

Nedströmseffekter från återvätning av dikad skog på torv

Sara Schützer, Maria Elenius, Kristina Isberg, Johan Temnerud



Pärmbild.

Exempel av återvätning av torv på skogsmark. Bilden är tagen vid Stormossen i Malingsbo, där Skogsstyrelsen i projektet Grip on Life IP har testat ett flertal olika dikespluggnings- och dikesigenläggningstekniker. Resultatet har blivit bra, därför används området som ett demonstrationsområde. Foto Sara Schützer.

ISSN: 0283-7722 © SMHI

HYDROLOGI Nr 130, 2023

Nedströmseffekter från återvätning av dikad skog på torv

Sara Schützer, Maria Elenius, Kristina Isberg, Johan Temnerud

Denna sida är avsiktligt blank

Sammanfattning

Effekten av återvätning av dikespåverkad skog på torv undersöktes här med modellberäkningar för hela Sverige för att se om markfuktighet, grundvattennivå samt nedströms flöden och koncentration av näringsämnena kväve, fosfor och organiskt kol väsentligt kunde påverkas. Studien utfördes genom att införa förbättrad information om diken i den hydrologiska modellen S-HYPE och sedan beräkna flöden och transport av näringsämnena med modellen, med och utan återvätning. För diken hämtades information om placering från en ny kartläggning. Det antogs här att samtliga diken hade ett djup av 0,7 m och att grundvattnet kunde påverkas inom 20 m från dikena. I den hydrologiska modellen utfördes beräkningar inom ca 40 000 delavrinningsområden som täcker hela landet. Dessa har en genomsnittlig storlek av ca 10 km². Information gällande andel markyta som täcks av olika kombinationer av markanvändningar och jordarter, samt information om flöden och koncentration av ämnen i vattendrag och sjöar beräknades och representeras på denna skalan. Modellresultat för till exempel grundvattennivåer och markfuktighet finns dock för respektive markklass, såsom skog på torv.

Enligt beräkningarna höjdes grundvattennivån i dikespåverkad skog på torv vid återvätning oftast upp till ca 14 cm, vilket motsvarar i genomsnitt ca 2 cm höjning för skog på torv där även odikad torv räknas in. Förändringar av markfuktighet samt av flöden (låg-, medel- och högflöden) och koncentrationer av kväve, fosfor och organiskt kol vid utloppet från varje delavrinningsområde i landet, var under 2 % när all dikespåverkad skog på torv återvattes. Effekten i vattendrag på skalan av delavrinningsområden blev alltså liten.

Den största orsaken till att påverkan blir så liten på skalan av delavrinningsområden är den lilla andelen dikespåverkad skog på torv av totala arean i delavrinningsområden enligt implementeringen av information om diken, oftast mindre än 1 %. Dock finns faktorer som skulle kunna öka påverkan nedströms och som inte varit med i beräkningarna, till exempel tillrinning från omgivande mark till dikespåverkad torv, och möjlighet att ha djupare diken än 0,7 m. Effekten av detta skulle kunna undersökas genom modellutveckling och känslighetsanalys. Det finns också osäkerhet i simulering av organiskt kol där processer i ytvatten inte ingick i denna studie, och där processer i bäcknära zon kan vidareutvecklas. Fler observationer av flöden och ämneskoncentrationer före och efter dikesblockering skulle också vara av stort värde för att öka kunskapen om de viktiga processerna och ge säkrare beslutsunderlag.

Summary

The effect of re-wetting ditch-affected forest on peat was investigated here with model calculations for the whole of Sweden to see if soil moisture, groundwater level as well as downstream flows and concentration of the nutrient nitrogen, phosphorus and organic carbon could be significantly affected. The study was carried out by introducing improved information about ditches in the hydrological model S-HYPE and then calculating flows and transport of nutrients with the model, with and without re-wetting. For ditches, information about placement was collected from a new survey. It was assumed here that all the ditches had a depth of 0.7 m and that groundwater could be affected within 20 m of the ditches. In the hydrological model, calculations were carried out in about 40,000 subcatchment covering the whole country. These have an average size of about 10 km². Information on the proportion of land area covered by different combinations of land uses and soil types, as well as information on flows and concentrations of substances in watercourses and lakes were calculated and represented on this scale. However, model results for e.g. groundwater levels and soil moisture exist for each soil and land use class, such as forest on peat.

According to the calculations, the groundwater level in drained forest on peat during re-wetting was usually raised up to about 14 cm, which corresponds to an average of about 2 cm increase for forest on peat where even peat with no ditching is included.

Changes in soil moisture as well as in flows (low, medium and high flows) and concentrations of nitrogen, phosphorus and organic carbon at the outlet of each sub-basin in the country, were below 2% when all drained forest on peat was rewetted. The effect in watercourses on the scale of sub-catchment areas was thus small.

The main reason why the impact is so small on the scale of sub-catchments is the small proportion of drained forest on peat on this scale according to the implementation of information on ditches, usually less than 1%. However, there are factors that could increase the impact downstream and that have not been included in the calculations, such as runoff from surrounding soil to ditch-affected peat, and the possibility of having deeper ditches than 0.7 m. The effect of this could be investigated through model development and sensitivity analysis. There is also uncertainty in the simulation of organic carbon where processes in surface water were not included in this study, and where processes in the riparian zone can be further developed. More observations of flows and substance concentrations before and after rewetting would also be of great value in increasing knowledge about the important processes and providing better support for decision-making.

Innehållsförteckning

1	BAKGRUND	4
2	SYFTE OCH AVGRÄNSNING	5
3	METOD	5
3.1	Beräkningsmodell	5
3.1.1	Implementering av kartlagda diken	5
3.1.2	Modellering av näringsämnen	9
3.2	Scenarieanalys	11
3.2.1	Scenarier	11
3.2.2	Indikatorer för att studera effekt	12
3.3	Modellprestanda	13
4	RESULTAT	13
4.1	Dikad skogsmark i Sverige	13
4.2	Nedströms effekt av återvätning	15
4.2.1	Flöde	15
4.2.2	Grundvattennivå och markfuktighet	17
4.2.3	Kväve	18
4.2.4	Fosfor	20
4.2.5	Organiskt kol	22
5	DISKUSSION	23
6	SLUTSATSER	25
7	REFERENSER	25

Denna sida är avsiktligt blank

1 Bakgrund

Stora arealer skogsmark är utdikade i Sverige. Detta påverkar hydrologin, vilket vidare kan påverka transport av näringsämnen såsom organiskt material, utsläpp av växthusgaser, samt den biologiska mångfalden. Extremflöden förväntas öka i framtiden till följd av klimatförändringen, och har till viss del redan blivit vanligare. Även problem relaterade till brunifiering har ökat i Sverige, och detta attribueras klimatförändring, återhämtning från försurning och ändrad markanvändning. En förhoppning är att återvätning av dikad skogsmark kan motverka vissa av dessa effekter, men det är också möjligt att oönskade effekter fås. Effekten av utdikning har även tidigare varit av intresse i Sverige i olika sammanhang, till exempel i samband med höga flöden som ledde till dammbrott under 1980-talet. Frågan var då huruvida de höga flödena kunde attribueras utdikning, något som dock inte kunde visas i modellstudie (Johansson, 1993).

Nu planeras återvätning av 100 000 ha dikad skogsmark i Sverige och Skogsstyrelsen har gett generella råd om att prioritering ska ske för näringsrik skog (Drott och Eriksson, 2021). Vid prioritering av områden bör effekter nedströms vägas in. Dessa påverkas dels av hur avrinning och transport från våtmarker till närmaste vattendrag ändras, och dels av vad som sker nedströms, exempelvis genom retention i sjöar och påverkan från reglering av vattenkraftsmagasin.

Lokalt kan olika aspekter verka för att öka eller minska avrinningen från restaurerad mark (till exempel Johansson, 1993; Robinson, 1989). Höga flöden kan minska när direktkontakten mellan mark och vattendrag försvinner i samband med igenläggning av diken, och även till följd av ökad avdunstning när grundvattenytan höjs. Om å andra sidan skogbevuxningen minskar, kan detta leda till minskad evapotranspiration och därmed högre flöden. Även det faktum att det finns mindre omättad zon i marken kan leda till en minskad dämpning vid höga flöden. Höjningen av grundvattenytan har dock i många fall varit relativt liten, under ca 20 cm (Bring m.fl., 2022). Beroende på dikens placering, kan igenläggning av dem också ändra storleken av tillrinningsområdet till en specifik plats i ett vattendrag, och därmed flödet där. Flera av de nämnda faktorerna påverkar även lågflöden, som alltså kan antingen buffras eller förvärras.

Även i de fall avrinnande vatten från våtmarker påverkas kan effekten nedströms bli försumbar. Till exempel kan effekten överskuggas av blandning med annat vatten, dämpning och retention i sjöar och flödespåverkan från regleringsmagasin.

SMHI har utvecklat den hydrologiska modellen HYPE med svensk parameteruppsättning S-HYPE som bland annat används operationellt i varningstjänsten, och modellen används även för beräkning av näringstransport till havet för HELCOM. Arbeta har lagts ner på att utveckla rutiner som beskriver naturliga och anlagda våtmarker och deras effekt, och även nedströms effekter av ändring av dränering i all skog har studerats tidigare och funnits vara liten (Lindström, 2019). Effekten av ändrat djup av diken och vattendrag för alla markslag inom fyra avrinningsområden och djup av dräneringsrör har studerats och funnits vara liten avseende lågflöden (Stensen m.fl., 2019). Stensen m.fl. (2019) modellerade effekten av att anlägga våtmarker på torv på skog- och jordbruksmark. Det var tydligt att det krävs mycket stora ytor för att våtmarker ska ge effekt på lågflödet och att ingen större skillnad kunde ses om våtmarken anlades på jordbruksmark jämfört med i skogsmark i modellen (Stensen m.fl., 2019).

Även om HYPE redan tidigare har använts för att studera effekt av återvätning på hydrologisk regim och näringstransport finns förbättringspotential som kan ge säkrare underlag. Bland annat finns nu nya data som beskriver placering av diken i Sverige. Inom ramen för aktuellt projekt har SMHI på uppdrag av Naturvårdsverket använt denna data och vidareutvecklat modellen för att ge bättre underlag gällande nedströmseffekter av återvätning.

Brunifiering är en av motiveringarna till utförd studie och modelleras i form av organiskt kol. Det som utgör färgen i svenska inlandsvatten, det som mäts som färgtal, är främst organiskt material (akvatiska humusämnen) och järn, men även höga halter av mangan och nitrater kan färga vattnet. Områden med mycket barrskog och våtmarker samt lite sjöar tenderar att ha ytvatten med högre färgtal. Flera ytvatten har fått högre färgtal de senaste decennierna, ett fenomen som brukar kallas brunifiering (Eklöf m.fl., 2021; Löfgren m.fl., 2003). Huvudorsakerna till brunifiering är minskad svaveldeposition, som kan ge högre pH i mark- och ytvatten (vilket bland annat påverkar lösligheten av det organiska materialet och verkar ge mer färgat organiskt material), varmare och blötare klimat, samt ändrad markanvändning (Kritzberg m.fl., 2020). En annan faktor som tillskrivs öka brunifieringen är högre andel av gran, än lövskog, inom avrinningsområdet (Škerlep m.fl., 2020). Det som orsakar färgtal kan variera med tiden för samma ytvatten. Till exempel kan det under vintern bero på organiskt material från marken (terrest ursprung) medan det under sommaren kan bero mer på organiskt material som produceras i ytvattnet, såsom alger och växter.

2 Syfte och avgränsning

Syftet med detta projekt har varit att förbättra underlaget för prioritering av återvätning av utdikad skogsmark, för att få bäst effekt ur ett nationellt perspektiv. Utredningen baseras på förbättrad kunskap om hur höga och låga flöden och transport av näringsämnen nedströms nu utdikad skogsmark påverkas av återvätning, genom modellberäkning för hela Sverige. I näringsämnen ingår organiskt kol som ger brunifiering, samt kväve och fosfor.

Återvätning av skogsmark planeras främst där marken utgörs av torv, och därför har endast återvätning av denna mark studerats. Dock har ett bredare arbete lagts ner för att implementera den nya informationen om diken för all skogsmark i modellen, för att bättre beskriva hydrologin.

Den påverkan av återvätning som har studerats är genom effekten som igenläggning av diken kan ha på avrinning från marken. Annan påverkan, som orsakas av ändrad markanvändning eller förändring i markens egenskaper på sikt har inte studerats. Bildande av en fri vattenyta har inte heller studerats, utan om marken blir mättad rinner i modellen nu vattnet till vattendrag som ytavrinning.

3 Metod

Projektet har utförts i flera steg. Först har ny information om diken i skogsmark bearbetats och implementerats i modellen. Sedan har modellen använts för att studera grundvattennivåer, markfuktighet, flöden och transport av näringsämnen i hela landet, med den nya informationen om diken. Dessa resultat har jämförts med resultat då diken i skog på torv tagits bort i hela landet, dvs då återvätning skett. Skillnaden mellan dessa scenarier jämförs med modellens osäkerhet i att beskriva nuvarande situation, som bedöms utifrån skillnaden mellan modellresultat och observationer. Det bör noteras att denna skillnad kan vara mindre eller större än osäkerheten i just beskrivningen av återvätning.

3.1 Beräkningsmodell

Modellutveckling i detta projekt har utgått från S-HYPE version 2016i.

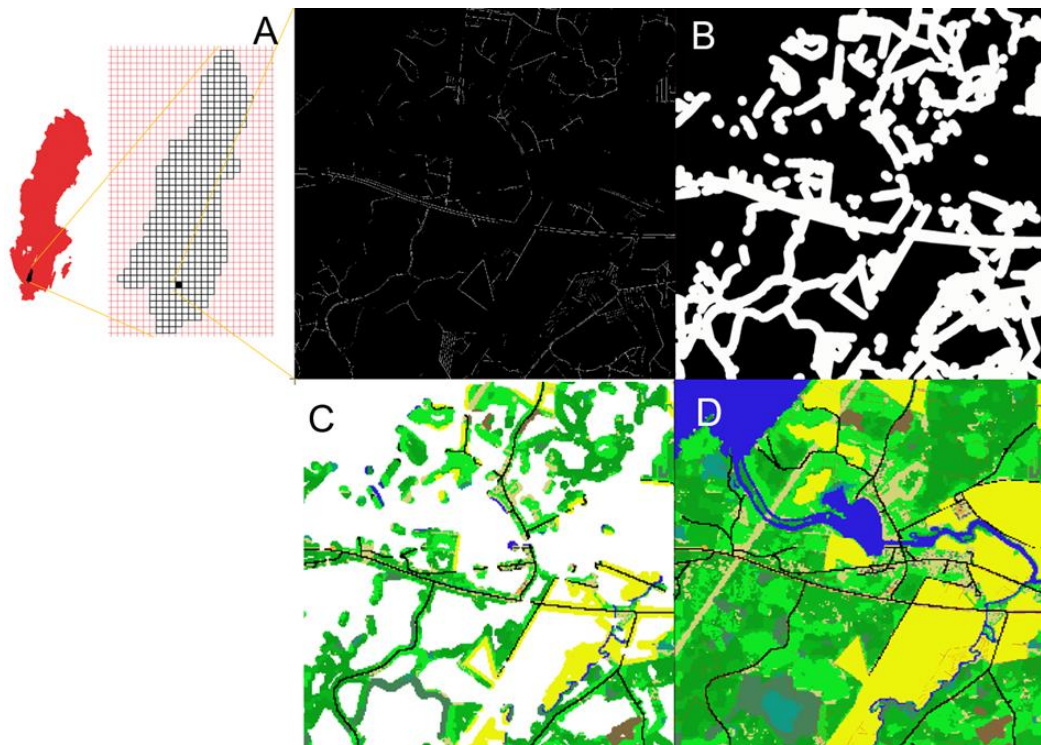
3.1.1 Implementering av kartlagda diken

För att uppskatta effekten av återvätning via påverkan på grundvattennivån är det viktigt med en utgångspunkt i vilken mark som i dagsläget är utdikad. För att få en mer korrekt uppskattning av detta i modellen har den nya kartläggningen av diken implementerats i S-HYPE. Denna nya data över diken i Sverige i form av digitala kartor har tagits fram av Skogsstyrelsen och Sveriges lantbruksuniversitet med hjälp av laserdata och djupinlärning (Lidberg m.fl., 2023; Skogsstyrelsen, 2022; Ågren m.fl., 2022). Kartorna är i rasterformat

med 1 meters upplösning av totalt 78 223 rutor för att täcka hela Sverige (Figur 1A) och det uppskattas att 82 % av existerande diken finns med.

Diken påverkar grundvattennivån då de ligger under eller i nivå med grundvattenytan. Denna påverkan är störst i direkt anslutning till diken och avtar sedan med avståndet från dem. Storleken av påverkan i närheten av diket, och hur snabbt denna påverkan avtar med avstånd från diken, avgörs till stor del av dikesdjup och jordart. Information om dikesdjup finns inte för hela landet och ingår inte kartläggningen av diken som har utförts. I S-HYPE har i detta projekt antagits ett konstant dikesdjup om 0,7 m under markytan, och det har vidare antagits att dessa diken verkar direkt på all mark inom 20 m avstånd från diken. Detta förenklade antagande om påverkansområdets storlek baseras på resultat från en systematisk granskning av både referensgranskad och grå litteratur över hur grundvattennivåer påverkas av restaurering, konstruktion och dränering av våtmark (Bring m.fl., 2022). Där uppskattas påverkan av diken på grundvattennivå vara störst inom 20 meter från diken.

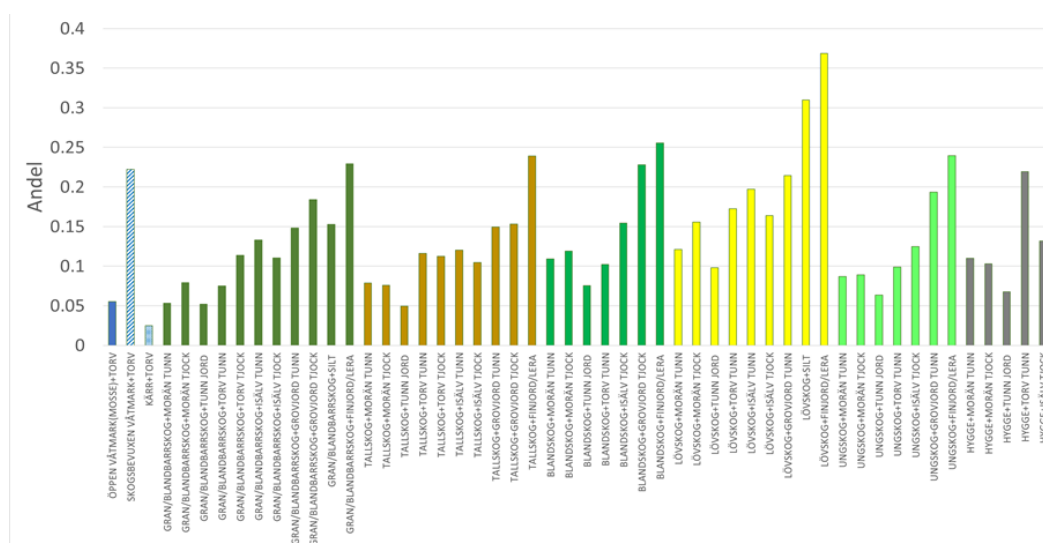
För att implementera ett påverkansområde om 20 m behövde rasterdata först behandlas. I GIS skapades en 20 meter buffert i samtliga riktningar från alla diken för att representera dikespåverkad mark (Figur 1B). För att undvika fel vid rasterrutornas gränser användes ett särskilt skript för att skapa virtuella raster av flera rutor där buffringen kunde ske över de enskilda rutornas gränser.



Figur 1. Metod för implementering av kartlagda diken. Nya data över diken i Sverige framtagna av Skogsstyrelsen och Sveriges lantbruksuniversitet i rasterformat, upplösning 1 meter (A). Exempel visas för ett område runt sjön Bolmen. Buffring på 20 meter i samtliga riktningar från diken (B). Överlagring av lagret för dikespåverkad mark (B) med rasterdata över Nationella Marktäckesdata, upplösning 10 m (D) där resultatet, C, har upplösning 10 meter. Kvoten mellan varje markklass i C och D används som andel dikespåverkad mark.

I nästa steg uppskattades vilken typ av mark som är dikespåverkad. I modellen S-HYPE är Sverige uppdelat i ca 40 000 delavrinningsområden. För varje sådant område tas hänsyn till den area som upptas av olika markklasser, så kallade SLC ("Soil and Land use Class"),

beroende på vilka kombinationer av jordtyper och markanvändningar som finns. Underlag för markanvändningen kommer från Nationella Marktäckedata (år 2018) med upplösning 10 meter (Figur 1D), Nationella Marktäckedata (NMD) (naturvardsverket.se). Jordartskartan kommer från Sveriges geologiska undersökning (SGU) och skalan varierar mellan 1:25 000 – 1:750 000 beroende på region i Sverige. Dikespåverkade områden överlagras med rasterlager för jord och markanvändning med upplösning på 10 meter för att uppskatta den dikepåverkade arean per SLC inom varje delområde (Figur 1C). Kvoten mellan dessa arealer och totala arealerna per SLC ger andel dikepåverkad mark per SLC för varje delområde. Eftersom detta projekt har varit riktat till undersökning av återvätning och restaurering av skogsmark valdes all skogsmark, våtmark och kärr på torvmark ut för analys. (I tillägg kan nämnas att jordbruksmark ofta har täckdiken och dessa ingår inte i den nya data om diken. I modellen antas all jordbruksmark ha täckdiken.) För skogsmark analyserades olika typer av skog på morän, isälvsmaterial, grovjord, tunn jord, silt och finjord/lera. Andel dikepåverkad mark per SLC-klass för hela Sverige visas i Figur 2.

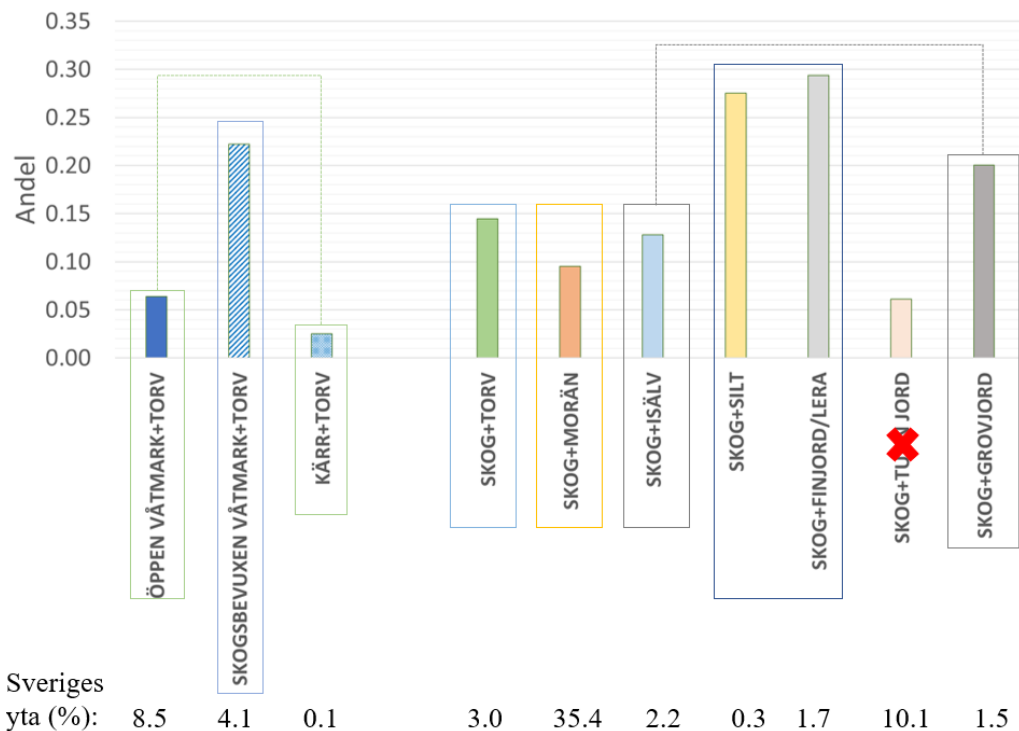


Figur 2. Andel dikepåverkad mark per SLC för hela Sverige av de mark- och jordkombinationer som valts ut för analys. Färgindelning markerar SLC med samma markanvändning.

Att samtliga SLC har egen information om andel diken är opraktiskt i modellen. Därför slogs likande klasser ihop. Först slogs olika typer av skog ihop. I S-HYPE2016i finns följande skog karterad som lades samman: Gran/blandbarrskog, tallskog, blandskog, lövskog, ungskog och hygge. Figur 2 visar att det inte finns stora systematiska skillnader i hur stor andel av olika skogsmark som är dikad, kanske med undantag för lövskog som oftare är dikad. (Trots att information om andel dikad skog lades ihop kan man i modellen välja att återvåta endast viss skog genom att sätta dike djup 0 m för övrig skog. Detta utfördes dock inte i aktuell studie.)

Efter detta sammanslogs klasser där det finns samma kombination av jord och markanvändning men där jordens tjocklek skiljer klasserna åt. Sådana klasser finns för torv, morän, isälvsmaterial och grovjord. Dessa hopslagningar resulterar i de tio staplar som visas i Figur 3.

Av dessa slogs några ytterligare grupper ihop som är liknande och har liknande andel diken. Öppen våtmark på torv slogs ihop med kärr på torv, skog på silt slogs ihop med skog på finjord/lera och skog på isälvsmaterial slogs ihop med skog på grovjord. Skog på tunn jord togs i detta skede bort eftersom denna grupp misstänks ha uppkommit främst på grund av buffringen av diken 20 m i alla riktningar. Denna jord bör inte ha någon påverkan av dikning i större utsträckning. Andelen diken i grovjord är troligen påverkad av vägdiken.



Figur 3. Gruppering av SLC efter hopslagning av skog och jord av olika tjocklekar. Totala andelen av Sveriges yta i S-HYPE som har dessa SLC listas under staplarna. Boxar med tillhörande förbindelse visar slutlig indelning i sex stycken dikesgrupper. Skog på tunn jord antas inte vara dikad.

Slutliga resultaten blir sex stycken dikesgrupper enligt den nya kartläggningen av diken:

1. Öppen våtmark + kärr på torv
2. Skogbevuxen våtmark på torv
3. Skog på torv
4. Skog på morän
5. Skog på isälv + grovjord
6. Skog på silt + finjord/lera

Ett dikesdjup på 0,7 meter lades in för SLC tillhörande dikesgrupp 2–6. I verkligheten varierar dikesdjupen, men heltäckande information om detta saknas. För dikesgrupp 1, öppen våtmark och kärr på torv, lades inte diken in i dagsläget eftersom modellering av hydrologin i öppen våtmark och kärr på torv idag inte kan ta hänsyn till diken.

I HYPE beräknas vattnets väg från regn till bäck, via ytvattenavrinning, infiltration, perkolation och avrinning genom marken till en lokal åfåra och vidare till vattendrag och sjöar. I tillägg beräknas avrinning genom dräneringsrör om dessa finns inlagda i modellen. Effekten av öppna diken har i detta projekt beräknats på samma sätt som för täckta dräneringsrör, och vi använder termen diken här. Avrinning genom diken sker när grundvattennivån är över dikets botten, och då avrinner varje dag en andel $trrcs$ av det fria grundvatten (över fältkapacitet) som finns över dikets botten.

Recessionskoefficienten $trrcs$ är olika för olika jordarter, till exempel 0,05 (5 %) för torv och 0,15 för morän. Innan koefficienten appliceras i modellen multipliceras den med en faktor $rrcscorr$ så att $trrcs = trrcs (1 + rrcscorr)$. Det finns 330 geografiska parameterregioner med olika korrektionsfaktorer $rrcscorr$ mellan -0.88 och +6.1, vilket betyder att för torv avrinner mellan 0,6 % och 36 % av det fria vattnet över dikets botten

genom diket varje dag. Korrektionsfaktorerna, som utgör en del av de så kallade superparametrarna inom S-HYPE. Parametern används inte bara för diken utan även för annan avrinning, och har kalibrerats tidigare Lindström m.fl. (2016).

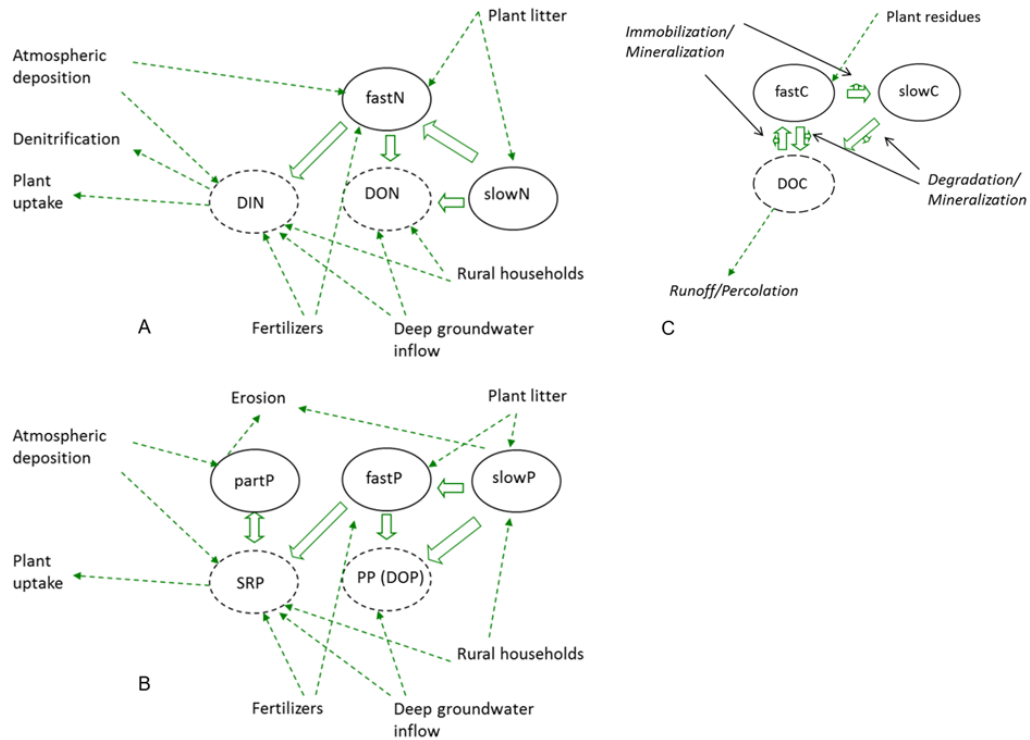
Dikesdjupet kan sättas olika för olika SLC men tillåts inte skilja sig geografiskt mellan delavrinningsområden.

3.1.2 Modellering av näringsämnen

Beräknade halter av näringsämnena kväve, fosfor och organiskt kol som avrinner från mark till ytvatten beror av källor och sänkor i mark, omvandling mellan olika fasta och lösta pooler, förlust till atmosfären genom mineralisering (nedbrytning av organiskt material med utsläpp av växthusgaser som sker i varje omvandlingsprocess) och genom denitrifikation (för kväve), samt av transport av lösta fraktioner med vattnets väg. Som ett alternativ till att beräkna transport av ämnen från mark kan modellen använda förberäknade koncentrationer, så kallade typhalter, som input för avrinnande vatten, och detta gjordes här för kväve och fosfor från jordbruksmark, som inte är fokus för studien, baserat på utveckling för PLC8 (Strömqvist m.fl., 2023). När ämnen når vattendrag sker transport och processer i vattendraget. Här beskrivs kortfattat hur beräkning av källor, sänkor, omvandlingsprocesser och transport sker. För ytterligare detaljer, se Pers m.fl. (2016) och Strömqvist m.fl. (2012).

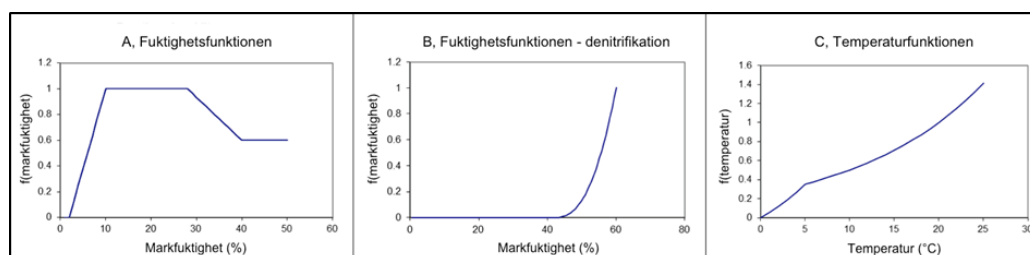
Källor för kväve och fosfor till mark är växtrester, atmosfärsdeposition och diffusa källor från landsbygdshushåll. Sänkor i mark är växtupptag, denitrifikation, markerosion och mineralisering. Källor för kol i modellen är växtrester, som bidrar med organiskt kol. Sänka är mineralisering.

Näringsämnena är uppdelade i olika fasta och lösta pooler, och omvandling sker mellan dessa pooler (Figur 4). Den fasta, långsamma, delen av humus i marken kallas för slowN (kväve), slowP (fosfor), slowC (kol), och den del av humus som omsätts snabbare kallas för fastN, fastP och fastC (Figur 4). DIN står för dissolved inorganic nitrogen vilket på svenska blir löst oorganiskt kväve. DON står för dissolved organic nitrogen vilket på svenska blir löst organiskt kväve. DOC står för dissolved organic carbon vilket på svenska blir löst organiskt kol. SRP står för soluble reactive phosphorus vilket på svenska blir löst fosfor, PP står för particulate phosphorus vilket på svenska blir partikulärt fosfor.



Figur 4. Processer i mark för kväve (A), fosfor (B) och kol (C), ihopsatt bild baserad på "The HYPE wiki pages" (SMHI, 2023). Den fasta, långsamma, delen av humus i marken kallas för slowN (kväve), slowP (fosfor), slowC (kol), och den del av humus som omsätts snabbare kallas för fastN, fastP och fastC. DIN står för dissolved inorganic nitrogen vilket på svenska blir löst oorganiskt kväve. DON står för dissolved organic nitrogen vilket på svenska blir löst organiskt kväve. SRP står för soluble reactive phosphorus vilket på svenska blir löst fosfor, PP står för particulate phosphorus vilket på svenska blir partikulärt fosfor. DOC står för dissolved organic carbon vilket på svenska blir löst organiskt kol. Cirklar med streckade linjer är pooler i form av koncentrationer i vatten, övriga cirklar är fasta pooler i marken.

Omvandlingshastigheten mellan fasta och lösta pooler är proportionell mot fuktighets- och temperaturfunktioner (Figur 5). Vid borttagande av diken (dvs återvätning) kan markfuktigheten öka, vilket alltså kan påverka omvandlingshastigheterna. Grundvattennivån finns i det lägsta jordskikt som inte är helt fyllt med vatten. Markfuktigheten beräknas som andel av porvolymen som är fylld med vatten, inklusive grundvatten. Som Figur 5 visar har denitrifikation (avgång av oorganiskt kväve till atmosfären) ett annat beroende till markfuktighet än övriga processer har. Denitrifikationshastigheten skiljer sig även mellan olika markanvändningar.



Figur 5. Fuktighetsfunktionen för markprocesser (A), den särskilda fuktighetsfunktionen för denitrifikation (B) samt temperaturfunktionen (C) i modellen.

Vid perkolation ner genom jorden reduceras koncentrationen av lösta ämnen något med en viss parameter i modellen.

Beskrivningen av transport av organiskt kol från mark till ytvatten i modellen beror även av den bäcknära zonen (Pers m.fl., 2016). Genom denna zon passerar det vatten som inte rinner direkt till den lokala åfåran genom diken eller genom ytavrinning. Koncentrationen av organiskt kol ändras i den bäcknära zonen beroende på säsong, grundvattennivå och dess senaste förändring, höjd över havet, markanvändning, marktemperatur och markfuktighet (Pers m.fl., 2016). Vid borttagande av diken passerar mer vatten genom den bäcknära zonen och påverkas av processerna där.

I sjöar och vattendrag sker processer för denitrifikation, sedimentation, resuspension, primärproduktion, mineralisering, makrofytupptag samt internbelastning. Processen för denitrifikation i sjöar och vattendrag beror på koncentrationen av oorganiskt kväve, vattenvolym och vattentemperatur. Primärproduktion är en källa av organiskt kväve och partikulärt fosfor samt en sänka för oorganiskt kväve och löst fosfor. Eftersom motsatt gäller för mineralisering modelleras primärproduktion och mineralisering tillsammans. Processerna beror på temperatur och ett långsiktigt medel för modellerad totalfosfor i sjön eller vattendraget. Maximalt 50 % av tillgängligt organiskt eller oorganiskt kväve kan omvandlas i processerna. I vattendrag modelleras både sedimentation och resuspension. Sedimentation i sjöar är en sänka för partikulärt fosfor och organiskt kväve och beror på koncentration i sjön samt sjöarea. Internbelastning är en källa för fosfor i sjöar och beror på sjötemperatur och sjöarea. Makrofytupptag är en sänka för oorganiskt kväve och löst fosfor där processen beror på temperatur, koncentrationen av totalfosfor och bottenarea. Maximalt 50 % av tillgänglig oorganiskt kväve och löst fosfor kan omvandlas i processerna för makrofytupptag.

I denna version av modellen antogs inte några processer påverka organiskt kol i sjöar och vattendrag.

3.2 Scenarieanalys

3.2.1 Scenarier

Dikesgrupp 3, skog på torv, valdes för utvärdering av scenarier för återvätning i denna rapport. I utvärdering av scenarier för återvätning jämförs ett referensscenarie med ett återvätningsscenarie. Referensscenariet innebär att modellkörningen sker med den uppdaterade modelluppsättningen utan ändringar. Återvätningsscenariet innebär att diken tas bort i modellen på all skogsmark på torv som idag beräknades vara dikad. I modellen finns åtta SLC-klasser med skog på torv (Tabell 1). Resultat presenteras för en 10-årsperiod som sträcker sig mellan 2009–2018. En inkörningstid på nio år användes med simuleringsstart från 2000.

Tabell 1. SLC-klasser för skog på torv i modellversion S-HYPE2016i som används för att simulera återvätning av dikad skogsmark på torv.

SLC	Markanvändning	Jordtyp	Kommentar
15	Gran/blandbarrskog	Torv	
16	Gran/blandbarrskog	Torv	Tjockare jordlager tre samt djupare bäcksdjup
26	Tallskog	Torv	
27	Tallskog	Torv	Tjockare jordlager tre samt djupare bäcksdjup
36	Blandskog	Torv	
43	Lövskog	Torv	
52	Ungskog	Torv	
59	Hygge	Torv	

3.2.2 Indikatorer för att studera effekt

För att undersöka effekten av återvätning av skog på torv används den relativa skillnaden mellan värdet av indikator X mellan referensscenariet och återvätningsscenariet, se ekvation (1). Indikatorerna beskrivs nedan. Resultaten visas som histogram samt i karta.

$$100 * \frac{X_{Scenario} - X_{Referens}}{X_{Referens}} \quad (\text{Ekvation 1})$$

För vattenflöde utvärderas relativ ändring i medelflöde (MQ), högflöde och lågflöde. Högflöde utvärderas genom att räkna ut ett medelvärde av det högsta flödet per år för de tio år som undersöks, så kallat medelhögkvattenföring (MHQ). Lågflöde utvärderas genom att räkna ut ett medelvärde av det lägsta flödet per år för de tio år som undersöks, så kallat medellågvattenföring (MLQ). För MLQ görs avsteg från ekvation (1) genom att utvärdering sker relativt medelvattenföringen, se ekvation (2). Orsaken till denna skillnad är att lågvattenföringen kan vara noll eller nära noll, vilket skulle ge problem med att använda ekvation (1).

$$100 * \frac{MLQ_{Scenario} - MLQ_{Referens}}{MQ_{Referens}} \quad (\text{Ekvation 2})$$

Utöver flöde utvärderas relativ ändring i grundvattennivå och markfuktighet i skog på torv eftersom dessa parametrar kan påverka både hydrologi och transport av näringsämnen. Grundvattennivå anges här som negativa avstånd från markytan ner till grundvattennivån. I tillägg visas den absoluta ändringen i grundvattennivå.

För näringsämnen utvärderas totalkväve, oorganiskt kväve, organiskt kväve, totalfosfor, löst fosfor, partikulärt fosfor och organiskt kol enligt ekvation (1). Flödesviktade medelvärden för hela tio-årsperioden används för samtliga ämnen.

3.3 Modellprestanda

Modellprestandan för flöden och näringsämnen utvärderas mot observationer. Det relativa felet i procent för indikator X beräknas med ekvation (3). Ekvation (4) används istället för MLQ. (Utvärdering av modellens förmåga att fånga dynamiken presenteras inte här eftersom fokus här är på jämförelse med indikatorer enligt scenarieanalysen.) Resultaten presenteras i karta samt i histogram.

$$100 * \frac{X_{Referens} - X_{Observerad}}{X_{Observerad}} \quad (\text{Ekvation 3})$$

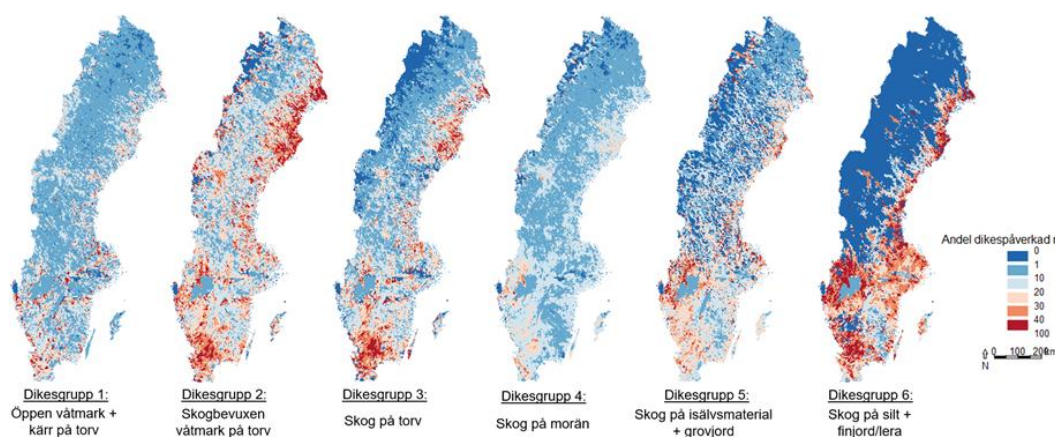
$$100 * \frac{MLQ_{Referens} - MLQ_{Observerad}}{MLQ_{Observerad}} \quad (\text{Ekvation 4})$$

Flödesobservationer från cirka 366 stationer användes för utvärdering (Strömqvist m.fl., 2023). Observationer av kväve och fosfor finns för 950 stationer (Strömqvist m.fl., 2023). För organiskt kol hämtades inom ramen för detta projekt observationsdata från Miljödata-MVM (2022) och bearbetades enligt en harmoniserad data process för att kunna användas för utvärderingen. Enbart observationsdata i vattendrag från ackrediterade laboratorium samt med accepterad kvalitetskod från dataleverantörens egna mått användes. För mätningar under detektionsgräns användes halva detektionsgränsen som värde. Endast observationsstationer med minst sex observationer under en tid på minst fem år användes. Mätpunkter matchades med delavrinningsområden baserade på avstånd mellan mätpunkt och delavrinningsområdets utlopp, med maximalt 5 km mellan dem. Automatisk spatial länkning mellan plats för observationer och delavrinningsområde i modellen följdes upp med en manuell kontroll för att säkerställa lämplig länk.

4 Resultat

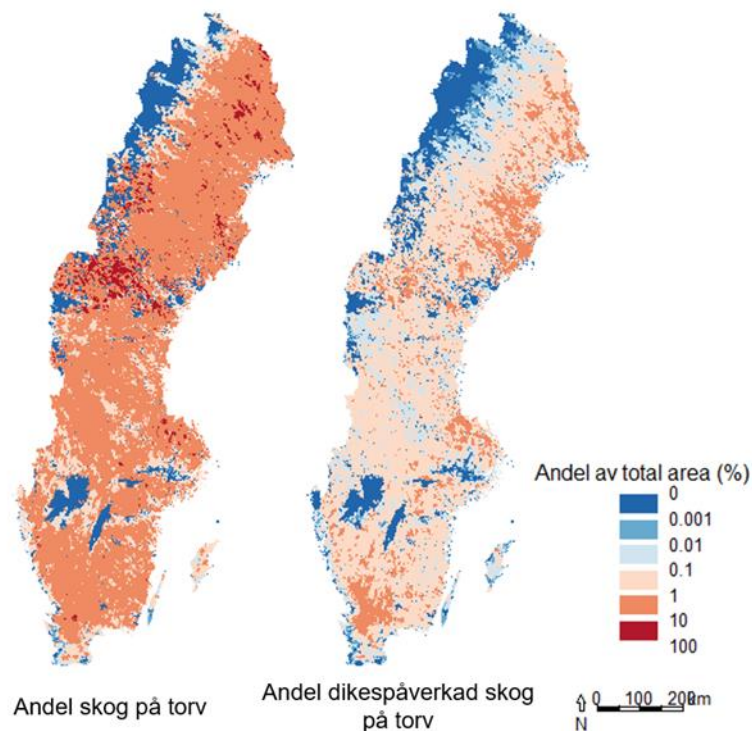
4.1 Dikad skogsmark i Sverige

Resultaten av implementeringen av kartlagda diken presenteras som kartor i Figur 6. Kartorna representerar hur stor andel av arean inom de olika dikesgrupperna som beräknas vara påverkad av dikning i varje delavrinningsområde. Mörkröda områden har störst andel dikespåverkad mark, mellan 40–100 %, för dikesgruppen. För mörkblå områden beräknas istället att mindre än 1 % av dikesgruppens mark är påverkad av dikning. Andelen dikespåverkad skog i Sverige är enligt implementeringen av kartläggningen störst (i) längs ostkusten i norra Sverige, framför allt i Västerbotten och Norrbotten, (ii) i sydvästra Sverige, framför allt Kronoberg, Jönköping och Halland, samt (iii) i västra Sverige såsom Västra Götaland och Värmland (Figur 6).



Figur 6. Andel dikespåverkad mark av varje dikesgrupp för varje delavrinningsområde. Observera att det är andelen av dikesgruppens mark och inte total mark i delavrinningsområdet.

Eftersom återvätningsscenariet består av borttagning av alla diken i skog på torv (dikesgrupp 3) presenteras detta i större detalj här. Som ett komplement till ovan presenterade andel av skog på torv som är dikespåverkad visas dels andelen av marken som utgörs av skog på torv, och dels andelen av marken som utgörs av dikespåverkad skog på torv (enligt implementeringen av karteringen), se Figur 7. Största delen av Sverige beräknas vara täckt mellan 1–10 % av skog på torv. De västra fjällområdena beräknas ha lägre andel skog på torv medan några områden vid Jämtland beräknas ha en högre andel. Andelen dikespåverkad skog på torv är ofta under 1 % av total yta inom delavrinningsområdet. Högre andelar, upp till 10 %, finns (i) längs ostkusten i norra Sverige, framför allt i Västerbotten och Norrbotten, (ii) i sydvästra Sverige, framför allt Kronoberg, Jönköping och Halland (iii) samt i Uppland. Totala arean av dikespåverkad skog på torv i Sverige uppgår till 2045 km².



Figur 7. Andel av total area i varje delavrinningsområde i Sverige som beräknas bestå av skog på torv samt andelen uppskattad dikespåverkad skog på torv av total area i varje delavrinningsområde.

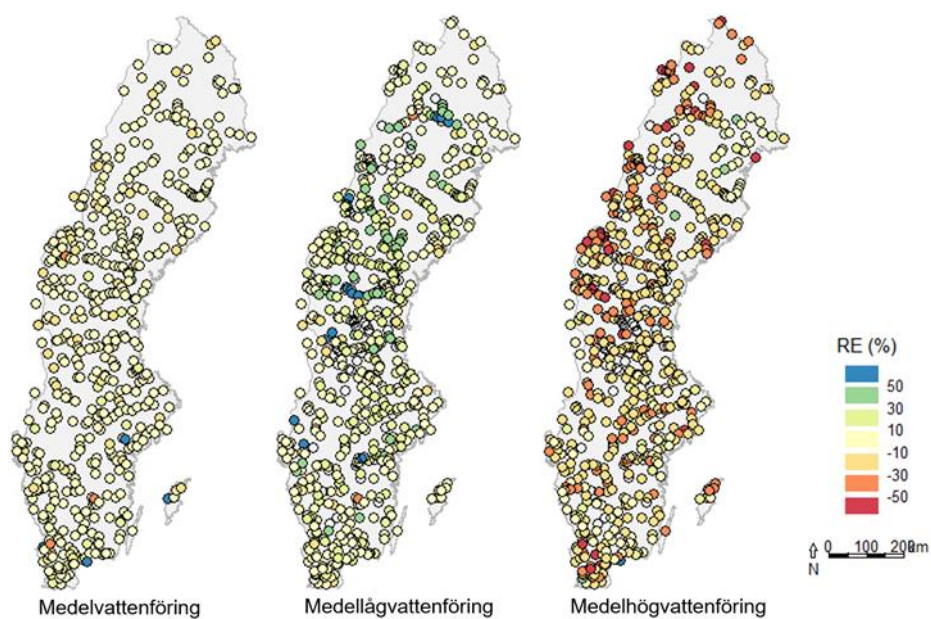
4.2 Nedströms effekt av återvätning

Nedan presenteras skillnaden vid scenarioanalysen och denna sätts i relation till modellens osäkerhet (modellprestanda), även om modellprestandan inte bara avser osäkerheter som påverkar effekt av återvätning. Eftersom den relativa skillnaden utvärderas enligt ekvation 1, innebär positiva relativa ändringar av en indikator en ökning till följd av borttagande av diken i skog på torv medan negativa relativa ändringar innebär en minskning till följd av borttagande av diken i skog på torv. Det motsatta gäller dock för grundvattennivå eftersom grundvattennivå rapporteras av HYPE som negativa avstånd från markytan ner till grundvattenytan.

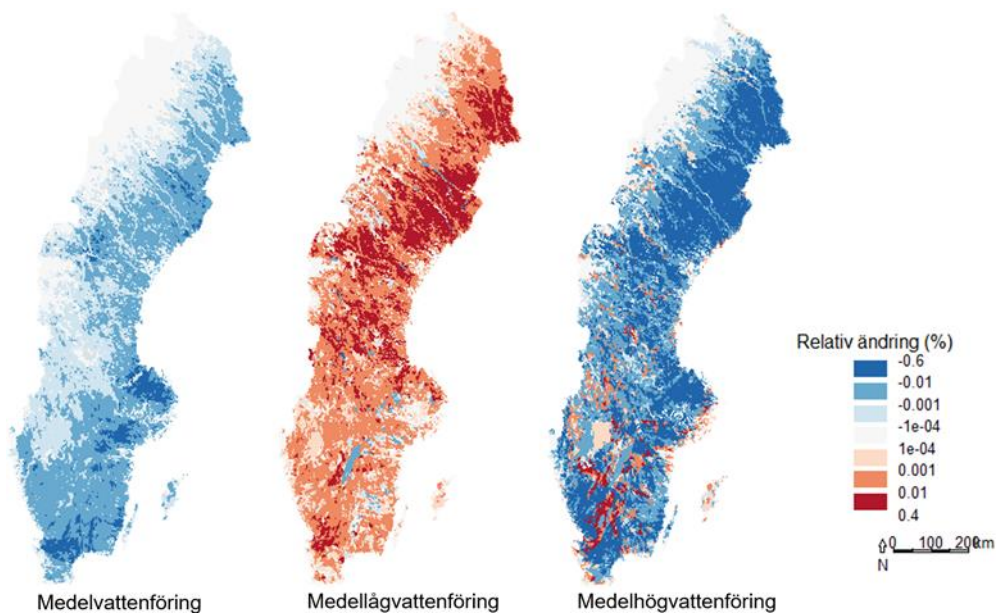
4.2.1 Flöde

Modellprestandan för medelvattenföring, medellågvattenföring och medelhögvattenföring visas i karta (Figur 8) samt histogram (Figur 10). För medelvattenföring är 83 % av de relativa felen mindre än 10 % vilket är en bra modellprestanda. För medellågvattenföring finns en liten överskattning, vilket visas av att det finns fler positiva relativa fel än negativa. Detta betyder att modellen inte riktigt fångar de absolut lägsta flödena. För medelhögflöden finns istället en liten underskattning av resultaten vilket betyder att modellen inte riktigt fångar de absolut högsta flödena. Att inte helt få till de mest extrema låg- och högflödena är vanligt för hydrologiska modeller. De största modellosäkerheterna för höga flöden finns i nordvästra Sverige, medan övriga modellfel är mer jämnt fördelade över landet.

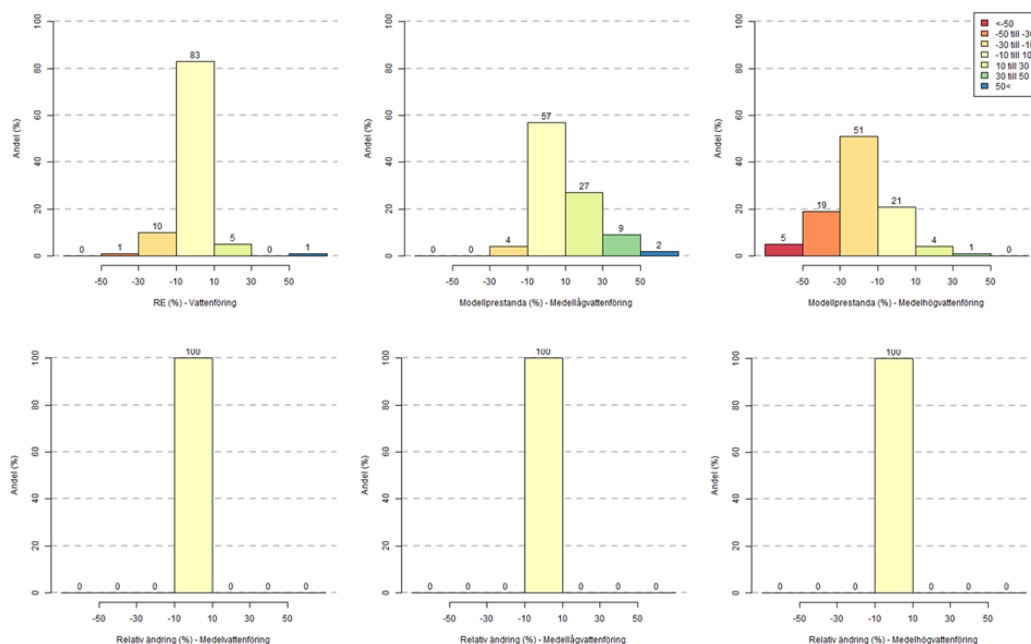
Relativ ändring för medelvattenföring, medellågvattenföring och medelhögvattenföring visas i karta (Figur 9) samt histogram (Figur 10). Histogrammen visar den relativa ändringen i samma skala som modellprestandan för att underlätta utvärdering av verifierbarhet. Dessa figurer visar tydligt att den simulerade ändringen i flöde till följd av återvätning av dikespåverkad skog på torv är väldigt liten, under 1 % och under osäkerhetsintervallet för simuleringarna av referensförhållandet.



Figur 8. Kartor över relativa fel i procent för medelvattenföring, medellågvattenföring samt medelhögvattenföring.



Figur 9. Kartor över den relativa ändringen i procent till svar på återvätningsscenariet för vattenföring, medellågvattenföring samt medelhögvattenföring.

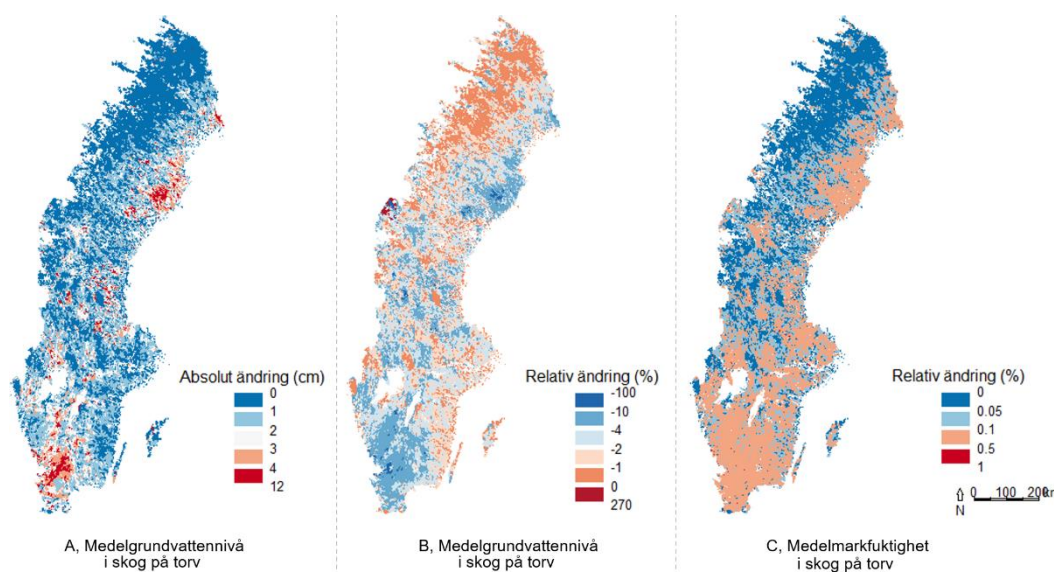


Figur 10. Histogram över relativa fel och den relativa ändringen till svar på återvätningsscenariet i procent för medelvattenförlust, medellågvattenförlust samt medelhögvattenförlust.

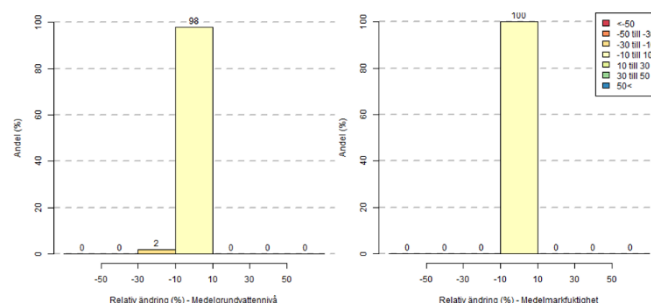
4.2.2 Grundvattennivå och markfuktighet

Relativ ändring för grundvattennivå i skog på torv visas i karta (Figur 11B) och histogram (Figur 12). I de flesta områden beräknas en relativ höjning av grundvattennivån på mellan 0 till 10 % till följd av borttagande av diken. På ett fåtal platser, de mörkblå delarna av kartan, beräknas en högre ändring av grundvattennivå på mellan 10–62 %. För ett litet område i Jämtlandsfjällen vid gränsen till Norge syns istället en sänkning av grundvattenytan. Vad detta kan bero på är oklart då grundvattenytan inte bör sänkas vid borttagande av diken i modellen, noggrannare utvärdering bör ske. Den absoluta ändringen i medelgrundvattennivå i skog på torv (Figur 11A) uppgick som mest till 12 cm och var som störst i områden längs ostkusten i norra Sverige, framför allt i Västerbotten, samt i sydvästra Sverige, framför allt Kronoberg, Jönköping och Halland. På de flesta platser i landet var den absoluta skillnaden dock mindre än 2 cm. Ändringen lokalt i den dikespåverkade delen av torven är större.

Relativ ändring av markfuktighet visas i karta (Figur 11C) och histogram (Figur 12). Resultaten visar att den relativa ändringen i markfuktighet till följd av återvätning av dikespåverkad skog på torv är väldigt liten. För i stort sätt hela Sverige ligger den relativa ändringen i markfuktighet på mindre än en halv procents ökning.



Figur 11. Karta över den absoluta ändringen i medelgrundvattennivå i skog på torv (A) samt den relativa ändringen i skog på torv för medelgrundvattennivå (B) och medelmarkfuktighet (C) i procent till svar på återvätningsscenariet. Eftersom grundvattennivå rapporteras av HYPE som negativa avstånd från markytan ner till grundvattenytan innebär negativa ändringar en minskning i avståndet från markytan ner till grundvattenytan vid återvätningsscenariet relativt referensscenariet, och därmed en höjning av grundvattennivån.



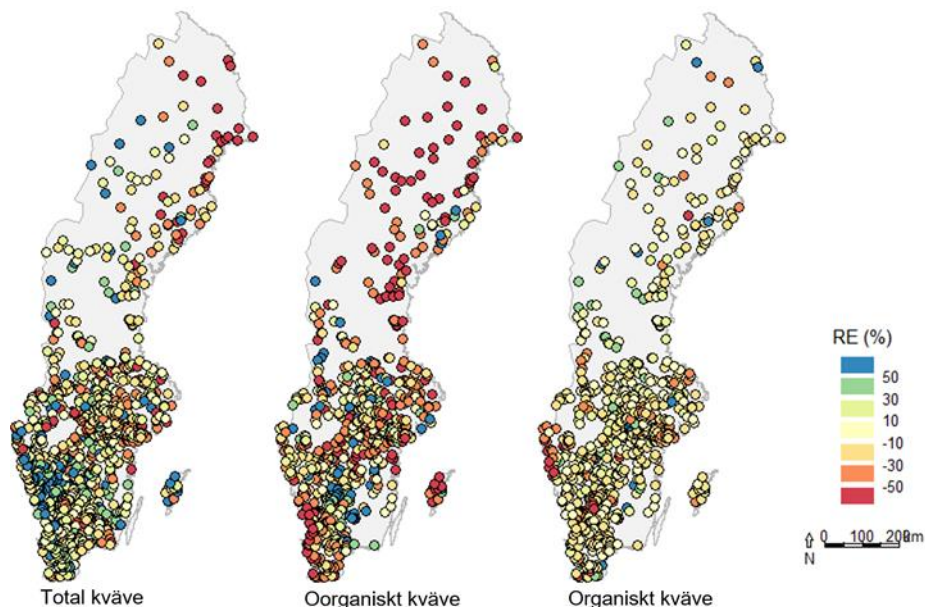
Figur 12. Histogram över den relativa ändringen i skog på torv för medelgrundvattennivå och medelmarkfuktighet i procent till svar på återvätningsscenariet.

4.2.3 Kväve

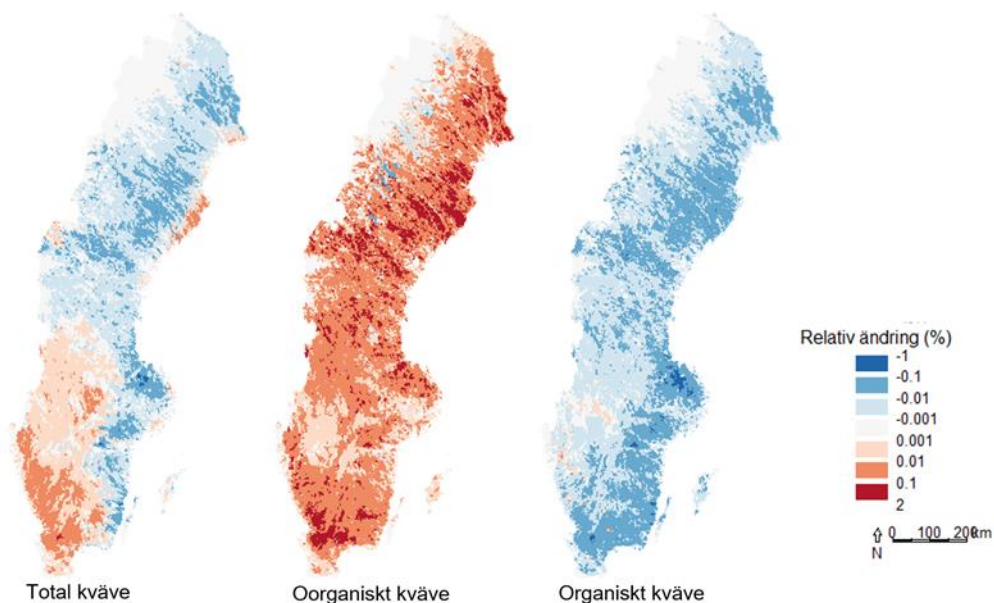
Modellprestandan för totalkväve, oorganiskt kväve och organiskt kväve visas i karta (Figur 13) samt histogram (Figur 15). Histogrammen visar att det finns en underskattning av kväve, vilket utläses av att det finns fler negativa relativa fel än positiva. Modellprestandan är bättre för totalkväve och organiskt kväve än för oorganiskt kväve.

Relativ ändring för totalkväve, oorganiskt kväve och organiskt kväve visas i karta (Figur 14) samt histogram (Figur 15). Histogrammen visar tydligt att den relativa ändringen i kväve till följd av återvätning av dikespåverkad skog på torv är liten för all typ av kväve, mindre än 2 %.

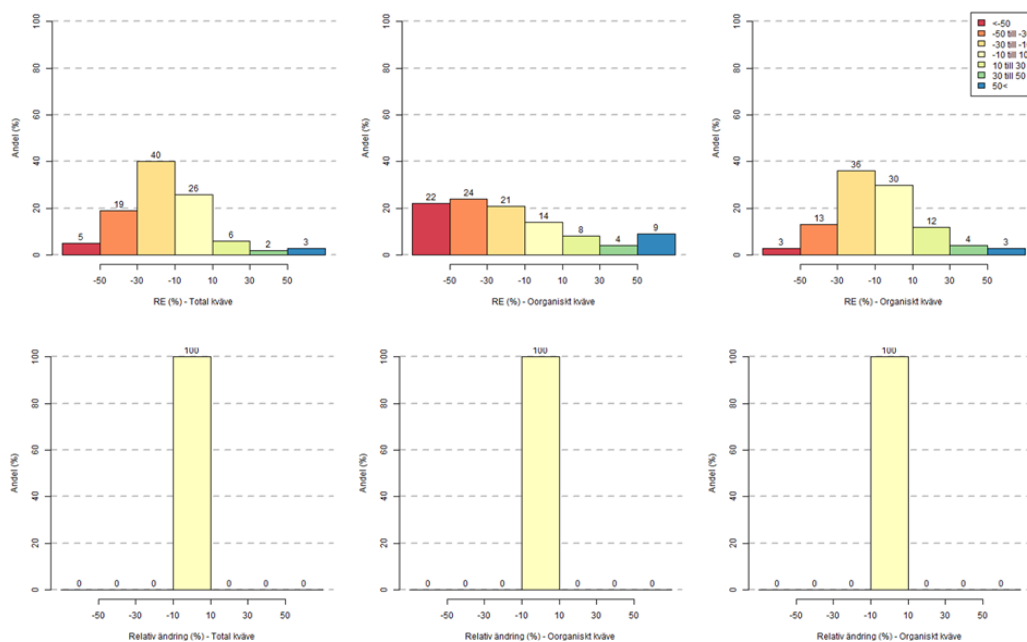
Organiskt kväve beräknas minska något till svar på återvätning medan oorganiskt istället beräknas öka något. Totalkväve, som är summan av organisk och oorganiskt kväve, visar en nettoökning i (i) sydvästra delarna av Sverige, (ii) längs kusten i norra Sverige, framför allt i Norrbotten och Västerbotten, samt ett litet område i Jämtlandsfjäll vid gränsen till Norge. I övriga landet ses istället en nettominskning. Eftersom skillnaderna är så små och osäkerheten i modellen är större, bedöms ändringen inte vara verifierbar.



Figur 13. Kartor över relativa fel i procent för totalkväve, oorganiskt kväve samt organiskt kväve.



Figur 14. Kartor över den relativa ändringen i procent till svar på återvätningsscenariet för totalkväve, oorganiskt kväve samt organiskt kväve.



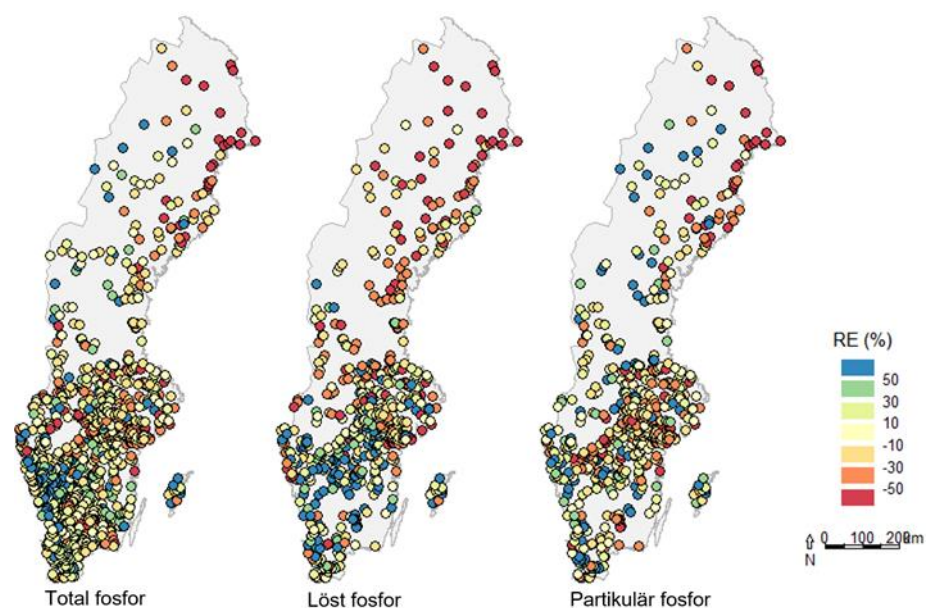
Figur 15. Histogram över relativa och den relativa ändringen i procent till svar på återvätningsscenariet för totalkväve, organiskt kväve samt oorganiskt kväve.

4.2.4 Fosfor

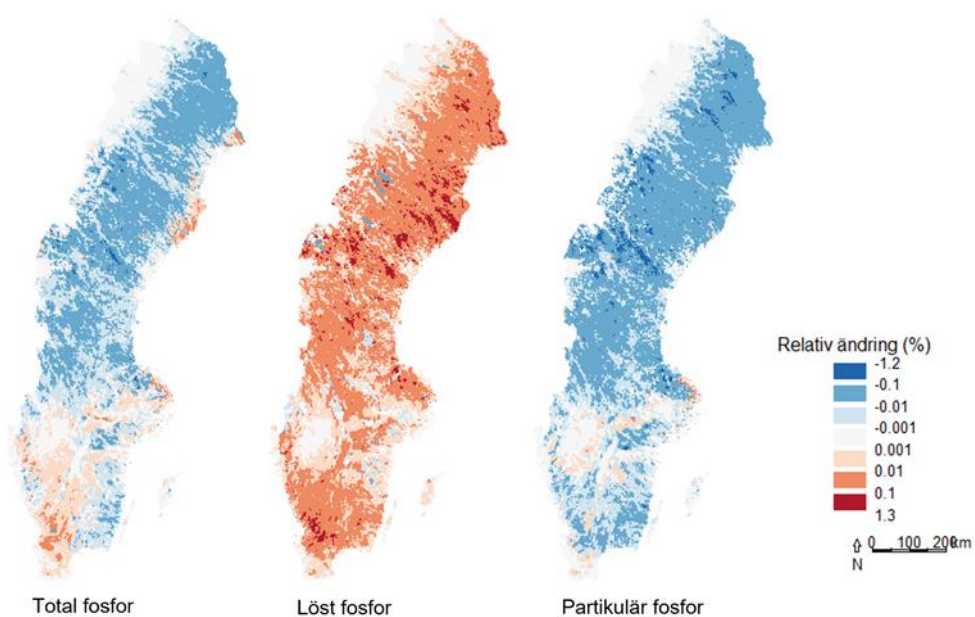
Modellprestandan för totalfosfor, löst fosfor och partikulärt fosfor visas i karta (Figur 16) samt histogram (Figur 18). Histogrammen visar att det finns en liten generell underskattning av totalfosfor och partikulärt fosfor då det finns fler negativa relativa fel än positiva. Modellen för fosfor har en del osäkerhet. Modellen för totalfosfor har bättre modellprestanda än löst och partikulärt fosfor.

Relativ ändring för totalfosfor, löst fosfor och partikulärt fosfor visas i karta (Figur 17) samt histogram (Figur 18). Histogrammen visar tydligt att den relativa ändringen i fosfor till följd av återvätning av dikepåverkad skog på torv är liten för all typ av fosfor, mindre än 1,3 %.

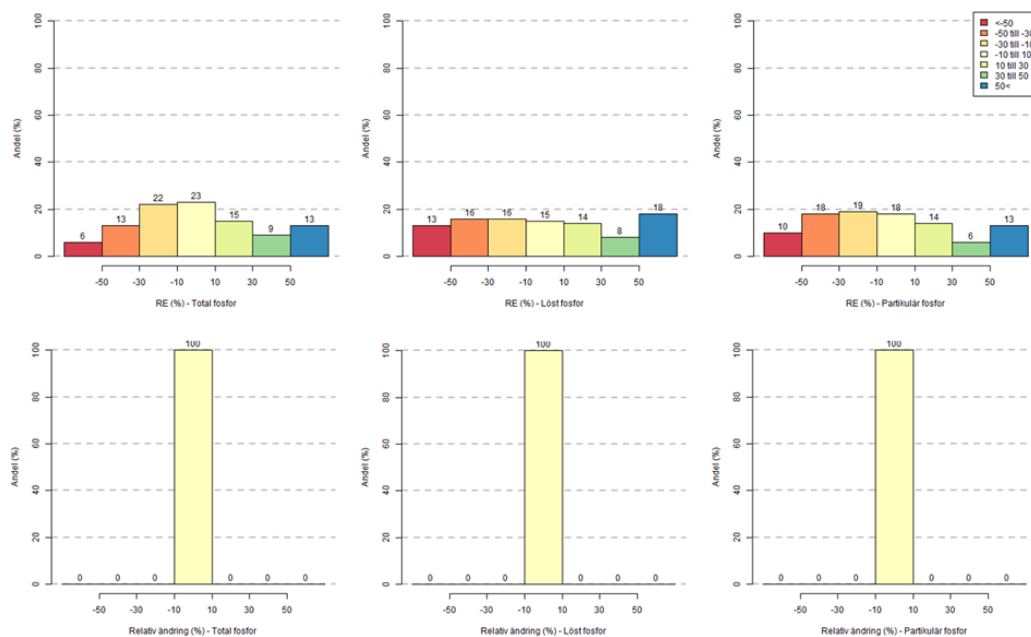
Löst fosfor beräknas öka något till svar på återvätning medan partikulärt fosfor istället beräknas minska något. Det finns dock några områden där motsatt ändring beräknas ske. Total fosfor, som är summan av löst och partikulärt fosfor, visar samma mönster som totalkväve med en nettoökning i (i) sydvästra delar av Sverige, (ii) längs kusten i norra Sverige, framför allt i Norrbotten och Västerbotten, samt ett litet område i Jämtlandsfjäll vid gränsen till Norge. I övriga landet ses istället en nettominskning. Eftersom skillnaderna är så små och osäkerheten i modellen är större, bedöms eventuell ändring inte vara verifierbar.



Figur 16. Kartor över relativa fel i procent för totalfosfor, partikulärt fosfor samt löst fosfor.



Figur 17. Kartor över den relativa ändringen i procent till svar på återvätnings scenariet för totalfosfor, partikulärt fosfor samt löst fosfor.



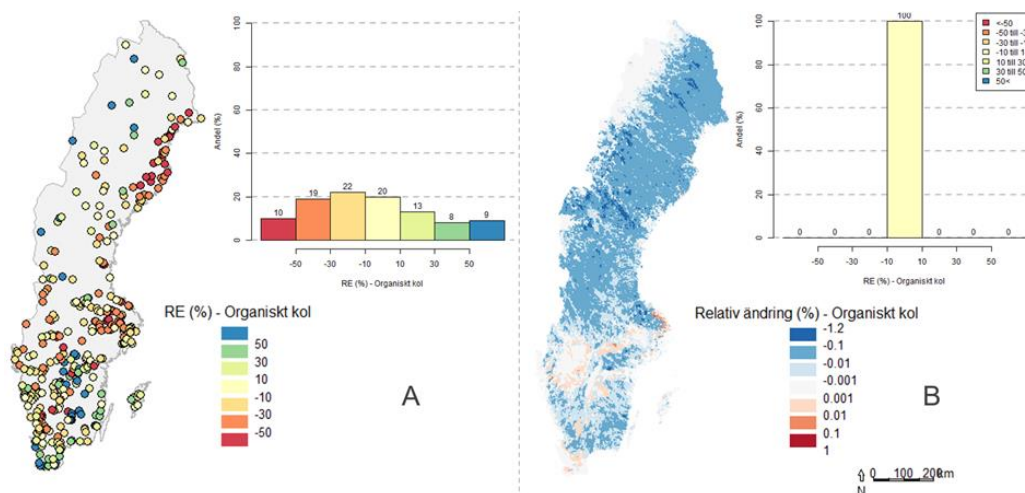
Figur 18. Histogram över relativa fel och den relativa ändringen i procent till svar på återvätnings scenariet för totalfosfor, partikulär fosfor samt löst fosfor.

4.2.5 Organiskt kol

Modellprestandan för organiskt kol visas i karta och histogram i Figur 19A. Histogrammen visar att det generellt finns en liten underskattning av organiskt kol eftersom fler relativa fel är negativa än positiva. Det finns även en del osäkerhet i modellen.

Relativ ändring för organiskt kol visas i karta och histogram i Figur 19B. Histogrammen visar tydligt att den relativa ändringen i organiskt kol till följd av återvätning av dikespåverkad skog på torv är liten i jämförelse med modellprestandan.

I kartform visas att den relativa ändringen av organiskt kol ligger mellan -1,2 % och 1 %. Detta är en väldigt liten ändring i koncentrationer av organiskt kol till följd av återvätning av dikespåverkad skog på torv. Kartorna visar att organiskt kol beräknas minska marginellt till svar på återvätning i de flesta områden i Sverige. För några få områden i södra Sverige simuleras istället en liten ökning till följd av återvätning. Eftersom osäkerheten i modellen är mycket större än detta, bedöms ändringen inte vara verifierbar.



Figur 19. Karta och histogram över relativa fel i modellprestanda (A) samt relativ ändring till svar på återvätningsscenariet i procent (B) för organiskt kol.

5 Diskussion

Effekten av återvätning av dikespåverkad skog på torv undersöktes här med modellberäkningar för hela Sverige avseende markfuktighet och grundvattennivå i återvätt mark, samt avseende flöden och koncentration av näringsämnena kväve, fosfor och organiskt kol i ytvatten. Återvätning representerades genom borttagande av diken, och detta förväntades påverka dels vattenflöden genom långsammare avrinning av vatten från mark till ytvatten, och dels koncentrationen av näringsämnen genom att hastigheten av omvandlingsprocesser ändras till följd av ändrad markfuktighet och genom ändrat grundvattenflöde via den bäcknära zonen.

Endast små skillnader, mindre än 2 % i hela landet, beräknades för samtliga parametrar utom för medelgrundvattenytan i torven i skogsmark, som ökade upp till 62 % som mest, men på de flesta ställen ökade med mindre än 10 %. I absoluta tal ändrades grundvattenytan oftast mindre än 2 cm, och den största ökningen var 12 cm. De områden som hade högre absolut ändring i medelgrundvattennivå (Figur 11A) sammanfaller med områden med hög andel uppskattad dikespåverkad torv i skogen (Figur 6). Modellen visar nämligen resultat för all skog på torv (ett genomsnitt av dikespåverkad och icke-dikespåverkad del av torven). I genomsnitt är ca 14 % av skog på torv dikad i landet (Figur 3). Med denna andel skulle en simulerad ändring av grundvattennivån på 2 cm i skog på torv betyda 14 cm ändring av nivån i delen som var dikespåverkad innan återvätning. Det är ungefär i nivå med höjningen av grundvattennivån på 16–28 cm vid återvätning som rapporterades av Bring m.fl. (2022).

Resultat i denna rapport presenteras som medelvärde över den 10-åriga beräkningsperioden. På tidsmässig eller rumslig skala kan effekten av återvätning på flöden och koncentrationer i vattendrag därför vara mindre eller större än vad som presenteras här. I exempelvis små skogsbäckar med stor andel uppströms dikespåverkad torvmark kan effekten vara mycket större.

Den marginella förändringen inom delavrinningsområden kan till största delen förklaras av den lilla andelen av marken som upptas av dikad skog på torv i modellen. Utbredningen av skog på torv bedöms vara väl representerad medan något större osäkerheter finns för andelen av denna mark som är utdikad. 82 % av befintliga diken bedöms finnas representerade i karteringen av diken, och felet som orsakas av de saknade 18 % kan inte ändra slutsatserna från rapporten. Dessutom innehåller karteringen till viss del naturliga bäckfåror som alltså inte i verkligheten skulle fyllas igen men som har "återväts" här.

Påverkansområde för diken antogs vara 20 m, baserat på litteraturstudie (Bring m.fl., 2022), men varierar naturligtvis från fall till fall i verkligheten. Om påverkan till exempel hade antagits vara dubbelt så stor hade effekten av återvätning också blivit dubbelt så stor i modellen, men det hade fortfarande varit en obetydlig signal. Dessutom bör vägas in att all dikespåverkad skog på torv antogs återvätnas i scenariot här samt att återvätning genom pluggning av dikning skulle innebära en återställning av hydrologin till ett skede som om ett dike aldrig hade funnits där, vilket inte kommer ske i verkligheten. En osäkerhet i resultaten är kopplad till dikens djup, som här antogs vara 0,7 m, eftersom det är vatten över denna nivå som dräneras i referensscenariet utan återvätning. Det kan alltså vara värdefullt att i framtiden studera påverkan vid annat antaget dikesdjup.

En fråga är om modellens osäkerhet i beskrivning av grundvattennivå, avrinning eller näringsämnen kunnat maskera en verklig signal från återvätning. Modellfelen överskuggar i samtliga fall signalen i vattendragen. Modellfelen utgörs av flera delar, även till exempel retention i sjöar. Tidigare jämförelser har visat att grundvattennivåförändringar representeras väl i modellen (Lindström m.fl., 2010). Det som är av störst vikt här är förmågan att representera dikens påverkan på grundvatten och avrinning, och någon separat utvärdering av detta har inte utförts. I modellen antas idag att torven endast har grundvattenbildning via lokal nederbörd (som i en mosse), alltså inte via tillrinnande grundvatten från omgivningen. Det är tänkbart att detta leder till en underskattning av dikens påverkan på avrinning till ytvatten, och alltså till en underskattning av effekten av återvätning. Att beräkna tillrinningsområde för torv i hela landet är ett omfattande arbete. Diken kan också i verkligheten ha olika funktion beroende på placering, och kan ändra tillrinningsområde till en bäck, vilket alltså inte finns med i de utförda beräkningarna. Beroende på tillrinningsområde och topografi kan även en fri vattenyta bildas på torvmarken, och detta beskrivs idag inte i modellen vid borttagande av diken, utan ytavrinning sker nu i de fall regn faller på mark som redan är mättad med vatten. En annan osäkerhet ligger i den regionala beskrivningen av hur snabbt vatten dräneras av diken i torv. Denna parameter har kalibrerats generellt för avrinning för att beskriva de observerade regionala skillnaderna mellan de hydrologiska stationerna, och inte särskilt med avseende på dikens effekt.

Även med en perfekt beskrivning av dikens påverkan på avrinningen skulle det finnas andra osäkerheter i beskrivningen av påverkan på näringsämnen. För modellering av näringsämnen beror omvandlingshastigheter i mark av markfuktighet enligt fuktighetsfunktionen (Figur 5). Om markfuktigheten skulle ändras mer än vad som nu skett skulle denna funktion vara av större betydelse och kanske behöva ses över.

Resultaten för organiskt kol påverkas vid borttagande av diken dessutom av att mer vatten passerar genom den bäcknära zonen och påverkas av processerna där. I den bäcknära zonen påverkas processerna även av grundvattennivå och dess senaste förändring. I kombination med högre markfuktighet och ökade processer i mark förklarar detta möjligen den lilla minskningen av organiskt kol. Det finns få studier av nedströms effekter av restaurering av våtmarker på organiskt kol och resultaten från de studier som finns är inte konsekventa (Estlander m.fl., 2021; Williamson m.fl., 2022). Vissa studier rapporterar en kortvarig ökning av DOC koncentrationer kort tid efter dikesblockering i Storbritannien, Finland och Sverige, som sedan minskat långsiktigt (Howson m.fl., 2021; Lundin m.fl., 2017; Menberu m.fl., 2017; Räsänen m.fl., 2018). Andra rapporterar ingen signifikant observerad skillnad (Gaffney m.fl., 2020). Vissa studier rapporterar en skillnad mellan olika platser som de studerat där vissa platser visade dessa mönster av kortvarig ökning av DOC för att sedan långsiktigt minska till svar på dikesblockering medan andra inte visade någon signifikant effekt (Armstrong m.fl., 2010; Koskinen m.fl., 2017; Negassa m.fl., 2021). Även i de studier där en minskning i långtidskoncentrationer av DOC och transport minskat efter restaurering så var magnituden fortfarande hög i jämförelse med orörda naturliga våtmarker vilket tyder på att enbart en delvis reversibel påverkan av dikning på DOC kan vara möjlig genom återvätning (Evans m.fl., 2016; Howson m.fl., 2021; Menberu m.fl., 2017).

6 Slutsatser

Baserat på modellresultat från denna rapport dras följande slutsatser

- Grundvattennivån i dikespåverkad skog på torv höjdes vid återvätning oftast upp till ca 14 cm (motsvarande upp till ca 2 cm som medel där även opåverkad torv ingår), vilket är ungefär i nivå med litteraturstudie. Många områden har dock mindre påverkan.
- Förändringar av markfuktighet, samt av flöden (låg-, medel- och högflöden) och koncentrationer av kväve, fosfor och organiskt kol vid utloppet från varje delavrinningsområde i landet var under 2 %, när all dikespåverkad skog på torv återvattes.
- Den största orsaken till att påverkan blir så liten på skalan av delavrinningsområden (i genomsnitt ca 10 km²) är den lilla andelen dikad skog på torv på denna skalan.
- Dock finns faktorer som skulle kunna öka påverkan nedströms och som inte varit med i beräkningarna, till exempel tillrinning från omgivande mark till dikespåverkad torv, och möjlighet att ha djupare diken än 0,7 m. Effekten av detta kan undersökas genom modellutveckling och känslighetsanalys.
- Det finns också osäkerhet i simulering av vattenkvalitet, främst avseende organiskt kol där processer i ytvatten inte ingick i denna studie, och där processer i bäcknära zon kan vidareutvecklas.
- Fler observationer av flöden och ämneskoncentrationer före och efter dikesblockering skulle också vara av stort värde för att öka kunskapen om de viktiga processerna och ge säkrare beslutsunderlag.

7 Referenser

- Armstrong, A., Holden, J., Kay, P., Francis, B., Foulger, M., Gledhill, S., McDonald, A.T., Walker, A., 2010. The impact of peatland drain-blocking on dissolved organic carbon loss and discolouration of water; results from a national survey. *Journal of Hydrology* 381(1-29): 112–120. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.11.031>
- Bring, A., Thorslund, J., Rosén, L., Tonderski, K., Åberg, C., Envall, I., Laudon, H., 2022. Effects on groundwater storage of restoring, constructing or draining wetlands in temperate and boreal climates: a systematic review. *Environmental Evidence* 11(1): 38. <https://doi.org/10.1186/s13750-022-00289-5>
- Drott, A., Eriksson, H., 2021. Klimatpåverkan från dikad torvtäckt skogsmark – effekter av dikesunderhåll och återvätning. Kunskapssammanställning och analys. Rapport 2021/7. Skogsstyrelsen. <https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/om-oss/rapporter/rapporter-20222021202020192018/rapport-2021-7-klimatpaverkan-fran-dikad-torvtackt-skogsmark--effekter-av-dikesunderhall-och-atervatning.pdf>
- Eklöf, K., von Brömssen, C., Amvrosiadi, N., Fölster, J., Wallin, M.B., Bishop, K., 2021. Brownification on hold: What traditional analyses miss in extended surface water records. *Water Research* 203(5): 117544. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117544>
- Estlander, S., Pippingsköld, E., Horppila, J., 2021. Artificial ditching of catchments and brownification-connected water quality parameters of lakes. *Water Research*, 205, 117674. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117674>

- Evans, C.D., Renou-Wilson, F., Strack, M., 2016. The role of waterborne carbon in the greenhouse gas balance of drained and re-wetted peatlands. *Aquatic Sciences* 78(3): 573–590. <https://doi.org/10.1007/s00027-015-0447-y>
- Gaffney, P.P.J., Hancock, M.H., Taggart, M.A., Andersen, R., 2020. Restoration of afforested peatland: Immediate effects on aquatic carbon loss. *Science of The Total Environment* 742: 140594. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140594>
- Howson, T., Chapman, P.J., Shah, N., Anderson, R., Holden, J., 2021. A comparison of porewater chemistry between intact, afforested and restored raised and blanket bogs. *Science of The Total Environment* 766: 144496. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144496>
- Johansson, B., 1993. Modelling the effects of wetland drainage on high flows. SMHI Report Hydrology No. 8. <https://www.smhi.se/publikationer/modelling-the-effects-of-wetland-drainage-on-high-flows-1.7173>
- Koskinen, M., Tahvanainen, T., Sarkkola, S., Menberu, M.W., Laurén, A., Sallantausta, 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. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.065>
- Kritzberg, E.S., Hasselquist, E.M., Škerlep, M., Löfgren, S., Olsson, O., Stadmark, J., Valinia, S., Hansson, L.-A., Laudon, H., 2020. Browning of freshwaters: Consequences to ecosystem services, underlying drivers, and potential mitigation measures. *Ambio* 49(2): 375–390. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01227-5>
- Laudon, H., Berggren, M., Ågren, A., Buffam, I., Bishop, K., Grabs, T., Jansson, M., Köhler, S., 2011. Patterns and dynamics of dissolved organic carbon (DOC) in boreal streams: The role of processes, connectivity, and scaling. *Ecosystems*, 14(6): 880–893. <https://doi.org/10.1007/s10021-011-9452-8>
- Lidberg, W., Paul, S. S., Westphal, F., Richter, K. F., Lavesson, N., Melniks, R., Ivanovs, J., Ciesielski, M., Leinonen, A., Ågren, A. M., 2023. Mapping drainage ditches in forested landscapes using deep learning and aerial laser scanning. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 149(3): <https://doi.org/10.1061/JIEDDH.IRENG-9796>
- Lindström, G., Pers, C., Rosberg, J., Strömqvist, J., Arheimer, B., 2010. Development and testing of the HYPE (Hydrological Predictions for the Environment) water quality model for different spatial scales. *Hydrology Research*, 41(3–4): 295–319. <https://doi.org/10.2166/nh.2010.007>
- Lindström, G., 2016. Lake water levels for calibration of the S-HYPE model. *Hydrology Research*, 47(4): 672–682. <https://doi.org/10.2166/nh.2016.019>
- Lindström, G., 2019. Hydrologiska aspekter på åtgärder mot vattenbrist och torka inom avrinningsområden, SMHI Rapport Hydrologi 122. <https://www.smhi.se/publikationer/hydrologiska-aspekter-pa-atgarder-mot-vattenbrist-och-torka-inom-avrinningsomraden-1.155411>
- Löfgren, S., Forsius, M., Andersen, T., 2003. Vattnens färg – klimatbetingad ökning av vattnens färg och humushalt i nordiska sjöar och vattendrag. https://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/vom/laboratorier/vattnensfargbroschyr/vattnens_farg.pdf
- Lundin, L., Nilsson, T., Jordan, S., Lode, E., Strömberg, M., 2017. Impacts of rewetting on peat, hydrology and water chemical composition over 15 years in two finished peat extraction areas in Sweden. *Wetlands ecology and management* 25(4): 405–419. <https://doi.org/10.1007/s11273-016-9524-9>

- Menberu, M.W., Marttila, H., Tahvanainen, T., Kotiaho, J.S., Hokkanen, R., Kløve, B., Ronkanen, A.-K., 2017. Changes in pore water quality after peatland restoration: Assessment of a large-scale, replicated before-after-control-impact study in Finland. *Water Resources Research* 53(10): 8327–8343. <https://doi.org/10.1002/2017WR020630>
- Miljödata-MVM, 2022. Sveriges lantbruksuniversitet (SLU). Datavårdskap sjöar och vattendrag, samt Datavårdskap jordbruksmark, <https://miljodata.slu.se/mvm/>. Nerladdat 17 november 2022.
- Negassa, W., Eckhardt, K., Regier, T., Leinweber, P., 2021. Dissolved organic matter concentration, molecular composition, and functional groups in contrasting management practices of peatlands. *Journal of Environmental Quality* 50(6): 1364–1380. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20284>
- Pers, C., Temnerud, J., Lindström, G., 2016. Modelling water, nutrients, and organic carbon in forested catchments: A HYPE application. *Hydrological Processes* 30(18): 3252–3273. <https://doi.org/10.1002/hyp.10830>
- Räsänen, N., Kankaala, P., Tahvanainen, T., Akkanen, J., Saarnio, S., 2018. Changes in dissolved organic matter and microbial activity in runoff waters of boreal mires after restoration. *Aquatic Sciences* 80(2): 20. <https://doi.org/10.1007/s00027-018-0569-0>
- Škerlep, M., Steiner, E., Axelsson, A., Kritzberg, E.S., 2020. Afforestation driving long-term surface water browning. *Global Change Biology* 26(3): 1390–1399. <https://doi.org/10.1111/gcb.14891>
- Skogsstyrelsen, 2019. Digitala dikeskartor 1m, <https://www.skogsstyrelsen.se/sjalvservice/karttjanster/geodatatjanster/ftp/>. Nerladdade 23 maj 2022.
- SMHI, 2023. The HYPE wiki pages “Nitrogen and phosphorus in land routines” och “Organic carbon” <http://www.smhi.net/hype/wiki/doku.php>. Åtkomst 16 februari 2023.
- Stensen, K., Matti, B., Rasmusson, K., Hjerdt, N., 2019. Modellstudie för att undersöka åtgärder som påverkar lågflöden – Delrapport 2 i regeringsuppdrag om åtgärder för att motverka vattenbrist i ytvattentäkter. <https://www.smhi.se/publikationer/modellstudie-for-att-undersoka-atgarder-som-paverkar-lagfloden-delrapport-2-i-regeringsuppdrag-om-atgarder-for-att-motverka-vattenbrist-i-ytvattentakter-1.152550>
- Strömqvist, J., Arheimer, B., Dahné, J., Donnelly, C., Lindström, G., 2012. Water and nutrient predictions in ungauged basins: Set-up and evaluation of a model at the national scale. *Hydrological Sciences Journal*, 57(2): 229–247. <https://doi.org/10.1080/02626667.2011.637497>
- Strömqvist, J., Elenius, M., Eriksson Bram, L., Lindström, G., Pers, C., Temnerud, J., 2023. Beräkning av näringsämnesläckage och ytvattenretention för PLC8-rapportering. Underlagsrapport till Pollution Load Compilation 8. SMED Rapport.
- Williamson, J., Evans, C., Spears, B., Pickard, A., Chapman, P. J., Feuchtmayr, H., Leith, F., Waldron, S., Monteith, D., 2022. Understanding the impacts of peatland catchment management on DOM concentration and treatability. *Biogeosciences Discussions*, Preprint. <https://doi.org/10.5194/bg-2022-209>
- Ågren, A. M., Paul, S. S., Lidberg, W., 2022. Mapped drainage ditches in forested landscapes. Mendeley Data. <https://doi.org/10.17632/zxkg43jsx8.1>

SMHI Publikationer

SMHI publicerar sju rapportserier. Tre av dessa, R-serierna är avsedda för internationella läsare och skrivs oftast på Engelska. I de övriga serierna används oftast Svenska men även Engelska.

Seriernas namn	Publiceras sedan
RMK (Report Meteorology and Climatology)	1974
RH (Report Hydrology)	1990
RO (Report Oceanography)	1986
METEOROLOGI	1985
HYDROLOGI	1985
OCEANOGRAFI	1985
KLIMATOLOGI	2009

I serien HYDROLOGI har tidigare utgivits:

1. Bengt Carlsson (1985)
Hydrokemiska data från de svenska
fältforskningsområdena
2. Martin Häggström och Magnus Persson
(1986)
Utvärdering av 1985 års vårflödesprognoser
3. Sten Bergström, Ulf Ehlin, SMHI, och Per-
Eric Ohlsson, VASO (1986)
Riktlinjer och praxis vid dimensionering av
utskov och dammar i USA. Rapport från en
studieresa i oktober 1985
4. Barbro Johansson, Erland Bergstrand och
Torbjörn Jutman (1986)
Skåneprojektet - Hydrologisk och
oceanografisk information för
vattenplanering - Ett pilotprojekt
5. Martin Häggström (1986)
Översiktlig sammanställning av den
geografiska fördelningen av skador främst på
dammar i samband med septemberflödet
1985
6. Barbro Johansson (1986)
Vattenföringsberäkningar i Södermanlands
län - ett försöksprojekt
7. Maja Brandt (1986)
Areella snöstudier
8. Bengt Carlsson, Sten Bergström, Maja
Brandt och Göran Lindström (1987)
PULS-modellen: Struktur och tillämpningar
9. Lennart Funkquist (1987)
Numerisk beräkning av vågor i
kraftverksdammar
10. Barbro Johansson, Magnus Persson,
Enrique Aranibar and Robert Llobet (1987)
Application of the HBV model to Bolivian
basins
11. Cecilia Ambjörn, Enrique Aranibar and
Roberto Llobet (1987)
Monthly streamflow simulation in
Bolivian basins with a stochastic model
12. Kurt Ehlert, Torbjörn Lindkvist och Todor
Milanov (1987)
De svenska huvudvattendragens namn och
mynningspunkter
13. Göran Lindström (1987)
Analys av avrinningsserier för uppskattning
av effektivt regn
14. Maja Brandt, Sten Bergström, Marie
Gardelin och Göran Lindström (1987)
Modellberäkning av extrem effektiv
nederbörd
15. Håkan Danielsson och Torbjörn Lindkvist
(1987)
Sjökarte- och sjöuppgifter. Register 1987
16. Martin Häggström och Magnus Persson
(1987)
Utvärdering av 1986 års vårflödesprognoser

17. Bertil Eriksson, Barbro Johansson, Katarina Losjö och Haldø Vedin (1987)
Skogsskador – klimat
18. Maja Brandt (1987)
Bestämning av optimalt klimatstationsnät för hydrologiska prognoser
19. Martin Häggström och Magnus Persson (1988)
Utvärdering av 1987 års vårflödesprognoser
20. Todor Milanov (1988)
Frys förluster av vatten
21. Martin Häggström, Göran Lindström, Luz Amelia Sandoval and Maria Elvira Vega (1988)
Application of the HBV model to the upper Río Cauca basin
22. Mats Moberg och Maja Brandt (1988)
Snökartläggning med satellitdata i Kultsjöns avrinningsområde
23. Martin Gotthardsson och Sten Lindell (1989)
Hydrologiska stationsnät 1989. Svenskt Vattenarkiv
24. Martin Häggström, Göran Lindström, Luz Amelia Sandoval y Maria Elvira Vega (1989)
Aplicacion del modelo HBV a la cuenca superior del Río Cauca
25. Gun Zachrisson (1989)
Svåra islossningar i Torneälven. Förslag till skadeförebyggande åtgärder
26. Martin Häggström (1989)
Anpassning av HBV-modellen till Torneälven
27. Martin Häggström and Göran Lindström (1990)
Application of the HBV model for flood forecasting in six Central American rivers
28. Sten Bergström (1990)
Parametervärden för HBV-modellen i Sverige. Erfarenheter från modellkalibreringar under perioden 1975 – 1989
29. Urban Svensson och Ingemar Holmström (1990)
Spridningsstudier i Glan
30. Torbjörn Jutman (1991)
Analys av avrinningens trender i Sverige
31. Mercedes Rodriguez, Barbro Johansson, Göran Lindström, Eduardo Planos y Alfredo Remont (1991)
Aplicacion del modelo HBV a la cuenca del Río Cauto en Cuba
32. Erik Arnér (1991)
Simulering av vårflöden med HBV-modellen
33. Maja Brandt (1991)
Snömätning med georadar och snötaxeringar i övre Luleälven
34. Bent Göransson, Maja Brandt och Hans Bertil Wittgren (1991)
Markläckage och vattendragstransport av kväve och fosfor i Roxen/Glan-systemet, Östergötland
35. Ulf Ehlin och Per-Eric Ohlsson, VASO (1991)
Utbyggd hydrologisk prognos- och varningstjänst.
Rapport från studieresa i USA
1991-04-22—30
36. Martin Gotthardsson, Pia Rystam och Sven-Erik Westman (1992)
Hydrologiska stationsnät 1992/Hydrological network. Svenskt Vattenarkiv
37. Maja Brandt (1992)
Skogens inverkan på vattenbalansen

38. Joakim Harlin, Göran Lindström, Mikael Sundby (SMHI) och Claes-Olof Brandesten (Vattenfall Hydropower AB) (1992) Känslighetsanalys av Flödeskommitténs riktlinjer för dimensionering av hel älv
39. Sten Lindell (1993) Realtidsbestämning av arealnederbörd
40. Svenskt Vattenarkiv (1995) Vattenföring i Sverige. Del 1. Vattendrag till Bottenviken.
41. Svenskt Vattenarkiv (1995) Vattenföring i Sverige. Del 2. Vattendrag till Bottenhavet.
42. Svenskt Vattenarkiv (1993) Vattenföring i Sverige. Del 3. Vattendrag till Egentliga Östersjön
43. Svenskt Vattenarkiv (1994) Martin Vattenföring i Sverige. Del 4. Vattendrag till Västerhavet
44. Martin Häggström och Jörgen Sahlberg (1993) Analys av snösmältningsförlopp
45. Magnus Persson (1993) Utnyttjande av temperaturens persistens vid beräkning av volymsprognoser med HBV-modellen
46. Göran Lindström, Joakim Harlin och Judith Olofsson (1993) Uppföljning av Flödeskommitténs riktlinjer
47. Bengt Carlsson (1993) Alkalinitets- och pH-förändringar i Ume-älven orsakade av minimitappning
48. Håkan Sanner, Joakim Harlin and Magnus Persson (1994) Application of the HBV model to the Upper Indus River for inflow forecasting to the Tarbela dam
49. Maja Torbjörn Jutman och Hans Alexandersson Brandt, (1994) Sveriges vattenbalans. Årsmedelvärden 1961 - 1990 av nederbörd, avdunstning och avrinning
50. Svenskt Vattenarkiv (1994) Avrinningsområden i Sverige. Del 3. Vattendrag till Egentliga Östersjön och Öresund
51. Martin Gotthardsson (1994) Svenskt Vattenarkiv. Översvämningskänsliga områden i Sverige
52. Åsa Evremar (1994) Avdunstningens höjdberoende i svenska fjällområden bestämd ur vattenbalans och med modellering
53. Magnus Edström och Pia Rystam (1994) FFO - Stationsnät för fältforskningsområden 1994
54. Zhang Xingnan (1994) A comparative study of the HBV model and development of an automatic calibration scheme
55. Svenskt Vattenarkiv (1994) Svenskt dammregister - Södra Sverige
56. Svenskt Vattenarkiv (1995) Svenskt dammregister - Norra Sverige
57. Martin Häggström (1994) Snökartering i svenska fjällområdet med NOAA-satellitbilder
58. Hans Bertil Wittgren (1995) Kvävetransport till Slätbaken från Söderköpingsåns avrinningsområde
59. Ola Pettersson (1995) Vattenbalans för fältforskningsområden.
60. Barbro Johansson, Katarina Losjö, Nils Sjödin, Remigio Chikwanha and Joseph Merka (1995) Assessment of surface water resources in the Manyame catchment - Zimbabwe

61. Behzad Koucheiki (1995)
Älvtemperaturers variationer i Sverige under en tioårsperiod
62. Svenskt Vattenarkiv (1995)
Sänkta och torrlagda sjöar
63. Malin Kanth (1995)
Hydrokemi i fältforskningsområden
64. Mikael Sundby, Rikard Lidén, Nils Sjödin, Helmer Rodriguez, Enrique Aranibar (1995)
Hydrometeorological Monitoring and Modelling for Water Resources Development and Hydropower Optimisation in Bolivia
65. Maja Brandt, Kurt Ehlert (1996)
Avrinningen från Sverige till omgivande hav
66. Sten Lindell, Håkan Sanner, Irena Nikolushkina, Inita Stikute (1996)
Application of the integrated hydrological modelling system IHMS-HBV to pilot basin in Latvia
67. Sten Lindell, Bengt Carlsson, Håkan Sanner, Alvina Reihan, Rimma Vedom (1996)
Application of the integrated hydrological modelling system IHMS-HBV to pilot basin in Estonia
68. Sara Larsson, Rikard Lidén (1996)
Stationstäthet och hydrologiska prognoser
69. Maja Brandt (1996)
Sedimenttransport i svenska vattendrag exempel från 1967-1994
70. Svenskt Vattenarkiv (1996)
Avrinningsområden i Sverige. Del 4. Vattendrag till Västerhavet
71. Svenskt Vattenarkiv (1996)
Svenskt sjöregister. 2 delar
72. Sten Lindell, Lars O Ericsson, Håkan Sanner, Karin Göransson SMHI Malgorzata Mierkiewicz, Andrzej Kadlubowski, IMGW (1997)
Integrated Hydrological Monitoring and Forecasting System for the Vistula River Basin. Final report
73. Maja Brandt, Gun Grahm (1998)
Avdunstning och avrinningskoefficient i Sverige 1961-1990. Beräkningar med HBV-modellen
74. Anna Eklund (1998)
Vattentemperaturer i sjöar, sommar och vinter - resultat från SMHIs mätningar
75. Barbro Johansson, Magnus Edström, Katarina Losjö och Sten Bergström (1998)
Analys och beräkning av snösmältningsförlopp
76. Anna Eklund (1998)
Istjocklek på sjöar.
77. Björn Bringfelt (1998)
An evapotranspiration model using SYNOP weather observations in the Penman-Monteith equation
78. Svenskt Vattenarkiv (1998)
Avrinningsområden i Sverige. Del 2 Vattendrag till Bottenhavet
79. Maja Brandt, Anna Eklund (1999)
Snöns vatteninnehåll Modellberäkningar och statistik för Sverige
80. Bengt Carlsson (1999)
Some facts about the Torne and Kalix River Basins.
A contribution to the NEWBALTIC II workshop in Abisko June 1999
81. Anna Eklund (1999)
Isläggning och islossning i svenska sjöar
82. Svenskt Vattenarkiv (2000)
Avrinningsområden i Sverige. Del 1. Vattendrag till Bottenviken

83. Anna Eklund, Marie Gardelin, Anders Lindroth (2000)
Vinteravdunstning i HBV-modellen - jämförelse med mätdata
84. Göran Lindström, Mikael Ottosson Löfvenius (2000)
Tjäle och avrinning i Svartberget – studier med HBV-modellen
85. Bengt Carlsson och Göran Lindström (2001)
HBV-modellen och flödesprognoser
86. Josef Källgård (2001)
Snow distribution in a mountainous region. A remote sensing study
87. Johan Andréasson, Anders Gyllander, Barbro Johansson, Josef Källgård, Sten Lindell, Judith Olofsson, Angela Lundberg (2001)
Snötaxering med georadar - Bättre vårflödesprognoser med HBV-modellen?
88. Deliang Chen, Barbro Johansson (2003)
Temperaturens höjdberoende – En studie i Indalsälvens avrinningsområde
89. Agne Lärke, Håkan Sanner, Anna Johnell (2003)
Utvärdering av SMHI:s prognos- och varningstjänsts verksamhet under flödena januari till mars 2002 i sydvästra Sverige
90. Johan Jansson (2003)
Satellite data on snow cover in the HBV model. Method development and evaluation
91. Charlotta Pers (2003)
BIOLA – BIOgeochemical LAke Model Manual
92. Carl Granström (2003)
Utvärdering av SMHI:s prognos- och varningstjänsts verksamhet under flödet i området runt Emån juli 2003
93. Carl Granström (2003)
Modell för prognos av tidpunkt och karaktär för islossningen i Torne älv
94. Maja Brandt och Gun Grahn, SMHI. Erik Årnfelt och Niclas Bäckman, Länsstyrelsen Östergötland (2004)
Anpassning av TRK-systemet från nationell till regional nivå samt scenarioräkningar för kväve – Tester för Motala Ström
95. Carl Granström (2004)
Utvärdering av SMHI:s hydrologiska prognos- och varningstjänst under flödet i södra Lappland juli 2004
96. Carl Granström (2004)
Utvärdering av SMHI:s hydrologiska prognos- och varningstjänst under flödet i Småland juli 2004
97. Carl Granström (2004)
Utvärdering av SMHI:s hydrologiska prognos- och varningstjänst under flödet i nordvästra Lappland juli 2004
98. Tahsin Yacoub, Ylwa Westman, Håkan Sanner, Bernth Samuelsson (2005)
Detaljerad översvämningskarta för Eskilstunaån. Ett projekt inom KRIS-GIS
99. Carl Granström (2005)
Utvärdering av SMHI:s hydrologiska prognos- och varningstjänst under vårfloden i fjällen juni 2005
100. Tahsin Yacoub, Håkan Sanner (2006)
Vattenståndsprognoser baserade på översiktlig kartering. En fallstudie
101. Göran Lindström (2006)
Regional kalibrering av HBV-modellen
102. Kurt Ehlert (2006)
Svenskt Vattendragsregister
103. Charlotta Pers (2007)
HBV-NP Model Manual
104. Barbro Johansson, Göran Lindström, Jonas Olsson, Tahsin Yacoub, Günter Haase, Karin Jacobsson, Anna Johnell, Håkan Sanner (2007)
Översvämningsprognoser i områden med ofullständiga data. Metodutveckling och utvärdering

105. Carl Granström, Anna Johnell, Martin Häggström (2007)
Utvärdering av SMHIs hydrologiska prognos- och varningstjänst under höga flöden i sydvästra Sverige - nov 2006 till jan 2007
106. Johan Andréasson, Sara-Sofia Hellström, Jörgen Rosberg, Sten Bergström (2007)
Översiktlig kartpresentation av klimatförändringars påverkan på Sveriges vattentillgång - Underlag till Klimat- och sårbarhetsutredningen
107. Berit Arheimer, Charlotta Pers (2007)
Kväveretention i svenska sjöar och vattendrag – betydelse för utsläpp från reningsverk
108. Calle Granström, Martin Häggström, Sten Lindell, Judith Olofsson, Anna Eklund (2007)
Utvärdering av SMHIs hydrologiska prognos- och varningstjänst under höga flöden i Götaland – juni och juli 2007
109. Niclas Hjerdt, Markus Andersén, Christer Jonsson och Dan Eklund (2007)
Hydraulik i Klarälvens torrfåra vid tappningar från Höljes kraftverksdamm
110. Sara-Sofia Hellström, Göran Lindström (2008)
Regional analys av klimat, vattentillgång och höga flöden
111. Calle Granström, Linda Gren, Magdalena Dahlin, Sara-Sofia Hellström (2008)
Utvärdering av SMHIs hydrologiska prognos- och varningstjänst under höga flöden under vårfloden 2008
112. Gitte Berglöv, Jonas German, Hanna Gustavsson, Ulrika Harbman, Barbro Johansson (2009)
Improvement HBV model Rhine in FEWS. Final report
113. Katarina Norén, Carl Granström, Roger Eriksson (2010)
Utvärdering av SMHIs hydrologiska prognos- och varningstjänst under vårfloden i södra Sverige 2010
114. Katarina Norén, Carl Granström, Roger Eriksson (2010)
Utvärdering av SMHIs hydrologiska prognos- och varningstjänst under vårfloden i Norrland 2010
115. Gunn Persson, Sara-Sofia Asp, Karin Dyrestam, Dan Eklund, Anders Gyllander, Kristoffer Hallberg, Anna Johnell, Yacoub Tahsin och Else-Marie Wingqvist (2011)
Detaljerad översvämningsskartering av nedre Torneälven
116. Jonas Olsson, Johan Södling, Fredrik Wetterhall (2011)
Högupplösta nederbördsdata för hydrologisk modellering: en förstudie
117. Sven Fremling, Thore Karlin, Birgitta Raab, Eva Edquist, Anna Eklund (2012)
Is på sjöar och älvar
118. Gunn Persson (2011)
Islossning i Torneälven
119. Göran Lindström, Alena Bartosova, Niclas Hjerdt och Johan Strömqvist (2017)
Uppehållstider i ytvatten i relation till vattenkvalitet -NET, ett generellt uppskalningsverktyg
120. Katarina Stensen, Aino Krunegård, Kristina Rasmusson, Bettina Matti, Niclas Hjerdt (2019)
Sveriges vattentillgång utifrån perspektivet vattenbrist och torka – Delrapport 1 i regeringsuppdrag om åtgärder för att motverka vattenbrist i ytvattentäcker.
121. Katarina Stensen, Bettina Matti, Kristina Rasmusson, Niclas Hjerdt (2019)
Modellstudie för att undersöka åtgärder som påverkar lågflöden – Delrapport 2 i regeringsuppdrag om åtgärder för att motverka vattenbrist i ytvattentäcker.

122. Göran Lindström (2019)
Hydrologiska aspekter på åtgärder mot
vattenbrist och torka inom
avrinningsområden.
123. Karin Jacobsson, Daniel Carlsson (2020)
Historisk specifik flödeseffekt. Lutningar
och bredder för historiska förhållanden
Pilotsträckan Motala ström mellan Vättern
och Roxen.
(ej publicerad)
124. Johan Strömqvist, Eva Johansson, Maria
Elenius, Elisabeth Bölenius, Maria Bertrand,
Carin Hayer (2020)
Förbättrad vattenbalansberäkning genom
inkludering av jordbruksbevattning
125. Niclas Hjerdt (2020)
Trender i vattenbalans 1961-2019
(ej publicerad)
126. Karin Lundgren Kownacki (2020)
Ökad kunskap om Sveriges vattenuttag
127. Jessica Henestål, Jenny Ranung, Anders
Gyllander, Åsa Johnsen, Håkan Olsson, Ola
Pettersson, Ylva Westman, Else-Marie
Wingqvist (2015)
Arbete med SVAR version 2012_1 och
2012_2, Svenskt Vattenarkiv, en databas
vid SMHI
128. Ylva Westman, Håkan Olsson, Ola
Pettersson, Else-Marie Wingqvist, Daniel
Björkert (2017)
Arbete med SVAR version 2016, Svenskt
Vattenarkiv, en databas vid SMHI
129. Åsa Johnsen (2021)
(ej publicerad)

Denna sida är avsiktligt blank



Swedish Meteorological and Hydrological Institute
SE 601 76 NORRKÖPING
Phone +46 11-495 80 00 Telefax +46 11-495 80 01

ISSN 0283-7722

