



Beräkning av näringsämnestillförsel till ytvatten och retention i sjöar och vattendrag för PLC8-rapportering

Underlagsrapport till Pollution Load Compilation 8

Johan Strömqvist, Maria Elenius, Göran Lindström, Charlotta Pers, Johan
Temnerud, SMHI

Avtal: 1026-2021

På uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten

Utgivare: Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut

Adress: 601 76 Norrköping

Startår: 2006

ISSN: 1653-8102

SMED utgör en förkortning för Svenska MiljöEmissionsData, som är ett samarbete mellan IVL Svenska Miljöinstitutet, Statistikmyndigheten SCB, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) och Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI). Samarbetet inom SMED inleddes 2001 med syftet att långsiktigt samla och utveckla den svenska kompetensen inom emissionsstatistik kopplat till åtgärdsarbete. På uppdrag av Naturvårdsverket samt Havs- och vattenmyndigheten säkerställer SMED framtagandet av underlag till Sveriges internationella rapportering avseende utsläpp till luft och vatten, avfall, farliga ämnen, buller samt åtgärder. Miljöstatistik tas även fram för nationella och regionala behov, såsom för uppföljningen inom det svenska miljömålssystemet där SMED bidrar med underlag till både etappmål och miljö kvalitetsmål. SMED utvecklar även nya metoder och tar fram statistik för uppföljning av Sveriges nationella avfallsplan och avfallsförebyggande program. Mer information finns på SMED:s webbplats www.smed.se.

Innehåll

INNEHÅLL	4
SAMMANFATTNING	6
SUMMARY	7
BAKGRUND	8
METOD	9
HYPE – en hydrologisk modell med beräkning av vattenkvalitetsvariabler	9
Sverigetillämpningen av HYPE-modellen	10
Beräkning av näringstillförsel till ytvatten från olika typer av markklasser och från atmosfärdeposition	12
Näringsläckage från jordbruksmark	12
Näringsläckage från skogsmark, sankmark, fjäll och övrig öppen mark	14
Näringsbelastning från tätort	17
Markbelastning från små avlopp	17
Näringstillförsel med atmosfärdeposition	18
Ytvattnets direkta källor, transport och retention	18
Direkta källor till ytvatten	20
Ytvattenprocesser	21
Kalibrering av modellen	22
Avrinning	23
Näringsläckage från jordbruksmark	23
Näringsläckage från skogsmark, sankmark, fjäll och övrig mark	24
Näringsbelastning från tätort	24
Retention av kväve och fosfor i vattendrag och sjöar	24
Mätdata	25
Modellutvärderingsmått	26
Bakgrundsberäkningar	27

RESULTAT OCH DISKUSSION	29
Avrinning	29
Kväve och fosfor från jordbruksmark	31
Modellens förmåga att fånga skillnader mellan jordarter	31
Modellens förmåga att fånga regionala trender	33
Kväve och fosfor från skogsmark, sankmark, fjäll och övrig mark	34
Modellens förmåga att fånga skillnader mellan markanvändningar	34
Jämförelse av regionala mönster med resultat från PLC7	35
Modellens förmåga att fånga regionala trender	36
Resultat för hela landet efter kalibrering av ytvattenprocesser	37
Modellens förmåga att fånga regionala mönster	37
Modellens förmåga att fånga tidsdynamik	41
SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER	44
REFERENSER	45

Sammanfattning

SMED utgör en förkortning för Svenska MiljöEmissionsData, som är ett konsortium bestående av IVL, SCB, SLU och SMHI.

I följande rapport beskrivs delar av det modellsystem som tagits fram för att leverera underlag för Sveriges bidrag till HELCOM:s åttonde Pollution Load Compilation (PLC8). I rapporten beskrivs beräkning av tillförsel av kväve och fosfor till ytvatten från olika källor samt transport och näringsretention i vattendrag och sjöar. Beräkningarna bygger på HYPE-modellen som har satts upp för beräkning av hela landet. Metodiken skiljer sig på några punkter från tidigare beräkningar för HELCOM-rapportering. Främsta skillnaden är att ny metodik använts för beräkningar av läckage från bland annat skogsmark, sankmark och fjäll, samt att belastningen på havet hämtas direkt från HYPE istället för att använda databasen TBV. Modellen har kalibrerats och utvärderats mot ett stort antal tidserier med flödesobservationer samt kväve- och fosforhalter i vattendrag. Resultaten visar att modellen relativt väl beskriver rumsliga skillnader i vattenflöden samt kväve- och fosforhalter i svenska vattendrag.

Nyckelord: Retention, Näringsläckage, Kväve, fosfor, Pollution Load Compilation

Summary

This report describes parts of modelling system used for calculating nitrogen and phosphorus transport to the Swedish coastline, as part of the Swedish contribution to HELCOM's 8th Pollution Load Compilation (PLC8). The methods for estimating the various sources of nitrogen and phosphorus to the surface water system, and the transport and retention processes in surface waters are described. The developed system builds on the HYPE hydrology and water quality model which was set up for Sweden. The new model differs in some way from the model used in the previous PLC reporting. The main difference is the methodology used for calculating nutrient leaching from woodland, wetlands and mountainous areas. The model has been calibrated and validated on a large data set of time-series data with flow discharge and riverine concentrations of nitrogen and phosphorus. Results show that the model generally captures the spatial variability in river discharge and average nitrogen and phosphorus concentrations across Sweden.

Bakgrund

Havs- och vattenmyndigheten har gett SMED i uppdrag att kvantifiera utsläppen från diffusa källor samt punktkällor från land till hav till HELCOM:s åttonde periodiska rapportering (PLC8). Den slutliga nationella modellen som låg till grund för rapporteringen inför förra rapporteringen (PLC7) benämndes SMED-HYPE och bygger på beräkningsmodellen HYPE. Parallellt med SMED-HYPE har en annan nationell HYPE-uppsättning (S-HYPE) funnits med ungefärligt samma representation av retentionsprocesser men med annan beräkning av kväve- och fosforläckage från mark. Indata har också skiljt sig åt mellan dessa modelluppsättningarna i vissa avseenden.

Tanken med den nya modellen som utvecklats för PLC8 har varit att jämka samman dessa två modeller och nyttja bägge modellernas styrkor för att kunna leverera robusta resultat över kväve- och fosforbelastning i hela landet. De modellresultat som levereras till HELCOM är ett utdrag för det enskilda året 2021.

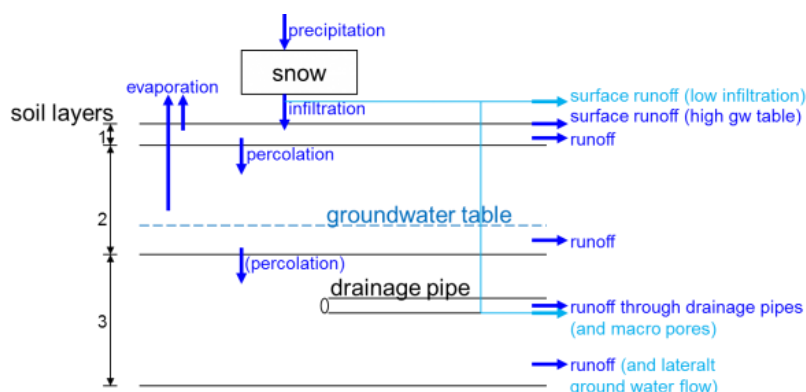
Metod

I följande avsnitt beskrivs HYPE-modellens generella uppbyggnad och den nya tillämpningen för PLC8-rapportering översiktligt. Fokus ligger på beskrivning av hur tillförsel av kväve och fosfor från punktutsläpp och diffusa källor uppskattas, samt hur dessa ämnen transporteras, från källa till hav, i vattendrag och sjöar.

HYPE – en hydrologisk modell med beräkning av vattenkvalitetsvariabler

HYPE-modellen är en hydrologisk modell, utvecklad på SMHI, med integrerad beräkning av vattenkvalitetsvariabler, inklusive kväve och fosfor. Modellen (Version 5.19.0 av modellkoden användes för det här arbetet) är tillgänglig som öppen källkod. Modellen möjliggör storskalig beräkning av faktorer knutna till vattenresurser och vattenkvalitet, men också annan hydrologisk information med varierande geografisk detaljeringsgrad. Modellen beskrivs i Lindström m.fl. (2010), men för aktuell och uppdaterad information om modellen hänvisas till webbkällor, t.ex. HypeWeb (hypeweb.smhi.se).

Landskapet i en HYPE-tillämpning delas in i delavrinningsområden. Varje delavrinningsområde har en fördelning av så kallade markklasser, typiskt kombination av markanvändning och jordart, och vattenklasser. Varje markklass representeras som en markprofil med upp till tre markskikt. Beräkning av mängden vatten och ämnen i markskikten, flöden mellan markskikt och processer simuleras med dygns-tidssteg (Figur 1). Markavrinning, som kan ske från samtliga markskikt, bidrar tillsammans med ytavrinning till den totala avrinningen från markklassen. Lösta ämnen i markvattnet förs med avrinnande vatten från respektive markskikt till modellens ytvattenrepresentation där de transporteras vidare genom vattendrag och sjöar till havet. HYPE:s ytvattenrepresentation består dels av vattenklasserna (främst sjöar) och dels av åar. Kväve delas in i oorganiskt och organiskt kväve (benämns IN och ON härfter) och fosfor i löst reaktivt (SP) och övrig fosfor (PP) vilket inkluderar partikulärt bundet och organiska fosforformer. Mängden löst kväve och fosfor i de olika markskikten styrs av källor och sänkor och omvandlingsprocesser.



Figur 1. Vattenflöden i en markklass i HYPE-modellen. Översättning: precipitation - nederbörd, percolation - perkolation, runoff - avrinning, surface runoff: - ytavrinning, drainage pipe – dräneringsrör (täckdikning), ground water table - grundvattenyta.

Sverigetillämpningen av HYPE-modellen

Den nya nationella modellen för PLC8 bygger på ett stort antal databaser (Tabell 1) som sammanställdes och bearbetades för att skapa indatafiler som HYPE-modellen kunde hantera. Uppsättningen av den första nationella modellen baserad på HYPE-modellen (S-HYPE) beskrivs i Strömquist m.fl. (2012). Hydrografiska data bygger i aktuell version på data från Svenskt Vattenarkiv (SVAR version 2016:8). Totalt simuleras 39 653 delavrinningsområden i modelluppsättningen. Eftersom endast modellresultat för 2021 skulle levereras användes data som till största möjligaste mån skulle representera det året.

Tabell 1. Beskrivning av indata som har använts i den nya modellen för PLC8-rapportering

Indata	Källa	Upplösning/frekvens	Tidpunkt
Nederbörd	PTHBV (SMHI)	4 km, dygn	1961-
Temperatur	PTHBV (SMHI)	4 km, dygn	1961-
Markanvändning¹⁾	1. Skiftes- och blockdata (Jordbruksverket) 2. Faktiskt avverkad areal (Skogsstyrelsen) 3. Svensk marktäckedata (SMD, glaciärer och limnoga våtmarker i Sverige) 4. Nationella Marktäckedata (NMD, övrig mark, Sverige) 5. Corine 2012 (utanför Sverige)	1. - 2. - 3. 25 m 4. 10 m 5. 100 m	1. 2019 2. 2010/15-2019 3. 2000 4. 2018 5. 2012
Jordarter	1. Digitala åkermarkskartan ²⁾ i kombination med	1. 50 m 2. 1:25-750k 3. 1 000 m	1. 2019 2. - 3. -

	jordartskartan för jordbruksmark från PLC6 ³⁾ 2. SGU (övrigt, Sverige) 3. ESDB (utanför Sverige)		
Jorrdjup	SGUs jorrdjupskarta	10 m	
Punktkällor	Svensk MiljörapporteringsPortalen (SMP)		2021
Små avlopp	Sammanställda inom projektet		2021
Atmosfärsdeposition	1. SMHI:s databas MATCH, kväve ^{4a)} 2. IVL projektdata, fosfor ^{4b)}	1. 20 km, månad 2. 2 km, år	1. 2010-2020 2. 2019-2020
Mätdata, vattenföring	SMHI	Ca 600 stationer, dygn	1961-
Mätdata, vattenstånd	SMHI	Ca 200 stationer, dygn	1961-
Hydrologiskt nätverk	SMHI (SVAR 2016:8)	53 786 avrinningsområden sammanslagna till 39 653 beräkningsområden	
Sjöar	SMHI	36 267 st ⁵⁾	
Regleringar	Regleringsföretagen m.m.		
Mätdata kväve, fosfor och sediment	Miljödata-MVM (SLU)	~950 stationer (N&P), ~månad	2008-2021
Höjddata	Lantmäteriet	50 m	
Anlagda våtmarker	Våtmarksdatabasen i vattenwebb (Jordbruksverket och Länsstyrelser)		2018
Typhalter jordbruksmark	SOIL-N och ICECREAM-beräkningar (projektleverans) ⁶⁾	22 läckageregioner	2019
Dagvattenbelastning	STORMTAC-beräkningar inom PLC8-projektet, StormTac Database (2022)	Tätortspolygoner	2021

¹⁾Widén m.fl. (2023), ²⁾Persson och Söderström (2019), ³⁾Djordjic (2015) ^{4a)} Månadsmedel användes. Se metodbeskrivning i Alpfjord, Wylde m.fl. (2021), ^{4b)} Medel av årsvärden användes.⁵⁾ Varav 9865 st utloppssjöar. ⁶⁾ Johnsson m.fl. (2023).

Vissa områden i Norge och Finland är medtagna i modelluppsättningen. Det gäller områden vars vattendrag rinner till Sverige. I Finland gäller detta främst den finska delen av Torneälvens avrinningsområde. Dessutom simuleras områden i Norge (främst Glommas avrinningsområde) som påverkar den svenska kustzonen.

Beräkning av näringstillförsel till ytvatten från olika typer av markklasser och från atmosfärdeposition

Utifrån markanvändnings- och jordartskartor definierades markklasser med liknande egenskaper. Dessa markklasser återfinns i olika delar av landet. En viss markklass har samma parametervärden oberoende av geografisk plats men simulerad avrinning och markläckage skiljer sig åt beroende på t.ex. skillnader i meteorologi och näringsämneskällor.

För PLC-rapporteringen delades det modellerade området in i tre huvudsakliga marktyper med sinsemellan olika beräkningsmetodik av kväve- och fosforläckage.

- Jordbruksmark
- Mark inom tätort
- All övrig mark

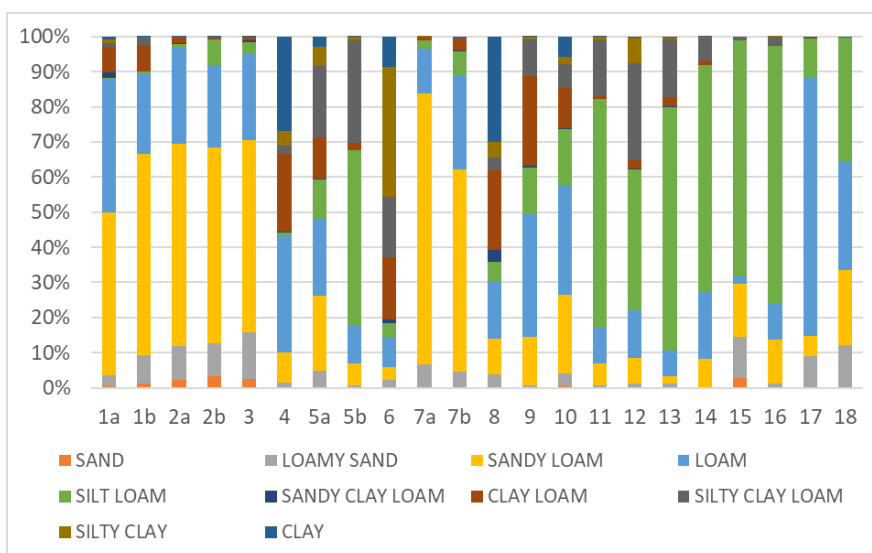
Näringsläckage från jordbruksmark

Markläckaget från jordbruksmark baserades på simulerad markhydrologi från HYPE för olika markklasser samt så kallade typhalter för kväve- och fosforläckage. Dessa halter beräknades inom projektet för olika kombinationer av grödor och jordarter i NLeCCs-systemet (Johnsson m.fl., 2019 och 2023) som bygger på beräkningsmodellerna SOIL/SOIL-N (kväve) och ICECREAM (fosfor). Dessa halter räknades ut för 22 stycken läckageregioner i Sverige (Figur 2), vilka karakteriseras av olika klimat, produktionsinriktning, gödslings- och produktionsnivåer. I varje läckageregion beräknades typhalter för 10 jordarter och 15 grödor. För fosfor påverkade också markens lutning och fosforinnehåll. Typhalterna delades upp i kvävefraktionerna IN och ON och fosforfraktionerna SP och PP. Typhalterna avser så kallat rotzonläckage, kväve och fosfor som passerat förbi rotzonen. Dessa ämnen kan inte längre tas upp av växtligheten och är därmed ej längre påverkbara av olika odlingsåtgärder inom jordbruket. Läckaget räknades ut utifrån grödfördelning och jordbruksstatistik för år 2019 (Johnsson m.fl., 2023). Åkermark utanför Sverige antogs bestå av hälften vall, hälften vårkorn.

En arealviktad medelläckagehalt för åkergrödorna på en viss jordart inom ett delavrinningsområde beräknades. För betesmarkens läckage användes typhalter för extensiv vall. De viktade typhalterna kopplades till avrinnande vatten från de två övre markskikten i modellen samt till dräneringsvatten från täckdiken för direkt transport till modellens ytvattensystem.

Typhalterna applicerades även på perkolerande vatten till modellens tredje markskikt där en reduktion av ämnena antogs vilket skulle motsvara den retention och reduktion som kan uppstå i den mättade zonen. Halterna i detta markskikt antogs vara exponentiellt avtagande. Kvarvarande ämnen i detta markskikt följde sedan med avrinnande vatten från skiktet och blandades med övrig avrinning för transport till ytvatten.

Beräkningar gjordes för tio jordarter uppdelade efter den internationella texturklassificeringen enligt FAO. Den Digitala åkermarkskartan (Persson och Söderström, 2019) utgjorde grunden för klassificeringen tillsammans med jordbruksmarkens jordartskarta enligt PLC6 (Djordjic, 2015). För jordbruksmark som inte täcks av dessa kartor användes istället läckageregionens jordartsfördelning (Figur 2).





Figur 2. Läckageregioner och fördelning av jordarter på jordbruksmarken i dessa.

Näringsläckage från skogsmark, sankmark, fjäll och övrig öppen mark

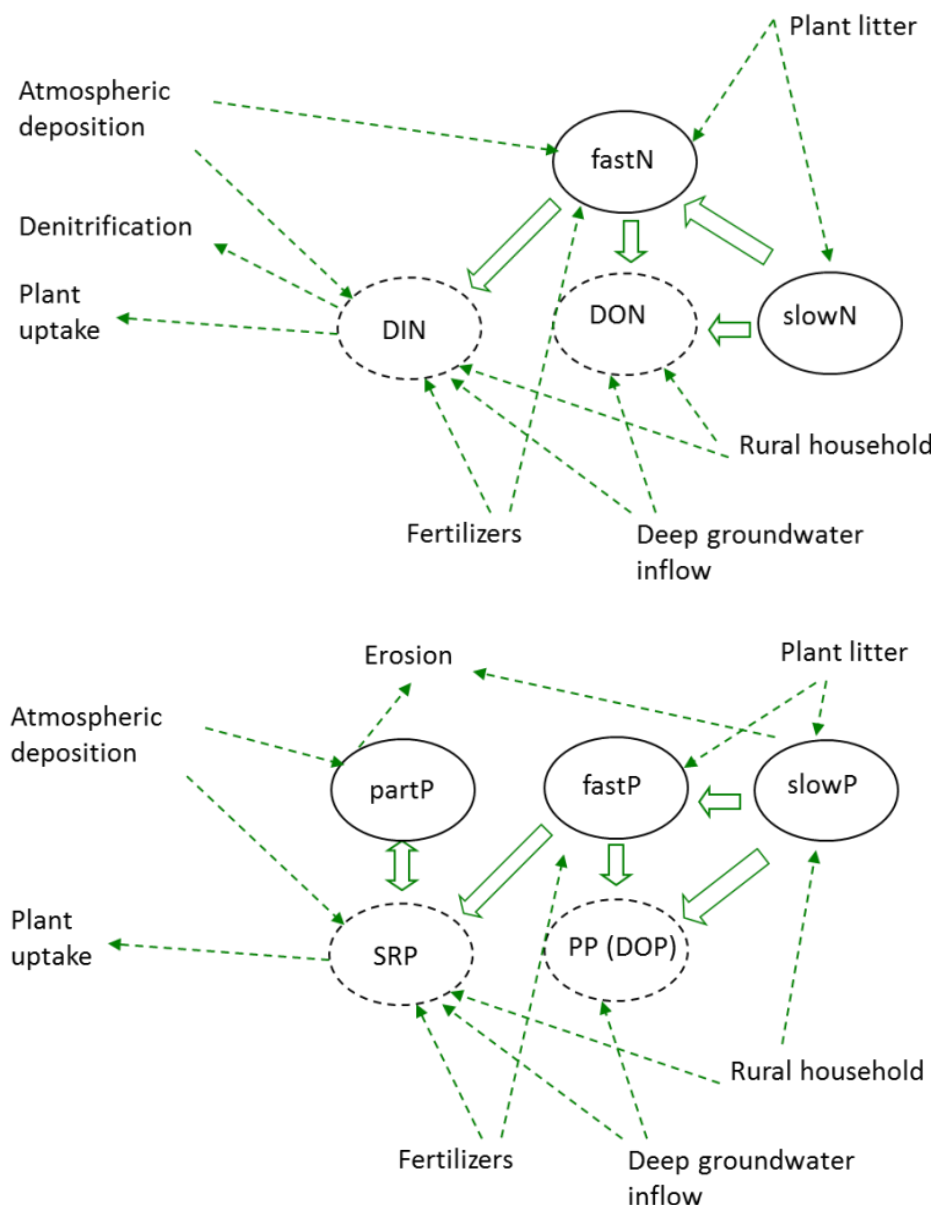
Läckage från de ytor som inte räknas som jordbruksmark eller faller inom tätortsområden beräknades med det gängse sättet att beräkna markhydrologi och närsaltprocesser i HYPE (se t.ex. Lindström m.fl., 2010). I och med att nya datakällor användes för markanvändning både jämfört med S-HYPE och SMED-HYPE så delades marken in i nya typer av markklasser som skiljer sig något åt från nämnda modeller. För dessa markklasser simulerades halten av lösta ämnen som en funktion av sänkor, källor och interna processer (Figur 3). I modellens markskikt finns de olika formerna av lösta ämnen representerade, samt fasta ämnen (fast organiskt material och partikulärt bunden fosfor). Potentiellt växtupptag beskrivs av upptagsfunktioner som parameteriserades för olika vegetationstyper. Det verkliga upptaget är begränsat av tillgängliga näringsämnen. Denitrifikation är en sänka för oorganiskt kväve som styrs av markskiktstemperatur och markfuktighet. Atmosfärsdeposition tillförs marken antingen som våtdeposition (med nederbörd) eller som torrdeposition. I denna modelluppsättning lades all deposition in som torrdeposition. Fosfordeposition simulerades endast på vattenklasser i denna modelluppsättning, inte på markklasser.

Utifrån markanvändningskartan och jordartskartan grupperades landskapet i följande mark- och jordartstyper (Tabell 2). Vissa av markklasserna delades vidare in i en mäktig och en tunnare klass utifrån uppgifter från SGU:s jorddjupskarta.

Tabell 2. Markanvändning- och jordartsklasser (icke jordbruksmark) som simuleras i modellen och andel av den modellerade ytan (inkluderar även delarna i Norge och Finland).

Markanvändning	Andel av modellen
Glaciär	0,1 %
Kalfjäll	2,4 %
Hällmark	0,3 %
Öppen våtmark (mosse)	8,7 %
Skogbeklädd våtmark	3,6 %
Kärr	0,1 %
Gran- och blandbarrskog	16,1 %
Tallskog	13,6 %
Blandskog	6,5 %
Lövskog	5,9 %
Ungskog	8,3 %
Hygge	3,1 %
Låg fjällskog	2,4 %
Hedmark (ej fjäll)	3,5 %
Fjäll med låg vegetation	5,4 %

Jordart	Andel av modellen
Morän	51,1 %
Tunn jord och kalt berg	17,2 %
Torv	16,4 %
Isälvmaterial	1,9 %
Grovjord	2,7 %
Silt	0,3 %
Finjord och lera	2,3 %



Figur 3. Schematisk beskrivning av källor, sänkor och transformationer av kväve (övre) och fosfor (nedre) i ett markskikt i HYPE-modellen. Ovalerna anger pooler av kväve och fosfor i markskikten, där streckade ovaler anger pooler av lösta former av kväve och fosfor som rör sig med vattenflöden. Tjocka pilar anger omvandlingar mellan pooler och streckade pilar anger källor och sänkor. FastN/P och slowN/P representerar förråd i marken av kväve och fosfor i snabbt respektive långsamt nedbrytbart organiskt material. PartP är fosfor bundet till mineral i marken. DIN och DON är löst oorganiskt respektive organiskt kväve och SRP är löst reaktivt fosfor och PP (DOP) är löst organiskt fosfor. Översättning: atmospheric deposition – atmosfärsdeposition, plant uptake -vegetationsupptag, denitrification - denitrifikation, plant litter - växtrester, rural households – små avlopp, erosion – jorderosion. Djup grundvattenströmning (deep groundwater flow), gödsling (fertilizers) samt fosfordeposition på markklasserna för skogsmark, sankmark och fjäll simulerades inte i PLC8-modellen

Näringsbelastning från tätort

Läckage från områden inom definierade tätortspolygoner beräknades utifrån dagvatten- och recipientmodellen Stormtac med tillhörande databas (StormTac Database, 2022). I tidigare beräkningar (PLC6 och PLC7) lades Stormtac-belastningen in som en punktkälla medan den i denna uppsättning hanteras som en diffus källa. Belastningsdata från Stormtac levererades per delavrinningsområde. Denna belastning fördelades på de ingående markklasserna inom tätort i respektive delavrinningsområde. En förenklad markanvändningsklassifikation användes inom tätorter (hårdgjorda ytor, semiurban mark, blandskog, öppen mosse och kärr). I modellen delades den årliga beräknade belastningen upp i en daglig belastning som lades till en pool på markytan. Vid nederbördstillfällen urlakades denna pool varvid ämnena följde med vattnet via dess flödesvägar till vattendrag, antingen som ytavrinning eller via avrinning längre ned i markprofilen. Ämnen som rör sig via markskikten kan i modellen brytas ned på vägen till ytvattnet. Eftersom Stormtac-koefficienter bygger på mätningar i vattendrag, d.v.s. efter eventuell markretention, inaktiverades dock denna nedbrytning i tillämpningen.

Jordbruksmark samt ytvatten inom tätortspolygoner hanterades inte enligt denna metod utan simulerades enligt beskrivning i avsnitten om jordbruksläckage samt ytvatten.

Markbelastning från små avlopp

Belastning av fosfor och kväve från små avlopp (<200pe, som till och med PLC5 kallades enskilda avlopp) tillfördes modellen. Beräkning av bruttobelastning per delavrinningsområde av totalkväve och totalfosfor från små avlopp (efter rening) beskrivs i Olshammar (2021). I beräkningen separerade belastning från markbaserade anläggningar från övriga avlopp. Det kan antas att en del av belastningen från små markbaserade avloppsanläggningar reduceras genom processer i mark och grundvatten innan de når ytvatten. För att ta hänsyn till denna reduktion lades den delen av den beräknade belastningen till de tredje markskikten i markklasserna inom ett delavrinningsområde. Undantag gjordes för markklasser inom en tätortspolygon och för markklasser som inte tilldelats tre markskikt (det senare gällde kalvfjäll, hållmark, och semi-urban mark på tunn jord och kalt berg utanför tätort). Retentionsprocesser i mark minskade mängden av ämnena som läckte ut till vattendragen. Belastning från övriga avlopp (ej markbaserade anläggningar) lades på som direkta källor till ytvatten och beskrivs i kapitlet nedan.

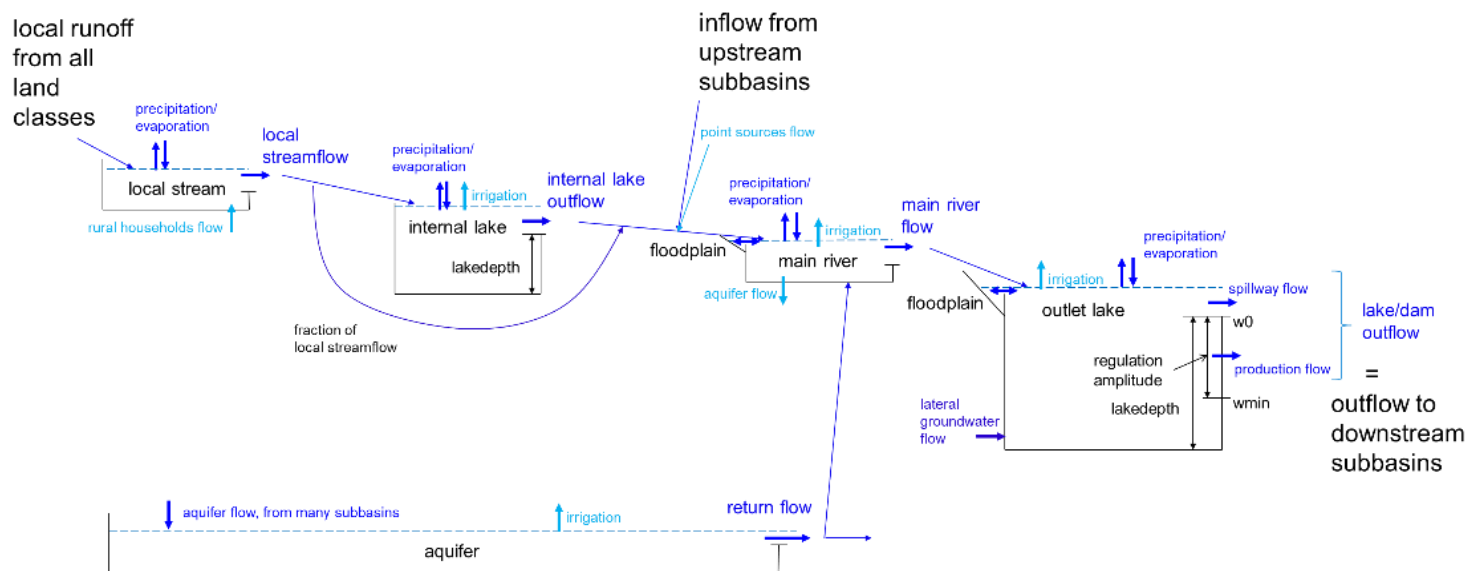
Näringstillförsel med atmosfärdeposition

Månatlig torr- och våtdeposition av kväve beräknades med MATCH-modellen för Sverige och tillrinnande områden i Norge och Finland (Alpfjord Wylde m.fl., 2021). Dessa griddade data tolkades i projektet om till areaviktade medelvärden per delavrinningsområde. Torrdepositionen är beräknad för olika markanvändningar. För detta projekt summerades torrdepositionen till tre övergripande markanvändningar – öppen mark, skog och vatten. Sedan beräknades totaldepositionen genom att också inkludera våtdepositionen (som inte var uppdelat per markanvändning). Totaldepositionen som används i projektet är angiven som månadsmedelvärden baserat på perioden 2010 – 2020. I modellen lades hela denna deposition som en daglig belastning oberoende av om det kom nederbörd eller inte.

Årlig totaldeposition för fosfor inom Sverige (ej tillrinnande områden) beräknades inom ramen för projektet, uppdelat per skog och öppen mark (Karlsson m.fl., 2021). Även här gjordes griddade data om till areaviktade medelvärden per delavrinningsområde som ett första steg i bearbetning av data. Sedan beräknades ett medelvärde över åren 2019, 2020 och 2021. Depositionen som på detta sätt beräknats för öppen mark användes för deposition på alla vattenytor. Fosfordeposition på skog och öppen mark simulerades inte explicit, men dess effekt på fosforläckage kan antas ingå indirekt då modellen kalibrerades mot mätdata i vattendrag.

Ytvattnets direkta källor, transport och retention

I HYPE tillförs avrinnande vatten med tillhörande halter av de simulerade ämnena från samtliga markklasser samt direkta källor till ytvatten inom ett delavrinningsområde modellens ytvattensystem. Ytvattensystemet i ett område (Figur 4) består dels av lokala vattendrag och sjöar som tar emot vatten genererat inom delavrinningsområdet, dels ett huvudvattendrag som tar emot lokalt vatten samt vatten från uppströms liggande områden. Vid slutet av huvudvattendraget innan nästa delavrinningsområde tar vid kan det finnas en sjö eller större damm.



Figur 4. Schematisk bild av HYPE-modellens ytvattensystem. Djupa akvifärer och översvämningssytor (floodplain) simulerades inte i denna modelluppsättning. Översättning och förklaring av valda termer: outlet lake – utloppssjö, main river – huvudvattendrag, local stream – lokal åfåra, Internal lake – sjö som ej är belägen på huvudåfåran.

Direkta källor till ytvatten

Utöver det diffusa läckaget tillkommer källor av kväve och fosfor direkt till ytvattensystemet. Dessa utgörs av vatten från avloppsreningsverk, industri (inklusive fiskodlingar) och små avlopp. Dessutom tillkommer atmosfäriskt nedfall på vattenytorna.

Större punktkällor

Uppgifter om punktutsläpp från tillståndspliktiga avloppsreningsverk (B-anläggningar, större än 2000 personekvivalenter (pe)) och industrier (A- och B-anläggningar, med rening och utsläpp i egen regi) erhöles från länsstyrelsernas databas Svenska Miljörapporteringsportalen (SMP) avseende år 2021. Utsläpp anges som kg/år och vattenflöde i 1000 m³/år. Koordinaterna för respektive anläggning hämtades från avloppsdirektivet för reningsverk och leveransfiler i PLC7 för alla övriga punktkällor (industrier och fiskodlingar). För nyttillkomna punktkällor användes utsläppskoordinaterna i SMP. Anmälningspliktiga avloppsreningsverk (C-anläggningar, 200–2000 pe) saknar i regel rapporterade utsläpp och uppgifter kunde därför inte tas fram från SMP. En personekvivalent (pe) motsvarar den mängd nedbrytbart organiskt material som har en biokemisk syreförbrukning på 70 gram löst syre per dygn under sju dygn (BOD₇). Den utgående mängden kväve respektive fosfor beräknades därför, när dessa uppgifter saknades, genom att multiplicera reningsverkets storlek i pe med schablonmängder. Antal personekvivalenter för ett reningsverk beräknades i första hand från den inkommande BOD-belastningen (ett vanligt använt mått på mängden biologiska nedbrytbart material) som landets kommuner angivit i enkätstudier. I andra hand användes antal anslutna personer eller dimensionering av reningsverket. Enbart reningsverk dimensionerade för 200–2000 pe beaktades eftersom anläggningar dimensionerade för under 200 pe numera ingår i kategorin små avlopp (Olshammar och Dimberg, 2021). De utsläppta mängderna av kväve och fosfor beräknades sedan genom att ta hänsyn till reningsgraden för respektive reningsmetod. Data för fiskodlingar hämtades från SMP. För fiskodlingar som inte har rapporterat utsläppsdata via SMP, beräknades utsläppsdata enligt metod från HELCOM guidelines.

I SMP ingick såväl punktkällor i inlandet som de med direktutsläpp i havet. Uppdelningen i om en kustnära punktkälla ska räknas som inland eller inte baserades på rapporteringen till PLC Annual (Sonesten, 2011), där kustnära punktkällor (fast inom kustlinjen) antogs tillhöra kustvatten, då retention anses liten.

Data från Finland

Punktkällor inom den finska delen av Torneälven avrinningsområde togs med i beräkningar av kväve- och fosforbelastningar. Data erhöles av Finlands miljöcentral (SYKE) och utsläppskoordinater kopplades till aktuell områdesindelning (SVAR 2106:8). Kväve- och fosforutsläpp angavs i kg per år och avser året 2021. Finska punktkällor inom Torneälven har ingått i tidigare PLC Periodical rapporteringar (Hansson m.fl. 2020; Ejhed m.fl., 2016; Brandt m.fl., 2008).

Data från Norge

Nytt för PLC8 var att punktkällor inom den norska delen av SVAR 2016:8 togs med i beräkningar av kväve- och fosforbelastningar. Data erhöles av norska naturvårdsverket, Miljødirektoratet. Kväve och fosforutsläpp samt vattenflöde avser året 2020, vilket var det senaste året som det fanns mätdata för.

Implementering av punktkällor i modellen

Punktkällorna är i modellen placerade inom det delavrinningsområde som koordinaten för utsläppspunkten tillhör. Placering inom detta område sker så att retention kan ske i vattendraget (huvudåfåran) samt i eventuell utloppssjö inom delavrinningsområdet. (Efter utloppssjön kommer nästa delavrinningsområde.) Årsvärden räknas om till dygnsvärden under antagandet att fördelningen är jämn över året. Modellen använder koncentration och volym som indata, d.v.s. koncentrationen beräknades från uppgifterna om belastning och volym. Vid saknad volymuppgift beräknades som i tidigare PLC den volym som skulle ge 40 mg/l kväve och den som skulle ge 5 mg/l fosfor. Medelvärden av dessa volymer användes och halterna av N och P räknades om för att mängderna skulle stämma för denna volym.

Små avlopp

Den delen av belastningen för ett delavrinningsområde som inte läggs till marken (se ovan) läggs till i den lokala ån i delavrinningsområdet.

Näringstillförsel med atmosfärdeposition

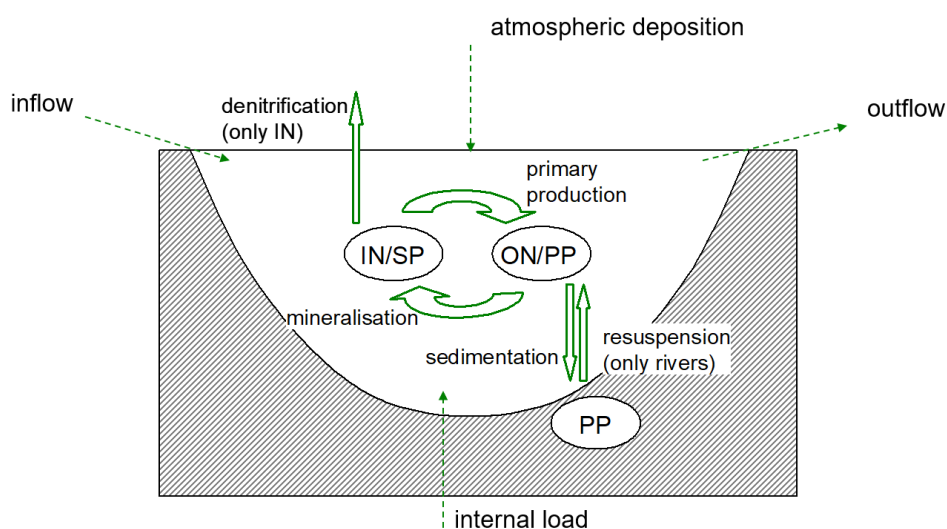
Atmosfärisk fosfor- och kvävedeposition lades till alla modellens vattenytor förutom den lokala åfåran. Framtagandet av data beskrivs ovan.

Ytvattenprocesser

I ytvattensystemet påverkas mängden ämnen under transporten från källorna till havet. Ett antal interna processer (Figur 5) är inkluderade i beräkningen

av koncentrationer i ytvatten. Retentionen (avskiljningen) är summan av effekten av processerna. Vissa processer förändrar även sammansättningen av olika former av kväve och fosfor. Processernas hastighet styrs av vattentemperatur, halter och/eller bottenarea. Följande processer simuleras:

- Denitrifikation (reducerar IN)
- Sedimentation (reducerar ON och PP)
- Resuspension (i vattendrag, sedimenterat PP återgår till vattenfasen)
- Mineralisering (ON övergår till IN och PP till SP)
- Produktion (IN övergår till ON och SP till PP)
- Primärproduktion genom makrofytuupptag (reducerar IN och SP)



Figur 5. Schematisk beskrivning av källor, sänkor och transformationer i HYPE-modellens ytvattensystem.

Dessutom simuleras internbelastning av fosfor från sjöars botten-sediment. I HYPE-modellen behandlas internbelastningen som en källa i sjöarna med en årstidsdynamik som ger ökad belastning sommartid. Internbelastning uppstår inte spontant i modellen utan i den här modelluppsättningen lades det till (kalibrerades) i de sjöar där mätdata indikerade en betydande internbelastning (cirka 100 sjöar).

Kalibrering av modellen

Modellen hydrologiska parametrar och vattenkvalitetsparametrar kalibrerades stegvist och iterativt. Med utgångspunkt i parametervärden från senaste versionen av S-HYPE (S-HYPE 2016h) ställdes hydrologiska parametrar in. Parametrar i modellen som styr den hydrologiska responsen för olika markanvändningar och jordarter ställdes in för att ge en så god beskrivning av vattenbalans och flödesvariationer i tiden som möjligt.

Parametrar som styr avbördningen från sjöar och dammar (inklusive regleringsrutiner) sågs över. Den hydrologiska kalibreringen låg till grund för kalibrering av markläckaget för de olika typerna av mark. Slutligen kalibrerades parametrar som styr kväve och fosfor i vattendrag och sjöar. Perioden 2006-2020 användes för kalibrering av hydrologiska parametrar och 2010-2021 för parametrar knutna till kväve- och fosfor transport.

Avrinning

S-HYPE har vidareutvecklats och kalibrerats kontinuerligt sedan den första versionen (Strömquist m.fl., 2012) togs fram. Till den här versionen var den största förändringen för vattensimuleringen att den huvudsakliga databasen för markanvändning byttes från SMD (svenskt marktäckesdata) till den nyare NMD (nationellt marktäckesdata). Jordartsindelningen ändrades också, främst i jordbruksmark, för att den skulle bli mer lik den som används i simuleringarna av näringsämnen från jordbruksmark.

Avrinningsparametrarna ställdes därför in på nytt för 151 avrinningsområden med en area understigande 2000 km² (små och medelstora områden enligt SMHI:s benämning). Endast områden som är nästan opåverkade av regleringar, och som ingår i SMHI:s grundnät, togs med. Fokus vid kalibreringen lades på timingen mätt med hjälp av anpassningsmättet NSE (Nash Sutcliffe Efficiency).

Volymfelet (procentuell skillnad mellan beräknad och uppmätt medelvattenföring) kontrollerades också för att säkerställa att avrinningen från olika marktyper är så korrekt som möjligt. De 151 stationerna användes för att uppdatera parametrarna i den generella modellen, där parametrarna beror av markanvändning och jordart. Utöver detta tillkommer lokala inställningar för cirka 300 parameterregioner, samt sjöar.

Parameterregionerna används för vattenföringsstationerna som ingår i SMHI:s grundnät. De betraktas som kalibreringsstationer. Därutöver finns det ett stort antal stationer som inte har kalibrerats lokalt på samma sätt. Dessa är framförallt kraftverk, och alltså i allmänhet belägna i reglerade vattendrag.

Näringsläckage från jordbruksmark

Uppmätta områden med en väsentlig andel jordbruksmark (202 stycken) valdes ut för inställning av parametrar relaterade till jordbruksmark. Då även en liten andel jordbruksmark påverkar vattendragkemi valdes områden med mer än 10 % åkermark ut till kalibreringsunderlaget. Typhalterna kan anses som indata till modellen och kalibrerades inte utan

kalibreringsmöjligheterna för jordbruksmark var begränsade till justering av tredje markskiktets nedbrytningskoefficient.

Näringsläckage från skogsmark, sankmark, fjäll och övrig mark

Kalibrering av de modellparametrar som styr utlakning av kväve och fosfor från dessa markklasser utfördes på mätdata från vattendrag med låg andel åkermark (mindre än 5 %). Jordbruksmark har generellt mycket högre halter av N och P i avrinnande vatten vilket kan göra det svårt, i områden med större andel jordbruksmark, att urskilja signalen från övriga marktyper. Markparametrarna för olika marktyper kalibrerades simultant för att ge en så bra överensstämmelse som möjligt mellan modell och mätningar i hela landet. Modellen kalibrerades främst mot totalhalterna av kväve och fosfor (TN och TP) men även mot dess komponenter (IN och ON för kväve samt SP och PP för fosfor). Viktiga parametrar i denna del av kalibreringen var de som styr nedbrytning av kväve och fosfor från de stora organiska poolerna i marken. Jämförelsen utfördes främst på flödesviktade halter, där uppmätta och simulerade halter (under dagar med mätningar) viktas mot det simulerade flödet (vid mättillfället), vilket ger mer vikt åt perioder med högre flöde då en större andel av transporten förväntas ske. Genom att titta på flödesviktade halter istället för transporter är det lättare att jämföra områden i modellen med stor skillnad i vattenflöden.

Näringsbelastning från tätort

Kalibrering av näringstransport från tätortsmarken försvårades av brist på uppmätta tätortsdominerade områden. I och med att belastningen var given från Stormtac-beräkningarna så kalibrerades endast parametrar knutna till näringsavrinningens tidsdynamik.

Retention av kväve och fosfor i vattendrag och sjöar

Det finns generella och specifika modellparametrar som styr ytvattenprocesserna. De generella parametrarna är globala, d.v.s. de gäller för hela modelluppsättningen. Dessutom finns det specifika parametrar som gäller för en specifik sjö och som, om de är specificerade, har företräde över de generella parametrarna. Verkan av en enskild process är dock knutet till den specifika belastningen och specifika ytvattensystemets egenskaper och tillstånd. Processerna påverkas implicit av uppehållstiden i den aktuella ytvattenförekomsten i modellen.

Modellparametrarna för ytvattensystemet kalibrerades enligt principen vattendrag före sjöar och generella parametrar före specifika. Generella vattendragsparametrar kalibrerades mot mätdata i mätpunkter med liten påverkan av sjöar och detta följdes av kalibrering av sjöprocesser. Slutligen

ställdes specifika sjöparametrar in för sjöar där detta möjliggjordes av tillgängliga mätdata. För belastningsberäkningarna var det viktigt att den procentuella retentionen som andel av inflödet stämde. Därför ställdes inte sjöparametrarna nödvändigtvis in för att modellen skulle stämma så bra som möjligt med mätdata vid utloppet, utan för att representera den procentuella näringsretentionen i sjöarna på ett bra sätt.

Modellen kalibrerades på ett preliminärt ogranskat datauttag från SMP (större punktkällor) för 2021.

Mätdata

Mätdata på kväve- och fosforhalter från totalt 941 mätplatser i vattendrag användes för kalibrering och utvärdering. Dessa nedladdades från databaser inom SLU:s datavårdskap för miljödata.

Tillgång till observerade halter för typområden för jordbruksmark erhöles inom ramen för projektet, samt koppling till delavrinningsområden. Dessa data omfattade flödesproportionerliga samlingsprov (representerande period längre än ett dygn) och manuella prov. Det beslutades att i första hand använda de manuella proven eftersom de bättre motsvarar dygnsvärden, vilka används vid kalibrering och verifiering. Där endast flödesproportionerliga prov fanns, eller där manuellt prov endast analyserats avseende ammoniumkväve, användes istället flödesproportionerligt prov. Halter under detektionsgräns sattes till halva värdet av detektionsgränsen. Önskade variabler till HYPE var TN, IN, ON, TP, SP och PP. Av dessa fanns alla variabler utom ON representerade i analysdata. Analysdata hade vidare IN uppdelat per nitrat och nitritkväve (här kallat IN1) och ammoniumkväve (här kallat IN2). Om IN2 saknades sattes $IN = IN1$ eftersom detta normalt fångar det viktigaste bidraget till IN. Vidare sorterades vissa analyser bort när data inte var konsistenta. Om TN underskred IN med mer än 15 % togs värden för TN och IN bort (20 prov). Om TP underskred summan av SP och PP (eller endera av ämnena) med mer än 15 % togs värden för TP, SP och PP bort (73 prov). (TP var aldrig över summan av SP och PP.) Kontroll utfördes också mot tidigare sammanställning av observationer. Den slutliga data som användes representerar 23 provtagningsplatser under vald tidsperiod 1997 - 2021.

Vidare skapades en API som användes för nedladdning av data från SLU:s datavårdskap för miljödata. Koppling till delavrinningsområden utfördes enligt tidigare upprättad kopplingstabell. Period, detektionsgräns och hantering av data som inte var konsistent hanterades som för typområdena. Då fler än en analys av kväve fanns tillgänglig valdes metod enligt prioriteringsordning per typ av analys, och period (före/efter 2010):

- 1) TNb (förbränningsmetoden) för prov från och med april 2010, när sista förbättring av metoden för TNb genomfördes.
- 2) Persulfatkväve
- 3) Totalkväve där analysmetod inte angetts (metoden är då enligt uppgift oftast persulfatkväve)
- 4) TNb för period innan april 2010
- 5) Summametoden (Kjeldahl+Nitrit/nitratkväve). Detta måste oftast beräknas separat, för summakväve finns bara i några få fall i databasen.

Om en av variablerna TN, IN eller ON saknades beräknades den från övriga två. Och på samma sätt, om en av variablerna TP, SP eller PP saknades beräknades den från de övriga två. Kontroller utfördes mot tidigare sammanställning av observationer. Den slutliga data som användes i modelleringen representerar 991 provtagningsplatser under vald tidsperiod 1997 - 2021.

Modellutvärderingsmått

Följande modellanpassningsmått används i rapporten.

- Bias
- Relativt fel (RE)
- Modifierat relativt fel (RE*)
- Pearsons korrelationskoefficient (CC)
- Nash-Sutcliffe Efficency (NSE)
- Kling-Gupta Efficiency (KGE)

Bias anges som den absoluta avvikelser mellan simulerade och uppmätta medelvärden (beräknade för dagar med mätningar) för en modellvariabel.

Relativa fel (RE) anges som den procentuella avvikelser mellan simulerade och uppmätta medelvärden (beräknade för dagar med mätningar) för en viss variabel (t.ex. flöde eller halt). Relativa fel kan variera mellan 0 och oändlighet.

Relativa fel kan i vissa fall ge för stor vikt vid mätpunkter med stora positiva fel vilket kan försvåra vissa analyser. Därför används i vissa analyser ett modifierat relativt fel (RE*) där positiva relativa fel skalas om till att beräknas relativt simulerat medelvärde enligt Ekvation 1, där \bar{s} och \bar{o} är simulerade och observerade medelvärden.

$$RE^* = \begin{cases} 100 \cdot \frac{\bar{s} - \bar{o}}{\bar{o}} & \bar{o} \leq \bar{s} \\ 100 \cdot \frac{\bar{s} - \bar{o}}{\bar{s}} & \bar{s} > \bar{o} \end{cases} \quad \text{Ekvation 1}$$

Pearsons korrelationskoefficient (CC) används som ett utvärderingsmått för att undersöka hur väl modellen förklarar variationen av en variabel över tid vid mätstationerna. Korrelationen beräknas som kovariansen mellan de två variablerna (uppmätta och simulerade värden) dividerat med de båda variablernas standardavvikelse. Ett optimalt värde är 1 medan negativa värden på CC betyder att mätvärden och simulerade värden är negativt korrelerade.

För utvärdering av flödessimuleringarna används även NSE och KGE som är vanliga mått för utvärdering av hydrologiska modeller. Även för dessa mått så är 1 optimalt

För att ge en bättre uppskattning av felet i näringsämnenas transport användes flödesviktade medelhalter, som beräknades enligt Ekvation 2.

$$C_{\text{flödesviktad}} = \frac{\sum_{i=1}^n C_i \cdot Q_i}{\sum_{i=1}^n Q_i} \quad \text{Ekvation 2}$$

där C_i och Q_i är näringsämnesshalt (uppmätt eller modellerad) och modellerat flöde i vattendraget på dagar med mätningar.

Bakgrundsberäkningar

För PLC rapporteringen behövde den antropogena belastningens del av totalbelastningen kunna särskiljas. För detta ändamål gjordes en modellkörning där modelldata ändrades för att representera en tänkt bakgrundsnivå. Genom att ta differensen mellan normalkörningens belastning och bakgrundskörningens belastning kunde den antropogena delen räknas ut. Ingen ny kalibrering gjordes av modellen då bakgrundsberäkningen baseras på ett hypotetiskt scenario för att kvantifiera läckaget utan mänsklig påverkan. Retentionen påverkas av belastningen och skiljde sig därför något mellan normalkörningen och bakgrundskörningen. Detta kan ge ökad nettobelastning för en belastningskälla om totalbelastningen minskar i scenariot. I de enstaka fall då differensen blev negativ har den antropogena belastningen nollställts. Följande justeringar gjordes i modellkörningen för beräkning av bakgrundsbelastning:

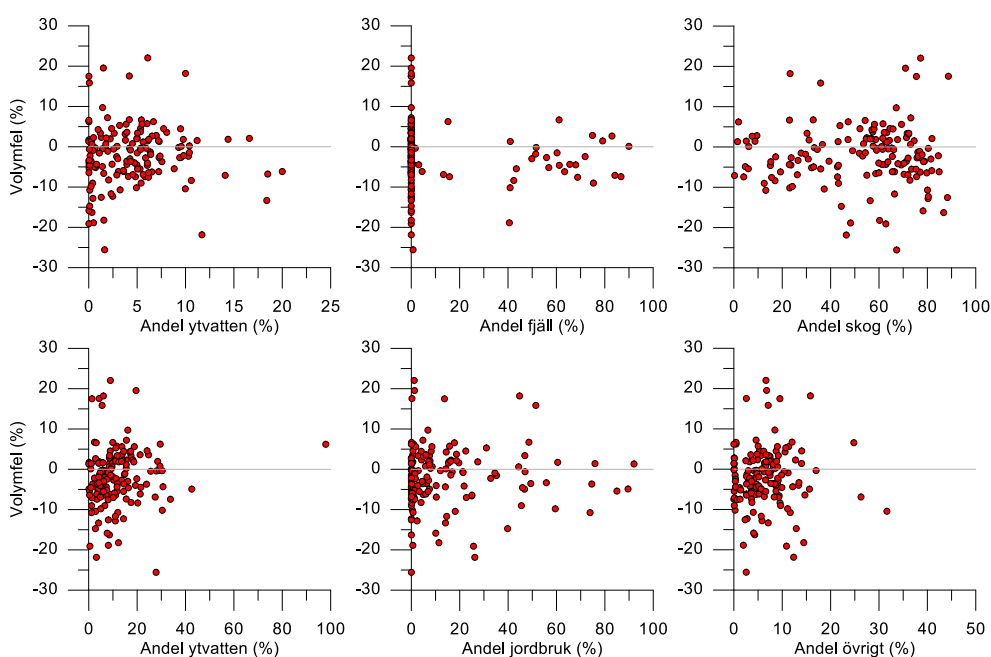
- All jordbruksmark simulerades som extensiv vall. Fosforhalten i marken antogs vara densamma som i alven.
- Kvävedeposition på vattenytor nollställdes
- Punktkällor och små avlopp nollställdes
- Hyggesmark ersattes av skog (blandskog)
- Dagvattenbelastning nollställdes genom att mark inom tätort ersattes av mark med skog

Uppdelning i bakgrundsbelastning och antropogen belastning beräknades för källorna jordbruk, tätort och hygge. Punktkällor, små avlopp och kvävedeposition definierades som antropogena källor.

Resultat och diskussion

Avrinning

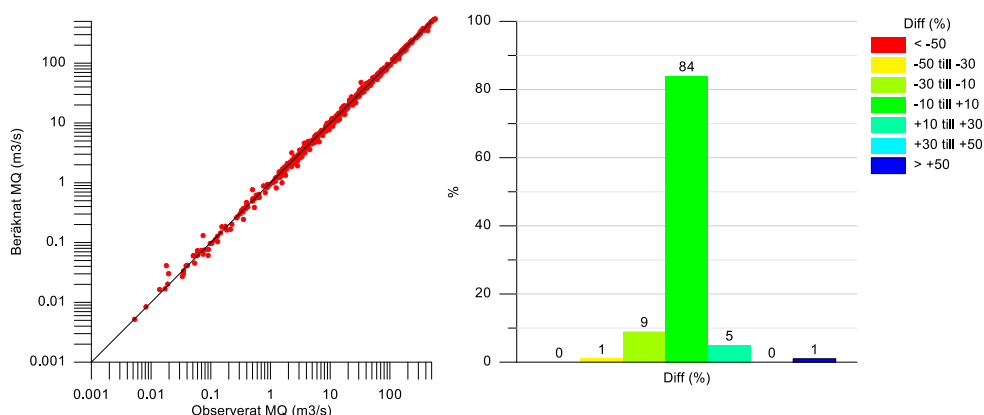
I Figur 6 sammanfattas volymfelet för de 151 kalibreringsområdena som användes för den generella kalibreringen. Figuren visar den slutliga anpassningen, det vill säga inklusive de lokala anpassningarna. Eftersom anpassningen görs med fokus på timingen så kommer inte volymfelet att väga lika tungt. Det går att kalibrera modellen lokalt så att volymfelet blir försumbart vid varje station, men då får man i regel problem när hela landet skall simuleras, eftersom det finns osäkerheter i både mätningarna och i modellen. Om modellen anpassas exakt efter volymen vid varje mätpunkt kan det leda till orimliga skillnader i avrinningen, och en försämrad beskrivning av flödet totalt sett. Modellen överanpassas helt enkelt i sådana fall. Figuren visar dock att balansen är acceptabel i avrunnen volym från de olika marktyperna. De ingående marktyperna har slagits ihop till grupper av likartade klasser för att materialet ska bli överskådligt.



Figur 6. Volymfel, det vill säga relativ avvikelse (%) mellan uppmätta och simulerade medelvattenföringar mot andel av området uppströms mätpunkten som utgörs av en viss markanvändning, för de 151 områdena som ingick i kalibreringen (2006-2015). Den vågräta linjen anger att volymfelet = 0.

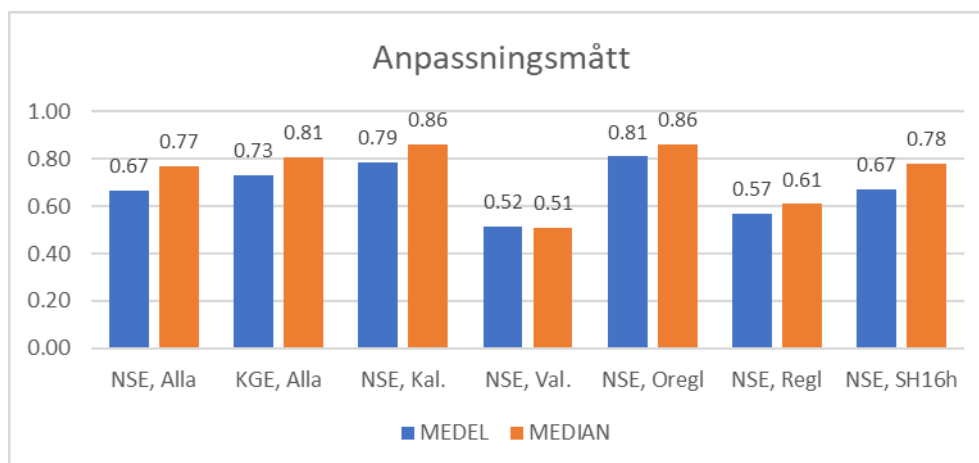
Figur 7 visar utvärderingen av medelvattenföringar (volymfel) vid alla vattenföringsstationerna som ingår i S-HYPE under den använda tidsperioden (525 st). Utvärderingen är av samma typ som den som visas i vattenwebb (<https://vattenwebb.smhi.se/modeldiff>). I vattenwebb redovisas

materialet även i kartform. Där framgår att stationerna är ganska jämnt fördelade över landet. Figuren visar att volymfelet för de allra flesta stationerna (84 %) är inom $\pm 10\%$, även om det finns enstaka stationer som avviker betydligt. De stora avvikelserna uppträder i allmänhet i små områden, och beror ibland även på osäkerheter i mätningarna.



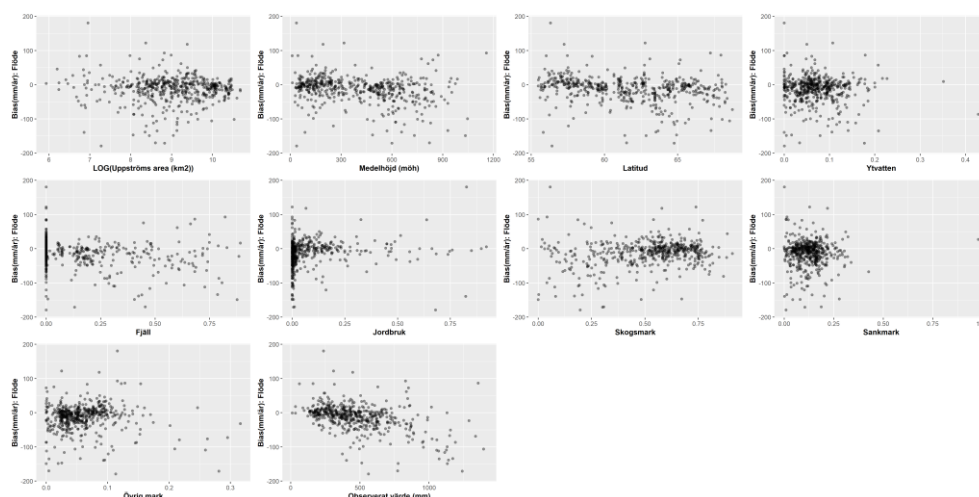
Figur 7. Beräknad och uppmätt medelvattenföring (MQ) vid alla de 525 stationerna i S-HYPE (till vänster) och fördelningen av volymfelet i intervall (till höger) Numret över staplarna anger procent inom intervallet.

Figur 8 sammanfattar anpassningen i tiden med NSE, där 1,0 motsvarar en perfekt överensstämmelse mellan modell och mätningar. Åtta stationer har uteslutits för att det ska gå att jämföra resultatet med den föregående versionen av S-HYPE (SH16h). Totalt ingår därmed 517 stationer i denna analys, och i varje kategori (stapel i figur 8) ingår minst 200 stationer. För alla stationerna är NSE i medeltal ca 0,67 och medianen 0,78. Detta är ungefär lika höga värden som i den föregående versionen. Den förra versionen kalibrerades dock för åren 2011-2020 varför resultaten inte är exakt jämförbara. Figur 8 visar att NSE blir lägre i valideringsstationerna. Detta beror dock till stor del på att dessa oftast är reglerade. Stationerna i grundnätet, dvs de som användes i kalibreringen, är också i allmänhet mer tillförlitliga, än de stationer som här har använts för validering och kontroll. Anpassningsmättet KGE (Kling Gupta Efficiency) redovisas också. Som oftast är fallet erhöles något högre värden för KGE än för NSE. Liksom för NSE innebär KGE = 1,0 en perfekt överensstämmelse.



Figur 8. Anpassningsmåten NSE och KGE för olika grupper av stationer.

Inga systematiska fel i flödesberäkningarna syns för någon av de grupperade markanvändningarna förutom för klassen ”fjäll” där en viss underskattning av flödet kan noteras (Figur 9).

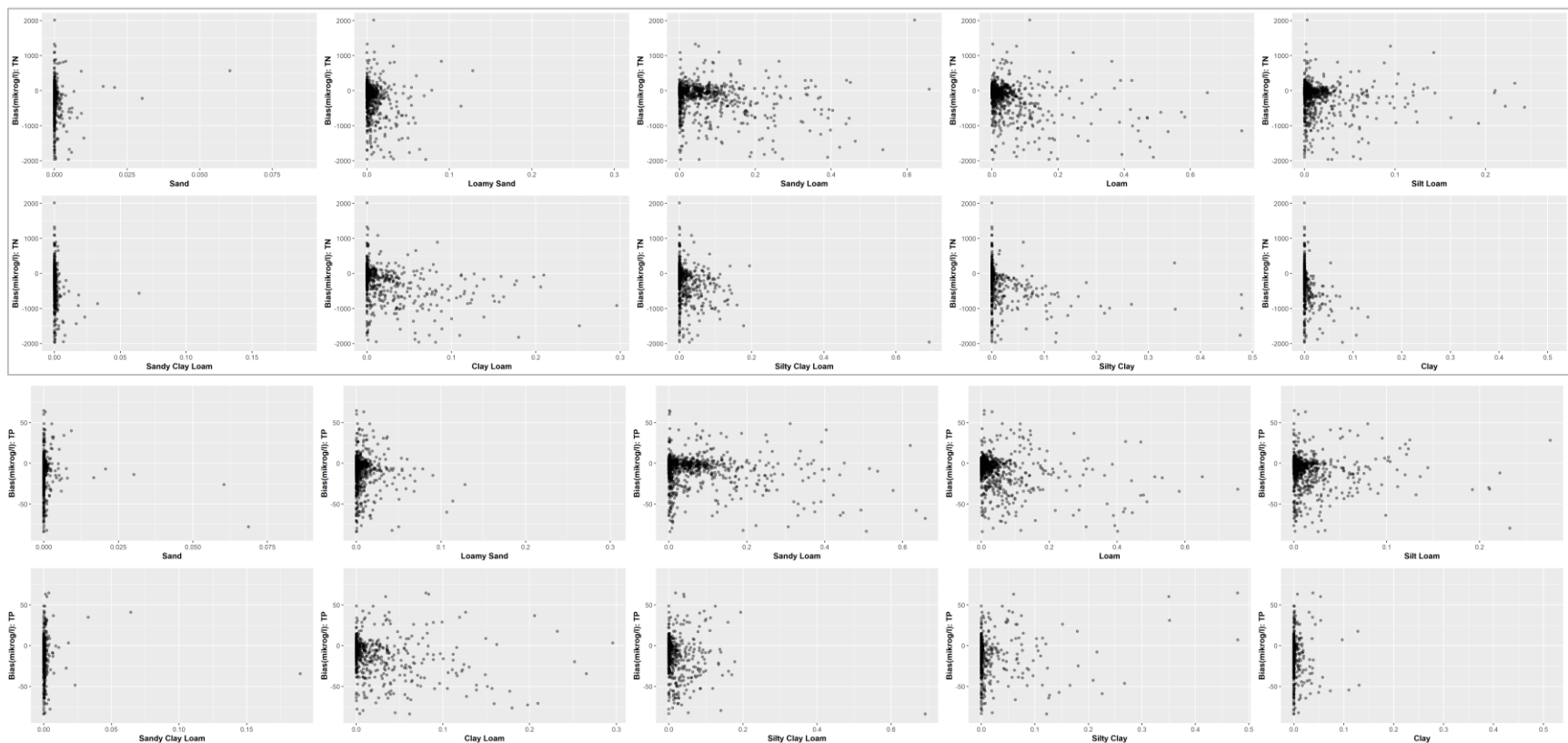


Figur 9. Differens (bias, mm/år) mellan simulerat och uppmätt medelflöde (mm/år) plottat mot avrinningsområdenas egenskaper uppströms mätplatserna. För de grupperade markanvändningarna anges andel (0 till max 1) av området som utgörs av den specifika markanvändningen. Latitud avser medelpunkten för mätpunktens avrinningsområde. Obs är det observerade medelvärdet. Denna analys är gjord på data för 518 mätstationer för perioden 2010–2021.

Kväve och fosfor från jordbruksmark

Modellens förmåga att fånga skillnader mellan jordarter

Läckageberäkningarna för jordbruksmarken analyserades med hjälp av mätdata i områden med högre andel jordbruksmark.

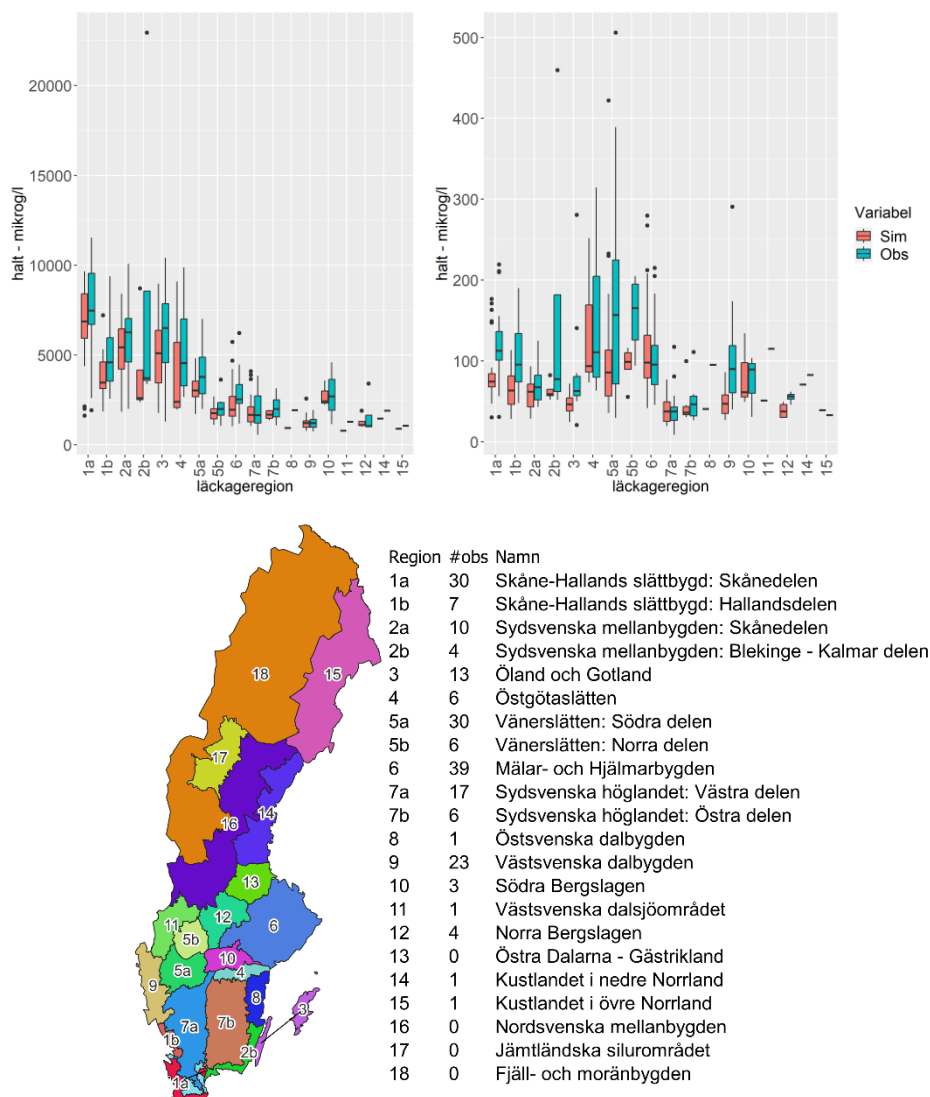


Figur 10. Differens (bias, µg/l) mellan simulerade och uppmätta flödesviktade medelhalter av totalkväve (övre) och totalfosfor (nedre) i 202 områden med hög andel åkermark (>10 %) och liten andel sjö (<2 %) i mätplatsens avrinningsområde, plottat mot andelen av området uppströms mätpunkten som utgörs av en viss jordart. Notera att skalan på x-axeln varierar mellan underplottarna. De 2 % av stationerna med störst bias är utlämnade från figuren.

Modellfelet plottat mot andelen av en viss jordart uppströms mätplatsen kan visa på om det finns några systematiska över- eller underskattningar förknippade med just den jordarten. Figur 10 visar en sådan analys som visar att medeltotalkvävehalter simuleras väl för jordbruksmark på de lite lättare jordarterna (t.ex. sandy loam, loam och silt loam). För de lite tyngre jordarterna, med en högre lerhalt, finns en tendens till underskattning. För fosfor är bilden något annorlunda med underskattning från de lättare jordarna. Sandiga jordar har vanligtvis höga halter av kväve och låga halter av fosfor, och lerjordar tvärtom. Därför syns denna tendens mer i det procentuella felet än i det absoluta felet som visas i Figur 10. Vissa av jordarterna är dåligt representerade i mätdata. Förutom jordbruksläckaget tillkommer andra källor, dels sådana som modellen försöker ta hänsyn till som t.ex. övriga diffusa källor och punktkällor, men eventuellt också andra som erosion i vattendragen. Resultaten hänger också ihop med om jordbruket i avrinningsområdet bedrivs på ett liknande sätt som statistiken för regionen säger, eller om t.ex. intensiteten eller djurtätheten skiljer. Grödfördelningen och övrig jordbruksstatistik (som läckagehalterna är baserade) på gäller också för ett år, medan modellen utvärderas mot mätdata för flera år.

Modellens förmåga att fånga regionala trender

Läckagesimuleringarna för jordbruksmark påverkas, utöver faktorer som t.ex. jordart och gröda, av områdenas geografiska läge. Detta dels genom att meteorologi styr markhydrologi men också genom de läckageområdesspecifika typhalterna. Jämfört med mätningar ligger simulerade kvävehalter på liknande nivåer i de olika läckageregionerna (Figur 11). De simulerade halterna är generellt något lägre än de uppmätta, t.ex. i den Sydsvenska mellanbygden (Kalmar-delen), Östgötaslätten och Öland och Gotland. För fosfor är skillnaderna mer påtagliga, där områden som Vänerslätten (både södra och norra delarna), Västsvenska dalbygden samt Skåne-Hallands slättbygder (Skånedelen) är utmärkande.



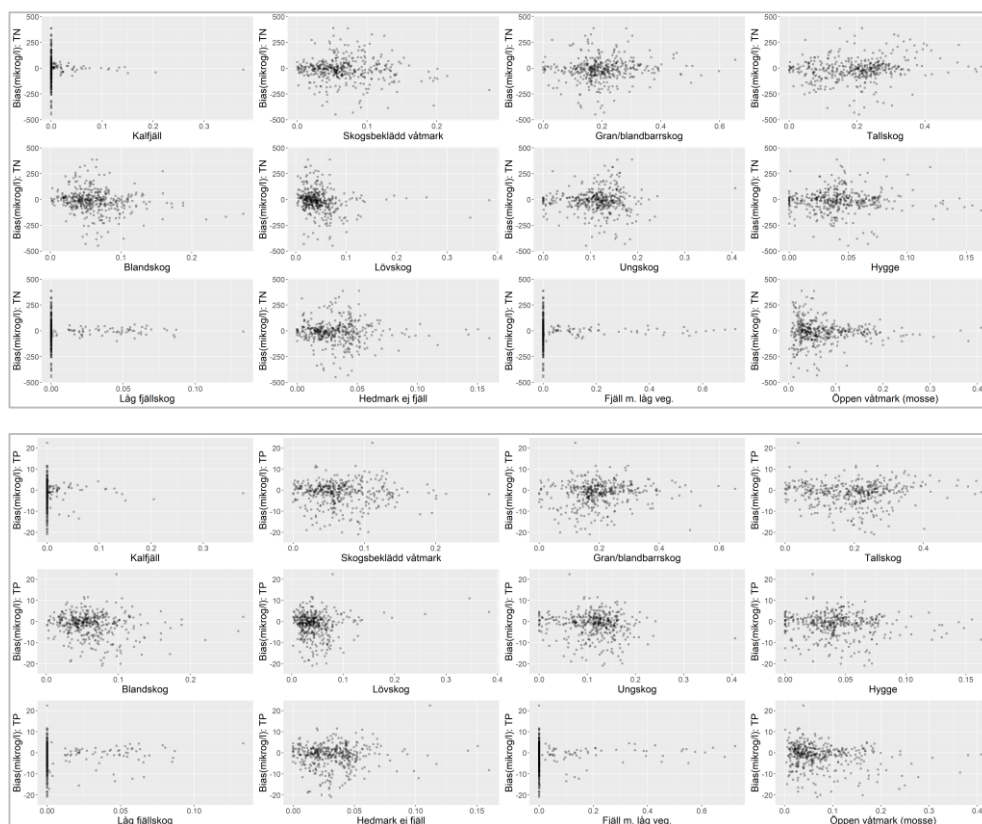
Figur 11. Spridning av simulerade (Sim) och uppmätta (Obs) medelhalter av totalkväve (vänster) och totalfosfor i uppmätta områden med mer än 10 % åkermark och mindre än 2 % sjö i de olika läckagesregionerna för jordbruksmark. De simulerade medelhalterna är beräknade för dagar med mätningar. #obs i tabellen anger hur många stationer som ingår i regionens sammanställning.

Kväve och fosfor från skogsmark, sankmark, fjäll och övrig mark

Modellens förmåga att fånga skillnader mellan markanvändningar

Få av mätpunkterna har uppströmsområden som domineras helt av en typ av markanvändning utan består av en mix av ett flertal markanvändningar. För klasserna *tallskog*, *granskog* och *blandbarrskog* samt *fjäll med låg vegetation* går det dock att hitta områden som till stor del domineras av dessa marktyper. Modellfelen är mindre för kväve än fosfor, både de

absoluta (Figur 12) och de relativa med medelavvikelser på 14 respektive 26 %. Det finns inget uppenbart systematiskt fel för någon markanvändning.

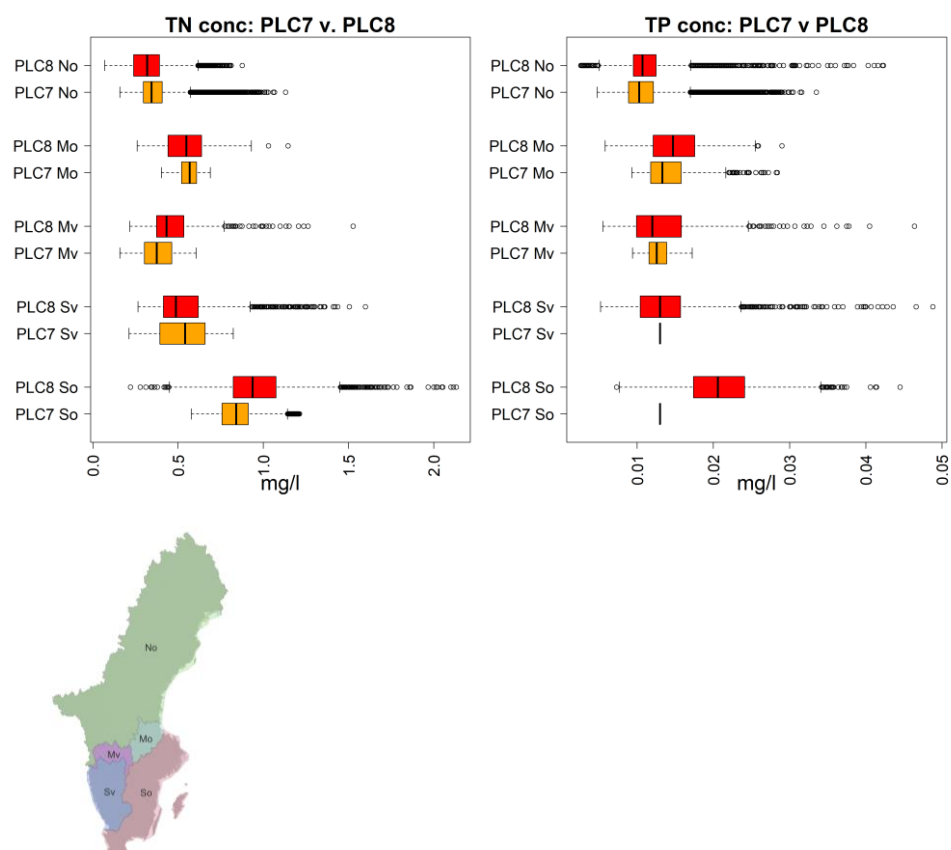


Figur 12. Differens (bias, $\mu\text{g/l}$) mellan simulerade och uppmätta flödesviktade medelhalter av totalkväve (övre figuren) och totalfosfor (nedre). X-axeln anger hur stor andel av området uppströms mätpunkten som utgörs av en viss markanvändning. Figuren visar endast punkter med mindre än 5 % åkermark och 5 % sjö i uppströmsområdena (210 stycken). Notera att maximala värdet på x-axlarna varierar mellan markanvändningarna. De 2 % av stationerna med störst bias är utlämnade från figuren.

Jämförelse av regionala mönster med resultat från PLC7

För de beräkningar som utfördes för förra rapporteringen till HELCOM (PLC7) användes en annan metodik för modellering av näringsläckage från skog, fjäll, sankmark, hygge och öppen mark (Jutterström m.fl., 2019). För dessa tilldelades avrinnande vatten, simulerat med HYPE, halter av kväve och fosfor beräknade utifrån bland annat delavrinningsområdenas geografi (se tabell 3 i Jutterström m.fl., 2019). Beräkningen av dessa typhalter jämförs här med simulerad medelhalt för motsvarande delavrinningsområden i den nya modellen (Figur 13). För kväve producerar de två beräkningsmetoderna liknande fördelning av medelhalter för olika områden i olika definierade skogsregioner. Notera att för de två sydliga skogsregionerna så användes ett konstant värde på fosfortyphalt i PLC7-

beräkningarna. Störst skillnad syns för fosfor i skogsregion Sydöstra Sverige där högre halter erhålls med den nya metodiken. Orsaken till detta är oklart. Typhalterna som beräknades inför PLC6 och som även användes i PLC7 ansågs då osäkra då mätningar av ämneshalter så gott som saknades i detta område. Dock så stämde typhalterna relativt väl för fosfor vid en senare utvärdering mot nya mätningar (Jutterström m.fl., 2019).

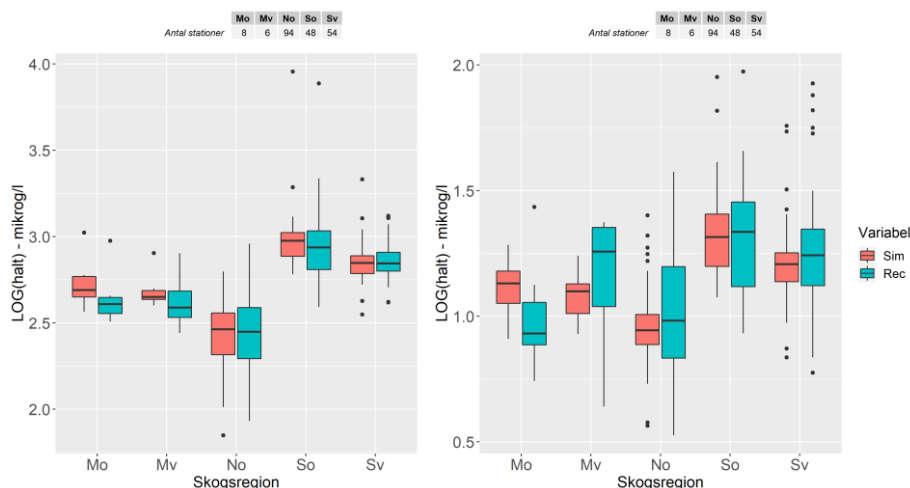


Figur 13. Boxplot över fördelning av beräknade halter av totalkväve (vänster) och totalfosfor (höger) från skogsmark mellan PLC7 och PLC8 för delavrinningsområden med skogsmark i de fem skogsregionerna. No-Norra Sverige, Mo-Mellersta Östra Sverige, Mv-Mellersta Västra Sverige, Sv-Sydvästra Sverige och So-Sydöstra Sverige. Själva boxen utgörs av 25- och 75-percentilerna (kvartilavståndet), strecket i boxen representerar medianen, det nedre lodräta strecket utgörs av lägsta mätvärdet inom avståndet beräknat med formeln $25\text{:percentilen} - 1,5 * \text{kvartilavståndet}$ (lägre punkter betraktas som utliggare, i figuren representerade av ringar) och övre lodräta strecket utgörs av högsta värdet mätvärdet inom avståndet beräknat med formeln $75\text{:percentilen} + 1,5 * \text{kvartilavståndet}$ (högre värden betraktas som utliggare, i figuren representerade av ringar).

Modellens förmåga att fånga regionala trender

Simulerade och uppmätta medelhalter av totalkväve pekar på liknande nivå och spridning i de olika skogsregionerna (Figur 14). Medelhaltererna för

totalfosfor visar på en större spridning i de uppmätta medelhalterna även om medelnivåerna stämmer väl överens, förutom i de två små regionerna Mo och Mv i Mellansverige.



Figur 14. Spridning av simulerade (Sim) och uppmätta (Rec) logaritmerade flödesviktade halter av totalkväve (vänster) och totalfosfor (höger) i uppmätta områden med låg andel åkersmark (<5 %) och sjö (<5 %) i de fem skogsregionerna: No-Norra Sverige, Mo-Mellersta Östra Sverige, Mv-Mellersta Västra Sverige, Sv-Sydvästra Sverige och So-Sydöstra Sverige. De simulerade medelvärdena är uträknad för dagar med mätningar. Själva boxen utgörs av 25 och 75 percentilerna (kvartilavståndet), strecket i boxen representerar medianen, det nedre lodrätta strecket utgörs av lägsta mätvärdet inom avståndet beräknat med formeln $25:\text{percentilen} - 1,5 * \text{kvartilavståndet}$ (lägre punkter betraktas som utliggare, i figuren representerade av punkter) och övre lodrätta strecket utgörs av högsta värdet mätvärdet inom avståndet beräknat med formeln $75:\text{percentilen} + 1,5 * \text{kvartilavståndet}$ (högre värden betraktas som utliggare, i figuren representerade ut punkter).

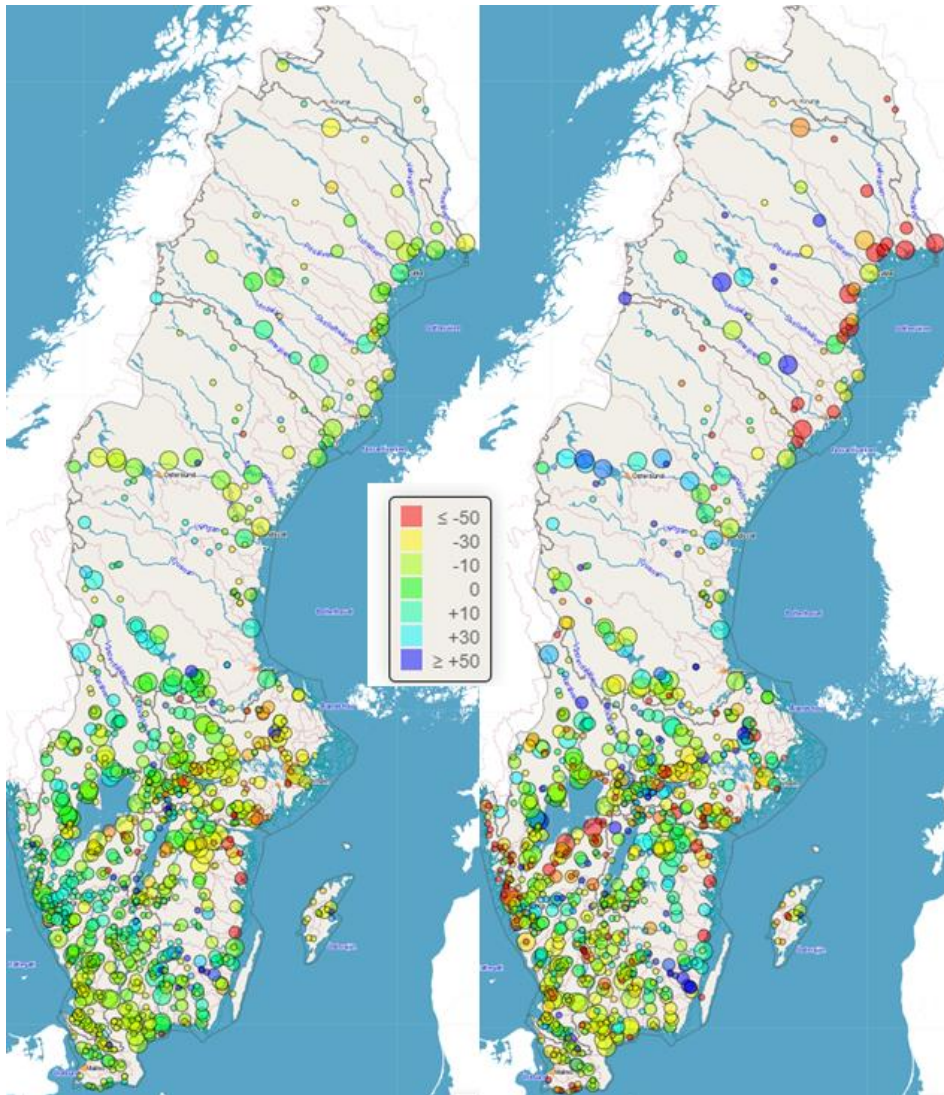
Resultat för hela landet efter kalibrering av ytvattenprocesser

Modellens förmåga att fånga regionala mönster

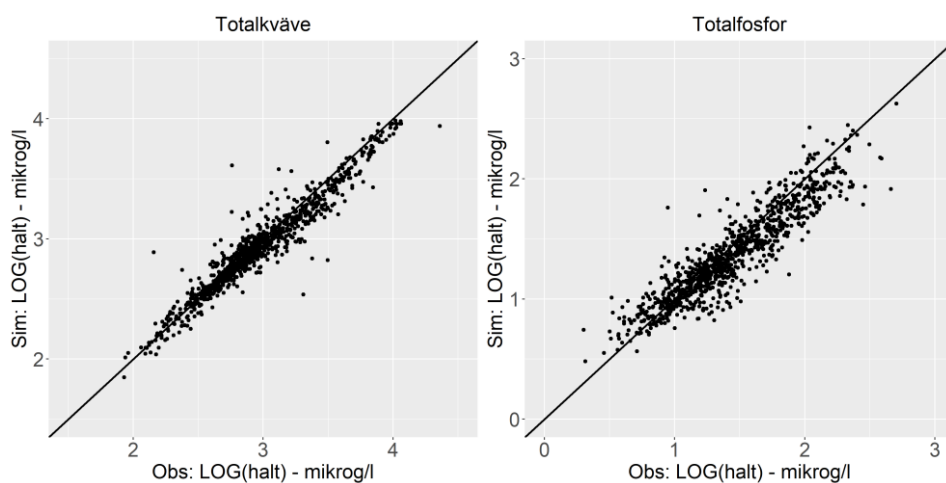
Resultatet för hela landet visar på att simulerade totalkvävehalter generellt stämmer bra överens med mätningar (Figur 15 och Figur 16). De systematiska underskattningarna i vissa jordarter i jordbrukslandskapet som nämnts tidigare slår igenom på vissa håll, bland annat på Östgötaslätten och Mälardalen. Divergensen mot mätningar är större för totalfosforhalter med större underskattningar på västkusten norr om Göta älv och i jordbrukslandskapet mellan Vänern och Vättern samt i Skåne. En underskattning av fosforläckaget i Bohuslän noterades redan i samband med PLC5 (Djordjic m.fl., 2008) liksom kväveläckaget från lerjordar (Blombäck

m.fl., 2012). Tyvärr gjordes inga utvärderingar efter PLC6 och PLC7 så skillnader mot uppmätt har inte identifierats och studerats systematiskt. Men tydligt är från t.ex. Blombäck m.fl. (2012) att det inte finns någon enkel förklaring till de låga N-läckagen från lerjordar. Underskattningen för jordbruksmark syns även i Figur 17 och Figur 18, särskilt för totalfosfor. Dessa figur visar relativa felet samt absoluta felet (bias) plottat mot mätpunkternas uppströms egenskaper, inklusive markanvändning för alla mätpunkter i underlaget och inkluderar effekten av samtliga källtyper samt ytvattenprocesser. Det finns inga större systematiska fel i beräkningarna för de övriga markanvändningsklasserna.

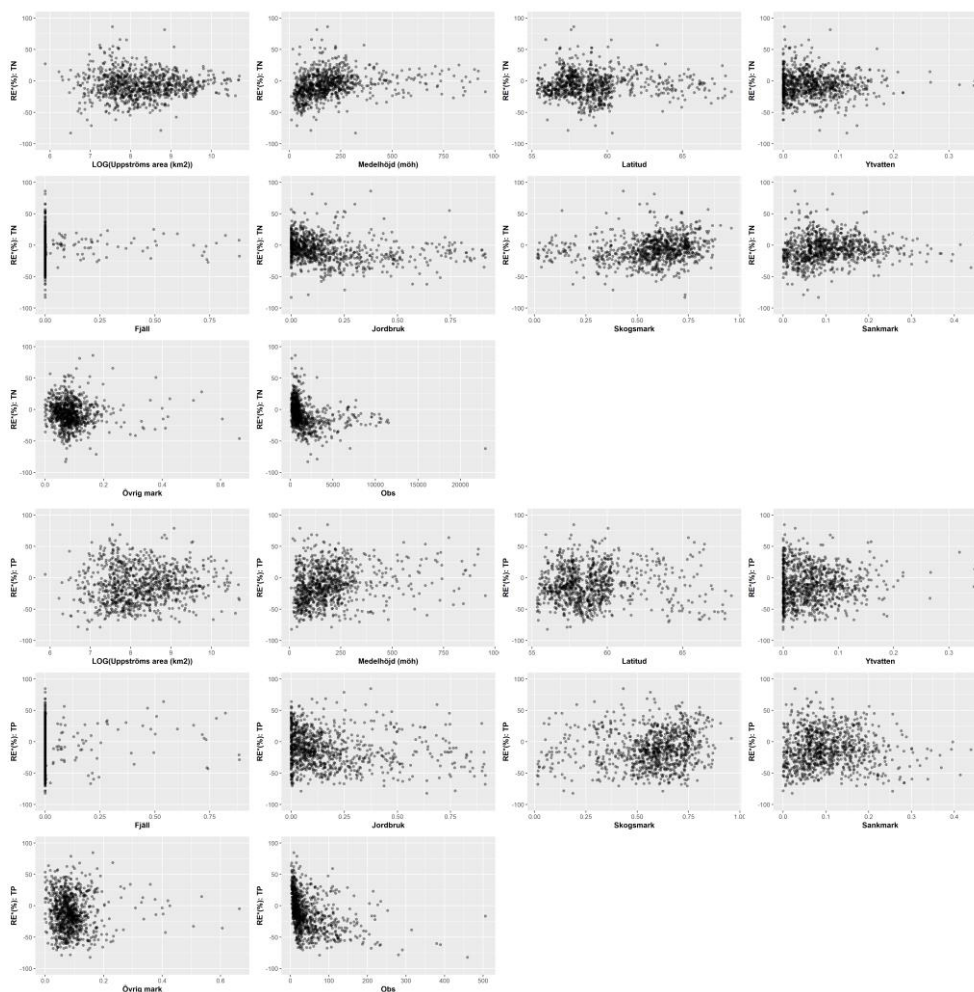
I Norrland underskattas fosfor i flodmynningarna för många av älvarna (Figur 15). En möjlig förklaring är nettoerosion av partikulärt bunden fosfor från flodbankarna under vårfloden (Hjerdt m.fl., 2009), en process som inte modellen simulerar.



Figur 15. Procentuellt relativt fel (RE) i simulerade flödesviktade totalkväve- (vänster) och totalfosforhalter (halter), jämfört med mätningar. Små cirklar indikerar områden < 200 km², medelstora 200–2000 km² och stora > 2000 km².

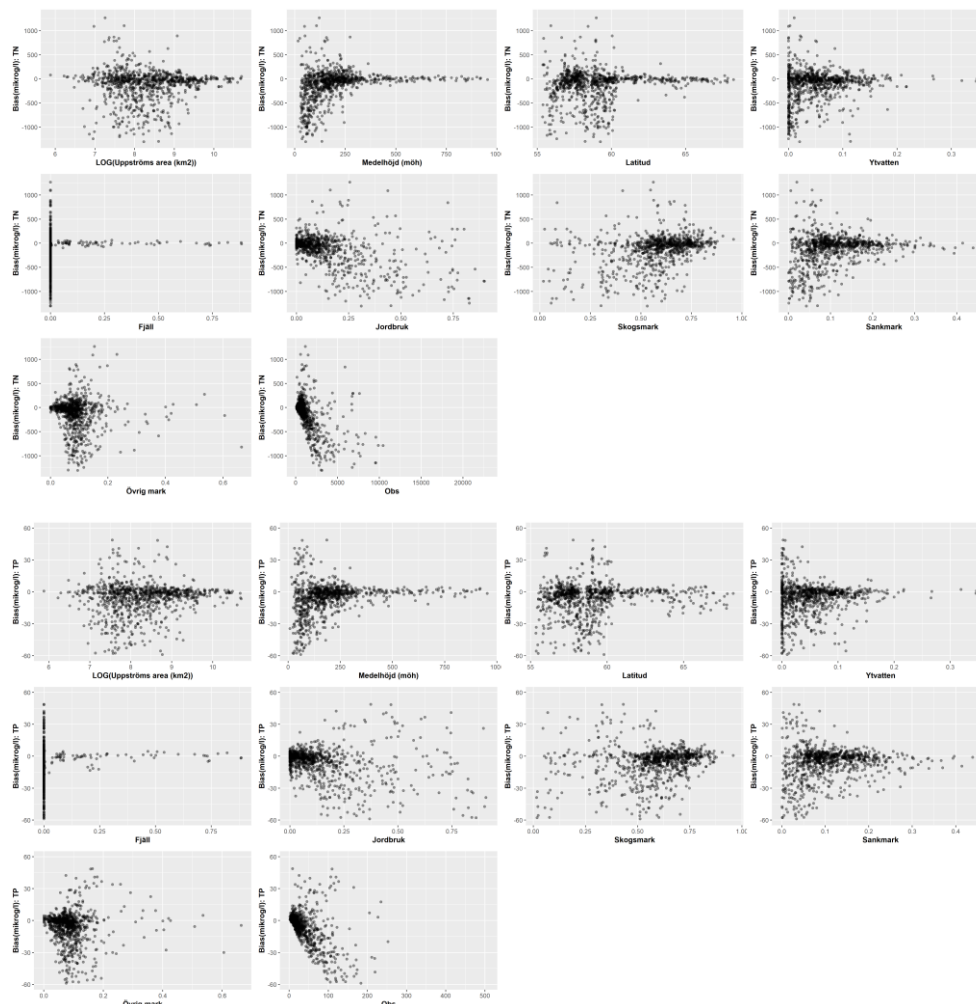


Figur 16. Uppmätta mot simulerade flödesviktade medelhalter (logaritmerade) av totalkväve och totalfosfor i svenska vattendrag. De simulerade halterna anger medelhalten för dagar med uppmätta halter.



Figur 17. Modifierade relativa fel (RE^*) i simulerade flödesviktade medelhalter av totalkväve (övre figuren) och totalfosfor (nedre) plottat mot avrinningsområdenas

egenskaper uppströms mätplatserna. För markanvändningarna anges andel (0 till max 1) av området som utgörs av den specifika markanvändningen. Latitud avser medelpunkten för mätpunktens avrinningsområde. Obs är det observerade medelvärdet. De 2 % av stationerna med störst bias är utlämnade från figuren.

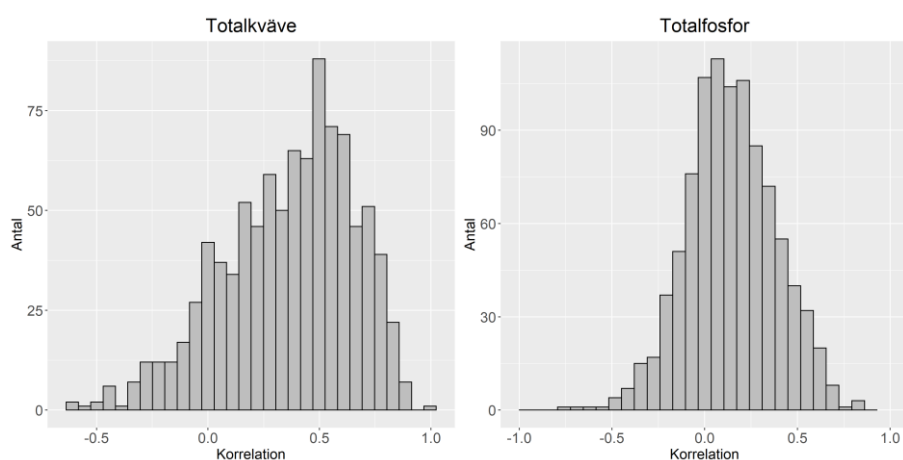


Figur 18. Bias i simulerade flödesviktade medelhalter av totalkväve (övre figuren) och totalfosfor (nedre) plottat mot avrinningsområdenas egenskaper uppströms mätplatserna. För markanvändningarna anges andel (0 till max 1) av området som utgörs av den specifika markanvändningen. Latitud avser medelpunkten för mätpunktens avrinningsområde. Obs är det observerade medelvärdet.

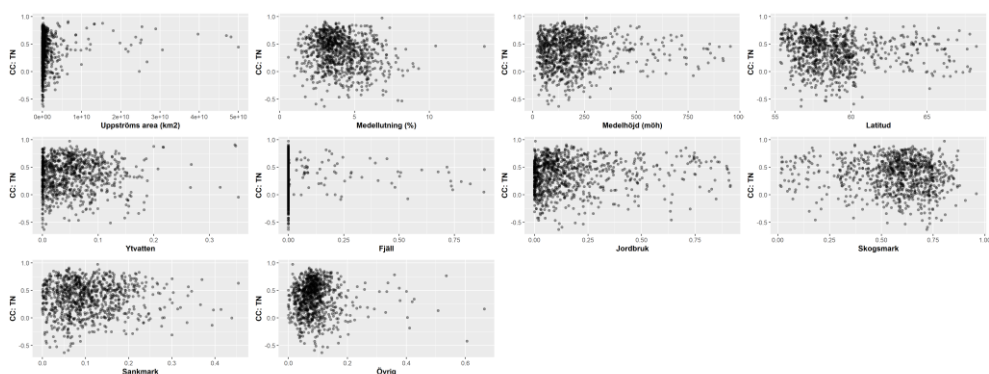
Modellens förmåga att fånga tidsdynamik

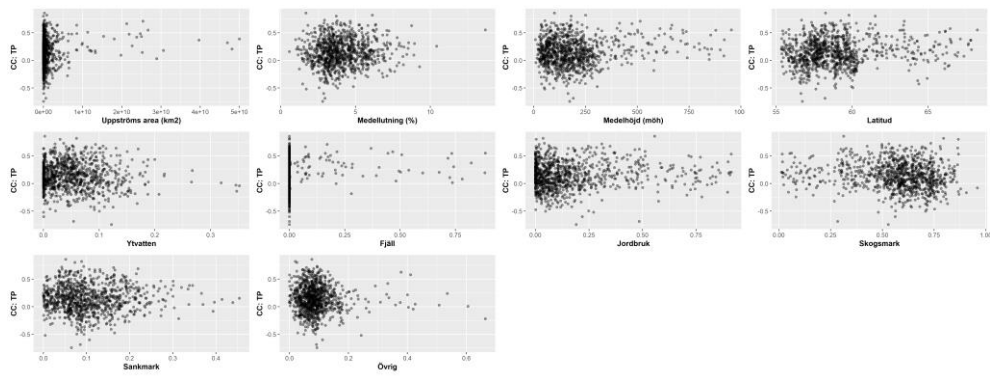
Pearsons korrelationskoefficient (CC) används som ett utvärderingsmått för att undersöka hur väl modellen förklarar variationen av kväve- och fosforhalter över tid vid mätstationerna. Generellt så är resultatet bättre för kväve än fosfor (Figur 19), med medianvärden på 0,41 och 0,14. En något ökande korrelation med ökande andel jordbruksmark och andel ytvatten kan ses för kväve (Figur 20), liksom med avrinningsområdets area. Områden med större andel jordbruksmark, där oorganiskt kväve är den dominerande

kväveformen, har generellt en tydligare säsongsdynamik av kväve i vattendragen än områden som domineras av övriga marktyper (där organiskt kväve ofta dominerar) vilket gör det lättare att nå högre korrelationsvärden. Den nedgång av kvävehalterna under sommarhalvåret som ofta kan ses i jordbruksdominerade områden genereras i modellen av retentionsprocesser i grundvatten och ytvatten. Sjöar tar bort de snabba variationerna i halter som ofta ses i särskilt små sjöfattiga områden. Dessutom kan ytvattenprocesser hjälpa till att skapa en tydlig årstidsdynamik i sjöar som modellen klarar av att representera. För fosfor så är korrelationen bättre för fjällklasserna och jordbruksmark än övriga klasser även om skillnaden är relativt liten. Korrelationen ökar även här med avrinningsområdets storlek.



Figur 19. Fördelning av korrelationskoefficienter vid mätstationer i svenska vattendrag, beräknade från tidserier av uppmätta och simulerade totalkväve- och totalfosforhalter.





Figur 20. Korrelationskoefficient för simulerade totalkväve- (övre) och totalfosforhalter (nedre) plottat mot avrinningsområdenas egenskaper uppströms mätplatserna. För markanvändningarna anges andel (0 till max 1) av området som utgörs av den specifika markanvändningen.

Slutsatser och rekommendationer

En stor mängd datakällor har sammanställts för att ta fram en ny hydrologi- och vattenkvalitetsmodell för Sverige. Modellfiler har skapats och modellen har kalibrerats för att ge en så bra uppskattning av kväve- och fosfortransport till kusten från olika källor som möjligt. Utvärdering av modellen visar att den generellt ger en bra bild av kväve- och fosforflöden i landskapet. Till viss del kan eventuella avvikelser mellan modellresultat och mätningar bero på att källorna antas representera ett visst år, här 2021, medan modellen utvärderas på data från en längre tidsperiod. Dock sticker vissa områden ut med en större differens mellan modell och mätning. Det kan därför finnas behov att se över hur vissa källor uppskattas i modellen samt att utvärdera vissa av de antaganden som görs.

- Av olika skäl har indata medelvärden bildats över perioder av olika längd, så att indata till viss del representerar skilda tidsperioder. Detta kan vara värt att se över om det är möjligt att få en mer konsekvent representation av det år man vill utvärdera.
- I vissa områden finns en tendens till att halterna av kväve och fosfor från jordbruksmark underskattas. Det sker framförallt för de jordarter där läckagen är relativt låga (lätta jordarter för fosfor och tyngre för kväve) vilket gör att transportuppskattningarna i sin helhet inte bör påverkas väsentligt. Dock kan källfördelningen lokalt bli missvisande. Nytt för PLC8 var även att jordbruksmarkens avrinning användes istället för den totala avrinningen vid framtagandet av typhalter. I vissa fall kan det skilja mycket mellan dessa vilket kan påverka slutresultatet. Läckagehalter är, beroende på ämne och jordart, styrda av avrinningen (Lindsjö m.fl., 2021). En möjlighet att förbättra typhalterna skulle kunna vara att ta mer hänsyn till skillnader i avrinning mellan jordarter och inom regioner.
- Atmosfärsdeposition av fosfor är svår att uppskatta. Den har en rumslig fördelning i nya modellen istället för det konstanta värde som användes i t.ex. PLC7. Det vore önskvärt att utvärdera hur denna nya indata påverkar uppskattad transport i vattendrag runt om i landet. Dessutom finns möjlighet att lägga på fosfordeposition i beräkningarna av fosforläckage från skogsmark, sankmark, fjäll och övrig mark (förutom jordbruk och tätorter).
- I vissa vattendrag verkar erosion inom vattendraget påverka transporter, något som inte finns representerat inom modellen. Det vore önskvärt att representera alla betydande källor för en rättvisande källfördelning.

Referenser

Alpfjord Wylde, H., Leung, W. & Andersson, C. (2021) Nationell miljöövervakning med MATCH Sverigesystemet – utvärdering och resultat för åren 2017-2019. SMHI Rapport 2021-22.

Brandt, M., Ejhed, H. & Rapp, L. (2008). Näringsbelastning på Östersjön och Västerhavet 2006. Sveriges underlag till HELCOMs femte Pollution Load Compilation. Naturvårdsverkets rapport 5815. Naturvårdsverket.

Blombäck, K., Mårtensson, K. & Johnsson, H. (2012) Översyn av läckagekoefficienter för N-läckage från lerjordar. SMED Rapport Nr 103 2012.

Djordjic, F., Blombäck, K., Lindsjö, A. & Persson, K. (2008) Förbättring av beräkningsmetodiken för diffus belastning av fosfor från åkermark. SMED Rapport Nr 20 2008.

Djordjic, F. (2015) Jordartsfördelning och växtnäringstillstånd i svensk åkermark: sammanställning av resultat från Jordbruksverkets nationella jordartskartering. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), institutionen för vatten och miljö (Rapport 2015:11).

Ejhed, H., Widén-Nilsson, E., Tengdelius Brunell, J. & Hytteborn, J. (2016). Näringsbelastningen på Östersjön och Västerhavet 2014. Sveriges underlag till Helcoms sjätte Pollution Load Compilation. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:12. Havs- och vattenmyndigheten.

Hansson, K., Ejhed, H., Widén-Nilsson, E., Johnsson, H., Tengdelius Brunell, J., Gustavsson, H., Hytteborn, J. & Åkerblom, S. (2020). Näringsbelastningen på Östersjön och Västerhavet 2017. Sveriges underlag till HELCOM:s sjunde Pollution Load Compilation. Rapport 2019:20. Havs- och vattenmyndigheten.

Hjerdt, N., Strömqvist, J. & Brandt, M. (2009) Förbättrad modellering av fosforhalter i samband med vårflöden och höga flöden. SMED-rapport.

Johnsson, H., Mårtensson, K., Lindsjö, A., Persson, K. & Blombäck, K. (2019). NLeCCS - ett system för beräkning av läckage av näringsämnen från åkermark. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet. (Ekohydrologi, 159).

Johnsson, H., Mårtensson, K., Lindsjö, A., Persson, K., Andrist Rangel, Y. & Blombäck, K. (2023). Läckage av näringsämnen från svensk åkermark – Beräkningar av normalläckage av kväve och fosfor för 2019. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet. (Ekohydrologi, 178).

- Jutterström, S., Stadmark, J., Löfgren, S., Widén-Nilsson, E. & Hellgren, S. (2019) Utvärdering av typhalter för skog och sankmark m.fl. markslag i PLC Periodical. SMED Rapport Nr 6 2019.
- Karlsson, P.E., Karlsson, G.P. & Hellsten, S. (2021) Deposition av fosfor till skog och öppen mark i Sverige. IVL. SMED Rapport Nr 25.
- Lindsjö, A., Mårtensson, K., Persson, K., Widén-Nilsson, E., Blombäck, K. & Johnsson, H. (2021) Effekt av normaliseringsperiod för avrinning med avseende på koncentrationerna av jordbruksläckaget. SMED Rapport Nr 32 2021.
- Lindström, G., Pers, C.P., Rosberg, R., Strömqvist, J. & Arheimer, B. (2010) Development and test of the HYPE (Hydrological Predictions for the Environment) model – A water quality model for different spatial scales. *Hydrology Research* 41.3-4, 295-319.
- Olshammar, M. (2021) Datainsamling om teknikuppgifter för små avlopp. SMED Rapport Nr 28 2021.
- Olshammar, M. & Dimberg, A. (2021) Indata C-anläggningar. SMED Rapport nr 30 2021.
- Persson, K., & Söderström, M. (2019). Digital soil mapping of arable land in Sweden – Validation of performance at multiple scales. *Geoderma*, 352, 342-350. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.10.049>.
- Sonesten, L. (2011). Beräkningar av belastningen på havet från landområden. Genomgång av dagens beräkningar och jämförelser med recipientkontrolldata och PLC5-data, samt förslag till förbättringar. SMED rapport nr 53 2011.
- StormTac Database (2022) Stormwater, baseflow, surface water and wastewater database, v.2022-10-27. StormTac Corporation. www.stormtac.com.
- 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.
- Widén-Nilsson, E. (2022) Kartdata för PLC8-rapportering – Underlagsrapport till Pollution Load Compilation 8. SMED Rapport Nr 25 2022