



Osäkerhetsanalys av kvävenettobelastning (PLC5)

Elin Widén-Nilsson, SLU

Ida Westerberg, IVL Svenska Miljöinstitutet

På uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten

Publicering: www.smed.se

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, SCB, SLU och SMHI. Samarbetet inom SMED inleddes 2001 med syftet att långsiktigt samla och utveckla den svenska kompetensen inom emissionsstatistik kopplat till åtgärdsarbete inom olika områden, bland annat som ett svar på Naturvårdsverkets behov av expertstöd för Sveriges internationella rapportering avseende utsläpp till luft och vatten, avfall samt farliga ämnen. Målsättningen med SMED-samarbetet är främst att utveckla och driva nationella emissionsdatabaser, och att tillhandahålla olika tjänster relaterade till dessa för nationella, regionala och lokala myndigheter, luft- och vattenvårdsförbund, näringsliv m fl. Mer information finns på SMEDs hemsida www.smed.se.

Innehåll

INNEHÅLL	3
FÖRORD	5
SAMMANFATTNING	6
INLEDNING	8
Avgränsningar av projektet	9
METOD	10
Termer och begrepp	10
Osäkerhet i indata	10
Arealer och grödfördelningar	10
Vattenföring	11
Retention	14
Deposition på sjöar och hyggen	15
Typhalter för skog, hygge, myr och öppen mark	15
Jordbruksläckage	16
Dagvatten	17
Enskilda avlopp	17
Punktkällor	18
Indata utan ansatta osäkerhetsfördelningar	19
Osäkerhetsanalys	20
Slumptalsgenerering	20
Jämförelser med flodmynningsdata	20
RESULTAT	21
Indata	21
Arealer	21
Vattenföring	21
Retention	22
Dagvatten, enskilda avlopp och deposition på sjöar	23
Typhalter för skog, hygge, myr och öppen mark	23
Jordbruksläckage	24
Punktkällor	24
Netto- och bruttobelastning nationellt	26
Källfördelning nationellt	26
Jämförelser med flodmynningsdata	30
DISKUSSION	35
Rumslig korrelation mellan osäkerheterna	35

Retention	35
Vattenföring, arealer, jordbruk och skog	35
Påverkan av olika indataosäkerheter	37
Dagvatten, enskilda avlopp och punktkällor	37
Indata utan ansatta osäkerhetsfördelningar	38
Avrundning av PLC5-data	38
SLUTSATSER	39
Rekommendationer för framtida projekt	39
KÄLLFÖRTECKNING	41
BILAGA A – ÖVERSÄTTNINGSTABELL SMD-KLASSER TILL PLC5-KLASSER	43
BILAGA B – ADDERADE OSÄKERHETER FÖR JORDBRUKSLÄCKAGE	46
BILAGA C – TYPKONCENTRATIONER FÖR DAGVATTEN (STORMTAC)	48
BILAGA D. FLODMYNNINGSSTATIONER	52

Förord

År 2008 rapporterade SMED-konsortiet Sveriges belastning av kväve och fosfor på Östersjön för år 2006 till HELCOM (Brandt m.fl., 2008). Året därpå genomfördes en studie av osäkerheterna i bruttobelastningen av kväve (Widén-Nilsson m.fl., 2010) och två år senare en studie av osäkerheten i retentionsberäkningarna (Gustavsson m.fl., 2012). I denna studie analyseras osäkerheten i beräkningen av nettobelastning av kväve på den nationella skalan i PLC5-rapporteringen. I huvudsak följdes samma metodik som användes i studien av osäkerheten i beräkningen av bruttobelastning av kväve, d.v.s. att de olika dataleverantörerna inom SMED levererade osäkerhetsuppskattningar för sina respektive indata, och att dessa osäkerheter analyserades i en Monte Carlo-analys.

Gunnar Brånvall, SCB, uppdaterade ekvationen för belastningen från avloppsreningsverk och industrier. Hanna Gustavsson, SMHI, levererade beräknad och uppmätt vattenföring och var med och diskuterade osäkerhetsuppskattningen av retentionsdata. Stefan Löfgren, SLU, levererade en alternativ osäkerhetsfördelning för skogsläckaget. Jakob Nisell, SLU, beräknade en alternativ markanvändning. Mikael Olshammar, IVL, beräknade alternativa belastningar från dagvatten och enskilda avlopp. Kristina Mårtensson, SLU, beräknade konfidensintervallet för kväveläckaget från jordbruksmark. Pernilla Rönnback, SLU, tog fram flodmynningstransporten. Övriga osäkerhetsfördelningar togs fram av Elin Widén-Nilsson, SLU, och Ida Westerberg, IVL. De ansvarade även för programmering, beräkning, analys och rapportskrivning. Delar av avsnittet om punktkällor är skrivna av Gunnar Brånvall, SCB, och delar av avsnitten om dagvatten och enskilda avlopp är skrivna av Mikael Olshammar, IVL.

Sammanfattning

Sverige rapporterade ett totalt utsläpp av 120 000 ton kväve till havet år 2006 i den så kallade PLC5-rapporteringen, *Pollution Load Compilation 5*, till HELCOM. I rapporteringen delas kvävebelastningen upp på olika källor, havsbassänger, samt på antropogen belastning och bakgrundsbelastning. Dessutom rapporteras både bruttobelastningen och nettobelastningen efter retention i sjöar och vattendrag. Källorna är jordbruk, skog, hygge, myr, öppen mark, fjäll, dagvatten, enskilda avlopp, kommunala avloppsreningsverk av olika storlek samt industrier. Beräkningarna är gjorda med Tekniskt Beräkningssystem Vatten, TBV, och baserade på nationellt tillgänglig information om de olika källorna, samt viss information från Finland och Norge om källorna i gränsvattendragen. Även om bästa möjliga indata använts i beräkningen, finns bitvis stora osäkerheter i dessa indata. Osäkerheten i bruttobelastningen och retentionsberäkningarna har tidigare studerats i några utvalda avrinningsområden. Denna studie fokuserar på den resulterande osäkerheten i nettobelastningen på den nationella skalan.

För varje typ av indata till beräkningssystemet TBV togs en osäkerhetsfördelning fram. Därefter gjordes 27 800 Monte Carlo-beräkningar med TBV där olika indatavärden valdes slumpmässigt från osäkerhetsfördelningarna. Osäkerhetsfördelningarna för de olika indata togs fram genom liknande metodik som i de tidigare osäkerhetsstudierna för utvalda avrinningsområden, men i denna studie har nya fördelningar för vattenföringen och retentionen använts. Osäkerhetsfördelningen i vattenföringen togs fram genom att jämföra uppmätt och beräknad vattenföring vid 30 slumpmässigt utvalda vattenföringsstationer. Osäkerheten i retentionen beror av vattenföringen, men eftersom denna samvariation inte är tillräckligt känd antogs en triangulär osäkerhetsfördelning om ± 12 procentenheter baserat på en tidigare studie. Resultatet analyserades för totalbelastning och källfördelning på den nationella skalan. För första gången gjordes även en jämförelse mellan den med TBV beräknade nettobelastningen, och belastningen för år 1985–2006 från uppmätta data för 39 flodmynningar.

Flera av de ingående osäkerhetsfördelningarna har en övervikt mot högre värden jämfört med PLC5. Detta resulterar i att den Monte Carlo-beräknade totalbelastningen från Sverige blev 131 000 till 137 400 ton kväve/år (femte och 95:e percentilen). Det är högre än PLC5-belastningen på 120 000 ton kväve/år. Jordbruk, skog (inklusive hygge) och dagvatten hade alla nationellt sett en högre beräknad belastning jämfört med PLC5, medan övriga källor varierade mer symmetriskt kring PLC5-värdet.

Det är förväntat att jordbruket och skogen ger en större belastning än vad som beräknats i PLC5. Förutom osäkerheten i kväveläcket från jordbruks- och skogsmark bidrog även osäkerheten i vattenföringen och markanvändningen till den högre belastningen. Osäkerheten i markanvändningen är troligtvis överskattad eftersom jordbruksarealerna och hyggesarealerna i PLC5 är tagna från bättre kartunderlag än de alternativa markanvändningar från Svenska Marktäckedata som användes i denna osäkerhetsstudie. Vissa kända osäkerheter i jordbruksläcket

och skogstyphalten har däremot inte kunnat representeras fullt ut i osäkerhetsanalysen. Jordbruksläckaget är underskattat eftersom det tolkas som totalkväveläckage, utan tillägg för läckage av organiskt kväve, men denna osäkerhet inkluderades inte i jordbruksläckaget eftersom sambandet mellan jordart och organiskt kväveläckage inte är utrett. För skogsmark har nya studier visat på en underskattning av skogstyphalten i särskilt södra Sverige. I denna studie användes en triangulär osäkerhetsfördelning för skogstyphalten där maxvärdet var +64 % av PLC5-värdet i sydöstra Sverige. Ännu högre värden hade kunnat antas och i södra Sverige hade det varit rimligt med minimivärden som ligger närmare PLC5 än de -23 % som antogs i denna studie.

Jämförelsen med kvävebelastningen från data från 39 flodmynningar år 1985–2006 visade att PLC5-belastningen ofta låg något över medianbelastningen i Bottenviken och norra delen av Bottenhavet, medan det från Indalsälven och söderut var vanligare att PLC5-belastningen låg något under medianbelastningen i flodmynningsdata. Variationen i flodmynningsdata mellan olika år är dock stor och denna variation var oftast större än spridningen i resultatet från Monte Carlo-beräkningarna.

Inledning

För förvaltningen av våra vattenresurser behövs information om mängden näringsämnen som belastar vattendrag, sjöar och hav, och om källorna till dessa näringsämnen. För att ta fram denna information på ett heltäckande sätt används ofta beräkningsmodeller som förenklat beskriver näringsämnenas transport från källa till hav. Sådana modeller påverkas av osäkerheter i både data och modellernas förenklade beskrivning näringsämnenas transport.

I Sverige görs två typer av rapporteringar till HELCOM av belastningen av näringsämnen, *PLC-Annual* och *PLC-Periodical*, som båda utförs av Svenska MiljöemissionsData (SMED). I *PLC-Annual* beräknas Sveriges årliga kväve- och fosforbelastning på havet baserat på mätningar i flodmynningar samt genom tillägg för kustnära punktkällor och arealviktade uppskattningar för de områden som inte ligger uppströms om en flodmynningsstation. I *PLC-Periodical* görs dessutom flödesnormalisering och källfördelningsberäkningar av netto- och bruttobelastning av kväve och fosfor. Dessa beräkningar baseras på detaljerade indata och omfattande modellberäkningar. Den senaste *PLC-Periodical*-rapporteringen – *Pollution Load Compilation 5 (PLC5)* representerar år 2006 och beräknades med hjälp av Tekniskt Beräkningssystem Vatten (TBV, Brandt m.fl., 2008). Nästkommande rapportering, PLC6, kommer att utföras för år 2014.

I denna rapport studeras osäkerheten i beräkningen av kvävebelastning med TBV såsom systemet användes för PLC5. TBV är ett beräkningssystem som summerar de enskilda källorna till kväve- och fosforbelastning (t.ex. jordbruk, skog och dagvatten) för de delavrinningsområden som Sverige delades in i för PLC5. Beräkningssystemet omfattar ingen dynamisk modellering, utan utgör enbart en beräkning av de olika källorna givet indata för diffust näringsläckage från ett visst markslag, arealen av detta markslag, avrinningen, belastningen från punktkällor samt retentionen till havet. Dessa resultat kan sedan aggregeras till större skalor, för att till exempel studera och rapportera den totala kvävebelastningen på de havsbassänger som omger Sverige. Indata till TBV utgörs av både bearbetade uppmätta data och resultat beräknade med dynamiska modeller såsom SOILNDB, ICECREAMDB, HBV-NP- och MATCH-modellen.

I en tidigare rapport (Widén-Nilsson m.fl., 2010) studerades effekten av osäkerheter i indata till TBV på den beräknade bruttobelastningen av kväve. Denna studie gjordes för tre utvalda PLC5-områden och varje leverantör av indata till TBV inom SMED gjorde en skattning av osäkerheten i dessa indata som användes för att slumpa fram olika kombinationer av indatavariabler i en Monte Carlo-osäkerhetsanalys. Resultaten visade att vad gäller osäkerhet i kväveläckage bidrog jordbruksjordarten mest till den totala osäkerheten. I delavrinningsområden med punktkällor (avloppsreningsverk) dominerade osäkerheten i dessa. I delavrinningsområden med dagvatten fick även den osäkerheten ett stort genomslag. Andra källor med påtaglig påverkan på den totala osäkerheten i kväveläckage var typhalterna för jordbruk, skog och öppen mark, samt vattenflöde och markanvändning. Osäkerhetsintervallen för de olika indatakällorna bestämdes dock med mycket olika

metodik. Studien var dessutom begränsad till delar av tre avrinningsområden – nedre Lagan, Helgeå samt Örsundaån, och studerade inte hur olika osäkerheter kan ta ut varandra på en större skala.

I ytterligare en studie (Gustavsson m.fl., 2012), analyserades osäkerheten i beräkningen av kväveretentionen med HBV-NP-modellen. Denna retention användes i PLC5 som indata till TBV för beräkning av nettobelastning av kväve. I studien togs hänsyn till inverkan av osäkerheter i mätdata av både vattenföring och kväve, men osäkerheter i de hydrologiska modellparametrarna studerades inte. Resultaten visade att noggrannheten i vattenföringen (beräknad jämfört med observerad vattenföring, samt osäkerheter i observerad vattenföring) hade en stor påverkan på den beräknade retentionen. Osäkerheter i kvävedata som används för att kalibrera och utvärdera modellen var också betydande och varierade ofta med tiden i och med att nya analysmetoder ersatt äldre.

Denna studie bygger vidare på dessa två tidigare studier och här analyseras osäkerheten i TBV-beräkningen av nettobelastning av kväve såsom den utfördes för PLC5-rapporteringen. Till skillnad från de tidigare studierna utförs dessa beräkningar på nationell nivå. En utförlig litteraturbakgrund över osäkerheter i data och miljömodeller ges av Gustavsson m.fl. (2012). Specifik information rörande osäkerheter i de olika indata till TBV ges av Widén-Nilsson m.fl. (2010).

Det finns relativt få tidigare studier av osäkerheter i kvävebelastningsmodeller. En av dessa, Exbrayat m. fl. (2010), gjorde en osäkerhetsanalys vid kalibreringen av fem olika närsaltsmodeller i Fyrisåns avrinningsområde. De fann att resultaten för de olika modellerna varierade stort mellan de olika utvärderingspunkterna i området och att ingen enskild modell gav bäst resultat för alla stationer och variabler. Däremot gav ensemblemodellering med en kombination av de bästa beräkningarna från varje modell betydligt bättre beräkningar än de enskilda modellberäkningarna.

Avgränsningar av projektet

Jämförelsen med observerade data begränsades till att jämföra osäkerheten i den beräknade nettobelastningen med transporterad mängd kväve beräknad från vattenföring och kvävekoncentrationsmätningar vid 39 flodmynningsstationer. Osäkerheter i de flesta indata till TBV studerades, men inte t.ex. i säsongvariation och grödfördelning.

Studien genomfördes för 13424 delavrinningsområden. Det finns ytterligare 33 stycken delavrinningsområden i PLC5-indelningen, men dessa saknar diffusa källor och inkluderades därför inte i beräkningarna. Några av dessa delavrinningsområden har dock betydande direktutsläpp i havet. De PLC5-värden som anges i rapporten är uträknade på nytt med samma metodik som använts i osäkerhetsanalysen och saknar därför också några delavrinningsområden med direktutsläpp i havet. Däremot var dagvattenbelastningen i Bottenviken något högre i denna studie jämfört med PLC5, eftersom flera finska källor placerats där av beräkningstekniska skäl.

Metod

Termer och begrepp

Kväveläckaget från diffusa källor (skog, jordbruk, öppen mark, hygge, myr och fjäll) beräknas i TBV genom att kväveläckaget (mg/l) från det aktuella markslaget multipliceras med markslagets areal och avrinning. Läckaget har av tradition getts olika namn beroende på markslag.

- *Typhalt* är läckage från skog, hygge, öppen mark, myr och fjäll
- *Läckagekoefficient* är läckage från jordbruksmark
- *Typkoncentrationer* är läckage från olika hårdgjorda ytor i den förberedande beräkningen av belastningen från dagvatten
- *Markläckage* är samlingsnamnet för dessa begrepp som används parallellt med typhalt och läckagekoefficient av Brandt m.fl. (2008).

Osäkerhet i indata

I den tidigare analysen av osäkerheten i beräkningen av kvävebruttobelastning med TBV för tre PLC5-områden (Widén-Nilsson m.fl., 2010) tog de olika dataleverantörerna fram osäkerhetsfördelningar för sina respektive indata till TBV. Samma fördelningar eller samma metodik har använts för de flesta indatatyper i denna analys av osäkerheten i nettoberäkningen på den nationella skalan förutom för vattenföring och retention.

Arealer och grödfördelningar

Alternativa markanvändningar beräknades utifrån Svenska MarktäckeData (SMD, Lantmäteriet, 2002) på samma sätt som i Widén-Nilsson m.fl. (2010). Eftersom SMD har många fler markklasser än översiktskartan (röda kartan) som ligger till grund för PLC5 gjordes en omklassificering där de 86 klasserna i SMD klassificerades om till de åtta klasserna i PLC5 (Bilaga A). Liksom i Widén-Nilsson m.fl. (2010) valdes markanvändningen för varje delavrinningsområde slumpmässigt mellan två alternativa markanvändningar, den från SMD och originalet i PLC5. Anledningen var att det är svårt att ta fram bra samband för hur olika arealer samvarierar om arealen av t.ex. skog varierar mellan ett minimivärde enligt den ena kartan och ett maximivärde enligt den andra. SMD och PLC5 utgjorde de två alternativa areorna och till skillnad från Widén-Nilsson m.fl. (2010) gjordes ingen ”omväg” med beräknad alternativ markanvändning för PLC5-data enligt SMD-rasteringen. SMD-data finns bara för Sverige och arealer i delavrinningsområden i Norge och Finland som bidrar till flödet i svenska vattendrag var därför oklassificerade. För dessa oklassificerade arealer användes den procentuella fördelningen mellan olika markanvändningsklasser i PLC5 istället för SMD.

Förutom översiktskartan används i PLC5 även Jordbruksverkets blockkartor och EU-stöddatabasen IAKS för att få mer exakt information om jordbruksmarkens arealer och grödor, samt Skogsstyrelsens uppgifter om hyggesarealer. Eftersom de olika datakällorna skiljer sig åt har särskilt klassen öppen mark använts för korrigeringar i PLC5 och därför även i denna studie. Även mellan SMD- och PLC5-klassificeringen behöver korrigeringar göras eftersom de två klassificeringarna kan

få något olika totalarea. Detta gjordes stegvis, genom att först justera klassen öppen mark för att även med SMD få en totalareal som var lika med den i PLC5. Om totala SMD-arealen var för stor jämfört med PLC5-arealen för ett delavrinningsområde och arealen öppen mark inte räckte till för att kompensera för detta togs den överskjutande arealen bort från hyggesarealen eftersom hyggesarealen i SMD är överskattad (Widén-Nilsson, m.fl. 2010). Om inte hyggesarealen heller räckte till fortsatte proceduren med reduktion av skogsarealen. Efter denna reduktion återstod bara mycket små skillnader i totalareal i några områden men för att få alla totalarealer att stämma exakt fortsatte reduktionen med vattenarealen, tätortsarealen och slutligen jordbruksmark i form av extensiv vall. Den procentuella fördelningen av olika grödor i ett delavrinningsområde ändrades inte jämfört med PLC och när SMD-arealen angav en större eller mindre jordbruksareal än PLC5 justerades arealen av de olika grödorna proportionerligt.

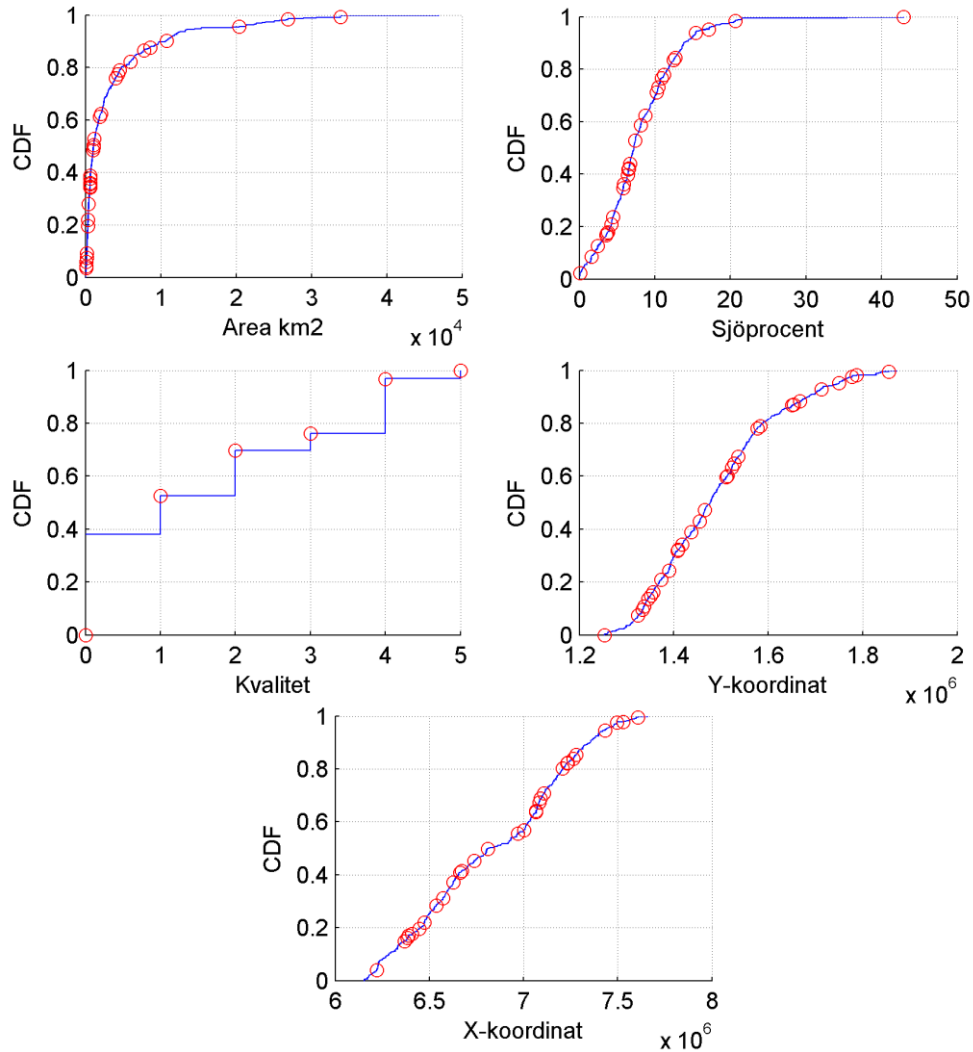
Vattenföring

Vid PLC5-beräkningarna användes långtidsmedelvärden (för varje kalendermånad och totalt för alla år) av vattenföring för perioden 1985–2004 beräknad med HBV-modellen. Vattenföringen beräknades per PLC5-område och var därmed uniform för alla delavrinningsområden inom ett PLC5-område. Sverige delades upp i sex regioner för HBV-kalibreringen och modellparametrarna var identiska inom varje region. I den tidigare studien av osäkerheten i bruttobelastningsberäkningarna med TBV antogs osäkerheten i vattenföringsdata vara beskriven av en uniform fördelning inom ett intervall på $\pm 10\%$ av långtidsmedelvärdet för varje månad och årsmedelvärdena erhöles genom att medelvärdesbilda de genererade månadsmedelvärdena på samma sätt som vid PLC5-beräkningarna (Widén-Nilsson m.fl., 2010).

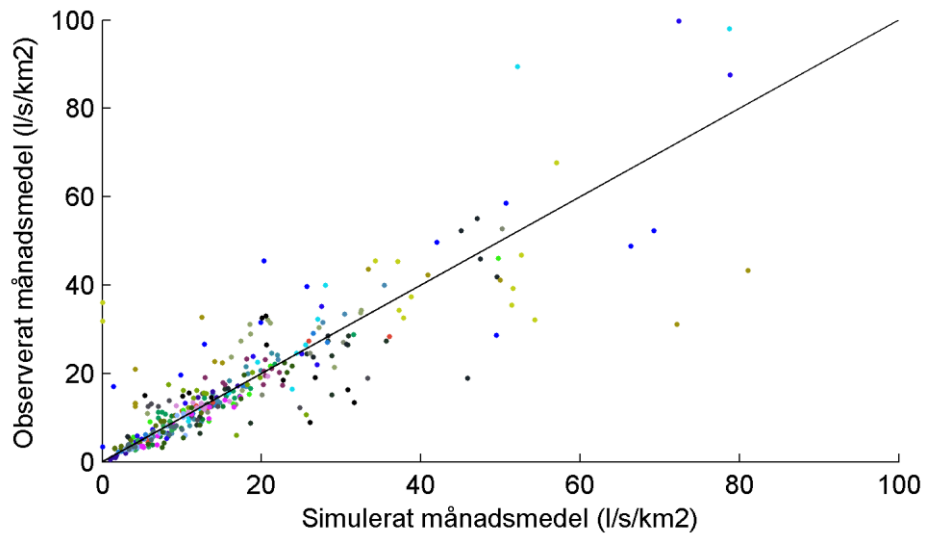
För att få ett bättre underlag till denna studie analyserades skillnaden i långtidsmedelvärden mellan observerad och beräknad vattenföring. För detta ändamål valdes 30 vattenföringsstationer slumpmässigt ut av de 344 som användes i samband med kalibreringen av HBV-modellen till PLC5-beräkningarna. Av de utvalda stationerna var vattenföringen vid knappt en tredjedel synligt påverkad av reglering. Urvalet var representativt för fördelningen i landet med avseende på geografiskt läge, uppströmsarea, sjöprocent och kvalitetsklassificering av stationens data (Figur 1). En av stationerna visade sig inte ha observerad vattenföring under perioden 1985–2004 och uteslöts ur analysen. En annan station vars area var osäker på grund av en bifurkation uppströms uteslöts också från analysen. Bifurkationer är inte vanligt förekommande.

Osäkerheten i långtidsmedelvärden per kalendermånad och per år beräknades som beräknat minus observerat värde i procent av det beräknade värdet och var generellt sett större i intervallet 0–15 l/s/km² vattenföring jämfört med vattenföring i intervallet 15–30 l/s/km², vilket i sin tur hade större värden än för intervallet >30 l/s/km² (Figur 2 och Figur 3). Osäkerheten beräknades som procent av det beräknade värdet för att kunna beräkna osäkerheten i indata till TBV nationellt. Eftersom den beräknas på detta sätt blev den negativa osäkerheten (underskattning) större än den positiva (överskattning) uttryckt i procent. Utifrån denna analys skattades fördelningsfunktionerna (med en datadriven *kernel density*-metod, helt baserad på fördelningen av de beräknade osäkerheterna för de analyserade stationerna) för osä-

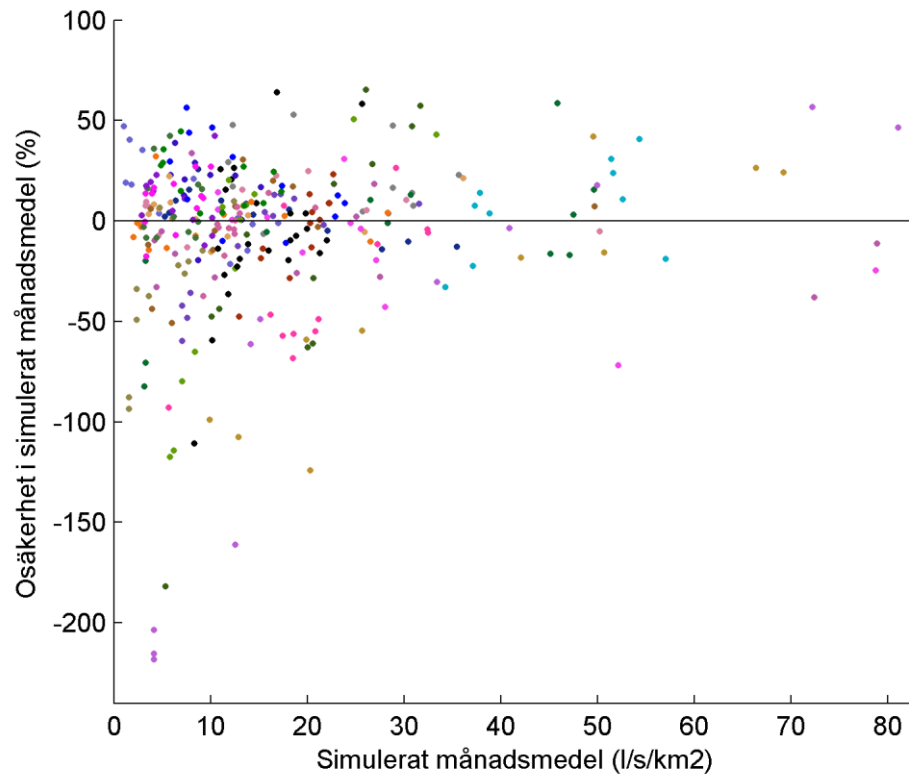
kerheter inom intervallen 0–15 l/s/km², 15–30 l/s/km², samt >30 l/s/km² (Figur 4). Värden för osäkerheterna slumpades sedan med hjälp av dessa fördelningar för ett PLC5-område i taget. För årsmedelvärden låg osäkerheten inom omkring ±20 % av beräknad vattenföring (Figur 5), men beräkningen av dessa värden gjordes på samma sätt som vid PLC5-beräkningarna, d.v.s. genom att medelvärdesbilda månadsmedelvärdena.



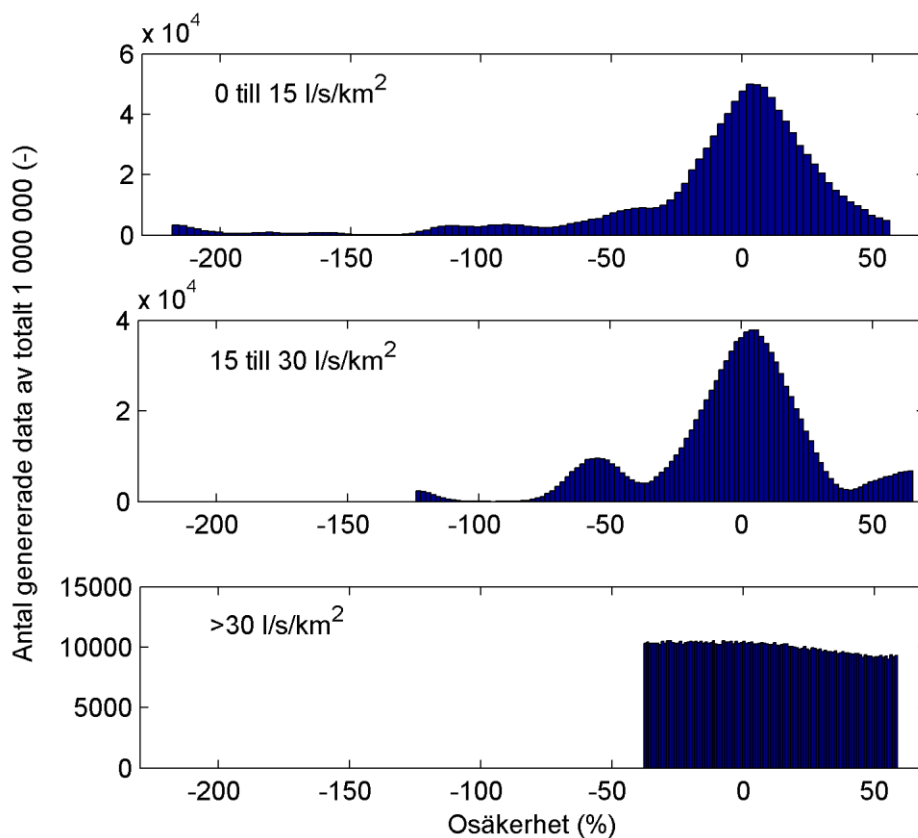
Figur 1 Fördelningar över karaktistiken av avrinningsområdena till de 344 vattenföringsstationer som användes vid kalibreringen av HBV-NP-modellen vid PLC5-beräkningarna, avrinningsområdesarea och sjöprocent för avrinningsområdet, kvalitetsklassificering av vattenföringsdata, samt y- och x-koordinat för vattenföringsstationen (blå linjer). De stationer som slumpmässigt valts ut för att skatta osäkerheten i indata till TBV visas som röda cirklar.



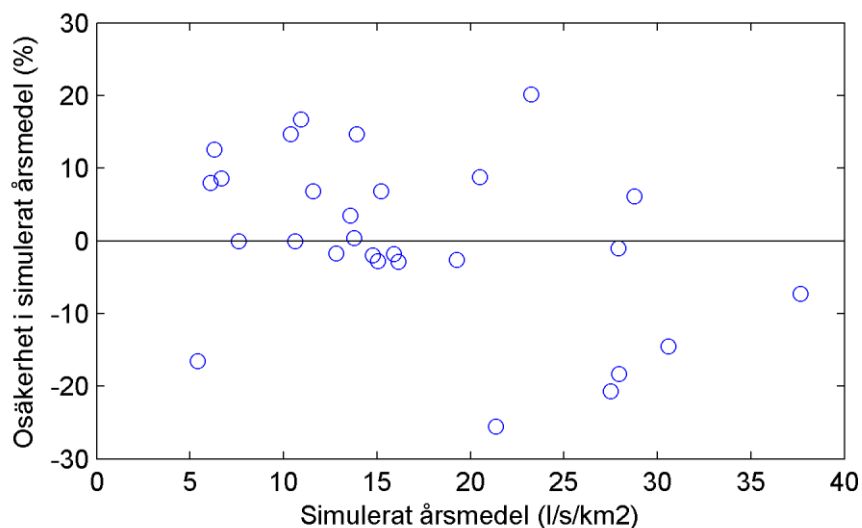
Figur 2 Observerat medelvärde per kalendermånad ritat mot beräknat medelvärde per kalendermånad (en färg per station).



Figur 3 Osäkerhet i beräknat medelvärde per kalendermånad (beräknat som beräknat minus observerat och uttryckt som procent av det beräknade värdet) ritad mot de beräknade värdena, för de 28 slumpmässigt utvalda stationerna (en färg per station). Några få mer negativa värden vid små flöden uteslöts ur figuren för att bättre visualisera huvuddelen av värdena.



Figur 4 Histogram över fördelningsfunktioner för osäkerhet i månadsmedelflöden av olika storlek. Fördelningsfunktionerna beräknades utifrån avvikelserna mellan beräknad och observerad vattenföring för de olika flödesklasserna, med hjälp av en *kernel density*-metod.



Figur 5 Osäkerhet i beräknat årsmedel för vattenföring (beräknad som beräknat minus observerat och uttryckt som procent av det beräknade värdet) avsatt mot beräknat årsmedel för de 28 slumpmässigt utvalda stationerna.

Retention

Avskiljning av kväve, retention i vattendrag, mark och sjöar, är svår att mäta och andelen kväve som försvinner under transporten till havet skattas därför i PLC5-beräkningarna med HBV-NP-modellen. I en tidigare studie (Gustavsson m.fl.,

2012) gjordes ett antal försök att kvantifiera de största osäkerheterna vid retentionsberäkningar med HBV-NP-modellen genom analyser av osäkerheter i parameterskattningen, modellens representation av sjöar, osäkerhet i vattenföringsdata och osäkerhet i bruttobelastning i ett antal avrinningsområden. Resultatet från rapporten ligger till grund för de osäkerhetsintervall för retention som används i den här studien.

I den tidigare studien med HBV-NP-modellen genomfördes tre oberoende manuellt kalibrerade modellberäkningar för ett antal avrinningsområden belägna i norra och södra Sverige. Datatillgången för områdena var god med observationer i de flesta av beräkningsområdena. Efter den manuella kalibreringen genomfördes en *proxy basin*-analys för avrinningsområdet Skräbeån. I analysen antogs att Skräbeån saknade observationer och det fick därför samma parametervärden som det närliggande avrinningsområdet Helge Å där modellen hade kalibrerats manuellt av flera olika personer vid SMHI. Medelretentionen för Skräbeån varierade med $\pm 12\%$ mellan de olika personernas kalibreringar. Baserat på denna *proxy basin*-analys antogs osäkerheten till $\pm 12\%$, med en triangulär fördelning. I TBV-beräkningarna används den ackumulerade retentionen till havet och denna osäkerhet adderades därför som ett absolutvärde till alla delavrinningsområden i ett huvudavrinningsområde.

Deposition på sjöar och hyggen

Kvävedepositionen antas redan ingå i markläckaget från alla diffusa kvävekällor undantaget deposition på sjöar och hyggen i södra Sverige. Kvävedepositionen på sjöar och dessa hyggen är för PLC5 beräknad med MATCH-modellen. MATCH-modelleringen assimilerar mätdata där dessa finns. Samma uniforma fördelning inom intervallet $\pm 10\%$, som i Widén-Nilsson (2010) användes för sjöar. Denna osäkerhet i depositionen inkluderas även i osäkerheten för hyggestyphalten (se vidare nästa avsnitt).

Typhalter för skog, hygge, myr och öppen mark

Typhalter ansätts för att ange hur mycket kväve som läcker från ett område per volym avrinnande vatten. Typhalterna för hygge, myr, öppen mark och fjäll är baserade på typhalter för skog, som i sin tur är baserade på mätningar av kvävehalter i bäckar som avvattnar skogsområden. En triangulär osäkerhetsfördelning antogs för alla typhalter eftersom detaljerad information om osäkerhetsfördelningarnas egenskaper saknades.

I norra Sverige används en ekvation (Löfgren och Brandt, 2005) för beräkning av typhalten för skog utifrån ett avrinningsområdes medelhöjd. Minimi- och maximivärdet i osäkerhetsfördelningen togs fram på samma sätt som Gustavsson m.fl. (2012), d.v.s. 25:e och 75:e percentilen av mätdata enligt Löfgren och Brandt (2005) användes för att beräkna minimi- och maximisamband mellan skogstyphalt och avrinningsområdets medelhöjd. En triangulär fördelning användes och medelhöjden varierades inte.

I södra Sverige används en ekvation (Löfgren och Westling, 2002) för att beräkna hyggestyphalten vid höga depositions mängder. Minimi- och maximivärdet av hyg-

gestyphalten beräknades i dessa fall genom att minimi- och maximivärdet för depositionen ansattes i denna ekvation. I övrigt är typhalterna satta utifrån litteraturvärden baserade på 25:e och 75:e percentilen av mätdata redovisade i Löfgren och Westling (2002), d.v.s. på samma sätt som i Widén-Nilsson m.fl. (2010). I de områden i södra Sverige där läckaget från öppen mark är baserat på betesläckaget användes en uniform osäkerhetsfördelning på $\pm 30\%$ enligt Widén-Nilsson m.fl. (2010).

Jordbruksläckage

Läckagekoefficienter för läckage av kväve från jordbruk beräknades för PLC5 med beräkningsverktyget NLeCCS och den där ingående simuleringsmodellen SOILNDB för 22 läckageregioner i Sverige (Johnsson m. fl., 2008). För varje läckageregion görs beräkningar för tio jordartsklasser och upp till 15 olika grödor. Odlingsstatistik från SCB används som indata till beräkningarna. De beräknade läckagekoefficienter för varje kombination av jordart och gröda levereras sedan till TBV för beräkning av jordbrukets bidrag till kvävebelastningen på delavrinningsnivå. I ett specifikt delavrinningsområde beräknas jordbruksläckaget utifrån delavrinningsområdets dominerande jordart och ett viktat värde för läckagekoefficienten beräknad utifrån grödfördelningen i området. Osäkerheten i jordbruksläckaget inkluderades i denna studie genom att dels variera jordarten och dels anta en osäkerhetsfördelning för läckagekoefficienterna.

I PLC5-beräkningarna har varje delavrinningsområde klassificerats till att ha en av tio jordarter. Av de 13424 delavrinningsområdena har 8583 jordbruksmark. Trots det stora antalet delavrinningsområden baseras klassificeringen av jordarterna bara på de ca 3000 provpunkter som för närvarande används för den svenska jordartskartan för jordbruksmark (Eriksson m. fl., 1999). Jordartskartan är framställd med interpolering vilket gör att de vanligaste jordarterna blir ”medeljordarterna” Silt-Loam, SandyLoam och Loam medan ”extremerna” Sand och Clay blir underrepresenterade (Djodjic m.fl., 2009).

Sandjordar läcker mest kväve, medan lerjordar läcker minst. Jordbruksjordarterna varierades i osäkerhetsanalysen genom att slumpa mellan PLC5-jordarten samt jordarten med närmast lägre och högre kväveläckage. Dessa tre alternativ slumpades med lika stor sannolikhet. Sorteringen av vilken jordart som läcker mer än en annan jordart skiljer sig något mellan olika grödor. Jordarten med närmast lägre och högre kväveläckage togs fram för vårkorn i alla regioner och användes därefter för att variera jordarten för alla grödor.

Mellan vissa närliggande jordarter är det en stor beräknad skillnad i kväveläckage, medan andra närliggande jordarter inte har någon skillnad alls i läckaget. Widén-Nilsson m.fl. (2010) antog en ny jordart med lägre läckage än Clay när PLC5-jordarten var Clay. Eftersom de styva lerorna (Clay) snarare uppvisar ett för lågt kväveläckage (Blombäck m.fl., 2012) gjordes ingen ny mer lågläckande jordart. Ingen högläckande jordart som släpper igenom mer än sand gjordes heller eftersom sand bara finns i 10 delavrinningsområden i PLC5.

När jordbruksmark ”uppstår” i ett delavrinningsområde med SMD-data sattes den nya jordarten oftast till Loam, som är den vanligast förekommande jordarten. I region 1b, 2a och 15 valdes istället SandyLoam eftersom Loam i dessa tre regioner hade högst kväveläckage av de förekommande jordarna. All gröda ansattes till vall då jordbruksmark uppstod.

En trunkerad normalfördelning antogs för det SOILNDB-beräknade kväveläckaget, liksom hos Widén-Nilsson m.fl.(2010). Konfidensintervallet från NLeCCS-beräkningen för läckagekoefficienten för varje enskild gröda, jordart och region satte gränserna för fördelningen och standardavvikelsen antogs vara halva konfidensintervallet. För vissa grödor och regioner adderades dessutom en osäkerhet (bilaga B). Detta gjordes för att representera osäkerheten då grödor inte beräknats med statistik från den finaste regionsindelningen i SCB:s odlingsstatistik (PO-18-nivå). Störst ytterligare osäkerhet, $\pm 30\%$, antogs för de grödor som förekommer till minde än 1 % av jordbruksarealen i en region och därmed inte har beräknats i SOILNDB utan fått medelläckaget från övriga grödor.

Dagvatten

Beräkningen av dagvattenläckaget till TBV görs genom att multiplicera olika tätortsarealer enligt SMD-klassificeringen med typkoncentrationer och avrinningskoefficienter till StormTac-modellen. Widén-Nilsson m.fl. (2010) beskriver beräkningsgången. Osäkerhetsfördelningen beräknades genom att upprepa dagvattenberäkningarna för alla delavrinningsområden med minimi- och maximivärdet av typkoncentrationer och avrinningskoefficienter till StormTac-modellen. Koefficienterna till StormTac uppdateras med jämna mellanrum och här användes versionen 2012-03 (StormTac, 2012; Bilaga C).

Liksom hos Widén-Nilsson m.fl. (2010) beräknades fördelningen för osäkerheten i dagvatten för uppdaterade dagvattenbelastningar jämfört med PLC5. Den absoluta skillnaden mellan de nya min- och maxvärdena och den nya medelbelastningen användes som ytterpunkterna i den triangulära osäkerhetsfördelningen kring PLC5-värdet. Detta gjordes eftersom Widén-Nilsson m.fl. (2010) fann att PLC5-värdet kunde finnas utanför min- och maxvärdena som beräknats med uppdaterade indata. En triangulär fördelning användes eftersom ytterligare information om fördelningen inte var tillgänglig.

Om SMD-data eller PLC5-data angav att tätortsareal saknas ansattes minimivärdet för dagvattenbelastningen till 0. I de fall när tätortsareal uppstod med SMD-data ansattes en triangulär osäkerhetsfördelning inom intervallet 0–200 %, med ett ursprungsvärde på 246 kg/km^2 . Ursprungsvärdet 246 kg/km^2 beräknades genom att dividera PLC5-värdet för dagvattenbelastningen med PLC5-värdet för tätortsarealen i alla delavrinningsområden. Medianvärdet av detta förhållande användes som ursprungsvärde.

Enskilda avlopp

Indata till belastningsberäkningarna för enskilda avlopp består av:

- Person dagar per delavrinningsområde uppdelat på permanent- och fritidsfastigheter med enskilt WC-avlopp. För permanentboende hämtas informationen från folkbokföringsregistret enligt samma metodik som Ek m.fl. (2011) och schabloner används för fritidsboende (SCB, 2005).
- Belastningsschabloner [g/persondag] från Ek m.fl. (2011).
- Reningsschabloner för enskilda avloppsanläggningar (infiltrationsbädd, markbädd, infiltration eller markbädd med fosforrening, minireningsverk, slutna tank och enbart slamavskiljare) från Ek m.fl. (2011)
- Fördelning av reningsanläggningar per kommun (andel markbädd, etc.) från Ek m.fl. (2011).

Den största osäkerheten i belastningsberäkningarna för enskilda avlopp finns troligen i de använda reningsschablonerna för infiltrationsbäddar och markbäddar. Därför beräknades den minsta och den största belastningen från enskilda avlopp med hjälp av de maximala och minimala reningsschablonerna (Tabell 1). En triangulär fördelning användes eftersom ytterligare information om osäkerhetsfördelningen inte var tillgänglig.

Tabell 1 Reningsschabloner för infiltrationsbäddar och markbäddar (Ek m.fl., 2011).

	A: Enbart slamavskiljare	B:A + Infiltration	C:A + Markbädd	B eller C + fosforfälla	Minireningsverk
Max	15 %	40 %	35 %	40 %	60 %
Medel	10 %	30 %	25 %	30 %	40 %
Min	5 %	20 %	15 %	20 %	20 %

Liksom hos Widén-Nilsson m.fl. (2010) ansattes fördelningen för osäkerheten i belastningen från enskilda avlopp utifrån uppdaterade reningsschabloner jämfört med PLC5. Den absoluta skillnaden mellan min- och maxvärdena och den nya medelbelastningen tillämpades för PLC5-belastningen. Detta gjordes eftersom Widén-Nilsson m.fl. (2010) fann att PLC5-värdet kunde finnas utanför min- och maxvärdena. I några delavrinningsområden saknades intervall för de enskilda avloppen och här ansattes en triangulär osäkerhetsfördelning inom intervallet $\pm 10\%$.

Punktkällor

Osäkerhetsfördelningen för punktkällor beräknades, liksom hos Widén-Nilsson m.fl. (2010) med en log-normal fördelning. En modifierad ekvation användes för att få ett slumpat medelvärde som överensstämmer med PLC5-värdet, till skillnad från ekvationen som användes av Widén-Nilsson m.fl. där medelvärdet överskattades men medianen överensstämde. En utsläppsuppgift med det sanna värdet a kg antas bokföras med utsläppet

$$u = a \cdot e^{\sigma \cdot X - \sigma^2 / 2}$$

där X antas vara en standardiserad normalfördelad variabel, med medelvärde 0 och standardavvikelse 1. Antagandet innebär att det bokförda utsläppet har en lognormal fördelning, med medelvärde a och variationskoefficient

$$\sqrt{e^{\sigma^2} - 1} \approx \sigma$$

om σ är litet. (För σ -värdet 0,4 blir den exakta variationskoefficienten 0,4165). Alla X -variabler antas vara oberoende medan

$$\sigma = \begin{cases} 0,15 \text{ för } KarvAB \\ 0,4 \text{ för } KarvC \\ 0,2 \text{ för } IndAB \end{cases}$$

Eftersom den lognormala fördelningen har en sned svans åt höger, blir medianen mindre än medelvärdet, nämligen

$$a \cdot e^{-\sigma^2/2}$$

vilket är 2–16 procent mindre än medelvärdet (beroende på värdet på σ).

Widén-Nilsson m.fl. (2010) diskuterade antaganden om felaktiga koordinater för punktkällor som placerats i fel delavrinningsområde, liksom möjligheten att det förekommer extra C-verk som inte rapporteras. Liksom hos Widén-Nilsson m.fl. (2010) inkluderades inte dessa antaganden i beräkningen. Däremot behölls antagandet om att C-verken med en sannolikhet på 0,02 kan ha lagts ned eller kopplats om utan att detta registrerats, även om det för flera kommuner nu finns bättre information. Sedan Widén-Nilsson m.fl. (2010) genomförde sin studie har en webb-enkät genomförts bland landets kommuner (Brånvall och Svanström, 2011). Syftet med enkäten var att få mer detaljerad information om vilka orter som är anslutna till vilka reningsverk, vilka reningsverk som finns och vilken reningsteknik de använder. Genom denna studie identifierades uppåt ett hundratal små verk som lagts ned jämfört med den tio år äldre enkäten och ett fåtal tidigare okända verk noterades. Genom enkätresultaten vore det möjligt att säga mer säkert vilka verk som verkligen fanns år 2006. Eftersom ett hundratal små kommuner inte besvarade enkäten och det i de svar som angavs oftast saknades information om vilket år nedläggningen/omkopplingen skett samt eftersom ingen sammanställning av exakt vilka verk som lagts ned jämfört med PLC5 gjorts användes inte denna information. Om denna studie istället hade gällt 2010 års data hade antagandet om att C-verken med en sannolikhet på 0,02 lagts ned eller kopplats om inte behövts för den nationella sammanställningen, trots att svar saknas från flera små kommuner.

Antagandena om osäkerhetsfördelningarna gjordes för enskilda punktkällor, men i indata till TBV är alla data inom en viss kategori (t.ex. AB-reningsverk i inlandet) summerade på delavrinningsområdesnivå och slumpningen kunde därför inte genomföras för de enskilda verken. Osäkerheterna beräknades därför på delavrinningsområdesnivå, vilket ger större osäkerheter jämfört med om osäkerheten för två eller flera verk inom delavrinningsområdet hade beräknats separat och oberoende av varandra och sedan adderats.

Indata utan ansatta osäkerhetsfördelningar

Som nämnts ovan ansattes ingen osäkerhetsfördelning för den procentuella fördelningen av olika grödor. Ingen osäkerhet ansattes heller för de månadsfaktorer som grundtyphalten för t.ex. skog multipliceras med för att få med säsongsdynamiken. Depositionen på hyggen i södra Sverige inkluderades indirekt i hyggestyphaltens osäkerhetsfördelning. Delavrinningsområdenas totalarea hölls konstanta. Regionsindelningen för läckage från jordbruksmark, skog och öppen mark var också konstant. Medelhöjden som använts för att beräkna typhalterna i norra Sverige hölls också konstant.

Osäkerhetsanalys

Osäkerheten i TBVs beräkningsresultat studerades genom en Monte Carlo-analys. I analysen varierades alla ovan beskrivna indata till modellen slumpmässigt med hjälp av de ansatta osäkerhetsfördelningarna. Totalt gjordes 27 800 Monte Carlo-beräkningar med olika slumpmässigt utvalda indatakombinationer med TBV. Körningarna gjordes nationellt och resultaten analyserades för den nationella skalan samt för 39 huvudavrinningsområden där resultaten jämfördes med årlig transport av kväve beräknad från kväve- och vattenföringsdata från flodmynningsstationer.

Slumptalsgenerering

Olika indatavärden till TBV genererades slumpmässigt och okorrelerat för de olika delavrinningsområdena, förutom för retentionen och vattenföringen som i TBV är konstanta inom ett PLC5-område. För retentionen slumpades ett osäkerhetsvärde för hela huvudavrinningsområdet som sedan adderades till PLC5-värdet i varje PLC5-område.

Jämförelser med flodmynningsdata

Osäkerheten i den beräknade nettobelastningen jämfördes med transporterad mängd kväve för 39 flodmynningsstationer (Bilaga D) i SLUs databas (SLU, 2012). Den transporterade mängden kväve i databasen har beräknats utifrån punktmätningar av i de flesta fall månadsvisa mätningar av kvävekoncentrationer, samt vattenföring från SMHI (Sonesten m.fl., 2006). De månadsvisa halterna i databasen har räknats om till dygnshalter genom linjär interpolering och sedan multiplicerats med dygnsmedelvattenföringen. Därefter har årstransporterna, som används i denna studie, beräknats. Dessa transporterade mängder är behäftade med osäkerheter främst på grund av att provtagningsfrekvensen utgörs av ett värde per månad (se Kulasova m.fl., 2012, och referenser däri). Denna osäkerhet kan antas vara större i små avrinningsområden där variabiliteten i koncentrationerna oftast är högre än i stora avrinningsområden. För beräkningen av den totala nationella transporten är dock osäkerheterna för de större vattendragen sannolikt av störst betydelse (Sonesten m.fl., 2006).

Jämförelsen gjordes för uppmätta kvävetransporter under perioden 1985–2006, d.v.s. den period (1985–04) som använts för modellering med HBV-NP och NLeCCS samt de två efterföljande åren där PLC5 skall motsvara ett flödesnormaliserat år 2006. Brandt m.fl. (2008) jämförde HBV-NP-beräkningarna som används för vattenföring och retention i TBV, med vattenföringen och kvävetransporten i flodmynningarna. Ingen jämförelse mellan det slutgiltiga PLC5-resultatet och flodmynningstransporten har dock gjorts tidigare.

Resultat

Indata

Arealer

Den mest påtagliga skillnaden mellan markanvändningen i PLC5 och enligt SMD (Tabell 2) är att stora delar av fjällarealen försvinner med SMD eftersom endast SMD-klassen ”glaciärer och permanenta snöfält” kunde klassificeras om till PLC5-kategorin fjäll. Den saknade fjällarealen är främsta orsaken till att arealen öppen mark fördubblas med SMD. Den andra stora skillnaden mellan PLC5 och SMD är att hyggesarealen ökar kraftigt med SMD. Hyggesarealen i PLC5 kommer från Skogsvårdsstyrelsen och inkluderar bara hyggen yngre än en viss ålder, medan SMD inte har en lika strikt åldersgräns. Även jordbruksmarken ökar i areal när SMD används istället för blockdatabasen. Myrmarkens andel i SMD är högre eftersom den högre upplösningen i SMD jämfört med översiktskartan gör det möjligt att identifiera små myrområden. Antalet delavrinningsområden med skogsmark är oförändrat, men totala arealen skogsmark minskar. Det beror på att fler skogsområden har klassificerats som hygge i SMD.

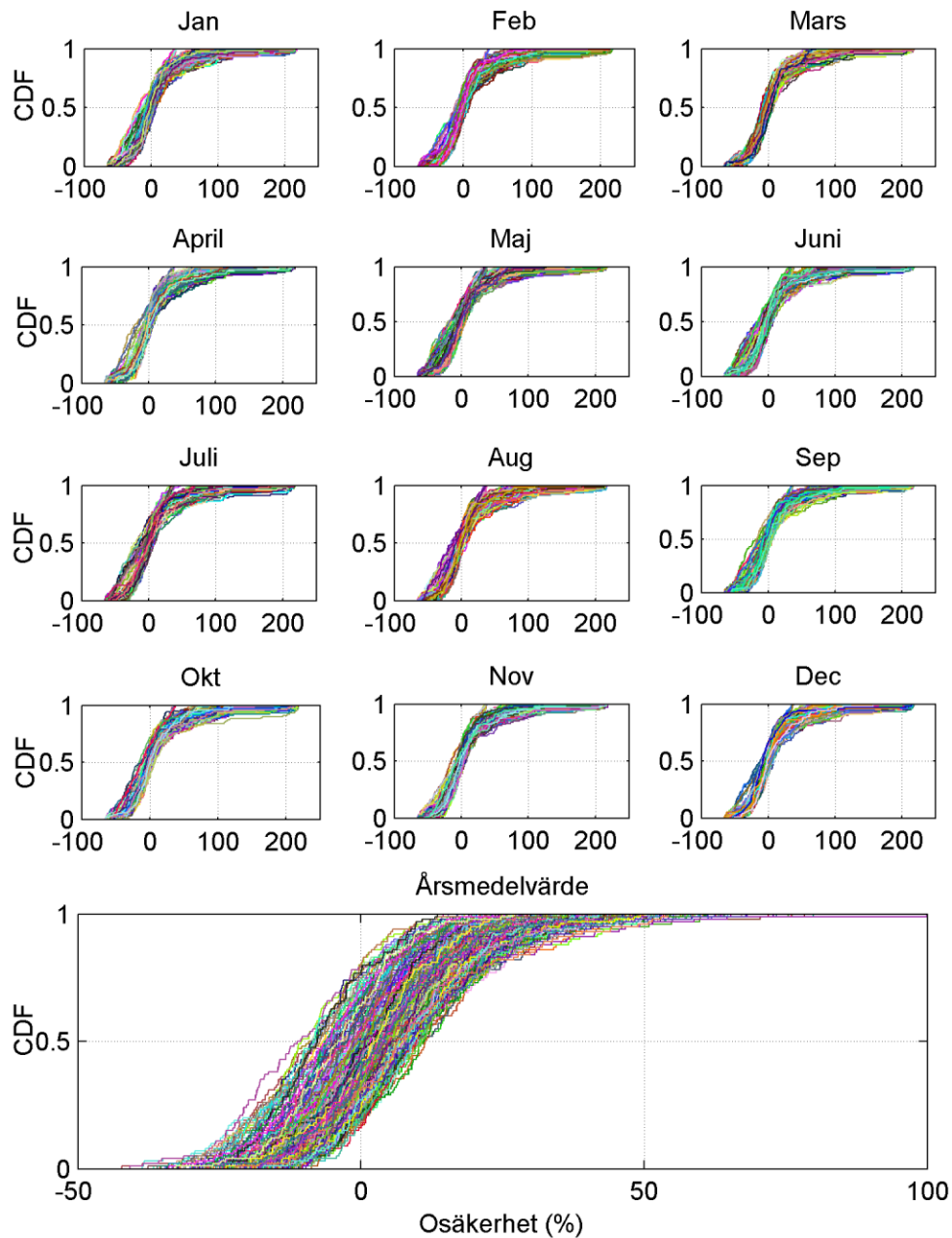
Den totala tätortsarealen är mindre i SMD-klassificeringen, trots en fördubbling av antalet delavrinningsområden som har en viss areal tätort. För övriga markanvändningar är skillnaderna i totalareal och skillnaderna i antal områden där markanvändningen förekommer mer samstämmiga. Öppen mark förekommer i ett oförändrat antal områden efter att alla korrigeringar gjorts. Korrigeringen av totalarealen mellan SMD-data och PLC5-data gjordes i första hand för öppen mark. Det påverkar totalarealen öppen mark endast marginellt, men innan korrigeringen gjordes förekom öppen mark enligt SMD-klassificeringen enbart i 77 % av delavrinningsområdena jämfört med i PLC5. För enskilda delavrinningsområden kan den procentuella skillnaden i areal mellan PLC5 och SMD för en viss markanvändning vara betydande.

Tabell 2 Procentuell skillnad i areal och antalet delavrinningsområden där en viss markanvändning förekommer, mellan SMD (efter alla tillämpade korrigeringar) och PLC5, uttryckt som procent av PLC5-värdet

Jämförelse av	Enhet	Tätort	Skog	Öppen	Vatten	Myr	Jordbruk	Hygge	Fjäll
Area	%	-16	-8	101	6	17	23	120	-83
Antal	%	104	1	3	21	46	22	8	-82

Vattenföring

Årsvattenföringen var liksom i PLC5-beräkningarna beräknad som medelvärdet av månadsmedelflödena. Eftersom månadsflödena hade en skev osäkerhetsfördelning (Figur 6) fick även årsmedelvattenföringen en motsvarande skev osäkerhetsfördelning och avvek därmed från den osäkerhet i beräknat årsmedelflöde som beräknats vid jämförelsen mellan HBV-beräknat och observerat flöde (Figur 5).



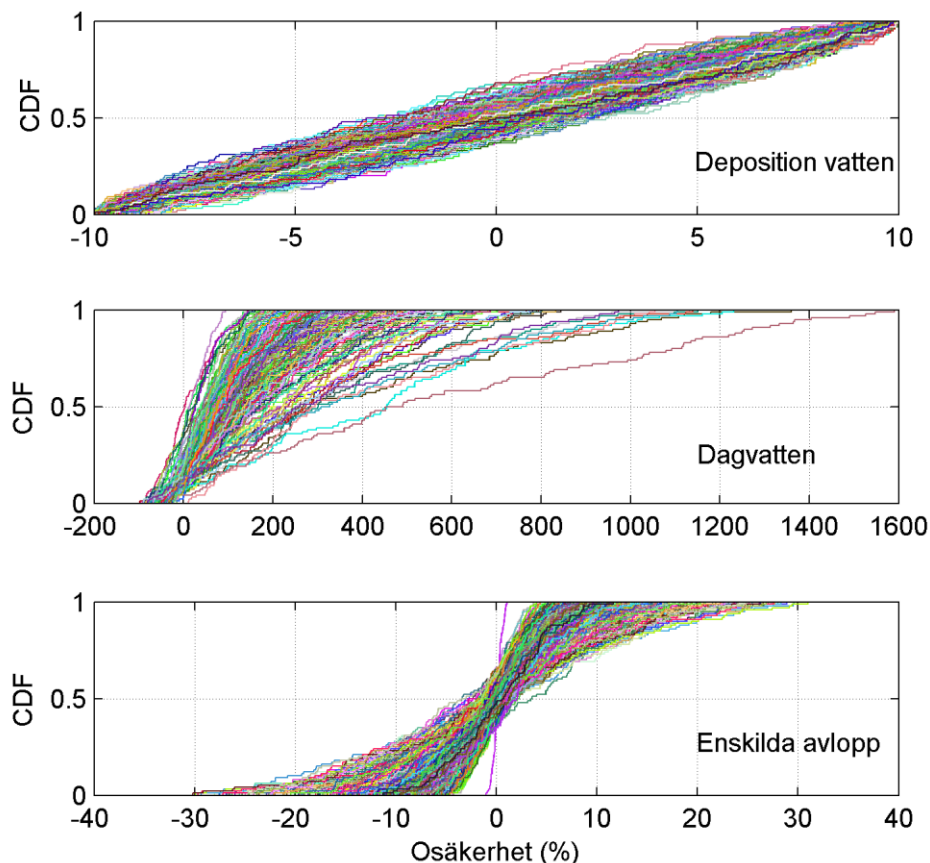
Figur 6: Kumulativa osäkerhetsfördelningar för procentuell skillnad mellan genererat vattenflöde och PLC5-värdet för 1000 slumpmässigt utvalda delavrinningsområden och för 1000 Monte Carlo-beräkningar.

Retention

De ackumulerade retentionsvärdena, som är indata till TBV, slumpades från en triangulär fördelning inom intervallet ± 12 procentenheter. Det betyder att lägre värden på den ackumulerade retentionen i PLC5 både kan nollas eller få en mycket hög procentuell ökning i osäkerhetsanalysen. Belastningen från jordbruksmark och från enskilda avlopp beräknas med högre retentionsvärden än övriga källor och därför blev det procentuella osäkerhetsintervallet inte lika extremt. Om man bortser från de extrema ökningarna av låga retentionsvärden var osäkerhetsintervallet relativt jämnt mellan minimi- och maximivärdena.

Dagvatten, enskilda avlopp och deposition på sjöar

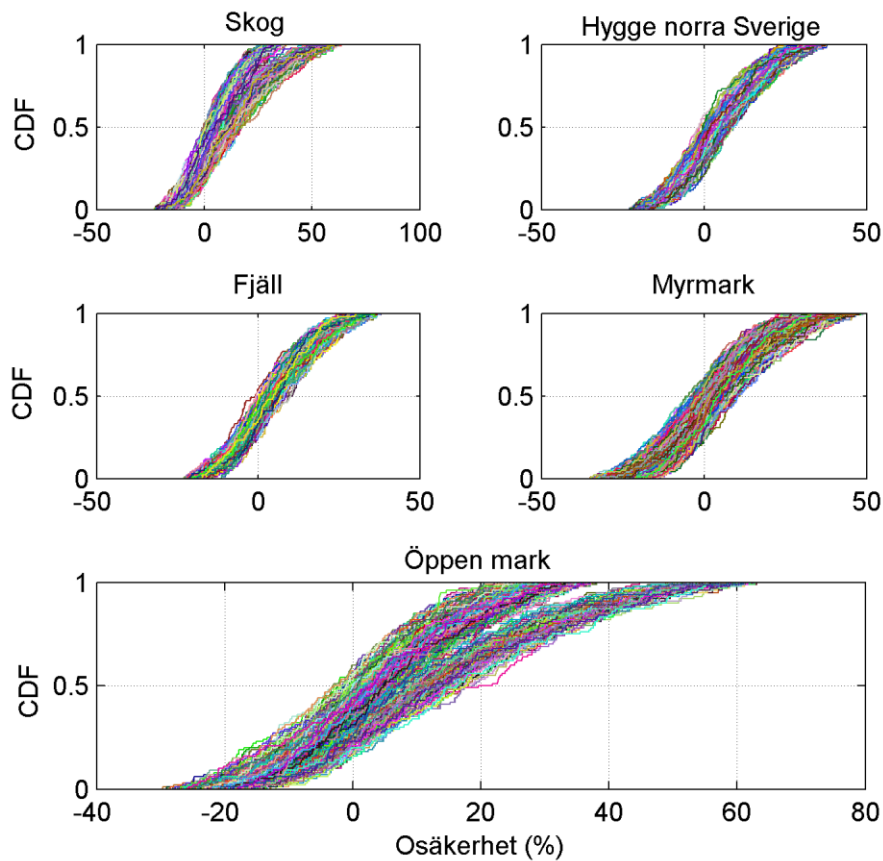
Belastningen från dagvatten hade en vid, triangulär osäkerhetsfördelning med ett högt maxvärde. Det resulterade i dagvattenbelastningar med medelvärden som var högre än PLC5-värdena (Figur 7). För enskilda avlopp var oftast osäkerhetsvärdet inom intervallet $\pm 10\%$ med extremvärden runt $\pm 30\%$ (Figur 7). Depositionen följer sin uniforma fördelning på $\pm 10\%$ (Figur 7).



Figur 7 Kumulativa osäkerhetsfördelningar för procentuell skillnad mellan Monte Carlo-beräknade indata och PLC5, för deposition på vatten, belastning från dagvatten, och belastning från enskilda avlopp (NbruttoEA) i 1000 slumpmässigt utvalda delavrinningsområden och för 100 Monte Carlo-beräkningar.

Typhalter för skog, hygge, myr och öppen mark

Skogstyphalten varierar i norra Sverige mellan min- och maxvärdena -23% och $+38\%$ (Figur 8). I sydöstra Sverige varierar grundtyphalten (exklusive säsongvariationen) för skogen mellan -22% och $+64\%$ och i sydvästra Sverige mellan -24% till $+37\%$. Dessa olika fördelningar för skogen syns i Figur 8. Hyggstyphalten i södra Sverige hade också två olika osäkerhetsfördelningar, vilket berodde på om hyggstyphalten beräknats utifrån depositionen eller ej (Figur 9).



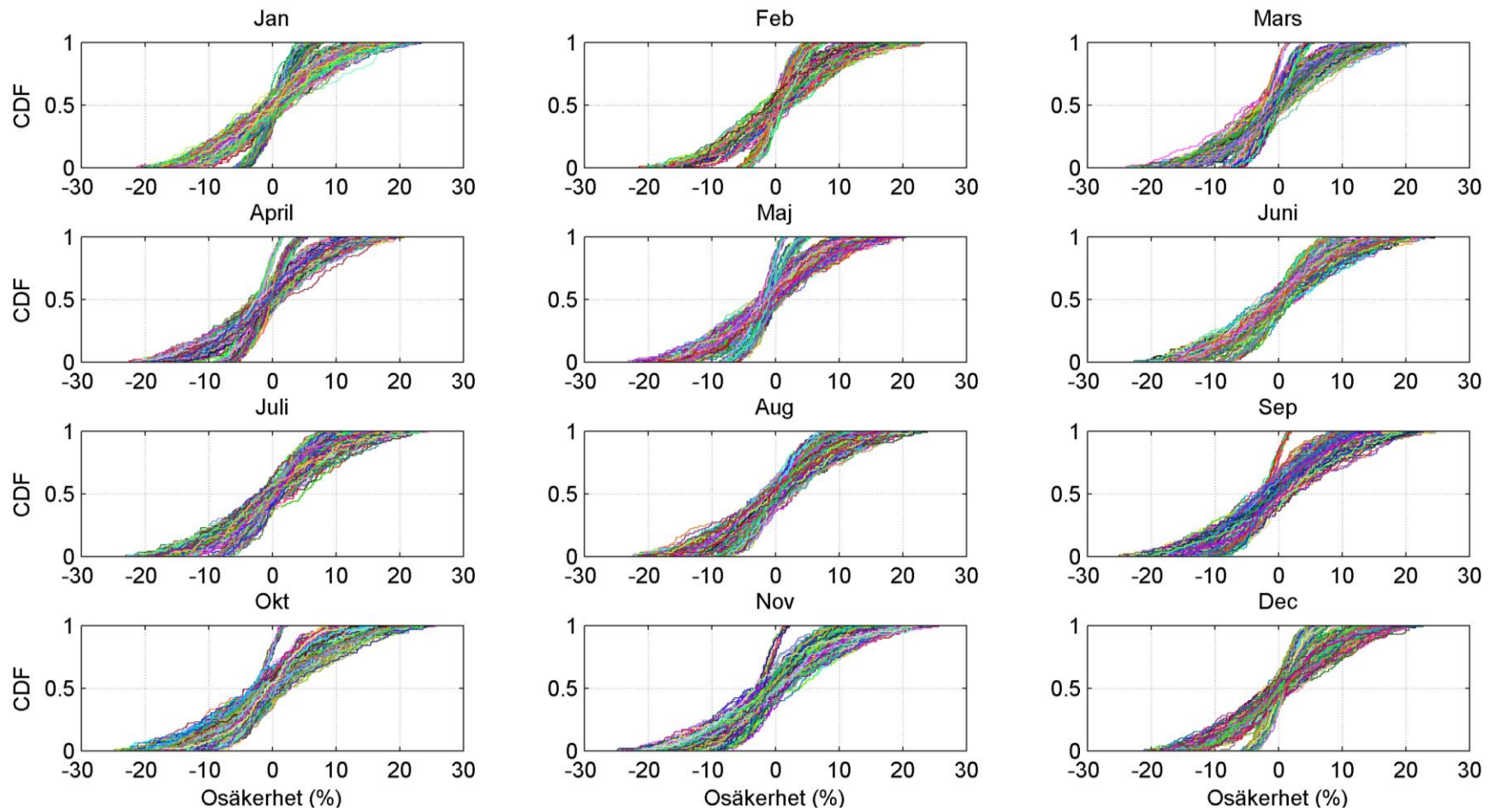
Figur 8: Kumulativa osäkerhetsfördelningar för typhalter från skog, hygge i norra Sverige, fjäll, myr och öppen mark i 1000 slumpmässigt utvalda delavrinningsområden och för 100 Monte Carlo-beräkningar.

Jordbruksläckage

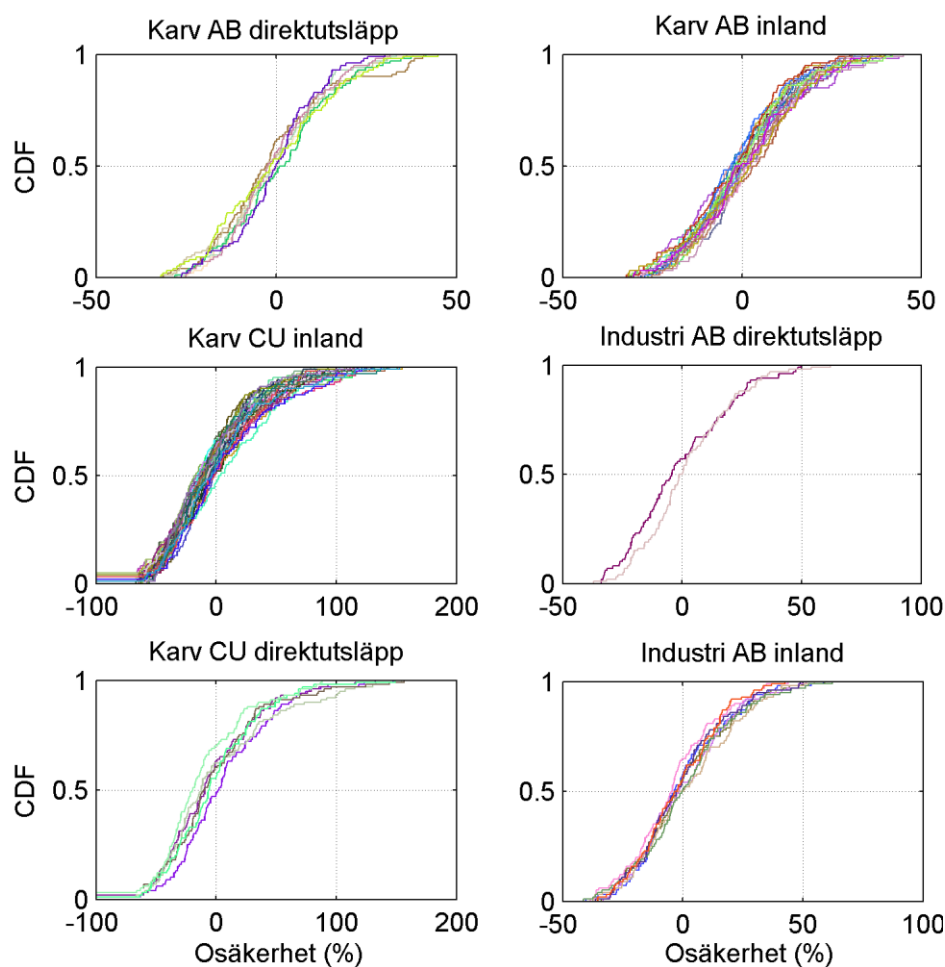
Jämfört med flera andra källor låg osäkerhetsfördelningen för jordbruksläckaget inom ett snävare intervall. Extremvärdena var $\pm 2\%$ till $\pm 20\%$ av PLC5-värdet beroende på gröda, jordart och region. Den extra osäkerheten för jordbruksläckaget för grödor med sämre statistiktillgång i en region påverkade inte den nationella belastningen.

Punktkällor

Punktkällorna var tydligt centrerade kring PLC5-värdet (Figur 10). Antagandet om att 2 % av CU-anläggningarna inte finns syns genom att belastningen från CU-anläggningarna blir 0 i 2 % av fallen (d.v.s. = -100% i figuren).



Figur 9 Kumulativa osäkerhetsfördelningar för månadsvisa typhalter för hygge i södra Sverige i 1000 slumpmässigt utvalda delavrinningsområden och för 100 Monte Carlo-beräkningar.



Figur 10: Kumulativa osäkerhetsfördelningar för procentuell skillnad mellan Monte Carlo-beräknade punktkällbelastningar och PLC5 i 1000 slumpmässigt utvalda delavrinningsområden och för 100 Monte Carlo-beräkningar. De sex kategorierna är kommunala avloppsreningsverk (KARV) av AB- och CU-typ med eller utan direktutsläpp till havet, samt industrier av AB-typ med eller utan direktutsläpp till havet.

Netto- och bruttobelastning nationellt

Den totala nettobelastningen av kväve från Sverige blev enligt medianen av Monte Carlo-beräkningarna 134 200 ton/år (Tabell 3). Den femte och 95:e percentilen var 131 000 och 137 400 ton/år. Dessa värden ligger alla över PLC5-värdet på 120 000 ton/år.

Källfördelning nationellt

Jämfört med PLC5 var den nationella brutto- och nettobelastningen från jordbruksmark, skog och dagvatten större i Monte Carlo-beräkningarna (Figur 11 och Figur 12). De högre belastningarna från dagvatten, jordbruksmark och skog påverkar källfördelningen så att andelen av dessa källor ökar på bekostnad av övriga källor. Den största relativa ökningen sker för dagvatten, men dagvatten är fortfarande den näst minsta källan medan belastningen från skog och hygge samt jordbruksmark dominerar (Figur 11).

Tabell 3 Monte Carlo-beräknade kvävebelastningar (5:e och 95:e percentilen, samt medianvärdet) och PLC5-värdet.

Källa	Brutto 5:e percen- tilen (ton/år)	Brutto median (ton/år)	Brutto 95:e percen- tilen (ton/år)	Brutto PLC5 (ton/år)	Netto 5:e percen- tilen (ton/år)	Netto median (ton/år)	Netto 95:e percen- tilen (ton/år)	Netto PLC5 (ton/år)
Dagvat- ten ¹⁾	3600	3700	3900	1800	3000	3100	3200	1500
En- skilda avlopp ²⁾	1800	1800	1800	1800	1100	1100	1200	1100
Indu- stri ³⁾	5000	5300	5600	5300	4400	4700	5000	4700
Jord- bruk	63000	64300	65800	52700	40300	41900	43500	34400
KARV ³⁾	19000	19500	20100	19600	15500	16100	16700	16100
Skog	54600	55000	55500	47800	43000	43900	44800	38700
Vatten	16400	16700	17000	16300	10500	11000	11500	10700
Öppen-, fjäll- o. myr- mark	15800	16000	16200	16100	12100	12500	12800	12700
Totalt	180700	182400	184300	161400	131000	134200	137400	120000

1) Dagvattenbelastningen är något förhöjd jämfört med Brandt m.fl. (2008) eftersom den även inkluderar andra finska källor av beräkningstekniska skäl.

2) Femte och 95:e percentilen för enskilda avlopp är ± 6 ton/år runt medianvärdet för bruttobelastningen och ± 34 ton/år för nettobelastningen. Eftersom tabellen använder samma avrundning som Brandt m.fl. (2008) till närmaste 100-talet ton syns inte spridningen i tabellen.

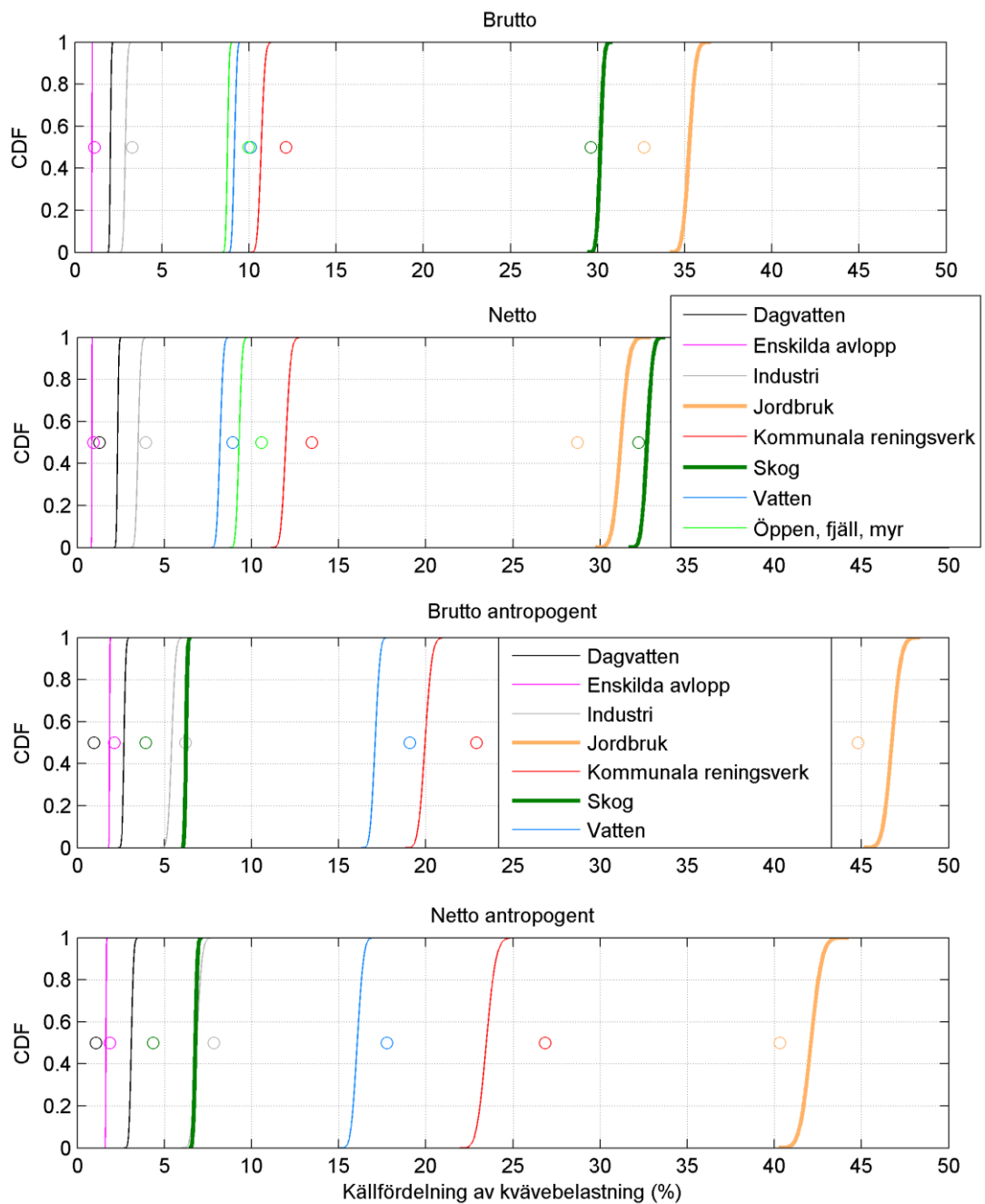
3) Direktutsläppen från vissa kommunala reningsverk (KARV) och industrier inte är inkluderade jämfört med Brandt m.fl. (2008).

Tabell 4 Procentuell skillnad i belastningen från olika källor mellan medianen av Monte Carlo-beräkningarna och PLC5-värdet.

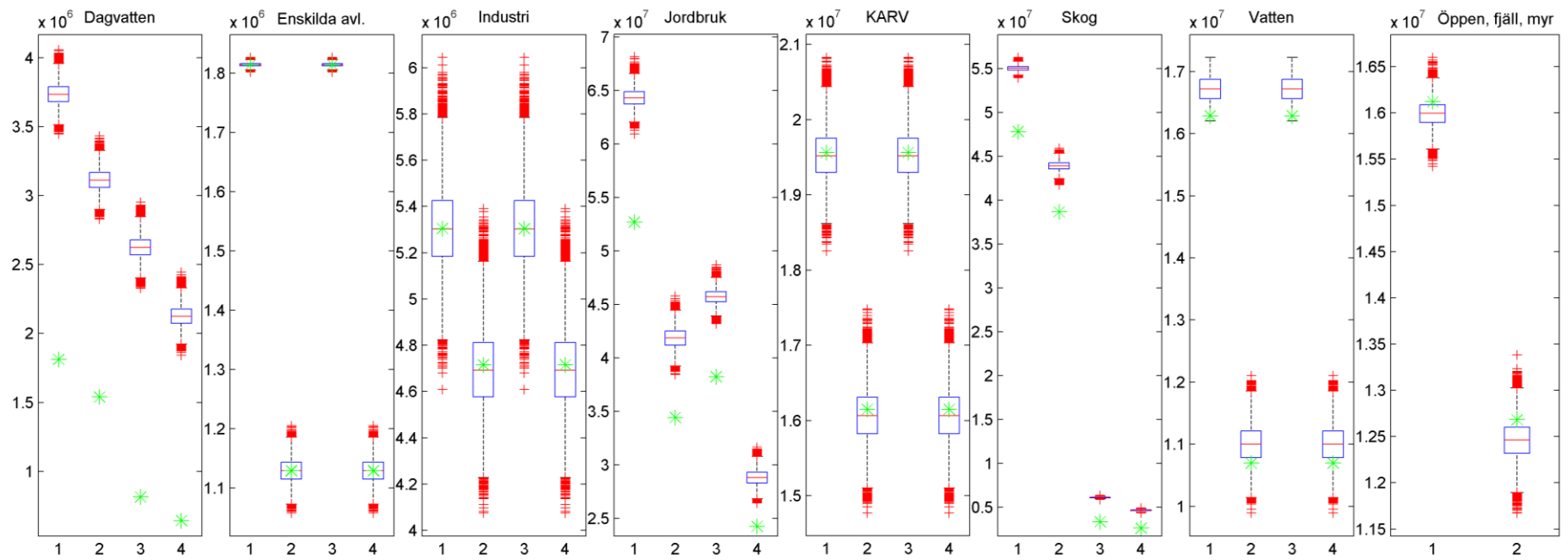
Källa	Brutto	Netto	Antropogent brutto	Antropogent netto
Dagvatten	106	102	222	231
Enskilda avlopp	0	0	0	0
Industri	0	-1	0	-1
Jordbruk	22	22	20	19
Kommunala re- ningsverk	0	-1	0	-1
Skog	15	14	83	77
Vatten	3	3	3	3
Öppen-, fjäll- och myrmark	-1	-2	-	-

Belastningen från dagvatten var dubblerad om man jämför medianen av Monte Carlo-beräkningarna och PLC5 (Tabell 4), och hela osäkerhetsintervallet var högre än PLC5-värdet (Figur 12). Den högre belastningen från dagvatten i osäkerhetsanalysen jämfört med PLC5 beror på den triangulära osäkerhetsfördelningen med höga maxvärden. Medianvärdet av bruttobelastningen från skogsmark (inklusive hygge) och från jordbruksmark var 22 % respektive 15 % högre jämfört med PLC5, och även för dessa källor var hela osäkerhetsintervallen högre än PLC5-värdena (Figur 12). Den högre belastningen från skog (inklusive hygge) och jordbruksmark har flera olika orsaker och dessa diskuteras i nästa avsnitt.

PLC5-värdet för belastningen från kvävedepositionen på vatten låg inom osäkerhetsintervallet från Monte Carlo-beräkningarna (Figur 12), medan medianvärdet var 3 % större jämfört med PLC5 (Tabell 4). De något högre värdena beror på att arealen vatten var 6 % högre med SMD-markanvändningen medan depositionen hade ett uniformt osäkerhetsintervall ($\pm 10\%$). Bruttobelastningen från kvävedepositionen på vatten beror i TBV bara på kvävedepositionen och arealen vatten. Effekten av att CU-reningsverken antas inte existera i 2 % av fallen har en mycket liten effekt på det nationella slutresultatet för belastningen från punktkällor.



Figur 11 jämförelse mellan denna studie och PLC5 (ringar) för beräknad total respektive antropogent källfördelning för nationell netto och bruttobelastning. Ringarna för PLC5-beräkningen motsvarar enbart enskilda värden och ritades mot mitten av y-axeln.

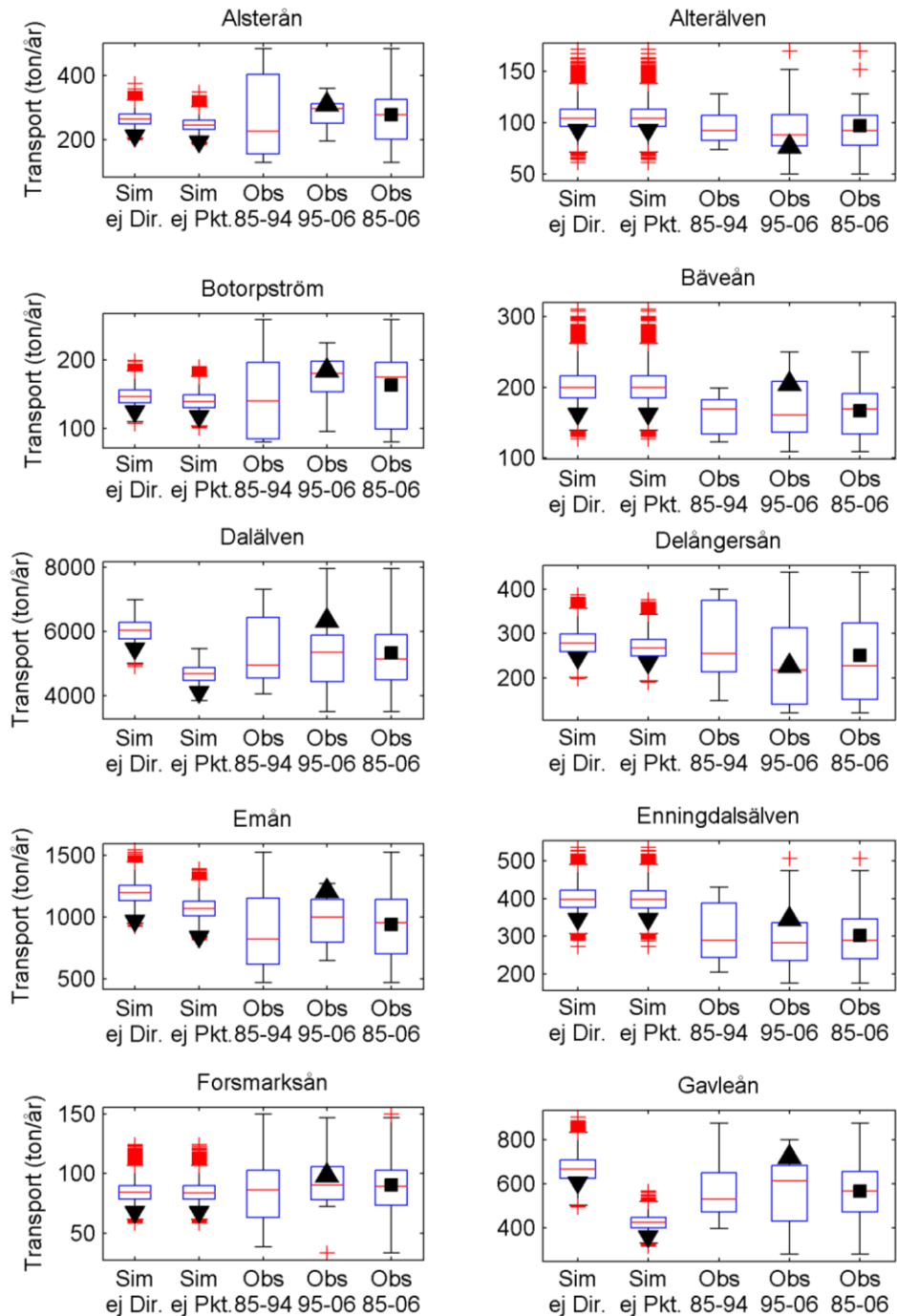


Figur 12 Jämförelse mellan denna studie (boxplot-figurer) och PLC5 (gröna stjärnor) för beräknad total (1, 2) respektive antropogen (3, 4) belastning uppdelat på netto- (2, 4) och bruttolastning (1, 3). Observera de olika skalorna på y-axlarna och att ingen y-axel börjar vid 0. KARV står för kommunala avloppsreningsverk.

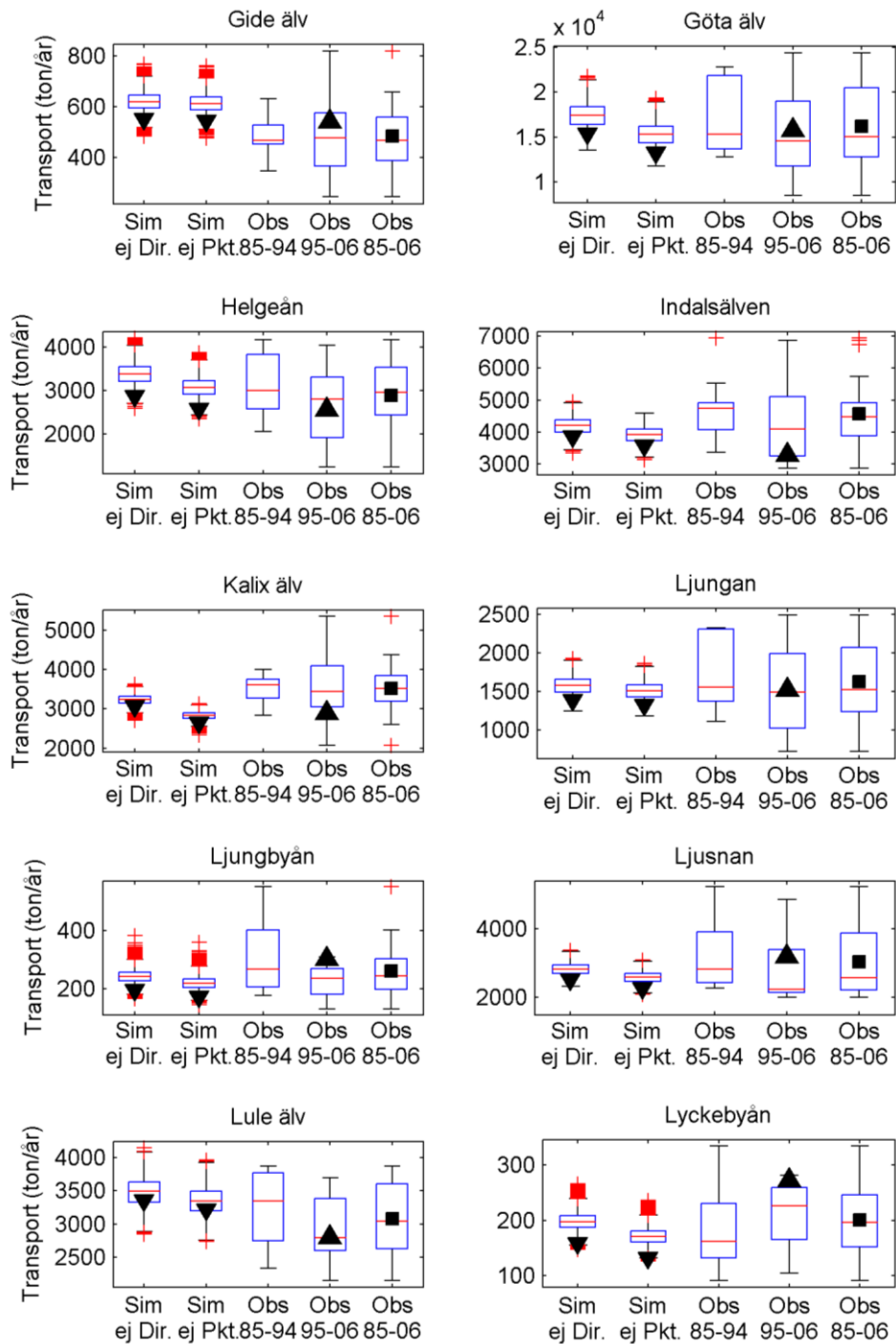
Jämförelser med flodmynningsdata

En jämförelse av PLC5-belastningen och medianbelastningen från flodmynningsdata 1985–2006 visar att PLC5-belastningen i många fall ligger något över medianbelastningen i Bottenviken och norra delen av Bottenhavet (Figur 13 – Figur 16). Från Indalsälven och söderut är det vanligare att PLC5-belastningen ligger något under medianbelastningen i flodmynningsdata 1985–2006. Medianvärdet av Monte Carlo-beräkningarna är ofta något högre än det för flodmynningsdata 1985–2006. Ungefär samma mönster med en tendens till överskattning i norr och till underskattning i söder syns om jämförelsen görs mellan PLC5 och flodmynningsbelastningen år 2006. Variationen i Monte Carlo-beräkningarna var oftast mindre än flodmynningsvariationen och låg oftast inom denna variation.

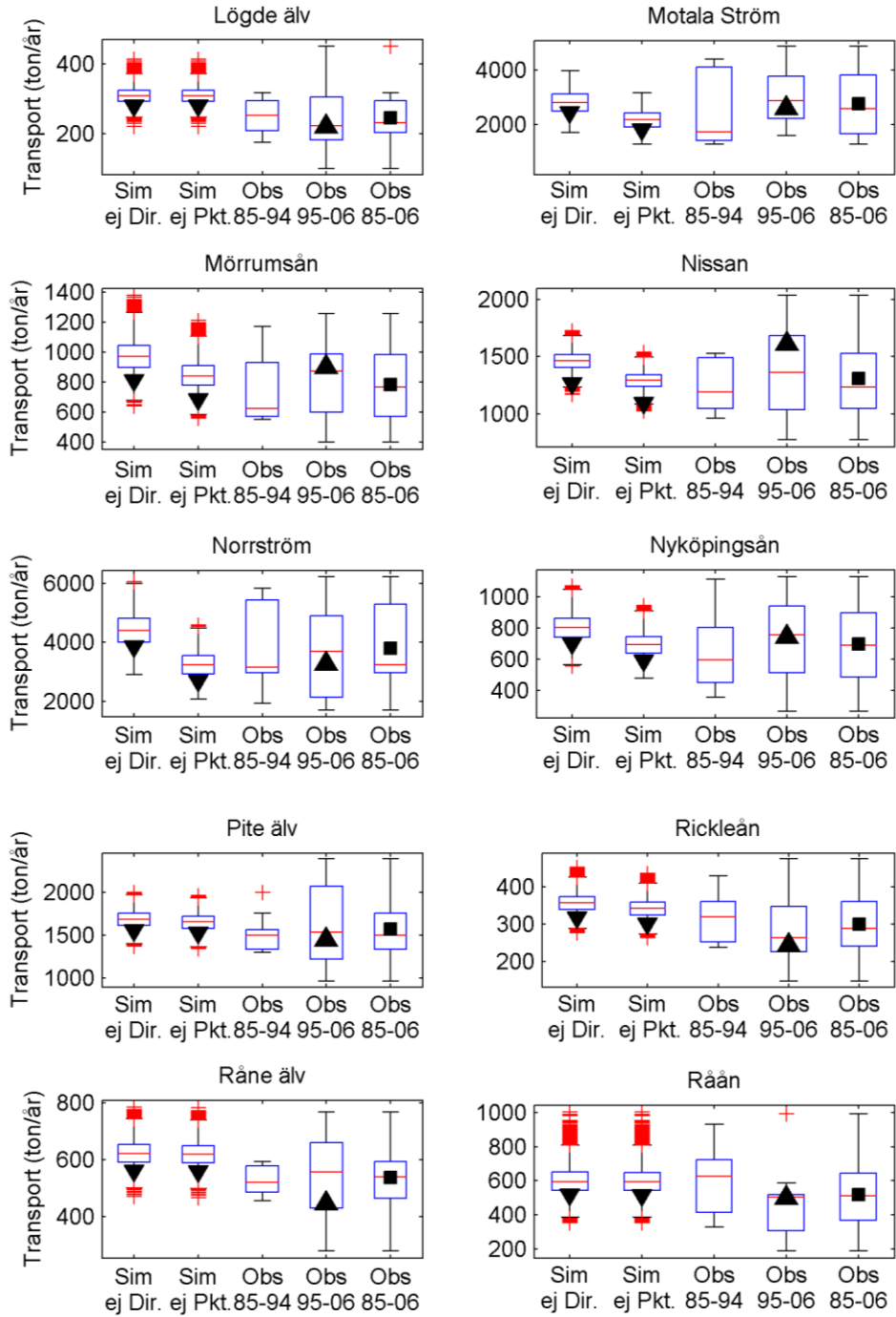
Flodmynningsstationerna ligger nära kusten, men ofta uppströms den mest kustnära staden. De punktkällor som har sin utsläppspunkt direkt till havet skall inte inkluderas i en jämförelse med flodmynningsdata ("Sim. ej Dir" i figuren). För en ännu mer rättvisande jämförelse bör även punktkällor nedströms mätpunkten tas bort vilket kräver en detaljerad analys, här gjordes enbart en jämförelse med beräknade data utan några punktkällor ("Sim. ej Pkt." i figuren).



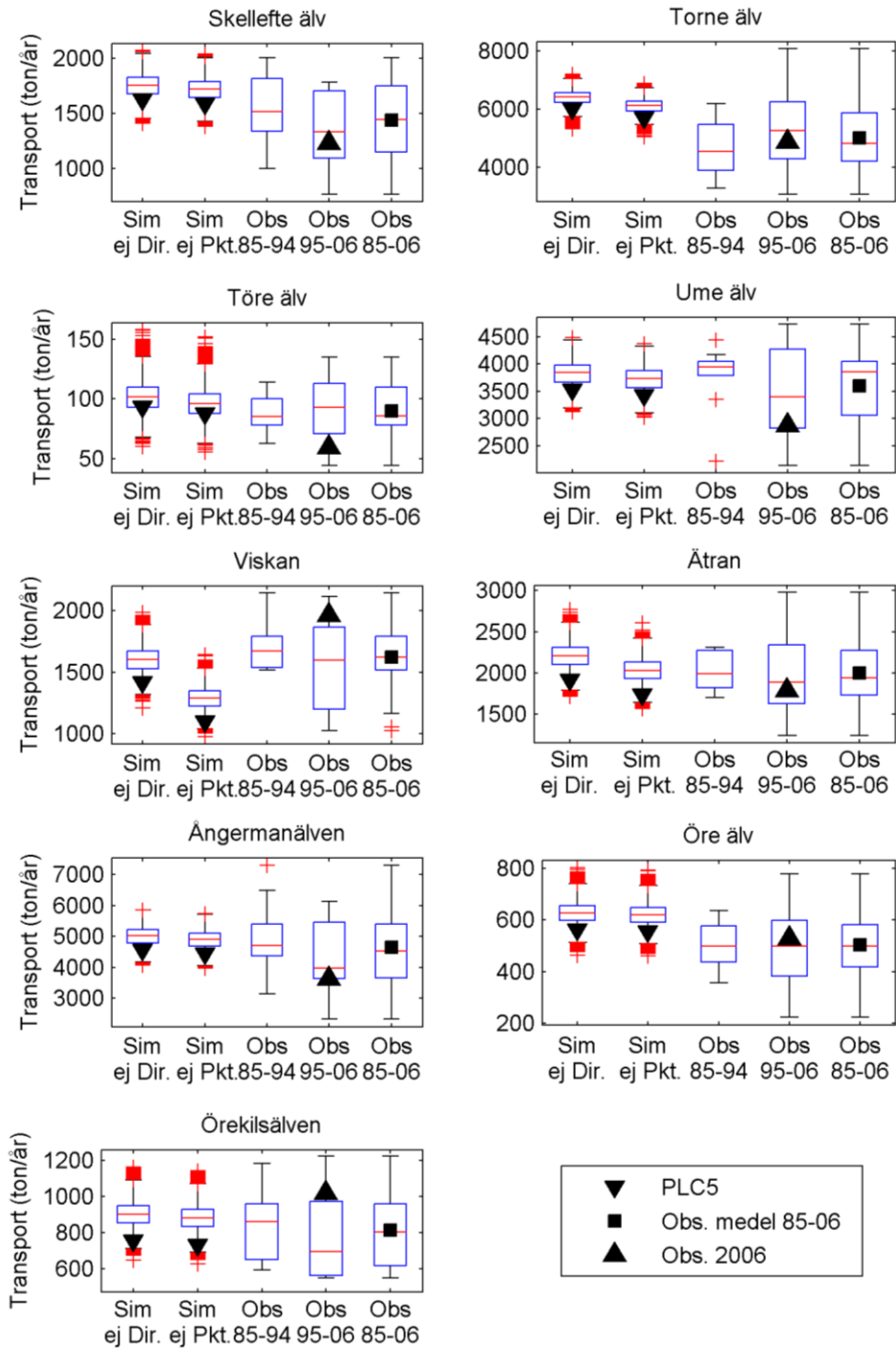
Figur 13 Jämförelse för 10 huvudavrinningsområden mellan beräknad nettobelastning från osäkerhetsanalysen, beräknad nettobelastning från PLC5, samt kvävebelastning beräknad från data från flodmynningsstationer (Obs.). PLC5-beräkningarna och Monte Carloberäkningarna i osäkerhetsanalysen redovisas utan punktkällor med direktutsläpp till havet ("Sim ej Dir.") och iutan några punktkällor alls ("Sim ej Pkt"). De uppmätta belastningsdata redovisas för de två tidsperioderna 1985–94, 1995–2006 samt för hela tidsperioden 1984–2006. Det röda horisontella strecket i boxen anger medianvärdet och boxen visar 25:e och 75:e percentilen. De svarta strecken utanför boxarna anger de största och minsta värden som inte är uteliggare och dras till närmaste värde ovanför/nedanför boxen som är större/mindre än maximalt 1,5 gånger skillnaden mellan 75:e och 25:e percentilen (boxens höjd). De röda strecken utanför boxen markerar uteliggare, d.v.s data längre bort från boxen än detta avstånd (1,5 gånger boxens höjd). De svarta nedåtriktade trianglarna motsvarar PLC5-beräkningen. Den uppåtriktade svarta triangeln är observerat år 2006 och fyrkanten är det observerade medelvärdet 1985–2006. Observera de olika skalorna på y-axeln och att alla y-axlar inte börjar vid 0.



Figur 14 Jämförelse för 10 huvudavrinningsområden mellan beräknad nettobelastning från osäkerhetsanalysen, beräknad nettobelastning från PLC5, samt kvävebelastning beräknad från data från flodmynningsstationer (Obs.). Se bildtext till Figur 14.



Figur 15 Jämförelse för 10 huvudavrinningsområden mellan beräknad nettobelastning från osäkerhetsanalysen, beräknad nettobelastning från PLC5, samt kvävebelastning beräknad från data från flodmynningsstationer (Obs.). Se bildtext till Figur 14.



Figur 16 Jämförelse för 9 huvudavrinningsområden mellan beräknad nettobelastning från osäkerhetsanalysen, beräknad nettobelastning från PLC5, samt kvävebelastning beräknad från data från flodmynningsstationer (Obs.). Se bildtext till Figur 14.

Diskussion

Rumslig korrelation mellan osäkerheterna

I denna studie har indatavärden valts ut slumpmässigt för olika områden med hjälp av de olika osäkerhetsfördelningarna. Det leder till att osäkerheter på en liten skala tar ut varandra när de summeras till en större skala. Detta kan leda till att osäkerheten på den större skalan underskattas om felen i vissa indata är systematiska istället för slumpmässiga. Samma slumpmässigt valda värden för en viss typ av indata skulle kunna ha använts för alla områden (liksom i den tidigare bruttobelastningsstudien), men då hade osäkerheterna istället överskattats på den större skalan eftersom det är orimligt att vissa osäkerheter inte skulle skilja sig åt mellan olika områden. Till exempel kan man tänka sig att vissa indatavärden är systematiskt under- eller överskattade i en del av landet. Men i gengäld kan det förekomma olika typer av systematiska fel för olika typer av indata, vilka också skulle kunna ta ut varandra på den större skalan. De osäkerheter i indata och resultat som redovisas i denna studie är därför också behäftade med osäkerheter. Dessa osäkerhetsskattningar kan förbättras främst genom bättre kännedom om karaktären och storleken på osäkerheten i de olika indata och hur de interagerar. Teoretiskt sett kan de olika osäkerheternas interaktion beskrivas genom antaganden om deras korrelationsstruktur, men empiriskt underlag för att beskriva denna struktur saknades för denna studie.

En typ av samvariation inkluderades dock eftersom osäkerheten i såväl retentionen som vattenföringen samvarierade inom ett PLC5-område och i retentionens fall även inom huvudavrinningsområdena. Detta gjordes för att indata till PLC5 för vattenföring och retention är konstanta per PLC5-område. Det kan dock ha till effekt att osäkerheten i vattenföringen och retentionen får ökad betydelse för resultatet jämfört med osäkerheten i övriga källor.

Retention

Osäkerheten i HBV-NP-retentionen är betydande om man tar hänsyn till osäkerheten i vattenflödet (Gustavsson m.fl., 2012), men det fanns inte tillräckligt med underlag för att beskriva detta samband nationellt i denna studie och retentionen och vattenföringen slumpades därför oberoende av varandra. Eftersom retentionen i TBV är den ackumulerade retentionen till havet för ett visst PLC5-område medan Gustavsson m.fl. (2012) studerade retentionen i hela avrinningsområden gick det inte att fullt ut använda de olika osäkerhetsanalyserna som Gustavsson m.fl. genomförde. Det vore även önskvärt att studera denna osäkerhet för många fler områden än de som Gustavsson m.fl. analyserade. För att kunna ta hänsyn till samvariationen mellan vattenföring och retention i framtida studier behövs ytterligare kunskap om hur denna samvariation ser ut.

Vattenföring, arealer, jordbruk och skog

Brutto- och nettobelastningen från skog och jordbruksmark var större i resultaten från osäkerhetsanalysen jämfört med PLC5 (Tabell 3, Tabell 4). Det stämmer utifrån aktuell kunskap om läckagekoefficienter från jordbruksmark och typhalter från

skog (Löfgren m.fl., 2012; Blombäck m.fl., 2012). Förutom osäkerheten i kväveläckaget från jordbruks- och skogsmark bidrog även osäkerheten i vattenföring och markanvändning till den högre belastningen. En anledning till den ökande belastningen från skogen är att belastningen från hyggen, som inkluderas i skogen i sammanställningen, ökar på grund av ökande hyggesareal. Osäkerheten i hyggesarealerna har troligtvis överskattats i denna studie eftersom SMD-data klassificerar även äldre hyggen som hygge, medan PLC5-arealerna hämtats från Skogsvårdsstyrelsen som enbart klassificerar hyggen yngre än ett bestämt antal år. En annan viktig anledning är att osäkerhetsfördelningen för årsmedelvattenföringen hade en övervikt för värden som var högre än i PLC5.

Löfgren m.fl. (2012) har genom synoptisk provtagning i Dalälven och Hallands åar visat att typhalterna för skogsläckage är underskattade. Detta gäller särskilt på västkusten. Utifrån data från Löfgren m.fl. (2010) kunde nya osäkerhetsfördelningar för skogsläckaget beräknas för Dalarna och Hallands åar. De visade på en lognormal fördelning som låg betydligt högre än det osäkerhetsintervall som nu använts för skogen, trots att skogstyphalten i sydöstra Sverige antogs variera upp till 64 % av PLC5-typhalten i Monte Carloberäkningarna. I framtida osäkerhetsanalyser kan dessa nya fördelningar användas istället.

Belastningen från jordbruksmarken bör vara högre än i PLC5. En orsak till det är att läckagekoefficienterna beräknas för nitrat i NLeCCS, men tolkas i HBV-NP och TBV som totalkvävehalter. Det är känt att kväveläckaget från styva leror (Clay) är lågt beräknat med NLeCCS (Blombäck m.fl., 2012). En anledning kan vara en stor andel organiskt kväve, men fortsatta studier krävs för att ta reda på vilka samband som finns mellan den organiska kvävehalten och olika jordarter. Osäkerhetsfördelningen inkluderade inte detta i annat avseende än att när en jordart med lägre läckage slumpades från PLC5-jordarten lera ansattes ingen ny, ännu mer lågläckande jord, utan leran fick representera både det ursprungliga och det lägre kväveläckaget. Det något låga lerjordsläckaget antas inte ha någon större betydelse på den nationella skalan, men däremot behöver omfattningen av och osäkerheten i det organiska kväveläckaget undersökas vidare.

I TBV-beräkningarna används månadsmedelvattenföringen för att beräkna belastningen från skog, myr, hygge, öppen mark och fjäll, medan årsmedelvattenföringen används för att beräkna belastningen från jordbruksmark. Denna metodskillnad beror på att det inte går att visa på någon entydig inomårsvariation för jordbruksläckaget. I PLC5-data är årsmedelvattenföringen lika med medelvärdet av de tolv månadsmedelvattenföringarna. Samma beräkningssätt användes i Monte Carloberäkningarna för att vara konsistent med det tidigare tillvägagångssättet. Det ger dock ett årsmedelflöde med övervikt för värden högre än vad jämförelsen mellan beräknat och simulerat flöde från HBV-NP-modellen visar (Figur 4 och Figur 5), samt jämfört med PLC5. Detta i sin tur leder till ett förhöjt jordbruksläckage jämfört med PLC5.

Påverkan av olika indataosäkerheter

För att undersöka effekten av osäkerheten i olika typer av indata gjordes ett antal tester med hela det nationella datasetet. Först undersöktes effekten av årsmedelflödet på det nationella jordbruksläckaget genom 1000 Monte Carlo-beräkningar där årsmedelflödet inte följde månadsmedelflödet utan istället gavs en uniform osäkerhetsfördelning inom $\pm 20\%$ enligt osäkerhetsanalysen för årsmedelvattenföringen (Figur 5). Det resulterade i en något lägre nettobelastning än då alla indata inkluderades i Monte Carlo-analysen, men den resulterande nettobelastningsfördelningen var fortfarande högre än vad som beräknades i PLC5. Medianen av bruttojordbruksbelastningen enligt Monte Carlo-beräkningarna blev 14 % större än PLC5 då årsmedelflödet slumpades uniformt inom intervallet $\pm 20\%$, till skillnad från ökningen på 22 % som rapporteras i Tabell 3. Sedan gjordes ett test med 400 simuleringar där arealerna hölls konstanta. Det resulterade i hyggesbelastningar som låg mycket närmare PLC5-värdet än de simuleringar som gjorts här då hyggesarealen varierades. Även hela skogsbelastningen och belastningen från jordbruksmarken närmade sig PLC5-värdet, även om den beräknade fördelningen inte täckte in PLC5-värdet som fortfarande var lägre. Till sist gjordes ett förenklat test om endast 100 simuleringar med kombinationen av konstanta arealer och en årsvattenföring som endast tilläts variera inom $\pm 20\%$. Fördelningen av den beräknade belastningen från jordbruksmark såg då ut att täcka in PLC5-värdet, även om majoriteten av de beräknade värdena var högre än PLC5.

Det finns ingen studie av NLeCCS-systemets känslighet för osäkerheter i indata i form av jordbruksstatistik, men det vore önskvärt att en sådan genomförs. Det finns exempelvis osäkerheter i gödselstatistiken eftersom den är baserad på en urvalsundersökning. När effekten av detta studerats i NLeCCS kan ett mer representativt osäkerhetsintervall användas för jordbruksläckaget. Parametervärdesosäkerheten har inte heller studerats för läckageregionerna, men antas delvis inkluderas i jordartsosäkerheten. Eftersom NLeCCS producerar läckage som ska vara representativt för en stor läckageregion är det svårt att utvärdera modellberäkningen mot uppmätta data från enskilda fält. En utvärdering av läckagekoefficienterna med hjälp av en källfördelningsmodell har dock genomförts för ett antal små, sjölösa, jordbruksdominerade områden (Djodjic m.fl., 2010). Det visade på en, i de flesta fall, tillfredsställande överensstämmelse efter att modellen anpassats till lokala förhållanden, där lokal anpassning av jordart var en viktig del. Djodjic m.fl. (2010) rekommenderar att läckagekoefficienterna som beräknas till PLC6 testas i samma områden för att kunna identifiera om några justeringar bör göras.

Dagvatten, enskilda avlopp och punktkällor

Den triangulära osäkerhetsfördelningen för dagvatten ger upphov till en beräknad dagvattenbelastning som är mycket högre än PLC5 (Figur 12). Tyvärr saknas information om osäkerhetsfördelningen av typhalter och avrinningskoefficienter till StormTac, endast min- och maxvärden där extremvärden är uteslutna är tillgängliga. PLC5 har en dagvattenbelastning på 1 800 ton/år. Osäkerhetsanalysen ger en bruttobelastning på 3 600–3 900 ton/år (femte och 95:e percentil, Tabell 3). De höga värdena beror på den triangulära osäkerhetsfördelningen med höga maximumvärden. Tillsammans med osäkerhetsfördelningen för dagvatten beräknades även

en ny standard-dagvattenbelastning utifrån de nya schablonerna. När all dagvattenbelastning i alla delavrinningsområden beräknades med de uppdaterade typkoncentrationerna (utan Monte Carlo-analysen) blev den nationella standard-dagvattenbelastningen 2 000 ton/år. Det är 13 % högre än vad som angavs i PLC5. Med de minimala typkoncentrationerna för dagvatten beräknades den nationella bruttobelastningen till 1 000 ton/år och med de maximala typkoncentrationerna till 8 400 ton N/år.

Även för enskilda avlopp har en uppdatering av schabloner skett – baserat på både ny kunskap och förändrade förhållanden – och det ger en nationell bruttobelastning (utan Monte Carlo-beräkningarna) från enskilda avlopp om 2 000 ton/år. Det är 15 % högre än den belastning som angavs i PLC5. Den största skillnaden är att reningsschablonen för infiltrationsanläggningar (som är den dominerande typen) har sänkts kraftigt. Med de minimala och maximala uppdaterade reningsschablonerna blir den nationella bruttobelastningen från enskilda avlopp 1 800–2 200 ton/år. Eftersom osäkerhetsanalysen gjordes på ett intervall kring PLC5-värdet och slumpningen gjordes oberoende i de olika delavrinningsområdena visar femte och 95:e percentilen med Monte Carlo-beräkningarna endast en avvikelse på ± 6 ton från PLC5-värdet (Tabell 3).

I takt med att beräkningsmetoderna förbättras blir också PLC-beräkningarna bättre. I den här studien används delvis data framtagna för PLC6 för de äldre PLC5-beräkningarna. Det gäller särskilt enskilda avlopp och dagvatten. Kopplingen av de kommunala reningsverken är bättre känd idag (Brånvall och Svanström, 2011), men i den här studien användes samma antaganden som hos Widén-Nilsson m.fl. (2010) om att 2 % av CU-verken kan vara nedlagda.

Indata utan ansatta osäkerhetsfördelningar

Ett antal olika indata till TBV har inte inkluderats i osäkerhetsanalysen, såsom grödfördelning och säsongsvariation. Osäkerheten i säsongsvariationen är dock viktigare att ta hänsyn till vid dynamisk modellering.

Avrundning av PLC5-data

Brandt m.fl. (2008) valde att avrunda kvävebelastningen till närmaste 100-tal ton/år. Om man ser till hur värdena i Monte Carlo-beräkningarna varierar kring medianbelastningen ser 100 ton/år ut att vara en rimlig värdesiffra. Skillnaden mellan PLC5-värdet och resultaten från osäkerhetsanalysen är dock ofta större.

Slutsatser

Osäkerhetsanalysen har visat på en nettobelastning av kväve från Sverige till havet mellan 131 000 och 137 400 ton/år. Dessa värden är högre än PLC5-värdet på 120 000 ton/år. Orsaken till det högre resultatet är att flera av osäkerhetsfördelningarna för indata har en övervikt för värden som är högre än PLC5-värdet. Detta gäller särskilt vattenföringen, dagvattnet och typhalterna från bland annat skogen, och dessutom bidrog de, jämfört med PLC5, större hygges- och jordbruksarealerna.

Det är känt sedan tidigare att kväveläckaget från jordbruksmark och skogsmark kan vara högre än vad som beräknats i PLC5, och denna potentiella underskattning bör studeras ytterligare.

Osäkerheten i markanvändningen överskattades troligtvis i studien. Kartinformationen som användes i PLC5 för just hyggen och jordbruksmark hämtas från Skogsstyrelsen och Jordbruksverket och bör vara bättre än för den övriga markanvändningen i PLC5. Markanvändningen är av stor betydelse lokalt, men kan alltså även få en nationell effekt. Det är alltså viktigt att blockdatabasen, som ger den bästa informationen om jordbruksarealerna, behålls.

Vattenföringen är också av mycket stor betydelse för den totala kvävetransporten från skog, hygge, jordbruksmark, öppen mark, myr och fjäll. Metodiken för hur årsmedelvattenföringen beräknas och används för jordbruksläckaget skulle behöva diskuteras vidare. Det rekommenderas att osäkerheten i vattenföringsdata studeras närmare i samband med PLC6, samt att noggrannheten i beräkningen av långtidsmedelvärden för års- och månadsvattenföring redovisas för PLC6-beräkningarna.

Jämförelsen med den uppmätta belastningen av kväve i 39 flodmynningar visade att spridningen i resultatet från Monte Carlo-beräkningarna oftast var mindre än variationen i flodmynningsdata för åren 1985–2006 och att resultaten från osäkerhetsanalysen oftast ligger inom denna variation.

Rekommendationer för framtida projekt

- Information om osäkerhetsfördelningar. Bättre och mer heltäckande data över osäkerheten i de olika indatatyperna behövs i många fall (t.ex. för dagvatten där en triangulär fördelning antagits i brist på ytterligare information), och det vore önskvärt att dessa osäkerhetsfördelningar kunde beräknas utifrån mätdata eller genom jämförelser med mätdata för alla indatatyper. Vid valet av osäkerhetsfördelning bör också fördelningens medelvärde beaktas på samma sätt som gjordes för punktkällorna i denna studie. Flera av de övriga osäkerhetsfördelningarna har ett medelvärde som är högre än PLC5-värdet och rimligheten i det antagandet behöver belysas ytterligare.
- Beräkning av årsmedelvattenföring. Osäkerhetsfördelningen skiljde mellan månadsmedelvattenföring och årsmedelvattenföring, så att beräkning av årsmedelvärden genom medelvärdesbildning av månadsmedelvärdena, såsom gjordes för PLC5, inte ger samma osäkerhet som en jämförelse mel-

lan beräknade och observerade årsmedelvärden uppvisar. Detta bör tas hänsyn till vid framtida beräkningar. Månadsmedelvärdena används för de flesta arealberoende belastningarna, medan årsmedelvärdena används för jordbruksbelastningen.

- Det vore mycket värdefullt att påbörja en sammanställning av motsvarande osäkerheter i fosforberäkningarna. Lämpligt är att börja med bruttobelastningen, liksom Widén-Nilsson m.fl. (2010) utförde för kväve. Däremot pågår utveckling av metodiken inför PLC6 och det kan därför vara bra att så långt som möjligt utgå från PLC6-informationen då en studie av fosforosäkerheten görs.
- För första gången har en jämförelse mellan TBV-beräkningar och flodmynningsdata gjorts. Det vore önskvärt att en sådan jämförelse utförs för flera olika skalor på avrinningsområden och inkluderas i PLC6-rapporteringen. I PLC5-rapporteringen gjordes endast en jämförelse mellan flodmynningsdata och de tidigare beräkningsresultaten från HBV-NP.

Källförteckning

- Blombäck, K., Mårtensson, K., Johnsson, H. 2012. Översyn av läckagekoefficienter för N för N-läckage från lerjordar läckage från lerjordar. SMED Rapport Nr 103 2012
- Brandt, M., Ejhed, H. och Rapp, L. 2008. Näringsbelastningen på Östersjön och Västerhavet 2006. Naturvårdsverket rapport 5815.
- Brånvall, G. och Svanström, S. 2011. Teknikuppgifter och avloppsnät för reningsverk 2010. SMED Rapport Nr 51 2011
- Djodjic, F., Nisell, J., Brandt, M. och Söderström, M., 2009. Jordartskarta för jordbruksmark – jämförelsestudie mellan olika metoder för interpolation av mätpunkter samt testning av deras betydelse för PLC-beräkningar. SMED rapport 25.
- Djodjic, F., Orback, C., Wallin, M., Blombäck, K., Johnsson, H., Kyllmar, K., 2010. Kalibrering och validering av jordbruksläckagekoefficienter och beräkning av retention i små sjölösa områden. SMED Rapport nr 43 2010. http://www.smed.se/wp-content/uploads/2011/05/SMED_Rapport_2010_43.pdf
- Ek, M., Junestedt, C., Larsson, C., Olshammar, M., Ericsson, M. 2011. Teknikenkät – enskilda avlopp 2009. SMED Rapport Nr 44 2011. http://www.smed.se/wp-content/uploads/2011/05/SMED_Rapport_2011_44.pdf
- Eriksson, J., Andersson, A. och Andersson, R., 1999. Åkermarkens matjordstyper. Naturvårdsverkets rapport 4955, Stockholm.
- Exbrayat, J.F., Viney, N.R., Seibert, J., Wrede, S., Frede, H.G. och Breuer, L., 2010. Ensemble modelling of nitrogen fluxes: data fusion for a Swedish meso-scale catchment. *Hydrology and Earth System Sciences*, 14(12): 2383-2397.
- Gustavsson, H., Westerberg, I. och Widén-Nilsson, E. 2012. Osäkerhetsanalys av kväveretention i HBV-NP-modellen, SMED Rapport Nr 101.
- Johnsson, H., Larsson, M., Lindsjö, A., Mårtensson, K., Persson, K. & Torstensson, G., 2008. Läckage av näringsämnen från svensk åkermark. Beräkningar av normalläckage av kväve och fosfor. Naturvårdsverket rapport 5823.
- Kulasova, A., Smith, P.J., Beven, K.J., Blazkova, S.D., Hlavacek, J. 2012. A method of computing uncertain nitrogen and phosphorus loads in a small stream from an agricultural catchment using continuous monitoring data, *Journal of Hydrology*, Volumes 458–459, Pages 1-8, 10.1016/j.jhydrol.2012.05.060.
- Lantmäteriet 2002. Svenska CORINE Marktäckedata, produktspecifikation dokument SCMD-0001, A Engberg, utgåva 2.0.
- Löfgren S. och Brandt M. 2005. Kväve och fosfor i skogsmark, fjäll och myr i norra Sverige Rapportserie SMED och SMED&SLU vol. 2005 nr 14, http://www.smed.se/wp-content/uploads/2011/05/SMED_Rapport_2005_14.pdf

- Löfgren, S. och Westling, 2002. Modell för att beräkna kväveförluster från växande skog och hyggen i Sydsverige. Inst. för miljöanalys, SLU, rapport 2002:1.
- Löfgren, S, Fröberg, M, Nisell, J., Yu, J., Ranneby, B. N- och P-halterna i skog, myr och fjäll hösten 2011 i Dalälven, Viskan, Ätran, Nissan och Lagan - projekt för att förbättra skattningarna av typhalter in-för PLC6. SMED Rapport nr 109 2012. http://www.smed.se/wp-content/uploads/2012/10/SMED_Rapport_2012_1091.pdf
- SCB, 2005. Vattenuttag och vattenanvändning i Sverige 2005 Redovisning för vattendistrikt och län. Sveriges officiella statistik. Statistiskt meddelande MI 27 SM 0701. http://www.scb.se/statistik/MI/MI0902/2005A01A/MI0902_2005A01A_SM_MI27SM0701.pdf
- SLU, 2012. Databank för vattenkemi. Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö. [http://info1.ma.slu.se/ma/www_ma.acgi\\$Project?ID=StationsList&P=FLODMYNN](http://info1.ma.slu.se/ma/www_ma.acgi$Project?ID=StationsList&P=FLODMYNN)
- Sonesten L., Brånvall G. och Karlsson B. 2006. Förbättrade belastningsberäkningar till de internationella rapporteringarna EUROWATERNET-MARINE data, OSPAR RID och PLC ANNUAL - Genomgång av dagens beräkningar och förslag till förbättringar av närsaltsbelastningen. SMED rapport Nr 2 2006. http://www.smed.se/wp-content/uploads/2011/05/SMED_Rapport_2006_2.pdf
- StormTac, 2012. PM StormTac referenser, Version 2012-03. <http://www.stormtac.com/PM%20StormTac%20referenser.pdf>
- Widén-Nilsson, E., Westerberg, I., Wallin, M., Brandt, M., Brånvall, G., Djodjic, F., Löfgren, S., Mårtensson, K., Nisell, J., Olshammar, M. och Orback, C., 2010. Osäkerhetsanalys av bruttobelastning (PLC5) till följd av osäkerhet i indata – En inledande studie av kväveförlusterna i delar av Örsundaån, Lagan och Helge å, SMED Rapport (Avtal: 308 0904). <http://vattennav.slu.se/main.php/LeveransB10%20Os%20E4kerhetsanalys.pdf?fileitem=8077313>

Bilaga A – Översättningstabell SMD-klasser till PLC5-klasser

smdid	corinecode	Corinedesc	smddesc	plc5
1	111	1.1.1 Continuous urban fabric	Tät stadstruktur	Tätort
2	11211	1.1.2.1.1 Discontinuous urban fabric with more than 200 inhabitants with minor areas of gardens and greenery	Orter >200 invånare och mindre omr av grönt	Tätort
3	11212	1.1.2.1.2 Discontinuous urban fabric with more than 200 inhabitants with major areas of gardens and greenery	Orter >200 invånare och med större områden av grönt	Tätort
4	1122	1.1.2.2 Discontinuous urban fabric with less than 200 inhabitants	Orter <200 invånare	Tätort
5	1123	1.1.2.3 Solitary houses with property	Enstaka hus och gårdsplaner	Tätort
6	121	1.2.1 Industrial or commercial units, public services and military installations	Industri, handelsenheter, offentlig service, mm	Tätort
7	122	1.2.2 Road and rail networks and associated land	Väg och järnvägsnät med kringområden	Tätort
8	123	1.2.3 Port areas	Hamnområden	Tätort
9	124	1.2.4 Airports	Flygplats	Tätort
10	1311	1.3.1.1 Sand and gravel pits	Grus- och sandtag	Öppen
11	1312	1.3.1.2 Other mineral extraction sites	Övriga mineralextraktionsplatser	Öppen
12	132	1.3.2 Dump sites	Deponier	Öppen
13	133	1.3.3 Construction sites	Byggplatser	Öppen
14	141	1.4.1 Green urban areas	Urbana grönområden	Öppen
15	1421	1.4.2.1 Sport grounds, shooting ranges, motor, horse and dog racing tracks	Idrottsanläggning, skjutbana, mm	Öppen
16	1422	1.4.2.2 Airfields (grass)	Flygfält (gräs)	Öppen
17	1423	1.4.2.3 Ski slopes	Skidpist (endast i svensk produkt under 142)	Öppen
18	1424	1.4.2.4 Golf courses	Golfbana	Öppen
19	1425	1.4.2.5 Non-urban parks	Ej urban park	Öppen
20	1426	1.4.2.6 Camping sites and holiday cottage sites	Campingplats och fritidsbebyggelse	Öppen

smdid	corinecode	Corinedesc	smddesc	plc5
30	211	2.1.1 Arable land	Åkermark	Jordbruk
31	222	2.2.2 Fruit trees and berry plantations	Frukt och bärodling	Jordbruk
32	231	2.3.1 Pastures	Betesmark	Jordbruk
40	3111	3.1.1.1 Broad-leaved forest not on mires	Lövskog ej på myr eller berg i dagen	Skog
41	3112	3.1.1.2 Broad-leaved forest on mires	Lövskog på myr	Skog
42	3113	3.1.1.3 Broad-leaved forest on open bedrock	Lövskog på berg-i-dagen	Skog
43	31211	3.1.2.1.1 Coniferous forest on lichen-dominated areas	Barrskog på lavmark	Skog
56	31212	3.1.2.1.2 Coniferous forest not on lichen-dominated areas	Barrskog, ej på lavmark	Skog
44	312121	3.1.2.1.2.1 Coniferous forest 5-15 m	Barrskog ej på lavmark 5-15 meter	Skog
45	312122	3.1.2.1.2.2 Coniferous forest >15 m	Barrskog ej på lavmark > 15 meter	Skog
46	3122	3.1.2.2 Coniferous forest on mires	Barrskog på myr	Skog
47	3123	3.1.2.3 Coniferous forest on open bedrock	Barrskog på berg-i-dagen	Skog
48	3131	3.1.3.1 Mixed forest not on mires	Blandskog ej på myr eller berg i dagen	Skog
49	3132	3.1.3.2 Mixed forest on mires	Blandskog på myr	Skog
50	3133	3.1.3.3 Mixed forest on open bedrock	Blandskog på berg-i-dagen	Skog
51	321	3.2.1 Natural grassland	Naturligt gräsmark	Öppen
52	322	3.2.2 Moors and heathland	Hedmark (utom gräshed)	Öppen
53	3241	3.2.4.1 Thickets	Busksnår	Öppen
54	3242	3.2.4.2 Clear-felled areas	Hygge	Hygge
55	3243	3.2.4.3 Younger forest	Ungskog	Skog
58	331	3.3.1 Beaches, dunes, and sand plains	Stränder, dyner och sandslätter	Öppen
59	332	3.3.2 Bare rock	Berg i dagen	Öppen

smdid	corincode	Corinedesc	smddesc	plc5
60	333	3.3.3 Sparsely vegetated areas	Områden med sparsam vegetation	Öppen
61	334	3.3.4 Burnt areas	Brandfält	Öppen
62	335	3.3.5 Glaciers and perpetual snow	Glaciärer och permanenta snöfält	Fjäll
63	3211	3.2.1.1 Grass tundra	Gräshed	Öppen
64	3212	3.2.1.2 Meadow grasses	Örtäng	Öppen
70	411	4.1.1 Inland marshes	Limnogen våtmarker	Myr
71	4121	4.1.2.1 Wet mires	Blöt myr	Myr
72	4122	4.1.2.2 Other mires	Övrig myr	Myr
73	4123	4.1.2.3 Peat extraction sites	Torvtäkt	Myr
74	421	4.2.1 Salt marshes	Saltpåverkade kärr, marskland	Myr
80	511	5.1.1 Water courses	Vattendrag	Vatten
81	5121	5.1.2.1 Lakes and ponds, open surface	Sjöar och dammar, öppen yta	Vatten
82	5122	5.1.2.2 Lakes and ponds, surface being grown over	Sjöar och dammar, igenväxande yta	Vatten
83	521	5.2.1 Coastal lagoons	Kustlagun	Vatten
84	522	5.2.2 Estuaries	Estuarie	Vatten
85	5231	5.2.3.1 Sea and ocean, open surface	Kusthav och oceaner, öppen yta	Vatten
86	5232	5.2.3.2. Sea and ocean, surface being grown over	Kusthav och oceaner, igenväxande yta	Vatten

Bilaga B – Adderade osäkerheter för jordbruksläckage

Tabell B1. Statistikuppgifter för de olika grödorna i de olika regionerna samt de extra intervall (%) som adderats. När den finaste produktionsområdesindelningen, po18, använts adderas ingen extra osäkerhet (po18: ±0, i tabellen). Då statistiken hämtats från po8, riket eller ett intilliggande område adderas ±5 % till konfidensintervallet för jordbruksläckaget (po8/riket/intill: ±5, i tabellen). Samma osäkerhet adderas för vall som beräknades från 1995 års värden istället för 2005 års värden och för höstkorn som ingår i beräkningen av råg (1995/råg: ±5, i tabellen). Extensiv vall som ger bakgrundsvärdet för kväveläckaget och gavs osäkerhetsintervallet ±5 % (bg: ±5, i tabellen). Den största osäkerheten ±30 % (mv: ±30, i tabellen) adderades till de grödor som inte beräknats i en region utan vars läckage representeras av medelläckaget (mv) för de övriga grödorna i regionen (utom vall och träda). Grödor som inte förekommer alls i en region har markerats med ”-” i tabellen.

Region	Vårkorn	Höstvete	Vall	Sockerbetor	Höst-raps	Grön-träda	Havre	Vårvete	Råg	Höstkorn	Vår-raps	Potatis	ExtensivVall	Smågrödor	Odefgrödor
11	po18: ±0	po18: ±0	1995: ±5	po18: ±0	po18: ±0	±0	po18: ±0	riket: ±5	riket: ±5	råg: ±5	mv: ±30	riket: ±5	bg: ±5	mv: ±30	mv: ±30
12	po18: ±0	po18: ±0	1995: ±5	po18: ±0	po18: ±0	±0	po18: ±0	riket: ±5	riket: ±5	råg: ±5	mv: ±30	riket: ±5	bg: ±5	mv: ±30	-
21	po18: ±0	po18: ±0	1995: ±5	po8: ±5	riket: ±5	±0	intill: ±5	riket: ±5	riket: ±5	råg: ±5	mv: ±30	riket: ±5	bg: ±5	mv: ±30	-
22	po18: ±0	po18: ±0	1995: ±5	po8: ±5	riket: ±5	±0	intill: ±5	riket: ±5	riket: ±5	råg: ±5	mv: ±30	riket: ±5	bg: ±5	mv: ±30	-
30	po18: ±0	po18: ±0	1995: ±5	po8: ±5	riket: ±5	±0	intill: ±5	riket: ±5	riket: ±5	råg: ±5	mv: ±30	riket: ±5	bg: ±5	mv: ±30	-
40	po8: ±5	po18: ±0	1995: ±5	-	riket: ±5	±0	po8: ±5	riket: ±5	riket: ±5	råg: ±5	riket: ±5	riket: ±5	bg: ±5	mv: ±30	-
51	po18: ±0	po18: ±0	1995: ±5	-	riket: ±5	±0	po18: ±0	riket: ±5	riket: ±5	råg: ±5	riket: ±5	riket: ±5	bg: ±5	mv: ±30	mv: ±30
52	po18: ±0	po18: ±0	1995: ±5	-	riket: ±5	±0	po18: ±0	riket: ±5	riket: ±5	råg: ±5	riket: ±5	riket: ±5	bg: ±5	mv: ±30	mv: ±30
60	po18: ±0	po18: ±0	1995: ±5	mv: ±30	mv: ±30	±0	po18: ±0	riket: ±5	riket: ±5	råg: ±5	riket: ±5	mv: ±30	bg: ±5	mv: ±30	mv: ±30
71	po18: ±0	intill: ±5	1995: ±5	mv: ±30	mv: ±30	±0	po18: ±0	mv: ±30	riket: ±5	råg: ±5	mv: ±30	mv: ±30	bg: ±5	mv: ±30	mv: ±30
72	po18: ±0	intill: ±5	1995: ±5	mv: ±30	mv: ±30	±0	po18: ±0	mv: ±30	riket: ±5	råg: ±5	mv: ±30	mv: ±30	bg: ±5	mv: ±30	mv: ±30
80	po8: ±5	intill: ±5	1995: ±5	mv: ±30	mv: ±30	±0	po8: ±5	mv: ±30	riket: ±5	råg: ±5	mv: ±30	mv: ±30	bg: ±5	mv: ±30	-
90	po8: ±5	intill: ±5	1995: ±5	-	mv: ±30	±0	po18: ±0	riket: ±5	mv: ±30	råg: ±5	riket: ±5	mv: ±30	bg: ±5	mv: ±30	mv: ±30
100	po8: ±5	intill: ±5	1995: ±5	-	mv: ±30	±0	po8: ±5	riket: ±5	riket: ±5	råg: ±5	riket: ±5	mv: ±30	bg: ±5	mv: ±30	mv: ±30
110	po8: ±5	mv: ±30	1995: ±5	-	-	±0	po8: ±5	mv: ±30	mv: ±30	råg: ±5	mv: ±30	mv: ±30	bg: ±5	mv: ±30	mv: ±30
120	po8: ±5	intill: ±5	1995: ±5	-	mv: ±30	±0	po8: ±5	riket: ±5	mv: ±30	råg: ±5	mv: ±30	mv: ±30	bg: ±5	mv: ±30	-
130	po8: ±5	intill: ±5	1995: ±5	-	mv: ±30	±0	po8: ±5	riket: ±5	mv: ±30	råg: ±5	riket: ±5	mv: ±30	bg: ±5	mv: ±30	-

Region	Vårkorn	Höst- vete	Vall	Socket- betor	Höst- raps	Grön- träda	Havre	Vår- vete	Råg	Höst- korn	Vår- raps	Potatis	Exten- sivVall	Små- grödor	Odef- grödor
140	intill: ±5	mv: ±30	1995: ±5	-	-	±0	intill: ±5	mv: ±30	mv: ±30	råg: ±5	mv: ±30	mv: ±30	bg: ±5	mv: ±30	-
150	intill: ±5	-	1995: ±5	-	mv: ±30	±0	intill: ±5	-	-	råg: ±5	mv: ±30	riket: ±5	bg: ±5	mv: ±30	-
160	intill: ±5	mv: ±30	1995: ±5	mv: ±30	mv: ±30	±0	intill: ±5	mv: ±30	mv: ±30	råg: ±5	mv: ±30	riket: ±5	bg: ±5	mv: ±30	mv: ±30
170	intill: ±5	-	1995: ±5	-	-	±0	mv: ±30	mv: ±30	mv: ±30	råg: ±5	-	mv: ±30	bg: ±5	mv: ±30	mv: ±30
180	intill: ±5	-	1995: ±5	-	mv: ±30	±0	mv: ±30	-	mv: ±30	råg: ±5	mv: ±30	mv: ±30	bg: ±5	mv: ±30	-

Bilaga C – Typkoncentrationer för dagvatten (StormTac)

Version 2012-03 (<http://www.stormtac.com/PM%20StormTac%20referenser.pdf>)

Tabell C1. Typkoncentrationer och avrinningskoefficienter för dagvatten från StormTac

Dagvatten	Avrinningskoefficient [-]	Typkoncentration N [mg/l]
Urban		
Väg 1	0.85	2.4
Väg 2	0.85	2.4
Väg 3	0.85	2.4
Väg 4	0.85	2.4
Väg 5	0.85	2.4
Väg 6	0.85	2.4
Väg 7	0.85	2.4
Väg 8	0.85	2.4
Väg 9	0.85	2.4
Väg 10	0.85	2.4
Parkering	0.85	1.1
Villaområde	0.25	1.4
Radhusområde	0.32	1.5
Flerfamiljshusområde	0.45	1.6
Fritidshusområde	0.20	3.3
Koloniområde	0.20	5.0
Centrumområde	0.70	1.9
Industriområde	0.50	1.8
Parkmark	0.18	1.2
Atmosfärisk deposition	-	1.8
Rural		
Skogsmark	0.050	0.75
Jordbruksmark	0.26	5.3
Ängsmark	0.075	1.0
Våtmark	0.20	0.90
Övrigt (mer osäker data!)		
Golfbana	0.18	2.1
Flygplats	0.85	1.8
Banvall (mkt osäker data!)	0.50	1.0
Hygge	0.050	6.0
Värme kraftverk med upplags- och trafikytor	0.70	3.0
Avfallsanläggning	0.80	28
Hamnområde	0.80	1.8
Bensinstation	0.80	1.1
Skolområde	0.45	1.6
Idrottsplats	0.25	1.2
Kontorsområde	0.70	1.5

Dagvatten	Avrinnings- koefficient [-]	Typkoncentration N [mg/l]
Skogs- och ängsmark	0.075	2.0
Begravningsplats	0.18	1.0
Centrumområde, mindre förorenat	0.70	1.6
Centrumområde, mer förorenat	0.80	2.1
Industriområde, mindre förorenat	0.60	1.6
Industriområde, mer förorenat	0.60	2.2
Sjukhusområde	0.70	1.9
Simbassängsområde	0.70	1.6
Område med äldreboende	0.30	1.6
Djurhållning	0.20	3.0
Skjutfält	0.10	2.0
Lastkaj	0.85	1.5
Villaområde med total LOD	0.15	1.2
Radhusområde med total LOD	0.18	1.2
Flerfamiljshusområde med total LOD	0.22	1.4
Villaområde med LOD, ej LOD för vägar	0.18	1.8
Radhusområde med LOD, ej LOD för vägar	0.22	1.8
Flerfamiljshusområde med LOD, ej LOD för vägar	0.28	2.0
Villaområde, mindre förorenat	0.15	1.2
Vägdike vid motorväg	0.10	2.6
Återvinningsstation för metallskrot	0.80	3.0
Gård vid jordbruksmark	0.15	2.0
Takyta	0.90	2.0
Bränslelager	0.70	3.0
Grönt tak	0.31	2.4
Villaområde utan vägdike, standard	0.28	1.8
Villaområde utan vägdike, min	0.25	1.5
Villaområde utan vägdike, max	0.30	2.1
Villaområde, exklusive väg	0.19	1.5
Lokalgata med kantsten	0.80	1.3
Lokalgata efter reduktion i öppet dike	0.80	1.2
Bilskrot	0.80	3.0
Upplag med asfalt m.m.	0.80	1.8
Bergsschakt	0.80	9.5
Flerfamiljshus- och centrumområde, stadskärna	0.80	1.9
Flerfamiljshus- och centrumområde, förort	0.60	1.7
Villa- och radhusområde	0.30	1.4
Större parkeringsområde	0.80	1.3
Blandat grönområde	0.10	1.0
Återvinningscentral	0.70	1.7

Tabell C2. Minimivärden för avrinningskoefficienterna och typkoncentrationer

Dagvatten	Avrinnings- koefficient [-]	Typkoncentration N [mg/l]
Urban	-	
Vägar (<500 fordon/dygn)	0.70	2.4
Parkering	0.70	0.60
Villaområde	0.20	1.0
Radhusområde	0.30	1.0
Flerfamiljshusområde	0.35	1.0
Fritidshusområde	0.050	1.7
Koloniområde	0.10	1.7
Centrumområde	0.40	1.2
Industriområde	0.50	1.4
Parkmark	0	0.70
Atmosfärisk deposition	-	0.85
Rural		
Skogsmark	0.050	0.40
Jordbruksmark	0.10	2.3
Ängsmark	0	0.70
Våtmark	0.10	0.40
Övrigt (mer osäker data)		
Golfbana	0	1.3
Flygplats	0.70	1.0
Banvall (mkt osäker data)	0.10	1.0
Hygge	0.15	1.0
Hamnområde	0.70	1.5
Bensinstation	0.70	0.50
Skolområde	0.35	1.0
Blandat grönområde	0	0.55
Begravningsplats	0	0.70

Tabell C3. Maximivärden för avrinningskoefficienterna och typkoncentrationer

Dagvatten	Avrinnings- koefficient [-]	Typkoncentration N [mg/l]
Urban		
Vägar (150 000 fordon/dygn)	1.0	0.4
Parkering	1.0	1.5
Villaområde	0.40	2.0
Radhusområde	0.50	2.2
Flerfamiljshusområde	0.60	2.2
Fritidshusområde	0.50	12
Koloniområde	0.50	10
Centrumområde	0.70	2.5
Industriområde	0.80	2.7
Parkmark	0.30	10
Atmosfärisk deposition	-	6.2
Rural		
Skogsmark	0.40	3.0
Jordbruksmark	0.30	17
Ängsmark	0.30	10
Våtmark	0.40	1.8
Övrigt (mer osäker data)		
Golfbana	0.30	3.9
Flygplats	1.0	8.8
Banvall (mkt osäker data)	0.80	1.0
Hygge	0.30	3.0
Hamnområde	1.0	2.2
Bensinstation	1.00	3.2
Skolområde	0.90	2.2
Blandat grönområde	0.30	6.5
Begravningsplats	0.30	10

Bilaga D. Flodmynningsstationer

Tabell: De 39 huvudavrinningsområdena där jämförelser mellan PLC5-data och mätdata gjordes. ID-numreringen för huvudavrinningsområdena börjar i Bottenviken och går söderut längs ostkusten och sedan norrut längs västkusten.

HuvudavrinningsområdesID	Namn	Antal delavrinningsområden i PLC5	Havsbasäng
1000	Torne älv	683	Bottenviken
4000	Kalix älv	464	Bottenviken
5000	Töre älv	12	Bottenviken
7000	Råne älv	132	Bottenviken
9000	Lule älv	592	Bottenviken
12000	Alterälven	15	Bottenviken
13000	Pite älv	253	Bottenviken
20000	Skellefte älv	225	Bottenviken
24000	Rickleån	43	Bottenviken
28000	Ume älv	608	Bottenhavet
30000	Öre älv	79	Bottenhavet
32000	Lögde älv	35	Bottenhavet
34000	Gide älv	92	Bottenhavet
38000	Ångermanälven	722	Bottenhavet
40000	Indalsälven	629	Bottenhavet
42000	Ljungan	353	Bottenhavet
45000	Delångersån	54	Bottenhavet
48000	Ljusnan	507	Bottenhavet
52000	Gavleån	77	Bottenhavet
53000	Dalälven	863	Bottenhavet
55000	Forsmarksån	18	Bottenhavet
61000	Norrström	607	Egentliga Östersjön
65000	Nyköpingsån	111	Egentliga Östersjön
67000	Motala Ström	382	Egentliga Östersjön
71000	Botorpström	35	Egentliga Östersjön
74000	Emån	203	Egentliga Östersjön
75000	Alsterån	41	Egentliga Östersjön
77000	Ljungbyån	33	Egentliga Östersjön
80000	Lyckebyån	43	Egentliga Östersjön
86000	Mörrumsån	83	Egentliga Östersjön
88000	Helgeån	151	Egentliga Östersjön
94000	Råån	9	Öresund
101000	Nissan	155	Kattegatt
103000	Ätran	107	Kattegatt
105000	Viskan	76	Kattegatt
108000	Göta älv	1490	Kattegatt
109000	Bäveån	10	Skagerrak
110000	Örekilsälven	51	Skagerrak
112000	Enningdalsälven	27	Skagerrak