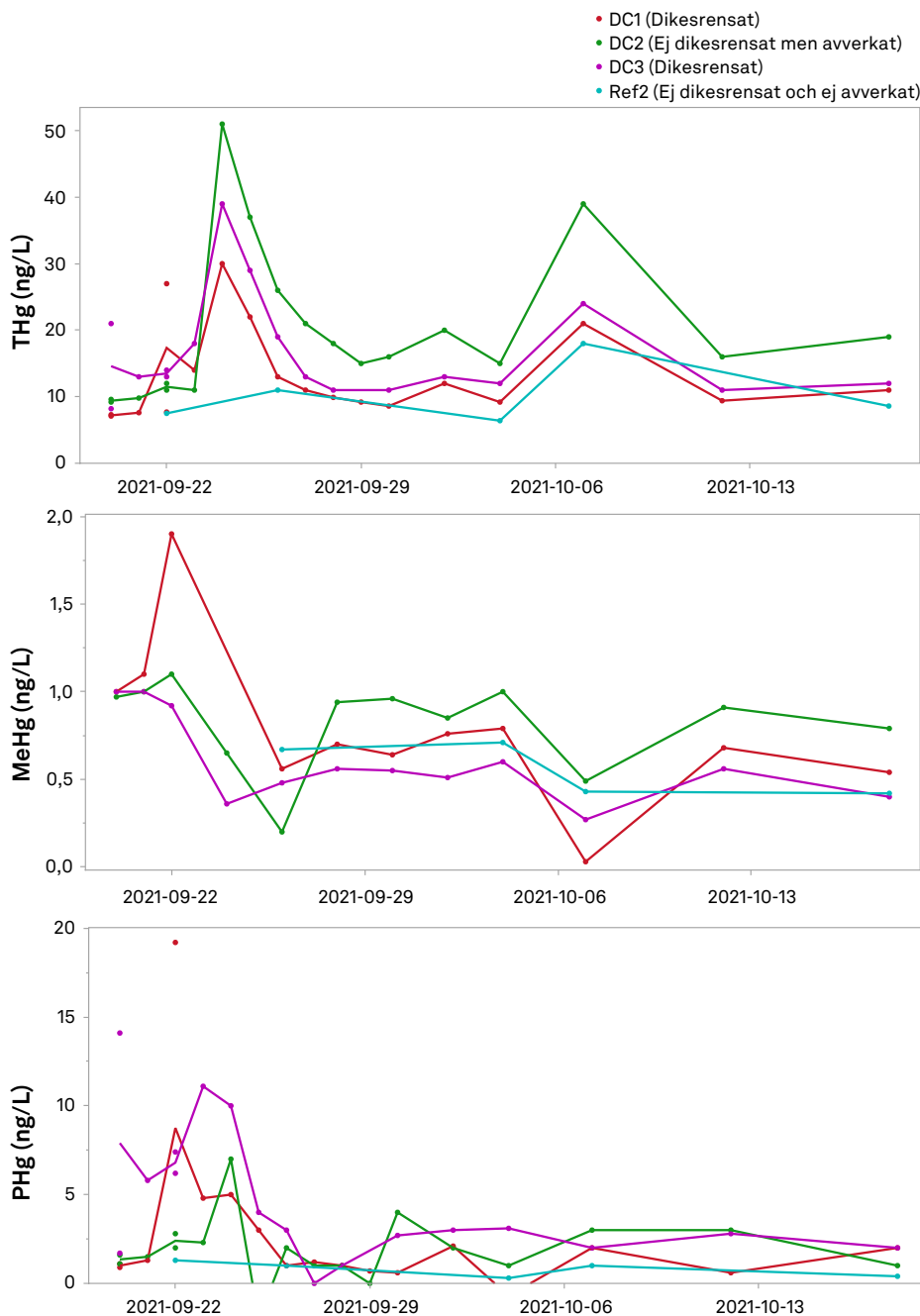


Figur 8. Skillnaden i log-transformerade koncentrationer av total- (THg) och metylkvicksilver (MeHg) mellan de två avverkade och dikesrensade områdena (DC1 och DC3) och det ej avverkade och ej dikesrensade referensområdet (Ref 2). Relativa skillnader (%) mellan avverkade och dikesrensade områden och områden som ej avverkades och ej dikesrensades jämfördes under ca 1 år innan avverkning ("Innan avverkning"), ca 1 år efter avverkning men innan dikesrensning ("Innan dikesrensning") och under ca 1,5 år efter dikesrensning ("Efter dikesrensning"). MeHg koncentrationer ökade signifikant efter avverkning ( $p < 0,0001$ ) och minskade signifikant efter dikesrensning ( $p < 0,0001$ ). Inga signifikanta förändringar i THg koncentration observerades efter varken avverkning eller dikesrensning.



Figur 9. Skillnaden i log-transformerade koncentrationer av total- (THg) och metylkvicksilver (MeHg) i avrinnande vatten mellan de två avverkade och dikesrensade områdena (DC1 och DC3) och de två ej dikesrensade (men avverkade) områdena (DC2 och DC4). Relativa skillnader (%) mellan rensade och ej rensade diken på hyggen avser perioder på ca 1 år innan ("Innan dikesrensning") och ca 1,5 år efter dikesrensning ("Efter dikesrensning"). Både THg ( $p < 0,0001$ ) och MeHg ( $p = 0,03$ ) koncentrationerna minskade signifikant.

I Trollberget provtogs DC1–DC3 mer frekvent under och strax efter dikesrensningen (Figur 10). I början togs prov två gånger per dag, för att glesas ut under de första veckorna som följde dikesrensningen. THg- och MeHg-koncentrationerna för perioderna under och efter dikesrensning låg på liknande nivåer i de två avverkade och dikesrensade områdena (DC1 och DC3) som i den avverkade referensen (DC2) och den ej avverkade referensen (Ref 2) (Figur 10). Även om koncentrationen av PHg var något högre under de första dagarna i vattnet i de dikesrensade dikena, så var koncentrationerna av PHg inte speciellt höga under dessa dagar (max 10 ng/l).



Figur 10. Koncentrationer av totalkvicksilver (THg; ovan), metylkvicksilver (MeHg; mitten), och partikulärt kvicksilver (PHg; nedan) i områdena DC1–DC3 och Ref 2 under ca en månad efter dikesrensningen som utfördes 20–23 september 2021.

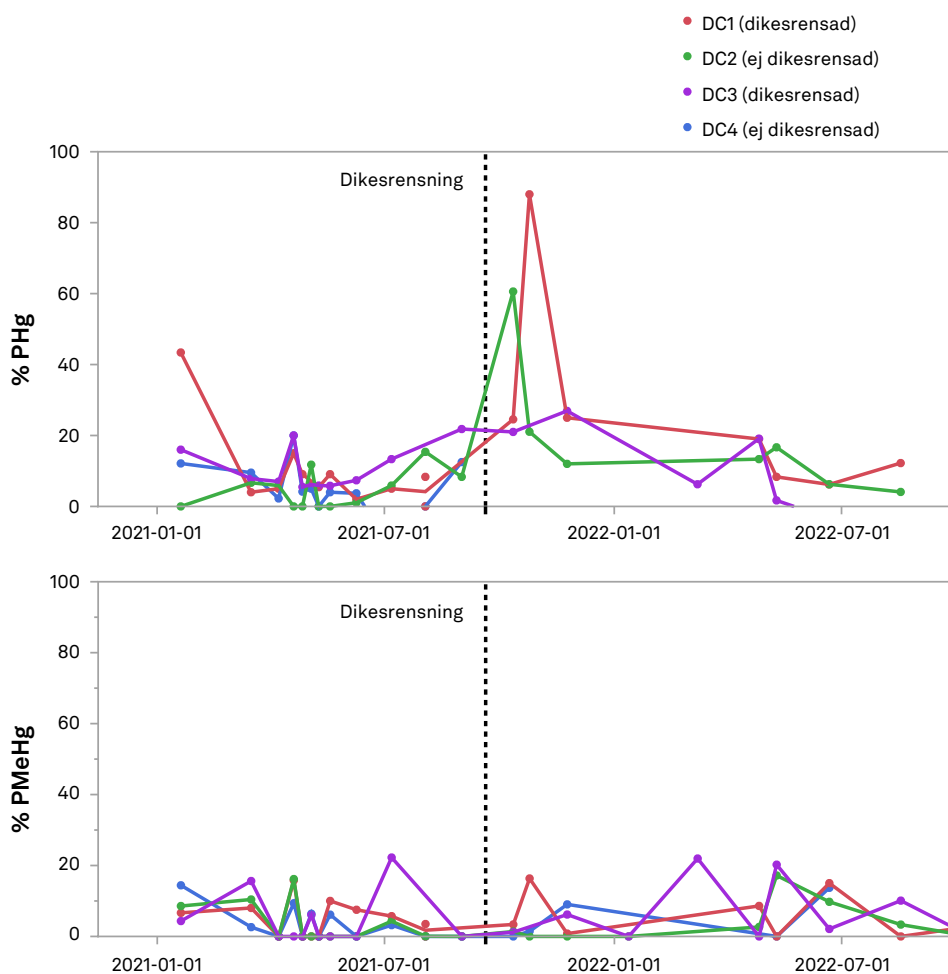
Koncentrationen av THg och MeHg ökade inte efter dikesrensning, utan istället visar GLMM analyserna på minskningar av koncentrationerna. Eftersom en dikesrensning syftar till att öka dräneringen av vatten från marken skulle man kunna tänka sig att minskningen av koncentrationerna beror på en utspädningseffekt, åtminstone i ett kortare tidsperspektiv. För att testa detta så beräknades exporten av THg och MeHg innan och efter dikesrensning från de dikesrensade områdena DC1 och DC3, samt för det ej dikesrensade området DC2. Under året efter dikesrensning var exporten av THg högre, än året innan rensning, i det ej dikesrensade området DC2. Men i de två dikesrensade områdena DC1 och DC3 var exporten lägre efter dikesrensning. Speciellt i DC3 var minskningen av exporten speciellt stor med  $2617 \text{ ng m}^{-2} \text{ år}^{-1}$  lägre THg export än under året före dikesrensningen. Även för MeHg var exporten från ett av de dikesrensade områdena (DC3) lägre efter dikesrensning än innan, trots att exporten från referensområdet (DC2) var högre efter dikesrensning (Tabell 1).

**Tabell 1. Export av THg och MeHg från de två avverkade och dikesrensade områdena (DC1 och DC3) och ett av de ej dikesrensade men avverkade områdena (DC2) året innan dikesrensning (2020-09-20 till 2021-09-19) och året efter dikesrensning (2021-09-20 till 2022-09-19).**

	Året före dikesrensning	Året efter dikesrensning
<i>THg (ng m<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup>)</i>		
DC1	7734	6991
DC2	13067	17717
DC3	11130	8513
<i>MeHg (ng m<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup>)</i>		
DC1	574	701
DC2	677	1067
DC3	905	542

En hypotes vi testade var att den partikulära fasen av Hg (PHg) och MeHg (PMeHg) ökade efter dikesrensning. Resultaten visar dock att detta inte verkar vara fallet, då PHg och PMeHg ligger lågt både innan och efter dikesrensning (Figur 11). Medelvärde av andelen PHg av THg var 10 % och 11 % innan dikesrensning och 26 % och 4 % efter dikesrensning i de två dikesrensade områdena, DC1 och DC3. Andelen PHg var i medel 5 % innan dikesrensning och 19 % efter dikesrensning i DC2 (DC4 provtogs ej för PHg under hela denna period). Medelvärde av andelen PMeHg av totala halten MeHg var 5 % och 4 % innan dikesrensning och 6 % och 7 % efter dikesrensning i de två dikesrensade områdena, DC1 respektive DC 3. Andelen PMeHg var i medel 4 % och 5 % innan dikesrensning och 6 % och 7 % efter dikesrensning i DC2 respektive DC4.

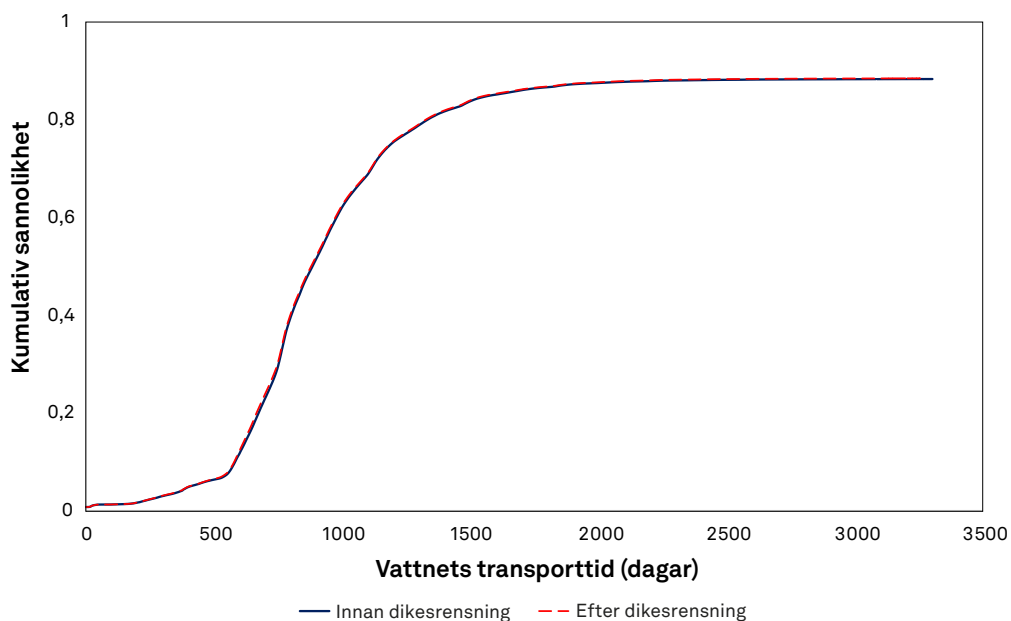
Medelvärde för andelen PHg i DC1 efter dikesrensning (26 %) var lite högre än i samma område innan dikesrensning (10 %). Det högre medelvärde beror främst på ett högt värde (88 %) strax efter dikesrensningen. Under samma period finner vi ett högt värde även i DC2 (61 %) i det ej dikesrensade området DC2. Det är därför inte säkert att det höga värdet i DC1 beror på dikesrensningen. Under perioden för dikesrensningen och strax efter så regnade det kraftigt, vilket kan ha gett ytliga flödesvägar och erosion och därmed ökad partikeltransport.



Figur 11. Tidserier för andel partikulärt Hg (PHg; ovan) och partikulärt metyl-kvicksilver (PMeHg; nedan) av totala halten Hg i de fyra områdena som avverkades sommaren 2020. DC1 och DC3 dikesrensades i september 2021 medan dikena i DC2 och DC4 ej rensades. Streckade linjen visar tidpunkten då dikesrensningen startade.

## 4.1.2 Hydrologisk modellering av flödesvägar efter dikesrensning

Resultaten från den hydrologiska modelleringen visar att dikesrensning har minimal inverkan på vattnets transporttid när DEM data från avrinningsområde DC1 används i de teoretiska modellerna före och efter rensning. Den kumulativa sannolikhetsfördelningen för när en vattenmolekyl som befinner sig inom avrinningsområde DC1 vid tidpunkten noll lämnar avrinningsområdet skiljer sig inte åt för modellen innan och efter dikesrensning (Figur 12). Detta trots att vi har ignorerat de körspår som bildades redan under avverkningen i modellen före dikesrensning. Modellen visar inte på något vattenflöde ovan markytan, varken innan eller efter dikesrensning. All vattentransport i området sker således under markytan enligt modellen. En förklaring till att modelleringen inte visade någon skillnad i vattenflöde från före till efter dikesrensning, kan vara att vi antagit att effekten av kompaktering bara sträcker sig en meter ner i marken och att kompakteringen ner till detta djup inte har så stor påverkan på markens vattenflöden. Det är svårt att säga hur långt ner i marken som man kan anta att skogsmaskiner påverkar markens fysiska egenskaper. Kring detta behövs mer forskning.

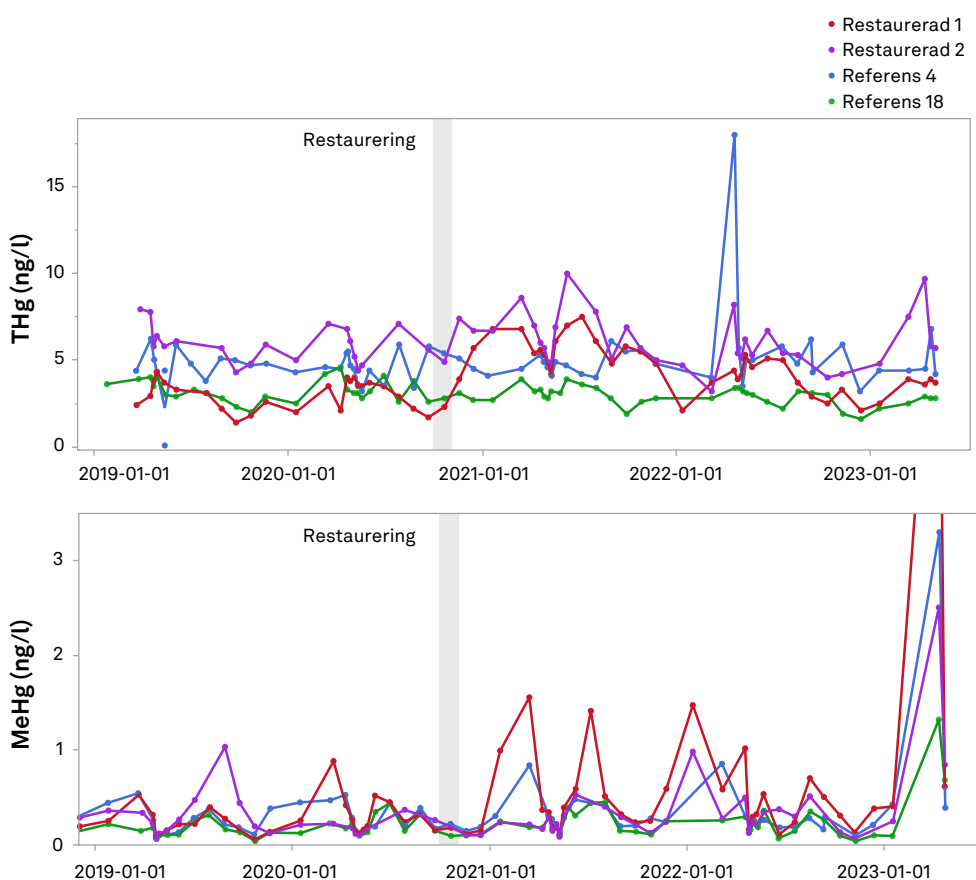


Figur 12. Den kumulativa sannolikheten för att en vattenmolekyl som befinner sig inom avrinningsområde DC1 vid tidpunkten noll har lämnat avrinningsområdet inom ett visst antal dagar. Den blå linjen visar sannolikhetsfördelningen i modellen innan dikesrensning och den rödstreckade linjen visar sannolikhetsfördelningen efter dikesrensning. Ingen skillnad i sannolikhetsfördelning observerades för dessa två modeller.

### 4.1.3 Våtmarksrestaurering

I Figur 13 redovisas halterna av THg och MeHg i avrinnande vatten över tid från de två områden som restaurerats (R1 och R2) och från deras två referenser (Ref 4 och Ref 18). Halterna avser tiden ca 1,5 år innan och drygt 2 år efter restaurering.

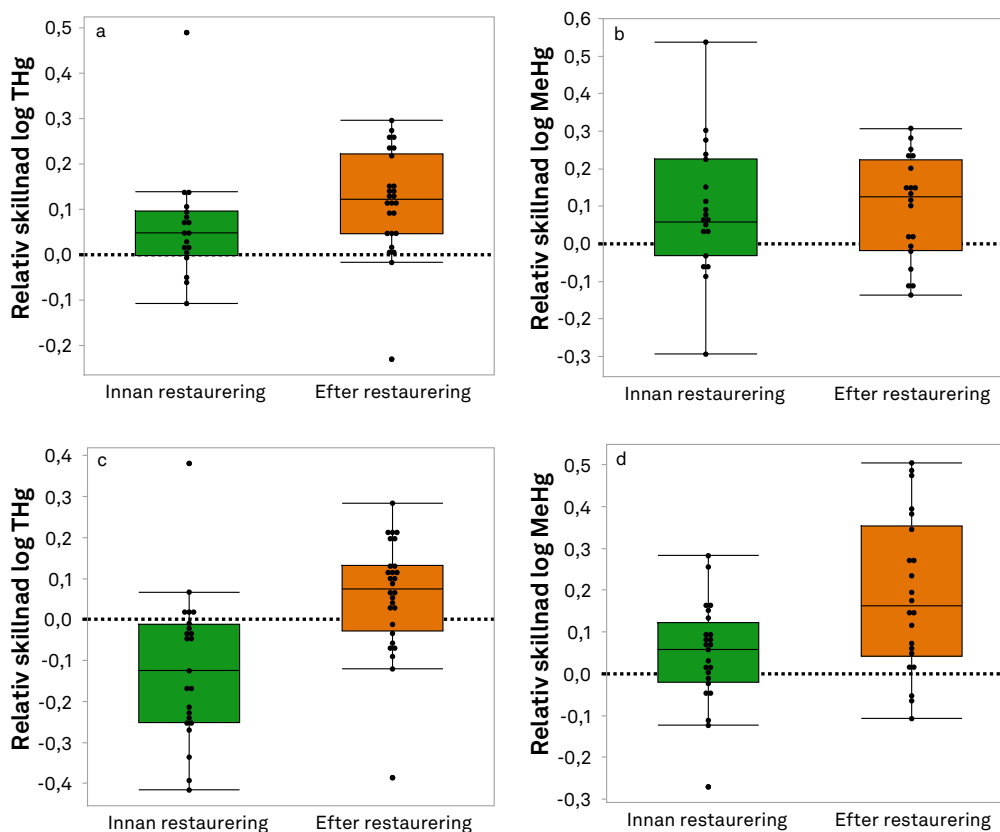
Efter våtmarksrestaurering kan man se att koncentrationerna av THg stiger något, åtminstone i ett av de restaurerade områdena (R1) i förhållande till referensområdena (Ref 4 och Ref 18). För MeHg koncentrationen kan man se ett antal höga toppar (> 1 ng/l) under perioden efter restaurering i de restaurerade områdena, framförallt i R1 (Figur 13).



Figur 13. Tidserier för koncentrationer av total- (THg; ovan) och metylkvicksilver (MeHg; nedan) i de två områdena som restaurerades hösten 2020 (R1 och R2) och i de två referensområdena (Ref 4 och Ref 18). Den grå ytan visar tiden för restaurering.

Enligt den statistiska analysen (GLMM) ökade koncentrationen av THg och MeHg signifikant i avrinnande vatten från en av de restaurerade våtmarkerna (R1) ( $p = 0,0002$  och  $p = 0,003$ ) efter våtmarksrestaureringen i relation till koncentrationerna i de två referensområdena (Ref 4 och Ref 18) (Figur 14c och d). Men när både R1 och R2 inkluderades i analysen så var ökningen av THg och MeHg koncentration inte signifikant ( $p = 0,14$  och  $p = 0,92$ ; Figur 14a och b).





Figur 14. Relativ skillnad i koncentration av total- (THg) och metylkvicksilver (MeHg) mellan de två restaurerade områdena (R1 och R2) och de två ej restaurerade områdena (Ref 4 och Ref 18) i figur a respektive b. Figur c och d visar relativa skillnaden av THg respektive MeHg för enbart en av de restaurerade våtmarkerna (R1) mot referensområdena (Ref 4 och Ref 18). Relativa skillnader (%) mellan restaurerade och ej restaurerade områden jämfördes under ca 1,5 år innan ("Innan restaurering") och drygt 2 år efter restaurering ("Efter restaurering"). Det är endast då enbart R1 ingår i analysen som koncentrationer av THg och MeHg har ökat signifikant.



Figur 15. Foton från våtmark R1 (vänster) och R2 (höger) efter restaurering. I våtmark R1 skapades större ytor av öppet vatten än i våtmark R2.  
Foto: Alberto Zannella (vänster) och Karin Eklöf (höger).

Den årliga exporten av THg och MeHg från ett av de restaurerade områdena (R1) var 111 % (THg) och 175 % (MeHg) högre första året efter restaurering jämfört med året före restaurering. En högre export kan delvis förklaras med naturliga variationer då MeHg-exporten från referensområdena också var högre under första året efter restaurering; +33 % (Ref 4) och +27 % (Ref 18) för THg och +67 % (Ref 4) och +68 % (Ref 18). Skillnaden i export mellan åren var dock mycket mindre i referensområdena, och det är troligt att den större förändringen av exporten av både THg och MeHg i R1 beror på restaureringen. I R2 har restaureringen inte lett till några ökade exporten av THg eller MeHg. Under andra året efter våtmarksrestaurering går det inte att se några tydliga ökning av THg och MeHg export från de restaurerade våtmarkerna jämfört med referenser, möjligen med undantag för MeHg-exporten som var 72 % högre än året före restaureringen.

**Tabell 2. Export av total- (THg) och metylkvicksilver (MeHg) från de två restaurerade våtmarkerna (R1 och R2) och de två referensområdena (Ref 4 och Ref 18) från året innan restaurering (2019-12-01 till 2020-11-30), första året efter restaurering (2020-12-01 till 2021-11-30) och andra året efter restaurering (2021-12-01 till 2022-11-30).**

	Året före restaurering	År ett efter restaurering	År två efter restaurering
<i>THg (ng m<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup>)</i>			
R1	1184	2493	1314
R2	1339	1219	988
Ref 4	2209	2936	2099
Ref 18	2300	2931	1633
<i>MeHg (ng m<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup>)</i>			
R1	69	190	119
R2	42	46	50
Ref 4	106	177	94
Ref 18	68	114	66

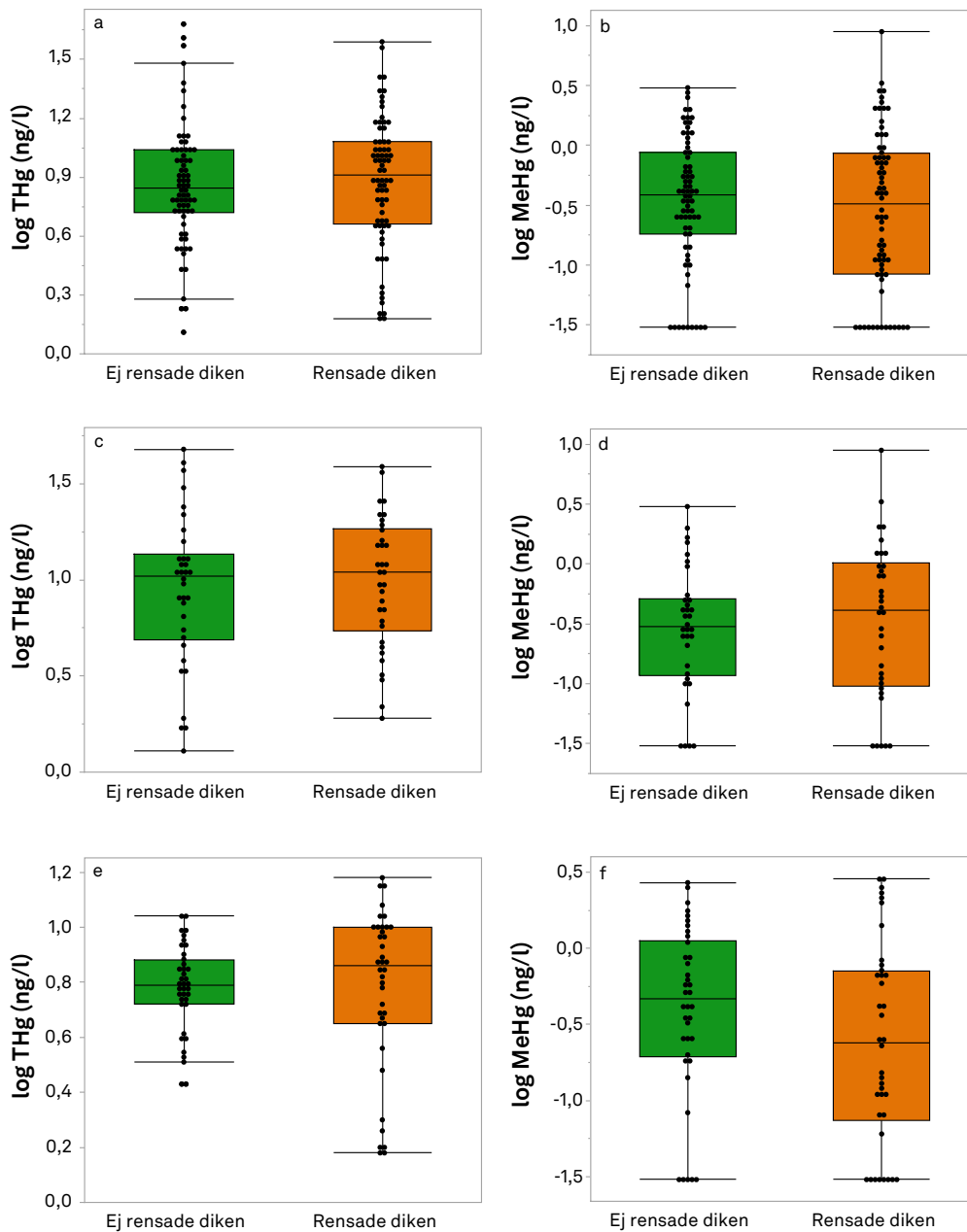
## 4.2 Rumslig studie av dikesrensning

Avrinningsområdena för de provtagna diken i denna studie uppvisade stor variation i storlek, skogssammansättning, andel våtmark och marktyp. Designen av studien styrktes av att det, trots denna stora variation, inte fanns någon signifikant skillnad för dessa landskapsvariabler mellan avrinningsområdena för de rensade diken och de ej rensade diken (Tabell 3, Arvidsson 2023).

**Tabell 3. Områdesinformation för de dikesrensade områdena (n = 25) och de ej dikesrensade områdena (n = 25) som karaktäriserar avrinningsområdena i studien. Data har extraherats från kartlager i ArcGIS och klimatdata kommer från SMHI.**

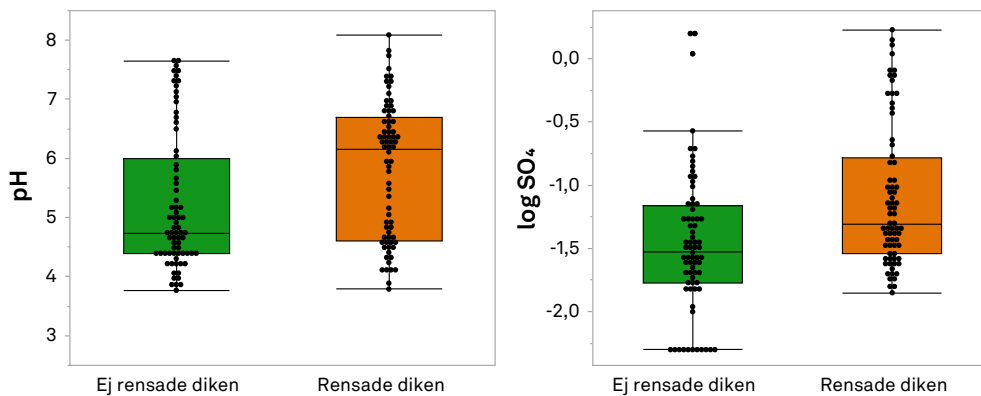
	Dikesrensat	Ej dikesrensat
Avrinningsområdets storlek (hektar)	25 (1–114)	35 (2–176)
Höjd över havet (m)	132 (30–279)	134 (32–287)
Årsnederbörd (mm)	560 (400–600)	550 (400–600)
Medel årstemperatur (°C)	3.6 (2–6)	3.6 (2–6)
<i>Landskapsvariabler (%)</i>		
Barrskog	72 (17–100)	74 (8–100)
Lövskog	5 (0–53)	3 (0–15)
Avverkad skog	20 (0–83)	17 (0–91)
Öppen våtmark	1 (0–19)	3 (0–11)
Exploaterade områden	2 (0–19)	2 (0–5)
<i>Marktyp (%)</i>		
Morän	59 (0–100)	59 (0–100)
Torv	12 (0–79)	14 (0–49)
Sand	8 (0–82)	9 (0–64)
Silt	0 (0–0)	1 (0–13)
Lera	13 (0–100)	6 (0–89)
Annat	9 (0–57)	12 (0–54)

Det var ingen signifikant skillnad i THg-koncentration i dikesvattnet mellan rensade diken och ej rensade diken, varken för alla diken i datasetet (Figur 16a), i avverkade områden (Figur 16c) eller i skogsområden (Figur 16e). MeHg-koncentrationerna i dikesvattnet var 17 % lägre i de rensade diken jämfört med ej rensade diken om bara diken i skogsområden jämfördes ( $p = 0,02$ ; Figur 16f). Däremot påvisades ingen signifikant skillnad i MeHg-koncentration mellan rensade diken och ej rensade diken för hela datasetet eller i avverkade områden (Figur 16b och 16d).



Figur 16. Log-transformerade koncentrationer av total- (THg) och metylkvicksilver (MeHg) i dikesvatten från de rensade och ej rensade diken för all data både från skogbevuxna och avverkade områden (a och b; n = 75), från enbart avverkade områden (c och d; n = 36), och från områden med skog (e och f; n = 39). Data från alla tre provtagningskampanjer är inkluderade i figurerna. Den statistiska analysen baserades inte på data i figuren utan på skillnaden i log-transformerad koncentration mellan rensade och ej rensade diken vid alla provtagningsstillfällen. Test gjordes för om skillnaden var skild från noll (se 3.2.4), vilket var fallet endast för MeHg i områden med skog (p = 0,02; f).

Förutom THg- och MeHg-koncentrationer analyserades andra vattenkemiska variabler. Följande resultat kommer från Zannella m.fl. (manuskript). pH värdet i de rensade diken var högre än i ej rensade diken vid utvärdering av hela datasetet ( $p = 0,04$ ) (Figur 17), men skillnaden var inte signifikant då data delades upp i avverkade områden och skogsområden. Bland jonerna var koncentrationer av sulfat ( $\text{SO}_4$ ) (Figur 17) och kalcium (Ca) högre i rensade diken jämfört med ej rensade diken för hela datasetet ( $p = 0,004$  respektive  $p = 0,009$ ). Vid uppdelning i avverkade områden och skogsområden så var endast  $\text{SO}_4$  signifikant högre i rensade diken i avverkade områden ( $p = 0,02$ ) medan Ca var högre i rensade diken i skogsområden ( $p = 0,02$ ). Koncentrationen av kalium (K) var också högre i rensade diken i skogsområden ( $p = 0,05$ ). Inga signifikanta skillnader observerades mellan rensade och ej rensade diken för elektrisk konduktivitet (EC), alkalinitet eller någon av jonerna klorid (Cl), fluor (F), magnesium (Mg) och natrium (Na). Det fanns heller inga signifikanta skillnader mellan rensade och ej rensades diken för totalt organiskt material (TOC), absorbans (Abs420) eller någon av variablerna som mäter näringsstatus; totalkväve (TN), totalfosfor (TP), ammonium ( $\text{NH}_4$ ), nitrat ( $\text{NO}_3$ ), och fosfat ( $\text{PO}_4$ ).



Figur 17. pH och log-transformerade koncentrationer av sulfat ( $\text{SO}_4$ ) i dikesvatten från de rensade och ej rensade diken. Både pH och  $\text{SO}_4$ -koncentrationerna var signifikant högre i de rensade diken. All data från både skogbevuxna och avverkade områden från alla tre provtagningskampanjer inkluderade i figurerna ( $n = 75$ ).

En masteruppsats inom projektet utvärderade vilka landskapsvariabler som relaterade till en stor (eller liten) skillnad i Hg-koncentration mellan de rensade och ej rensade dikesparen genom PLS analyser (Arvidsson, 2023). Skillnader relaterades till variabler som andel öppen våtmark, våtmark med skog, barrskog, lövskog, storlek på avrinningsområde, marktyp (morän, sand, lera, torv), andel avverkad skog i avrinningsområdet, medeltemperatur, medelnederbörd, och höjd över havet. Modellerna var dock så svaga att resultaten inte ansågs relevanta. De svaga modellerna beror troligtvis på att det inte finns några mönster för vilka av de testade områdesvariablerna som påverkar effekten av dikesrening på THg och MeHg koncentrationerna.

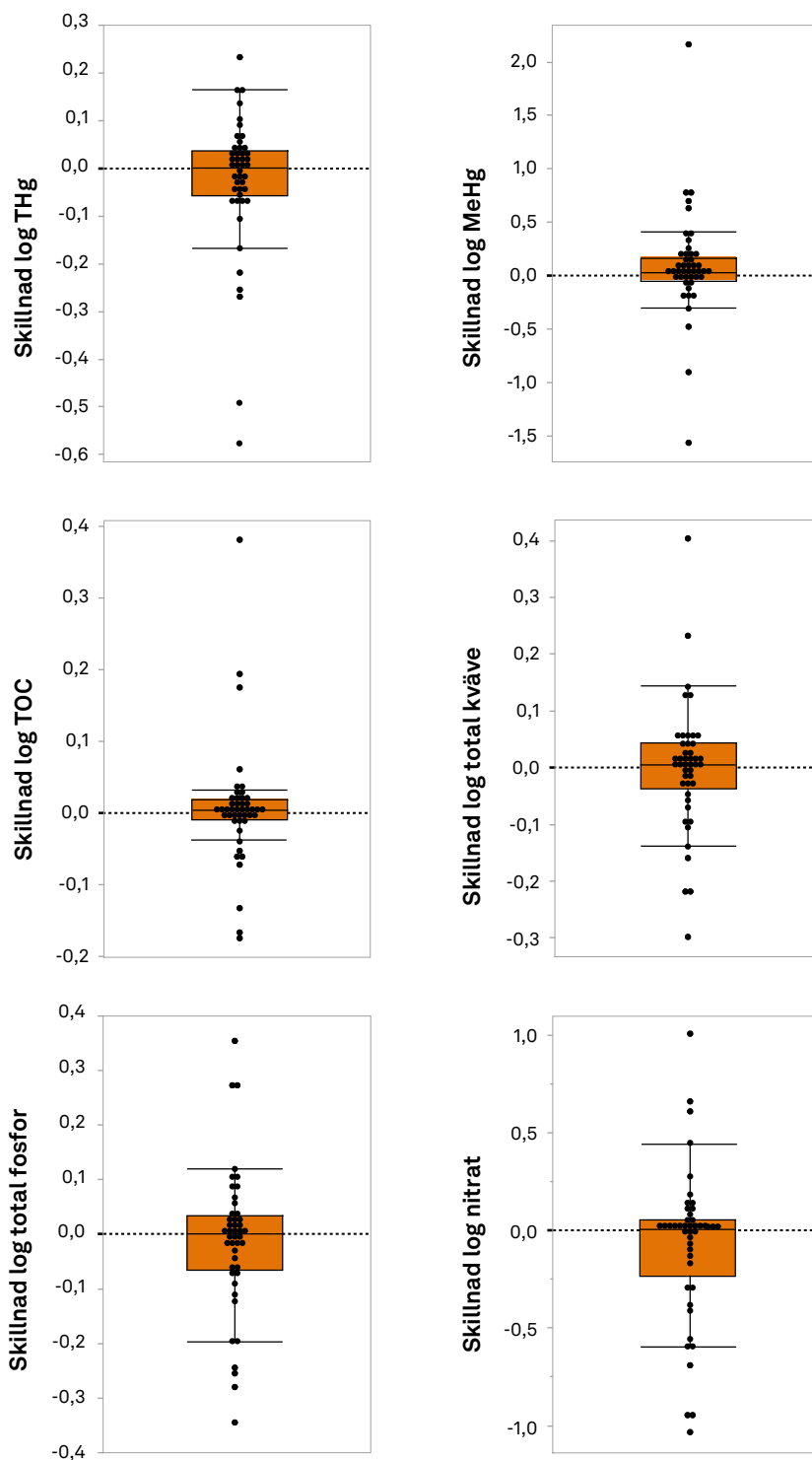
## 4.3 Sedimentationsdammar

För de 15 sedimentationsdammarna togs vattenprov uppströms och nedströms vid tre tillfällen för att se hur koncentrationen av olika ämnen eventuellt förändrats då vattnet passerat dammen. Resultaten visade att koncentrationen av THg och MeHg inte förändrades signifikant från uppströms till nedströms (GLMM,  $p > 0,05$ ). Medianskillnaden för både THg och MeHg låg nära 0, vilket tyder på att koncentrationerna var ungefär lika i vatten uppströms och nedströms dammen (Figur 18).

Ett brett urval av andra vattenkemiska variabler analyserades också i uppströms- och nedströmsproverna. Ingen av dessa variabler uppvisade signifikanta förändringar mellan uppströms och nedströms (Figur 18 och Tabell 4). Detta trots att många variabler mätte den totala halten av olika ämnen, t.ex. totalkväve, totalfosfor, totalt organiskt kol (TOC), vilka skulle kunna ha påverkats om organiska partiklar fastlagts i sedimentationsdammarna.

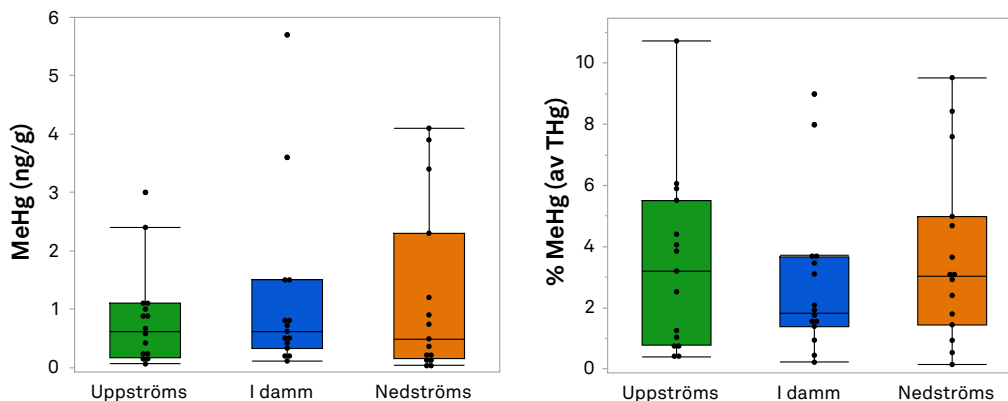
**Tabell 4. Medelkoncentrationer samt min och max koncentrationer inom parentes, för de analyserade variablerna i dikesvatten provtaget uppströms och nedströms sedimentationsdammar. Data inkluderar alla tre provtagningskampanjer. Skillnaden mellan log-transformerade koncentrationer nedströms och uppströms är inte signifikant skild från noll för någon av de uppmätta variablerna.**

Variabel	Medelkoncentrationer (min–max) uppströms	Medelkoncentrationer (min–max) nedströms
THg (ng/L)	12 (1–49)	10,4 (1–39)
MeHg (ng/L)	1,4 (0,03–16,0)	1,3 (0,03–5)
pH	6,3 (4,0–8,4)	6,3 (4,1–8,0)
Konduktivitet (mS/m25)	14 (3–49)	14 (3–49)
Alkalinitet	0,94 (–0,28–3,88)	0,94 (–0,28–4,00)
Absorbans 420 nm/5 cm	0,81 (0,11–3,00)	0,81 (0,12–3,00)
Absorbans 436 nm/5 cm	0,65 (0,09–2,51)	0,65 (0,09–2,00)
TOC (mg/L)	41 (12–127)	41 (12–106)
Total kväve (ug/L)	1681 (505–6190)	1600 (472–4620)
Ammoniumkväve	79 (2–937)	44 (2–257)
Nitrat (ug/L)	107 (1–1470)	103 (1–1460)
Fosfat (ug/L)	25 (1–420)	24 (1–419)
Total fosfor (ug/L)	118 (10–742)	105 (9–645)
Sulfat (mekv/L)	0,17 (0,01–0,85)	0,16 (0,01–1,00)
Klorid (mekv/L)	0,13 (0,02–0,93)	0,13 (0,02–1,00)
Florid (mg/L)	0,24 (0,03–0,68)	0,24 (0,025–1,00)
Kalcium (mekv/L)	1,1 (0,1–4,3)	1,1 (0,1–4,0)
Magnesium (mekv/L)	0,23 (0,07–0,82)	0,22 (0,07–1,00)
Natrium (mekv/L)	0,23 (0,06–1,30)	0,23 (0,06–1,00)
Kalium (mekv/L)	0,04 (0,003–0,08)	0,036 (0,002–0,77)
Kisel (mg/L)	5,9 (0,3–22,0)	5,9 (0,2–19,0)



Figur 18. Skillnad i koncentrationer av total- (THg) och metylkvicksilver (MeHg), totalt organiskt kol (TOC), totalkväve, totalfosfor och nitrat för dikesvatten provtaget nedströms jämfört med uppströms 15 stycken sedimentationsdammar. Alla koncentrationer log-transformerades innan skillnader beräknades. Ett positivt värde betyder att koncentrationen är högre nedströms. Ett värde på noll betyder att koncentrationen är lika stor uppströms som nedströms. Streckad linje markerar noll-värdet. Ingen av variablerna var signifikant skilda från noll.

Varken MeHg-koncentrationerna eller andelen MeHg av THg (%MeHg) i botten-sedimenten var signifikant åtskild för prover tagna uppströms, i dammen och nedströms vid ett tillfälle (Wilcoxon,  $p > 0,05$ ; Figur 19).



Figur 19. Koncentrationer av metylkvicksilver (MeHg) och andelen metylkvicksilver av totalkvicksilver (%MeHg) i sedimentet från dikesbotten uppströms ("Uppströms"), i sedimentationsdammen ("I damm") och från dikesbotten nedströms ("Nedströms") i de 15 sedimentationsdammarna. Proverna togs under sommaren 2022.

## 4.4 Syntes av dikesrensning och våtmarksrestaurering

Nedan följer en litteraturstudie om dikesrensning och skogsproduktion, som vi gjort inom projektet, för att utvärdera vilka områden som är mest respektive minst fördelaktiga att dikesrensa ur ett skogsproduktionsperspektiv. Detta kommer sedan ställas i relation till vilka marker som är mest respektive minst fördelaktiga att dikesrensa alternativt restaurera ur ett kvicksilverperspektiv.

### 4.4.1 Tillväxteffekter av dikesunderhåll

Som tidigare nämnts är syftet med dikesrensning i skogliga sammanhang att bibehålla den träd tillväxt som erhöles vid den ursprungliga nydikningen. Rensning kan behövas när dikenas dräneringsfunktion påtagligt försämrats för att sänka grundvattennivån tillräckligt mycket i marken för att bibehålla eller öka träd tillväxten. Sambandet mellan grundvattennivåns djup och trädens tillväxt är inte fullständigt utredd, men vanliga förslag på nivåer ligger i intervallet 30–55 cm, i något fall ner till 70 cm, under markytan för att erhålla nöjaktig träd tillväxt (Sikström och Hökkä 2016). En grundvattennivå på 30 cm kan räcka i låghumifierad torv med hög konduktivitet, medan en djupare nivå troligen krävs i höghumifierad torv med låg konduktivitet. Studier av tall tyder på att grundvattennivån under perioden juli–augusti är särskilt viktig för dess tillväxt (Pelkonen 1975, Päivänen 1984). Ovan nämnda nivåer på grundvattenytans avstånd från markytan kan fungera som kriterier då behov av dikesrensning utvärderas, och även som riktlinjer för vilken grundvattennivå man vill uppnå då rensningen utförs.

Finska studier av tillväxteffekter efter dikesunderhåll i barrskog på dikad torvmark finns sammanställda av Sikström och Hökkä (2016). Resultaten visar tillväxtökningar på 0,5–1,8 kubikmeter stamved per hektar och år under en period på



15–20 år, dvs. total tillväxtökning på 7,5–36 kubikmeter per hektar. Dessa resultat bygger på data från empiriska fältförsök och modellering och avser främst tallbestånd på dikad torvmark med stamvolymen på i storleksordningen 20–150 kubikmeter per hektar. En av studierna som ingick i denna sammanställning var en försökserie innehållande behandlingar med obehandlad kontroll, dikesrensning, kompletteringsdikning samt kombinationen dikesrensning och kompletteringsdikning (Ahti och Päivänen 1997, Lauhanen och Ahti 2001). Vanligtvis är tillväxt-effekten av enbart dikesrensning något mindre än kompletteringsdikning och kombinationen av de båda åtgärderna.

En del modeller har utvecklats för att uppskatta effekten av dikesrensning och andra åtgärder, som den av Hökkä och Kojola (2003) som kan prediktera tillväxt-effekten av dikesrensning, kompletteringsdikning och kombinationen av de båda. I det finska simuleringsverktyget MOTTI (Hynynen m.fl. 2002, Salminen m.fl. 2005, Repola m.fl. 2018), som är ett modellverktyg för att simulera beståndsutveckling och effekter på tillväxten av olika skogsskötselåtgärder, kan bland annat effekten av dikesrensning uppskattas. I Finland har även en processbaserad modell (SUSI) utvecklats för dikad torvmark som beskriver hydrologi, biogeokemiska processer, som nedbrytningshastighet av organiskt material och utbud av näring i marken, samt beståndstillväxt för olika skogsskötselregimer, torvtyper och väder (Laurén m. fl. 2021). Utdata är grundvattennivå, beståndets tillväxt, mängd biomassa ovan jord samt närings- och vattenbalanskomponenter.

I Sverige finns endast en tillväxtstudie av dikesrensning rapporterad (Sikström m.fl. 2020). Metoden var en survey av 14 tall- och granbestånd i Sverige från Överkalix i norr till Nybro i söder. Bestånden var belägna på både torvmark och mineraljord och hade en känd tidpunkt när dikesrensningen utfördes. Beståndsåldrarna var 35–100 år och stamvolymerna 65–390 kubikmeter per hektar. Tillväxten i bestånden rekonstruerades med mätningar i fält (bl.a. borrhning av träd) och relaterades till en simulerad tillväxt utan dikesrensning. Resultaten visade en tillväxtökning på i genomsnitt 1,6 kubikmeter stamved per hektar och år under en period på cirka 25 år (totalt 40 kubikmeter per hektar) i de bestånd som hade en stamvolym som var mindre än 200 kubikmeter per hektar vid rensningen. Tillväxtökningen är i samma storleksordning som de finska (se ovan) eller något högre. Det är viktigt att påtala att resultaten inte utgör ett prognosinstrument för uppskattning av tillväxteffekter av dikesrensning, utan ska ses som exempel på effekter som kan erhållas i olika bestånds- och ståndorttyper i olika klimatlägen i Sverige.

#### 4.4.2 Faktorer som påverkar tillväxteffekten av dikesrensning

Grundvattennivån innan dikesrensning har betydelse för tillväxteffekten av åtgärden. En studie av Sarkkola m.fl. (2012) visade på liten tillväxtökning i tallbestånd där grundvattennivån innan rensning var djupare än 35–40 cm medan ökningen var betydligt större där grundvattennivån var 20–25 cm eller grundare. Detta talar för att dikesrensning troligtvis inte är nödvändig när grundvattenytan är lägre än 35–40 cm från markytan under den senare delen av vegetationsperioden. Grundvattennivåns läge under denna del av vegetationsperioden tycks vara viktigast i alla fall för tallens tillväxt (Pelkonen 1975, Päivänen 1984). Men grundvattennivåns djup kan variera en hel del under året och vegetationsperioden, vilket gör att längden på episoder med grundare djup kan påverka träd tillväxten (Vompersky m.fl. 1997, Toth och Gillard 1988).

Ett skogsbestånds stamvolym är den faktor som bäst förklarar grundvattennivåns djup efter dikning och kan förklara upp till 50 % av variationen enligt Laine (1986). Studier har visat på ca 1–2 cm sänkning av grundvattennivån, och i något fall upp till 10 cm sänkning, när beståndets stamvolymen ökar med 10–15 kubikmeter per hektar (Heikurainen 1980, Laine 1986, Ahti och Hökkä 2006, Sarkkola m.fl. 2010). Vidare har simuleringar av Hökkä m.fl. (2008) visat på dynamisk interaktion mellan beståndsvolym, volymtillväxt och grundvattennivå. En relativt djup initial grundvattennivå resulterade i ökad tillväxt och därmed ökat virkesförråd i beståndet, vilket i sin tur sänkte grundvattennivån ytterligare.

Beståndets stamvolym är även en viktig faktor för tillväxteffekten av dikesrensning (Sarkkola m.fl. 2010, Sikström m.fl. 2020). En ökad tillväxt av dikesrensning tycks erhållas upp till ett visst gränsvärde på stamvolymen, 120–150 kubikmeter per hektar föreslagen i studien av Sarkkola m.fl. (2010) och 200 kubikmeter per hektar av Sikström m.fl. (2020). Förmodligen är det logiskt att gränsvärdet varierar om man relaterar till de ingående komponenterna i vattenbalansen för ett skogsbestånd, dvs.  $P = Q + E + \Delta S$ , där  $P$  = nederbörd,  $Q$  = avrinning,  $E$  = evapotranspiration och  $\Delta S$  = förändrat lager av vatten i marken (förändrad grundvattennivå). Ju högre stamvolym desto högre evapotranspiration från skogsbeståndet och då minskar betydelsen av dikenens dränerande förmåga för grundvattennivå och markvattenhalt samt i förlängningen träd-tillväxten. Således torde ”gränsvärdet” för beståndets stamvolym, under vilket ökad tillväxt erhålls efter dikesrensning, variera beroende på faktorer som klimat (nederbörd och temperatur) och marktyp (exv. vattenhållande förmåga och konduktivitet). Dikenens dräneringsförmåga blir viktig under en längre period i ett nordligt klimat, jämfört med längre söderut, där skogsbeståndets tillväxt är högre och snabbare uppnår stora biomassa-förråd med hög evapotranspiration som bidrar till dräneringen av marken (Sarkkola m.fl. 2010, 2013). Resonemanget ovan leder även till slutsatsen att dikenens dränerande förmåga är viktigast under den tidiga fasen av en omloppstid vid trakthyggesbruk, i regel från föryngringsavverkning till första gallring (Sikström och Hökkä 2016).

Avverkning i form av gallring och kalavverkning påverkar beståndsvolymen och därmed även grundvattennivån. Det finns studier som visar att grundvattennivån kan stiga med upp till 15 cm efter gallring och upp till 40 cm efter kalavverkning (Sikström och Hökkä 2016). Stigningen beror på: (i) nivån innan avverkning, ju lägre nivå desto större stigning; (ii) storleken på biomassa-uttaget, ju större uttag desto större stigning; (iii) jordens hydrauliska konduktivitet, ju lägre konduktivitet desto större stigning.

Resonemanget ovan om beståndsvolymen leder också till slutsatsen att behov av rensning torde uppstå tidigare i nordligt klimat jämfört med mer sydligt, eftersom beståndet och dess dränerande effekt (evapotranspiration) utvecklas långsammare.

En annan beståndsfaktor att beakta är beståndets sammansättning av olika trädslag, eftersom olika trädslag har olika evapotranspiration och därmed påverkar vattenbalansen på olika sätt. Exempelvis har björkens löv större transpirationskapacitet än barren hos tall och gran (Pallardy 2008). Dessutom har olika trädslag olika tolerans mot hög vattenhalt i marken (Kozłowski 1982).

Tillväxtökningen av dikesrensning tenderade att öka med ökat ståndortsindex (bördighet) i den svenska studien (Sikström m.fl. 2020) och simuleringar har visat på större tillväxteffekter på bördiga och medelbördiga än på de minst bördiga dikade torvmarkerna (Laurén m.fl. 2021). Det torde vara logiskt att en näringsrik mark med hög potentiell bördighet, jämfört med en näringsfattig med potentiellt

låg bördighet, ger större tillväxtökning hos träden efter dränering om vattenhalten i marken varit den primärt tillväxtbegränsande faktorn innan dikning (jmf Hånell 1988) eller dikerensning. Det finns ståndorter med torvmark som är så näringsfattiga att trädens tillväxtreaktion efter dikning är liten eller obefintlig (Ahtikoski m.fl. 2008). Eftersom tillväxtökningen efter dikesrensning i regel ökar med ökad bördighet och gynnsammare klimat påverkar dessa faktorer även det ekonomiska utfallet av åtgärden (Aarnio m.fl. 1997, Ahtikoski m.fl. 2008). På lågproduktiv mark, i bestånd med låga virkesförråd i kärva klimatlägen, förhållanden som även talar för mer frekventa rensningar, är åtgärden inte alltid lönsam (Ahtikoski m.fl. 2012).

Mineraljordars textur och torvjordars humifieringsgrad påverkar hur lätt det är att dränera marken med diken. Finkorniga mineraljordar (partikelstorlek mindre än 0.063 mm) och höghumifierad torv har hög vattenhållande förmåga och låg konduktivitet och är därmed svårare att dränera än mer grovkorniga mineraljordar och låghumifierad torv. I de första fallen kan ett dike sänka grundvattennivån endast de första 5–15 metrarna närmast diket (Jutras och Plamondon 2005).

Avståndet till diket tycks ha viss betydelse för tillväxteffekten efter rensning med något högre tillväxtökning nära diket än längre ifrån (Ahti och Päivänen 1997, Sikström m.fl. 2020).

Vid dikesrensning är många jordar, särskilt torv, troligen generellt mer svårdränerade än vid nydikningen. Det beror på att torven sjunker ihop och kompakteras när tidigare vattenfyllda porer dräneras och även genom att nedbrytningen av torven ökar med ökad syretillgång (Sikström och Hökkä 2016). Det leder till att torvens humifieringsgrad och bulkdensitet ökar samt att konduktiviteten minskar och vattenhållande förmågan ökar.

### **Dikesrensning och skogsproduktion**

Empiriska data visar tillväxtökningar på 0,5–1,8 kubikmeter stamved per hektar och år under 15–25 år; totalt 7,5–40 kubikmeter per hektar.

Faktorer som enligt litteraturstudien påverkar tillväxteffekten av dikesrensning:

- Grundvattenytans nivå innan och efter dikesrensning – nivån bör vara minst 30–40 cm under markytan under senare delen av tillväxtsången.
- Beståndets stamvolym (biomassaförråd) vid rensning – tillväxten tycks öka i bestånd med lägre stamvolym än 150–200 kubikmeter per hektar.
- Tillgången på näring i marken – tillväxtökningen verkar bli högre med ökad bördighet i marken.
- Avstånd till dike – tendens till högre tillväxtökning nära diket.

# 5. Diskussion

## 5.1 Dikesrensning

Resultaten från det experimentella försöket i Trollberget och den rumsliga studien av rensade och orensade diken, är på många sett samstämmiga och har ökat kunskapen om dikesrensningens effekter på THg och MeHg i avrinnande dikesvatten under några år efter en dikesrensning. I diskussionen nedan diskuteras utfallet för de hypotestester som vi utfört i studierna i detta projekt.

### **Hypotes: Koncentrationer och exporter av THg och MeHg ökar efter dikesrensning.**

Både den experimentella studien i Trollberget och den rumsliga studien visade att varken koncentrationer eller exporter av THg och MeHg i avrinnande dikesvatten ökade under de första åren efter dikesrensning. Därmed kan hypotesen förkastas för de förutsättningar som råder i dessa två studier. Istället har vi sett att koncentrationer och exporter av både THg och MeHg kan minska i vissa fall efter dikesrensning. Både THg och MeHg koncentrationer minskade efter dikesrensning i Trollberget. Även exporten av THg och MeHg minskade i ett av de två dikesrensade områdena (DC3) efter dikesrensning. I den rumsliga studien var MeHg koncentrationen lägre i rensade jämfört med ej rensade diken, dock bara för de dikespar som låg i skogsområden. THg koncentrationen skiljde dock inte signifikant mellan rensade och orensade diken i den rumsliga studien.

Direkt under och efter dikesrensning är risken stor för erosion och mobilisering av partiklar och partikulärt bundet Hg i dikesvattnet. Hansen m.fl. (2013) identifierade stora exporter av THg och MeHg under de första dagarna efter dikesrensningen. I Trollberget har vi dock inte observerat någon sådan effekt på THg och MeHg koncentrationer under den intensivare provtagningen under och strax efter dikesrensning.

En förklaring till lägre koncentrationer av MeHg efter dikesrensning kan vara att grundvattennivån blivit djupare och de övre marklagren torrare efter dikesrensning. En torr mark blir inte lika lätt syrefri och därav minskar möjligheten till Hg metylering av anaeroba mikroorganismer. Djupare flödesvägar kan också orsaka en minskad mobilisering av organiskt material och Hg, även MeHg, från markens övre lager. Resultaten från den rumsliga studien visar på att även övrig vattenkemi kan ha påverkats av förändrade flödesvägar. Halten av vissa joner, t.ex.  $\text{SO}_4$ , Ca och K, som associeras till mineraljord, var signifikant högre i de rensade jämfört med de ej rensade diken. Det är möjligt att dessa joner kan ha mobiliserats från djupare mineraljordslager efter en dikesrensning.  $\text{SO}_4$  kan också ha ökat på grund av oxidation av sulfider när syrgas-förhållanden ökar i marken. Sammanfattningsvis tyder resultaten i våra studier på att dikesrensning kan påverka vattenkemin genom djupare flödesvägar i marken och högre syrgas-förhållanden när marken blir torrare, speciellt i den dikesnära zonen.

Vattenkemin, i avseende THg och MeHg, har påverkats positivt av dikesrensningen i Trollberget och/eller den rumsliga studien, genom minskade koncentrationer. I parallella projekt har annan vattenkemi utvärderats i Trollberget, och

dikesrensningen har där även lett till minskade koncentrationer av löst organiskt kol (DOC) och totalhalt av fosfor (Laudon m.fl. 2023). Den vattenkemivariabel som går i motsatt riktning är halten suspenderat material (TSS), även om ökningen efter dikesrensningen inte var signifikant (Laudon m.fl. 2023). En ökad halt jordpartiklar och grumlighet p.g.a. erosion är en potentiell risk vid dikesrensning, som kan ha stor påverkan på organismsamhällen (Nieminen m.fl. 2018a).

**Hypotes: En potentiell ökning av THg utgörs främst av en ökning av partikulära fraktioner av Hg.**

Även denna hypotes kan förkastas, åtminstone under de förhållanden som rådde i Trollberget. De partikulära fraktionerna av både THg och MeHg var låga (oftast under 20 % respektive 15 %), både innan och efter dikesrensningen i Trollberget. Inte heller under den intensivare provtagningen, under och direkt efter dikesrensningen, detekterades höga partikelhalter. Det är möjligt att vi hade fångat mer partikelbundet Hg med en ännu tätare provtagning under och strax efter dikesrensningen. Å andra sidan, eftersom den intensivare provtagningen pågick under de tre dygnen när dikesrensningen utfördes så tror vi att denna provtagning borde ha fångat effekten om dikesrensningen lett till höga koncentrationer av partikelbunden Hg och MeHg.

**Hypotes: Dikesrensning kan leda till markstörning som ökar de ytliga flödesvägarna och därigenom risken för att MeHg transporteras från syrefria miljöer i det avverkade området till diket. Detta gör att risken för ökade koncentrationer av MeHg i dikesvattnet är särskilt stor om dikesrensning sker i nyligen kalavverkade områden.**

Hypotesen bygger på teorin att det är den hydrologiska kopplingen mellan områden där MeHg bildas och diket som avgör om MeHg i avrinnande vatten kommer att öka eller inte efter en markstörning (Eklöf m.fl. 2016). Minskad transpiration och därigenom högre grundvattennivåer efter avverkning kan orsaka ytligare flödesvägar och skapa mer syrefria miljöer i marken och i stillastående vattensamlingar där MeHg kan bildas av anaeroba mikroorganismer (Eklöf m.fl. 2018, Kronberg m. fl. 2016). Körning med tunga maskiner under själva dikesrensningen kan orsaka kompaktering och körspår i den känsliga och eventuellt blöta dikesnära zonen, vilket riskerar att påverka flödesvägar och flödes hastigheter. Om dikesrensningen görs i anslutning till en avverkning finns risk att MeHg, i stående vattensamlingar och i den nyblöta marken, snabbare transporteras till diket genom ytliga flödesvägar på den kompakterade marken eller i körspår. På grund av detta var vår hypotes att risken för ökade koncentrationer av MeHg i dikesvattnet är särskilt stor om dikesrensning sker i nyligen avverkade områden.

Rensade diken i skog hade lägre koncentrationer av MeHg i dikesvattnet än ej rensade, medan detta inte var fallet för rensade diken i avverkade områden enligt den rumsliga studien. Det senare skulle kunna bero på att en minskning av MeHg efter dikesrensning motverkas av att MeHg mobiliseras från mark och stående vattensamlingar i det avverkade området. Mer studier som jämför dikesrensning i avverkade områden och skog skulle dock behövas för att avgöra om så är fallet.

Risken för ökad mobilisering av MeHg vid dikesrensning då den kombinerades med avverkning kunde inte påvisas i Trollberget. Här utfördes dikesrensningen i kalavverkade områden, och MeHg koncentrationer i dikesvattnet minskade efter

rensningen. Den hydrologiska modelleringen i Trollbergets visade inte heller på att vattnets flödesvägar och flödes hastigheter påverkades av de körspår och den kompaktering som dikesrensningen orsakade i område DC1 (Figur 12). Sammanfattningsvis kan hypotesen inte entydigt förkastas.

**Hypotes: MeHg bildas i sedimentationsdammarnas bottensediment och koncentrationen av MeHg i dikesvattnet är därför högre nedströms sedimentationsdammen jämfört med uppströms.**

Då det i allmänhet kan vara svårt att helt undvika export av eroderade jordpartiklar efter en dikesrensning (Nieminen m.fl. 2018a) så finns ett antal vattenskyddsåtgärder som kan användas för att fånga de eroderade jordpartiklarna (Nieminen m. fl. 2019a, Sikström m.fl. 2021). Detta kan vara sedimentationsdammar, mindre sedimentationsgropar (1–2 kubikmeter) eller översilningsytor. Det sist nämnda är ett område som vattnet får rinna igenom så att vattenhastigheten minskar och partiklar fastläggs innan vattnet samlas upp i ett nytt dike eller vattendrag nedströms. I denna studie är det enbart sedimentationsdammar som har utvärderats. Att sedimentationsdammar leder till ökad bildning av MeHg i bottensedimenten och högre halter MeHg i dikesvattnet nedströms kunde inte påvisas i denna studie. Hypotesen kan därmed förkastas för de förhållanden som rådde i denna studie. Det är dock möjligt att det t.ex. i större dammar och/eller vid andra väderförhållanden kan bli en förhöjd bildning av MeHg.

Resultaten visade inte på några förändringar av MeHg-koncentrationer i vatten från uppströms till nedströms, och inte heller på några förhöjda halter MeHg i bottensedimentet i dammen eller nedströms, jämfört med uppströms. Att dammarna inte lett till förhöjda koncentrationer av MeHg är positivt. Men kanske är det mindre positivt att inga andra vattenkemiska variabler har förändrats? Antingen beror detta på att de totala halterna av näringsämnen, organiskt material och kvicksilver främst utgjordes av lösta fraktioner som inte fastlades i dammarna. Alternativt fastlades inte de partikulära fraktionerna i sedimentationsdammarna. Det är viktigt att påtala att i stort sett alla sedimentationsdammar i denna studie var små. Därför är det oklart i vilken mån de bidragit till att sänka vattenhastigheten i tillräcklig utsträckning för att fånga och fastlägga eroderade suspenderade jordpartiklar som transporterats i dikesvattnet. Sedimentationsdammarna i denna studie var också relativt unga, anlagda för 0,5 till 5 år sedan, vilket kan ha påverkat risken för MeHg bildning, men också fastläggning av partiklar.

En tidigare studie av Nieminen m.fl. (2018b) visade att olika vattenskyddsåtgärder för att fånga suspenderat material och näringsämnen i många fall är ineffektiva (sedimentationsdammar) eller svåra att tillämpa i landskapet (översilningsområden). Effekten av mindre sedimentationsgropar (1–2 kubikmeter) är inte empiriskt studerad och effektiviteten hos väsentligt större sedimentationsdammar varierar, beroende på utformning, främst volymen och vattnets uppehållstid i dammen. Data visar på låg effektivitet hos en damm till dess tillförseln av partiklar kommer upp till en viss nivå. Fungerande dammar kan minska sedimenttransporten med 30–40 % och upp till 50 % i mycket stora dammar (> 400 kubikmeter). Andelen fångat material är bl. a. beroende av materialets kornstorlek. Det finns även exempel på att sedimentationsgropar och -dammar bidragit till ökad export av suspenderat material. Översilningsområden är i regel mer effektiva att fånga suspenderat material och kan även fånga lösta näringsämnen, men kräver områden med sluttande mark för att undvika dämning av vatten uppströms i

dikessystemet. Med tanke på svårigheten att fånga eroderat material är det mest effektivt att, i möjligaste mån, hindra erosion genom lämplig dräneringsintensitet och att installera dammkonstruktioner för att dämpa vattenhastigheten i dikessystemet, särskilt viktigt vid höga flöden. Dräneringsintensiteten kan påverkas genom dikesavbrott, dvs. att vissa delar av dikessystemet, särskilt de mest erosionskänsliga, lämnas orensade. Det kräver dock visst fall för att vatten inte ska dämmas upp i dikessystemet uppströms. Betydelsen av dikesavbrott är dock inte studerat empiriskt. En annan åtgärd är att anpassa dikesdjupet på lämpligt sätt, exempelvis att inte gräva genom torven på erosionskänsliga lokaler.

**Hypotes: Områdesfaktorer som förekomst av sura sulfatjordar, trädvegetation, markanvändning (framför allt skogsavverkning), marktyp, medeltemperatur och medelnederbörd påverkar risken att dikesrensning leder till ökning av THg och MeHg koncentrationer.**

Denna hypotes faller redan från start då dikesrensningen inte lett till några ökning av THg- eller MeHg-koncentrationer i studierna i detta projekt. De modeller som skapades i den rumsliga studien över områdesfaktorer som eventuellt kan förklara skillnader i THg och MeHg koncentrationer mellan rensade och orensade diken var ej signifikanta (Arvidsson, 2023). En hypotes var att dikesrensning i sulfatrika marker kan leda till större ökning av MeHg i dikesvatten då MeHg kan ha bildats av sulfatreducerande bakterier i syrefria delar av marken som sedan mobiliseras vid dikesrensningen. Å andra sidan är chansen stor att MeHg demetyleras snabbt om det kommer ut i syresatt dikesvatten. Det var inte lätt att hitta lämpliga studieobjekt med sur sulfatrik jord till den rumsliga studien. Därför kunde vi inte utvärdera effekten av denna variabel. Det ska dock sägas att sulfatkoncentrationen var signifikant högre i de rensade dikena jämfört med de orensade. Detta kan bero både på djupare flödesvägar genom marken eller på lägre syrgashalter i marken som kan ha lett till oxidation av sulfid till sulfat. Den observerade ökningen av sulfat i dikesvattnet var dock inte förknippad med någon ökning av MeHg, snarare tvärt om.

När det gäller områdesvariablernas påverkan så visade den rumsliga studien att MeHg koncentrationen var lägre i dikesrensade diken i skogsområden, men ej i avverkade områden. Dock visar resultaten från Trollberget att även dikesrensning i avverkade områden kan leda till minskad MeHg koncentration och export.

## 5.2 Våtmarksrestaurering

I detta projekt ingick enbart utvärdering av våtmarksrestaurering i den experimentella studien i Trollberget. Parallellt med detta projekt har forskargruppen jobbat med två andra projekt (finansierade av Skogssällskapet och Formas) där våtmarksrestaurering utvärderats i ett rumsligt perspektiv. Resultaten från studien i Trollberget kan därför jämföras med resultaten från dessa rumsliga studier.

**Hypotes: Koncentrationen och exporten av THg och MeHg ökar efter våtmarksrestaurering.**

Resultaten i Trollberget visar att våtmarksrestaurering i vissa fall kan öka koncentrationen och exporten av THg och MeHg. Detta var fallet i en av de studerade våtmarkerna (R1) i Trollberget. I denna våtmark hade restaureringen skapat mer öppna vattenspeglar än i den andra restaurerade våtmarken (R2). Dessutom låg provtag-

ningsplatsen för R1 direkt nedströms restaureringen, medan provtagningsplatsen i R2 låg en bit nedströms restaureringen. Det leder till att hypotesen inte entydigt kan förkastas baserat på resultaten i denna experimentella studie.

I ett annat projekt utvärderade forskargruppen effekten av våtmarksrestaurering i en rumslig studie (Antoniou, 2023; Wallin m.fl. manuskript). Här jämfördes koncentrationer av olika vattenkemiska variabler, inklusive THg och MeHg, mellan restaurerade och dränerade våtmarker genom parvisa jämförelser (n = 33 par). Paret var lokaliserade från Småland i söder till Norrbotten i norr. Studien visade att koncentrationen av THg var signifikant högre nedströms restaurerade än nedströms dränerade våtmarker. Koncentrationen av MeHg skiljde sig dock inte mellan restaurerade och dränerade våtmarker. En anledning till att THg påverkades mer av restaurering än MeHg kan vara att vid restaurering är det främst torvrika marker som tidigare varit vattendränkta som återigen blötläggs. Det finns studier som visat att det är ”nyblöta” områden, dvs. de som blötläggs för första gången som är mest känsliga för ökad bildning av MeHg. Detta har påvisats vid skogsavverkning då nya utströmningsområden skapats (Kronberg m.fl. 2016), vid jämförelse mellan nya och återkoloniserade bäverdämmen (Levanoni m.fl. 2015), vid jämförelse mellan bäverdämmen, restaurerade våtmarker och naturliga våtmarker (Andersson, 2023), och vid jämförelse mellan översvämning av myrmark respektive skogsmark (Hall m. fl. 2004). Mer studier behövs som utvärderar var och hur våtmarker kan restaureras för att minimera risken för ökade koncentrationer och exporter av THg och MeHg i avrinnande vattendrag.

## 5.3 Syntes

Den sista hypotesen väger ihop resultat från studierna i detta projekt, och publicerade resultat från tidigare studier, med syftet att försöka väga samma effekter av dikesrensning och våtmarksrestaurering på THg och MeHg i vatten med effekten av dikesrensning på skogsproduktionen. I denna hypotes blandar vi in skogsproduktion därför att det är motivet för att rensa diken. Motiven för att restaurera våtmarker är flera t.ex. minska avgång av växthusgaser, öka den biologiska mångfalden och hålla kvar mer vatten uppe i skogslandskapet. Kunskapen om hur dessa faktorer påverkas av våtmarksrestaurering är bristfällig och mer empiriska studier behövs.

**Hypotes: Utifrån resultaten i denna studie, och från litteraturen, så går det att peka ut områden som är mer eller mindre fördelaktiga att dikesrensa respektive restaurera ur ett vattenkvalitetsperspektiv och ett skogsproduktionsperspektiv.**

Baserat på resultaten i detta projekt, dvs. att dikesrensning inte ökar, och i vissa områden tycks minska, THg och MeHg i dikesvatten (Figur 8 och 16), blir avvägningen mellan effekter av dikesrensning på skogsproduktion och halter av kvicksilver (THg och MeHg) i avrinnande vatten en ickefråga. Dikesrensning kan enligt denna litteraturstudie öka skogsproduktionen, men utan att påverka, eller i vissa fall minska, halter av THg och MeHg i dikesvattnet. Den områdesvariabel som i den rumsliga studien påverkade utfallet av dikesrensning på MeHg-koncentrationen i vatten var om dikesrensningen var utförd i anslutning till en avverkning eller i områden med växande skog. Som vi diskuterat tidigare, kan det betyda att dikesrensning ur ett MeHg perspektiv kan vara mer fördelaktigt om den sker i ej avverkade



områden, men mer kunskap krävs för att säkert fastställa detta. Ur ett skogstillväxtperspektiv visade dock litteraturstudien på ett behov av dikesrensning i avverkade områden på vissa marktyper, för att kompensera för den grundvattennivåhöjning som den minskade evapotranspirationen ger upphov till efter avverkning.

Även om inte THg och MeHg ökade efter dikesrensning så kan annan vattenkemi påverkas. I den rumsliga studien så var koncentrationerna av  $\text{SO}_4$ , Ca, och K (endast i skog) signifikant högre i rensade diken än ej rensade. En relativt begränsad ökning av dessa joner leder troligtvis inte till några påtagliga effekter på vattenkvaliteten. Förhöjda halter av  $\text{SO}_4$  kan leda till lägre pH, men då pH var signifikant högre i de rensade dikena så verkar detta inte vara ett problem. Nieminen m. fl. (2018a) har syntetiserat kunskapen om vattenkemiska effekter vid dikesrensning. Några slutsatser är att avrinning och lösta fraktioner av N och P i avrinnande vatten tycks påverkas marginellt av dikesrensning samt att exporten av DOC tycks minska i större utsträckning än vad den ökar. Erosion och ökad export av suspenderat material samt partikulärt kväve (N) och fosfor (P) framhålls som den mest skadliga effekten i nedströms belägna vatten. Förhöjda halter av partikelbundet N och P var inget vi kunde se i den rumsliga studien i detta projekt, men suspenderat material mättes inte. En hög export av suspenderat material i Trollberget efter dikesrensning (Laudon m.fl. 2023) visar dock på problem med erosion, även om det inte påverkat annan vattenkemi. En annan slutsats från Nieminen m.fl. (2018a) är att negativa vattenkemiska effekter kan minska om man, om möjligt, undviker att gräva igenom torven på lokaler med erosionskänslig underliggande mineraljord (främst texturerna mjåla – finsand; jmf Hjulström 1935). Slutligen framhåller Nieminen m.fl. (2018a) den begränsade geografiska och klimatologiska representationen av de sammanställda studierna ( $n = 24$ ) som alla utom en var utförda i Finland. Studierna som utförts i detta projekt är därför ett värdefullt bidrag till litteraturen om vattenkemiska effekter av dikesrensning.

Eftersom dikesrensning kan ha negativa effekter, t.ex. på erosion av jordpartiklar, så har alternativ till dikesrensning föreslagits. Laurén m.fl. (2021) menar att näringstillförsel av t.ex. kalium, kväve och fosfor, företrädesvis med aska, istället för dikning kan vara en lämplig strategi för att upprätthålla en nöjaktig skogsproduktion på torvmark. Dock skall sägas att även tillförsel av näringsämnen kan ge vattenkvalitetseffekter genom ökat läckage av dessa näringsämnen till avrinnande vatten. Ett annat förslag som framhållits, för att minska eller undvika de oönskade effekterna ovan, är att tillämpa kontinuitetsskogsbruk utan dikning och kalavverkning (Nieminen m.fl. 2018c).

Enligt litteraturstudien om skogstillväxt har tillväxtökningen efter dikesrensning visat sig vara större på bördiga och medelbördiga än på de minst bördiga dikade torvmarkerna. Drott och Eriksson (2021) har även pekat ut de mest näringsrika markerna i södra Sverige som de lämpligaste att restaurera till mer naturliga våtmarksförhållanden ur ett växthusgasperspektiv. För de mest näringsrika markerna finns risk för lustgasavgång då marken är dränerad. Nedbrytningen av torv är också hög i näringsrik mark och särskild vid de högre temperaturer som förekommer i södra Sverige. När det kommer till näringsstatus är det således samma marker som är av intresse både att dikesrensa ur ett skogstillväxtperspektiv och att våtmarksrestaurera ur ett klimatperspektiv. Det finns dock skillnader mellan södra och norra Sverige. Det verkar som att behovet för att dikesrensa uppstår tidigare och troligen krävs rensning oftare i norr, då ett skogsbestånds utveckling går långsammare, evapotranspirationen är lägre och träden inte har samma förmåga att

själva dränera marken på vatten som de har i söder. Men, som framhölls i litteratur-sammanställningen, även om behovet av dikesrensning kan uppstå snabbare i norr än i söder är det inte säkert att dikesrensning i norr i samma utsträckning leder till en tillväxtökning som gör åtgärden ekonomiskt lönsam.

Våtmarksrestaurering kommer mest troligt att bidra till minskad skogstillväxt, åtminstone i det kortare tidsperspektivet. Det är möjligt att våtmarksrestaurering i ett längre tidsperspektiv och i en landskapsskala kan ge ett långsiktigt skydd mot effekter som fortsatta klimatförändringar kan komma att ge. Mer vatten i skogseko-systemen skulle kunna minska risken för torka, begränsa spridning av skogsbränder, och utbrott av skadedjur och skadeorganismer (t.ex. granbarkborre). Mer forskning behövs dock för att utvärdera våtmarksrestaurering som en klimatanpassnings-åtgärd för skogsbruket. Våtmarksrestaurering motiveras idag främst som en åtgärd för att minska avgång av växthusgaser från dränerade torvmarker, men också för att öka den biologiska mångfalden. Enligt denna studie, andra studier av forskargruppen och tidigare studier i litteraturen finns risk för ökad avrinning av THg och MeHg efter våtmarksrestaurering, i alla fall under de första åren efter åtgärden. Denna risk måste dock vägas mot andra potentiellt önskvärda effekter av våtmarksrestaurering. Dessutom måste risken sättas i perspektiv till annan markanvändning som kan påverka THg och MeHg i vatten. Skogsavverkning, som i dagsläget är en betydligt mer omfattande verksamhet i svenska skogar, har i flera studier visat sig kunna öka THg och MeHg i avrinnande vatten (t.ex. Porvari m.fl. 2003, Skyllberg m.fl. 2009). De rapporterade effekterna på MeHg i vatten varierar dock mycket, allt från inga påvisbara effekter upp till mångdubblingar av koncentrationen efter avverkning (Eklöf m.fl. 2016).

## 6. Slutsatser

Studierna i detta projekt visade att koncentrationer av THg och MeHg i avrinnande vatten inte ökade under < 4 år efter dikesrensning. I stället visade resultat från den experimentella studien (Trollberget) att koncentrationerna av THg och MeHg var lägre efter dikesrensning. Likaså visade resultat från den rumsliga studien lägre koncentrationer av MeHg i rensade diken än orensade, men då enbart i de beskogade områdena. Dikesrensningen i Trollberget orsakade inte heller några förhöjda halter av partikelbundet Hg och MeHg, upp till två år efter rensning.

Risken för att ytligare och snabbare flödesvägar kan mobilisera MeHg från hygget till diket om dikesrensning utförs i avverkade områden, kunde inte påvisas genom hydrologisk modellering i ett av de dikesrensade områdena i Trollberget.

I studien av sedimentationsdammar (n = 15), anlagda för att fånga upp suspenderat material, påvisades inte förhöjda koncentrationer av MeHg varken i botten-sediment eller i dikesvattnen nedströms dammarna.

I en litteraturstudie om effekter av dikesrensning på skogsproduktion konstaterades att träd tillväxten kan öka i inte alltför virkesrika tall- och granbestånd och att tillväxtökningen, förutom beståndets biomassa-förråd, beror på bl.a. grundvattenytans nivå och markens bördighet.

Våtmarksrestaurering ledde till ökad koncentration och export av THg och MeHg i ett av de två områdena i Trollberget, men inte i det andra. Mer kunskap behövs om hur och var våtmarker kan restaureras för att minimera bildning av MeHg och mobilisering av THg och MeHg.

Grundvattenytans läge och redox/syrgasförhållanden i marken är två faktorer som verkar vara avgörande för hur THg och MeHg i dikesvatten påverkas av dikesrensning och våtmarksrestaurering.

Vid val av eventuell åtgärd i dikade områden måste risken för ökade halter och transporter av THg och MeHg i avrinnande dikesvatten beaktas i högre grad vid våtmarksrestaurering än vid dikesrensning. Detta gäller specifikt för de områden som inkluderats i denna studie.

## 7. Tack

Denna studie har finansierats av Naturvårdsverkets Miljöforskningsanslag i samarbete med Havs- och vattenmyndigheten projekt # 802-0124-19.

I Trollberget har finansiering från fler källor möjliggjort den omfattande försöksdesignen och provtagningen. EU projektet Grip on Life IP har möjliggjort försöksinfrastrukturen i Trollberget. Grip on Life IP inkluderar totalt 16 organisationer som myndigheter, skogsägarföreningar och olika intresseorganisationer, med Skogsstyrelsen som den ledande organisationen. Skogsstyrelsen har också finansierat basprovtagningen av THg och MeHg i Trollberget. Vi vill också tacka markägaren, Holmen Skog, för att de upplåtit sin mark till fältförsöken i Trollberget. Som referenser till Trollberget så har vi använt oss av referensvattendrag i Krycklan/Svartberget. Vattenkemiska provtagningar och hydrologiska mätningar i Krycklan/Svartberget har möjliggjorts av Svensk Infrastruktur för Ekosystemvetenskap (SITES). SITES får medel från Vetenskapsrådet via anslag nr 2017-00635.

Vi vill tacka skogsbolagen och markägarna Billerud Korsnäs, Gysinge Skog, Holmen Skog, Hällefors Tierp Skogar, Kopparfors Skogar, Luleå Stift, SCA, Sveaskog, Sättra Bruk, Uppsala stift Västerås stift och personal vid Skogsstyrelsen i Norrland, samt Martin Pilstjärna, för hjälp med att identifiera rensade diken och sedimentationsdammar.

Vi vill tacka Therese Sahlén Zetterberg som deltog och kom med bra input under första delen av projektet.

Vi vill tacka Johannes Tiwari och kollegor för bra utfört fältarbete i Trollberget och Svartberget.

Vi vill tacka Meredith Blackburn för utmärkt arbete med konservering och filtrering av Hg prov på labb.

Vi vill tacka Maidul Choudhury, Tiemo Schramm, and Momtahina Rista som gjort ett strålande jobb vid provtagning av sedimentationsdammarerna.

Vi vill tacka Claudia Cascone för alltid uppskattad hjälp på labbet.

Vi vill tacka Roger Valdén och Joel Segersten för bra genomförd provtagning av diken i den rumsliga studien.

Vi vill tacka Christoffer Melhus, Maidul Choudhury, och Virginia Mosquera för att på ett mycket bra sätt utfört intensivprovtagningen i Trollberget under de första veckorna som följde efter dikesrensningen.

Vi vill tacka Emeli Arvidsson för en fint genomförd mastersarbete baserat på den rumsliga dikesrensningstudien.

Vi vill tacka Erik Björn på Umeå Universitet för gott samarbete kring analyser av MeHg i vatten.

Vi vill tacka Pia Spandow och Ulla Hageström på IVL för gott samarbete kring analyser av THg och MeHg i vatten och sediment.

Vi vill tacka vår referensgrupp för mycket uppskattad input under projektets gång. I referensgruppen ingår Anja Lomander (Skogsstyrelsen), Sara Elfvendahl (Länsstyrelsen Norrbotten), Emma Palmgren (Länsstyrelsen Norrbotten), Linda Johansson (Länsstyrelsen Norrbotten), Gustav Sohlenius (SGU), Tobias Eriksson (Länsstyrelsen Västerbotten), Sara Andersson (Naturvårdsverket), Helena Öberg (Naturvårdsverket) och Jenny Lönnstad (Naturvårdsverket).

Vi vill tacka för bra kommentarer från de granskare av denna rapport som utsågs av Naturvårdsverket.

## 8. Källhänvisning

- Aarnio J., Ahti E., Hytönen L.A., Lauhanen R. 1997. Kunnostusojitus. In: Mielikäinen K., Riikilä M. (eds.). Kannattava puuntuotanto. Kustannusosakeyhtiö Metsälehti. p. 102–108. [In Finnish].
- Ahti E., Hökkä H. 2006. Effects of the growth and volume of Scots pine stands on the level of the water table on peat in central Finland. Proceedings of an international conference on hydrology and management of forested wetlands. April 8–12 2006, New Bern, North Carolina. p. 309–315.
- Ahti E. & Päivänen, J. 1997. Response of stand growth and water table level to maintenance of ditch networks within forest drainage areas. In: Trettin, C.C., Jurgensen, M.F., Grigal, D.F., Gale, M. and Jeglum, J. (eds.) Northern Forested Wetlands: Ecology and Management, Chapter 32, pp. 449–457. CRC Press Inc.; Lewis Publishers, USA.
- Ahtikoski A., Kojola S., Hökkä H., Penttilä, T. 2008. Ditch network maintenance in peatland forest as a private investment: short- and long-term effects on financial performance at stand level. *Mires and Peat* 3(3), 1–11.
- Ahtikoski A., Salminen H., Hökkä H., Kojola S., Penttilä T. 2012. Optimizing stand management on peatlands: the case of northern Finland. *Canadian Journal of Forest Research* 42, 247–259.
- Andersson, Kirstine Evald. Newly Inundated Forest Landscapes-Hotspots for Mercury in Water and Benthic Fauna. Master thesis in Environmental Science. Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Department of Aquatic Science and Assessment, Soil, Water and Environment program, Uppsala 2023.
- Antoniou, Dimitra. Are the concentrations of mercury and methyl-mercury higher in restored wetlands compared to non-restored drained wetlands? Master thesis in Environmental Science. Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Department of Aquatic Science and Assessment, Soil, Water and Environment program, Uppsala 2023.
- Arvidsson, Emeli. Effects of Forest Ditch Cleaning on Surface Water Quality.” (2023). Master thesis in Environmental Science. Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Department of Aquatic Science and Assessment, Soil, Water and Environment program, Uppsala 2023.
- Bitenieks K., Bārdule A., Eklöf K., Espenberg M., Ruņģis D.E., Kļaviņa Z., Kļaviņš I., Hu H. and Libiete Z. 2022. The Influence of the Degree of Forest Management on Methylmercury and the Composition of Microbial Communities in the Sediments of Boreal Drainage Ditches. *Microorganisms* 10(10), 1981.
- Braaten H.F.V., Åkerblom S., Kahilainen K.K., Rask M., Vuorenmaa J., Mannio J., Malinen T., Lydersen E., Poste A.E., Amundsen P-A., Kashulin N., Kashulina T., Terentyev P., Christensen G., de Wit H.A. 2019. Improved Environmental Status: 50 Years of Declining Fish Mercury Levels in Boreal and Subarctic Fennoscandia. *Environmental Science & Technology* 53, (4), 1834–1843.

- Bravo A.G., Bouchet S., Tolu J., Björn E., Mateos-Rivera A., Bertilsson S. 2017. Molecular composition of organic matter controls methylmercury formation in boreal lakes. *Nature Communications* 8, 14255.
- 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* 137647.
- Dang Q.L., Lieffers V.J. 1989. Assessment of patterns of response of tree ring growth of black spruce following peatland drainage. *Canadian Journal of Forest Research* 19, 924–929.
- Drott A., Eriksson H. 2021. Klimatpåverkan från dikad torvtäckt skogsmark – effekter av dikesunderhåll och återvätning. Kunskapssammanställning och analys. Rapport 7. Skogsstyrelsen. 71 s. [www.skogsstyrelsen.se/globalassets/om-oss/rapporter/](http://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/om-oss/rapporter/)
- Eklöf K., Lidskog R., Bishop K. 2016. Managing Swedish forestry's impact on mercury in fish: Defining the impact and mitigation measures. *Ambio* 45(2), 163–174.
- Eklöf K., Bishop K., Bertilsson S., Björn E., Buck M., Skyllberg U., Osman O. A., Kronberg R.-M., Bravo A. G. 2018. Formation of mercury methylation hotspots as a consequence of forestry operations. *Science of the Total Environment* 613(Supplement C), 1069–1078.
- Evans C. D., Peacock M., Green S. M., Holden J., Chapman P. J., Lebron I., Callaghan N., Grayson R., Baird A. J. 2018. The impact of ditch blocking on fluvial carbon export from a UK blanket bog. *Hydrological Processes* 32(13), 2141–2154.
- Finér L., Mattsson T., Joensuu S., Koivusalo H., Laurén A., Makkonen T., Nieminen M., Tattari S., Ahti E., Kortelainen P, Koskiaho J., Leinonen A., Nevalainen R., Piirainen S., Saarelainen J. Sarkkola S., Vuollekoski M. 2010. *Vesistökuormituksen laskenta metsäisiltä valuma-alueilta*. Suomen ympäristö 10/2010. 33 p. (in Finnish).
- Gilmour C.C., Podar M., Bullock A.L., Graham A.M., Brown S.D., Somenahally A.C., Johs A., Hurt R.A., Bailey K.L., Elias D.A. 2013. Mercury Methylation by Novel Microorganisms from New Environments. *Environmental Science & Technology* 47, (20), 11810–11820.
- Gustavsen H.G., Heinonen R., Paavilainen E. & Reinikainen A. 1998. Growth and yield models for forest stands on drained peatland sites in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 107, 1–17.
- Hall B. D., St. Louis V. L. 2004. Methylmercury and Total Mercury in Plant Litter Decomposing in Upland Forests and Flooded Landscapes. *Environmental Science & Technology* 38(19), 5010–5021.
- Hansen K., Kronnäs V., Zetterberg T., Setterberg M., Moldan F., Pettersson P., Munthe J. 2013. DiVA – Dikesrensningens effekter på vattenföring, vattenkemi och bottenfauna i skogsekosystem. IVL Svenska Miljöinstitutet AB Rapport B2072. 108 s. Stockholm.
- Hansson L. J., Koestel J., Ring E., Gärdenäs A. I. 2018. Impacts of off-road traffic on soil physical properties of forest clear-cuts: X-ray and laboratory analysis. *Scandinavian Journal of Forest Research* 33(2), 166–177.

- Heikurainen L. 1980. Kuivatuksen tila ja puusto 20 vuotta vanhoilla ojitusalueilla. [Drainage condition and tree stand on peatlands drained 20 years ago.] Acta Forestalia Fennica 167, 1–37. [In Finnish with English summary].
- Hjulström, F. 1935. Studies of morphological activity of rivers as illustrated by the river Fyris. Bulletin of the Geological Institute University of Uppsala 25, 221–527.
- Hynynen J., Ojansuu R., Hökkä H., Siipilehto J., Salminen H. & Haapala P. 2002. Models for predicting stand development in MELA System. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja – The Finnish Forest Research Institute, Research Papers 835. 116 p.
- Hånell B. 1988. Postdrainage forest productivity of peatlands in Sweden. Canadian Journal Forest Research 18, 1443–1456.
- Hånell B. 2009. Möjligheterna till höjning av skogsproduktionen i Sverige genom dikesrensning, dikning och gödsling av torvmarker. Inst. för skogens ekologi och skötsel, SLU. 28 s. I: Fahlvik m.fl. (red.) Skogsskötsel för ökad tillväxt. Faktaunderlag till MINT-utredningen. Bilaga 4. SLU, Rapport. ISBN 978-91-86197-43-8.
- Hökkä H., Kojola S. 2003. Suometsien kunnostusojitus – kasvureaktion tutkiminen ja kuvaus (Ditch network maintenance in peatland forests – growth response and it's description). In: Jortikka, S., Varmola, M. and Tapaninen, S. (eds.) 2003. Soilla ja kankailla – Metsien hoitoa ja kasvatusta Pohjois-Suomessa (On peatlands and uplands – forest management in northern Finland). Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 903 (Finnish Forest Research Institute, Research papers 903, 13–20. (In Finnish.)
- Hökkä H., Repola J., Laine J. 2008. Quantifying the interrelationship between tree stand growth rate and water table level in drained peatland sites within Central Finland. Canadian Journal of Forest Research 38(7), 1775–1783.
- Hökkä H., Salminen H., Ahtikoski A., Kojola S. Launiainen S., Lehtonen M. 2017. Long-term impact on ditch network maintenance on timber production, profitability and environmental loads at regional level: a simulation study. Forestry 90, 234–246.
- Jeremiason J.D., Engstrom D.R., Swain E.B., Nater E.A., Johnson B.M., Almendinger J.E., Monson B.A., Kolka R.K. 2006. Sulfate addition increases methylmercury production in an experimental wetland. Environmental Science & Technology 40, (12), 3800–3806.
- Jutras S., Plamondon A.P. (2005). Water table rise after harvesting in a treed fen previously drained for forestry. Suo 56(3), 95–100.
- Kļaviņa Z., Bārdule A., Eklöf K., Bitenieks K., Kļaviņš I., Libiete Z. 2021. Carbon, Nutrients and Methylmercury in Water from Small Catchments Affected by Various Forest Management Operations. Forests 12(9), 1278.
- Kollet S. J., Maxwell R. M. 2006. Integrated surface–groundwater flow modeling: A free-surface overland flow boundary condition in a parallel groundwater flow model. Advances in Water Resources 29(7), 945–958.
- Kollet, S. J., Maxwell R. M. 2008. Demonstrating fractal scaling of baseflow residence time distributions using a fully-coupled groundwater and land surface model, Geophysical Research Letters 35, L07402.

- 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, 858–869.
- Kozłowski T.T. 1982. Water supply and tree growth. Part II flooding. Review article. *Forest Abstracts* 43(3), 145–161.
- Kronberg R.-M., Jiskra M., Wiederhold J. G., Björn E., Skjellberg U. 2016. Methyl Mercury Formation in Hillslope Soils of Boreal Forests: The Role of Forest Harvest and Anaerobic Microbes. *Environmental Science & Technology* 50(17), 9177–9186.
- Laine J. 1986. Kuivatustekniikan, kuivatussyvyyden ja puuston kasvun välisiä vuorosuhteita 25 vuotta vanhoilla ojitusalueilla. [Interrelationships among ditching technique, ditching depth, and tree stand growth in 25 years old forest drainage areas]. Tutkimussopimushankkeen 'Metsäojitettujen soiden ekologia' loppuraportti. Helsinki. 24 p. [In Finnish].
- Lambertsson L., Björn E. 2004. Validation of a simplified field-adapted procedure for routine determinations of methyl mercury at trace levels in natural water samples using species-specific isotope dilution mass spectrometry. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 380(7), 871–875.
- 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.
- Lauhanen R., Ahti E. 2001. Effects of maintaining ditch networks on the development of Scots pine stands. *Suo* 52(1), 29–38.
- Laurén A., Palviainen M., Launiainen S., Leppä K., Stenberg L., Urzainki I., Nieminen M., Laiho R., Hökkä H. 2021. Drainage and Stand Growth Response in Peatland Forests—Description, Testing, and Application of Mechanistic Peatland Simulator SUSI. *Forests* 2021, 12, 293.
- Lavoie R. A., Jardine T. D., Chumchal M. M., Kidd K. A., Campbell L. M. 2013. Biomagnification of Mercury in Aquatic Food Webs: A Worldwide Meta-Analysis. *Environmental Science & Technology* 47(23), 13385–13394.
- Ledesma J. L. J., Futter M. N. 2017. Gridded climate data products are an alternative to instrumental measurements as inputs to rainfall–runoff models. *Hydrological Processes* 31(18), 3283–3293.
- Levanoni O., Bishop K., McKie B.G., Hartman G., Eklöf K., Ecke F. 2015. Impact of Beaver Pond Colonization History on Methylmercury Concentrations in Surface Water. *Environmental Science & Technology* 49, 12679–12687.
- Luo H., Cheng Q., Pan X. 2020. Photochemical behaviors of mercury (Hg) species in aquatic systems: A systematic review on reaction process, mechanism, and influencing factor. *Science of the Total Environment* 720, 137540.



- Maxwell, R. M. 2013. A terrain-following grid transform and preconditioner for parallel, large-scale, integrated hydrologic modeling. *Advances in Water Resources* 53, 109–117.
- Maxwell R. M., Condon L. E., Danesh-Yazdi M., Bearup L. A., 2019. Exploring source water mixing and transient residence time distributions of outflow and evapotranspiration with an integrated hydrologic model and Lagrangian particle tracking approach. *Ecohydrology* 12:e2042.
- Maxwell R. M., Miller N. L. 2005. Development of a Coupled Land Surface and Groundwater Model. *Journal of Hydrometeorology* 6, 233–247.
- McDonald S. E., Yin F. 1999. Factors influencing size inequality in peatland black spruce and tamarack: evidence from post-drainage release growth. *Journal of Ecology* 87, 404–412.
- 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.
- Mitchell C.P.J., Branfireun B.A., Kolka R.K. 2008. Assessing sulfate and carbon controls on net methylmercury production in peatlands: An in situ mesocosm approach. *Applied Geochemistry* 23, (3), 503–518.
- Mäkitalo K., Hyvönen J. 2004. Late-summer soil water content on clear-cut reforestation areas two decades after site preparation in Finnish Lapland. *Forest Ecology and Management* 189, 57–75.
- Nieminen M., Palviainen M., Sarkkola S., Laurén A., Marttila H. 2018a. A synthesis of the impacts of ditch network maintenance on the quantity and quality of runoff from drained boreal peatland forests. *Ambio* 47, 523–534.
- Nieminen M., Piirainen S., Sikström U., Löfgren S., Marttila H., Sarkkola S., Laurén A., Finér L. 2018b. Ditch network maintenance in peat-dominated boreal forests: Review and analysis of water quality management options. *Ambio* 47, 535–545.
- Nieminen M., Hökkä H., Laiho R., Juutinen A., Ahtikoski A., Pearson M., Kojola S., Sarkkola S., Launiainen S., Valkonen S., Penttilä T., Lohila A., Saarinen M., Haahti K., Mäkipää R., Miettinen J., Ollikainen M. 2018c. Could continuous cover forestry be an economically and environmentally feasible management option on drained boreal peatlands? *Forest Ecology and Management* 424, 78–84.
- Pallardy S. G. 2008. *Physiology of woody plants*. 3rd ed. Academic Press.
- Paavilainen E., Päivänen J. 1995. *Peatland forestry: ecology and principles*. Ecological Studies 111. 248 p. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York. ISBN 3-540-58252-5.
- Peacock M., Jones T. G., Futter M. N., Freeman C., Gough R., Baird A. J., Green S. M., Chapman P. J., Holden J., Evans C. D. 2018. Peatland ditch blocking has no effect on dissolved organic matter (DOM) quality. *Hydrological Processes* 32(26), 3891–3906.
- Pelkonen E. 1975. Vuoden eri aikoina korkealla olevan pohjaveden vaikutus männyn kasvuun (Effects on Scots pine growth of ground water adjusted to the ground surface for periods of varying length during different seasons of the year). *Suo*. 26(2), 25–32.

- Päivänen J. 1984. The effect of runoff regulation on tree growth on a forest drainage area. Proceedings 7th International Peat Congress, vol. 3, 476–488. Irish Nat Peat Comm, Dublin.
- Päivänen J., Ahti E. 1988. Ditch cleaning and additional ditching in peatland forestry – effect on ground water level. Proceedings of the international symposium on the hydrology of wetlands in temperate and cold regions. Joensuu, Finland, 6–8 June 1988. Publications of the Academy of Finland 4, 184–189.
- Päivänen J., Hännell B. 2012. Peatland ecology and forestry – a sound approach. University of Helsinki Department of Forest Sciences Publications 3, 1–267. ISBN 978-952-10-4531-8.
- Potapov P., Mehtätalo L., Kiviste A., Metslaid S., Kaart T., Stanturf J.A., Hordo, M. 2023. Basal area growth response of Scots pine to drainage: An analysis using a mixed-effects modelling approach. *Forest Ecology and Management* 523, 120825.
- Repola J., Hökkä H., Salminen H. 2018. Models for diameter and height growth of Scots pine, Norway spruce and pubescent birch in drained peatland sites in Finland. *Silva Fennica* 52(5) article id 10055.
- Roy V., Amyot M., Carignan R. 2009. Beaver Ponds Increase Methylmercury Concentrations in Canadian Shield Streams along Vegetation and Pond-Age Gradients. *Environmental Science & Technology* 43, 5605–5611.
- Roy V., Jeglum J. K., André P. P. 1997. Water table fluctuations following clearcutting and thinning on Wally creek wetlands. In: Tretton C.C., Jurgensen M.F., Grigal D.F., Gale M., Jeglum J. (eds.). *Northern forested wetlands: ecology and management*. CRS Press Inc., Lewis Publishers, USA. p. 239–251.
- Salminen H., Lehtonen M., Hynynen J. 2005. Reusing legacy FORTRAN in the MOTTI growth and yield simulator. *Computers and Electronics in Agriculture* 49, 103–113.
- Sarkkola S., Hökkä H., Koivusalo H., Nieminen M., Ahti E., Päivänen J., Laine J. 2010. Role of tree stand evapotranspiration in maintaining satisfactory drainage conditions in drained peatlands. *Canadian Journal of Forest Research* 40, 1485–1496.
- Sarkkola S., Hökkä H., Ahti E., Koivusalo H., Nieminen M. 2012. Depth of water table prior to ditch network maintenance is a key factor for tree growth response. *Scandinavian Journal of Forest Research* 27, 649–658.
- Sarkkola S., Nieminen M., Koivusalo H., Laurén A., Ahti E., Launiainen S., Nikinmaan E., Marttila H., Laine J., Hökkä H. 2013. Domination of growing-season evapotranspiration over runoff makes ditch network maintenance in mature peatland forests questionable. *Mires and Peat* 11(2), 1–11.
- Seppälä K. 1969. Kuusen ja männyn kasvun kehitys ojitetuilla turvemailla. [Post-drainage growth rate of Norway spruce and Scots pine on peat]. *Acta Forestalia Fennica* 93, 5–88. [In Finnish with English summary].
- 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, article id 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, 69–84.

- Skyllberg U, Westin M. B. r., Meili M., Björn E. 2009. Elevated concentrations of methyl mercury in streams after forest clear-cut: A consequence of mobilization from soil or new methylation? *Environmental Science & Technology* 43(22), 8535–8541.
- Strickman R. J., Mitchell C. P. J. 2018. Methylmercury in Managed Wetlands. In: Nagabhatla N., Metcalfe C. (eds) *Multifunctional Wetlands. Environmental Contamination Remediation and Management*. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-67416-2\\_7](https://doi.org/10.1007/978-3-319-67416-2_7)
- Svartberget Research Station (2023). Meteorological data from Stortjärn, platform, 2016-07-02–2022-11-22 [Data set]. Swedish Infrastructure for Ecosystem Science (SITES). <https://hdl.handle.net/11676.1/SwldWWD0fJ6VII7VCCrGknQT>
- Porvari P., Verta M., Munthe J., Haapanen M. 2003. Forestry practices increased mercury and methyl mercury output from boreal forest catchments. *Environment Science & Technology* 37, 2389–2393.
- TAPIO. 2008. Råd i god skogsvård på torvmarker, Skogsbrukets Utvecklingscentral. ISSN 1239-6117, ISBN 978-952-5694-29-1.
- Tjerngren I., Meili M., Björn E., Skyllberg U. 2012. Eight Boreal Wetlands as Sources and Sinks for Methyl Mercury in Relation to Soil Acidity, C/N Ratio, and Small-Scale Flooding. *Environmental Science & Technology* 46, 8052–8060.
- Toth J., Gillard D. 1988. Experimental design and evaluation of a peatland drainage system for forestry by optimization of synthetic hydrographs. *Canadian Journal of Forest Research* 18, 353–373.
- Tong C. H. M., Nilsson M. B., Sikström U., Ring E., Drott A., Eklöf K., Futter M. N., Peacock M., Segersten J., Peichl M. 2022a. Initial effects of post-harvest ditch cleaning on greenhouse gas fluxes in a hemiboreal peatland forest. *Geoderma* 426, 116055.
- Tong C. H. M., Nilsson M. B., Drott A., Peichl M. 2022b. Drainage Ditch Cleaning Has No Impact on the Carbon and Greenhouse Gas Balances in a Recent Forest Clear-Cut in Boreal Sweden. *Forests* 13, 842.
- Vompersky S., Sirin A. 1997. Hydrology of drained forested wetlands. In: Trettin C.C., Jurgensen M.F., Grigal D.F., Gale M.R., Jeglum J.K. (eds.) *Northern forested wetlands. Ecology and management*. CRC Press, Lewis Publishers. p. 189–211.
- Wallin M. B, Zannella A., Eklöf K. Unwanted effects on chemistry and greenhouse gases in runoff after hydrological restoration of previously drained forest wetlands. Manuskript.
- Wesström I., Hargeby A., Tonderski K. Miljökonsekvenser av markavvattning och dikesrensning. En kunskapssammanställning. Rapport 6777 Juni 2017 Naturvårdsverket.
- Zannella A., Wallin M., Sikström U., Arvidsson E., Eklöf K. Effects on water chemistry and greenhouse gases in runoff from boreal ditch networks following ditch cleaning. Manuskript.
- Åkerblom S., Bignert A., Meili M., Sonesten L., Sundbom M. 2014. Half a century of changing mercury levels in Swedish freshwater fish. *AMBIO* 43, (1), 91–103.

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

# Effekter av dikesrensning och våtmarksrestaurering på kvicksilver i vatten

Utdikningen av våtmarker sedan förra sekelskiftet har ökat skogens produktivitet, men också förändrat vattenavrinningen och skogarnas förmåga att lagra vatten. Med tiden har också diken slammat igen, varför markägare i många fall velat återställa dem genom att rensa bort sediment och växtlighet i syfte att upprätthålla en hög skogsproduktion. En strävan hos andra har varit att försöka återställa våtmarker för att utjämna höga och låga vattenflöden. Något som också innebär bättre förutsättningar för att öka den biologiska mångfalden.

Åtgärder som båda kan påverka mark och vattenkvalitet, men också kan leda till ökade läckage av kvicksilver (THg och MeHg). Forskarna har genom fältförsök i olika avrinningsområden undersökt effekterna av båda åtgärderna på vattenkvalitet, med fokus på kvicksilver. Syftet var att identifiera vilken typ av områden som är mer eller mindre lämpliga för dikesrensning respektive våtmarksrestaurering när hänsyn även tas till effekterna på skogsproduktion.

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