

Näringsbelastningen på Östersjön och Västerhavet 2014

Sveriges underlag till Helcoms sjätte Pollution Load Compilation



Havs- och vattenmyndigheten
Datum: 2016-05-20

Ansvarig utgivare: Ingemar Berglund
Omslagsfoto: Bengt Ekman / Naturfotograferna / IBL Bildbyrå. Beskrivning: Fräkenkärrets naturreservat, Södermanland.
ISBN 978-91-87967-21-4

Havs- och vattenmyndigheten
Box 11930, 404 39 Göteborg
www.havochvatten.se

Näringsbelastningen på Östersjön och Västerhavet 2014

Sveriges underlag till Helcoms sjätte Pollution Load Compilation

Heléne Ejhed, Elin Widén-Nilsson, Johanna Tengdelius Brunell,
Julia Hytteborn

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:12

2016-05-20

Förord

Havs- och vattenmyndigheten gav 2014 i uppdrag åt SMED (Svenska MiljöEmissionsData) att beräkna och sammanställa näringsämnesbelastningen till Sveriges omgivande havsbassänger. SMED är ett konsortium bestående av IVL Svenska Miljöinstitutet, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) och Statistiska centralbyrån (SCB) samt Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI), med vilket Havs- och vattenmyndigheten och Naturvårdsverket har ett ramavtal för tjänster inom områdena statistik och analys.

Syftet med uppdraget var att leverera data till Helcom:s sjätte belastningssammanställning (Sixth Pollution Load Compilation, PLC6), men även att ge underlag till vattenförvaltningsarbetet i Sverige. För vattenförvaltningens ändamål utfördes beräkningarna på en finare skala än vad som tidigare gjorts, vilket ställde högre krav på både indata och beräkningsmetoder.

Utvecklingsarbetet som genomfördes inför PLC6 kommer att ligga till grund för såväl kommande belastningssammanställningar som för den fördjupade uppföljningen av miljökvalitetsmålet *Ingen övergödning*.

Data och annat underlag har hämtats från ett antal nationella och regionala aktörer (SLU, SMHI, SCB, IVL, Jordbruksverket, Skogsstyrelsen, Lantmäteriet, länsstyrelser, kommuner och vattenvårdsförbund) samt från Havs- och vattenmyndighetens och Naturvårdsverkets nationella miljöövervakningsprogram för sötvatten och jordbruksmark.

Projektledningsteamet har bestått av Heléne Ejhed (Projektledare, IVL), Elin Widén Nilsson (SLU) och Johanna Tengdelius Brunell (SMHI) samt Julia Hytteborn (SCB). Många fler inom SMED har dock deltagit i arbetet, dessa finns presenterade i inledningen av rapporten.

Författarna svarar själva för de resultat och slutsatser som framförs. Rapporten utgör inte något ställningstagande från Havs- och vattenmyndigheten.

Ett varmt tack riktas till alla som bidragit till arbetet.

Göteborg, maj 2016



Anna Jöborn, avdelningschef

INNEHÅLL

SAMMANFATTNING	8
SUMMARY	10
INLEDNING.....	13
UNDERLAGSRAPPORTER	14
BERÄKNINGSMETODIK	16
Termer och begrepp.....	16
Beräkningssystemet TBV	18
Belastning, retention och källfördelning.....	18
Bruttobelastning	18
Retention.....	19
Nettobelastning och källfördelning.....	20
Antropogen belastning och bakgrundsbelastning	20
DATA OCH UNDERLIGGANDE BERÄKNINGAR	21
Geografisk indelning.....	22
Hydrologisk indelning.....	22
Läckageregioner för jordbruksmark, skogs-, och utlakningsregioner	22
Diffusa källor.....	24
Markanvändning och annan markinformation	24
Typhalter för markläckageberäkningar	27
Atmosfärisk deposition på sjöar.....	33
Små avlopp (upp till 200 pe).....	34
Dagvatten.....	35
Avrinning	36
Drivdata	36
Utvärdering.....	36
Punktkällor.....	37
Tillståndspliktiga industrier och reningsverk (A- och B-anläggningar) (större än 2 000 pe)	37
Anmälningspliktiga reningsverk (C-anläggningar) (200 - 2 000 pe).....	38
Fiskodlingar	39
Retention.....	39
Retention för små avlopp (upp till 200 pe) och punktkällor	40
Kalibrering och utvärdering.....	41
Beräknad belastning för leverans till Helcom.....	43

RESULTAT.....	43
Markanvändning	43
Avrinning.....	44
Jordbruksläckage.....	47
Kväveläckage	47
Fosforläckage.....	48
Brutto- och nettobelastning, retention samt källfördelning av kväve	52
Kväveretention.....	52
Brutto- och nettobelastning samt källfördelning av kväve.....	53
Antropogen belastning av kväve.....	61
Brutto- och nettobelastning, retention samt källfördelning av fosfor.....	65
Fosforretention.....	65
Brutto- och nettobelastning samt källfördelning av fosfor.....	66
Antropogen belastning av fosfor.....	74
DISKUSSION	77
Jämförelse med mätdata	77
Jämförelse mellan mätdata för perioden 1994–2013 och flödesnormerad belastning beräknad avseende 2014.....	77
Jämförelse mellan uppmätt flodmynningsbelastning enbart år 2014 och beräknad belastning levererad till Helcom avrinning för enbart år 2014	79
Jämförelse med tidigare beräkningar.....	81
Metodskillnader i bestämningar av markanvändningen.....	91
Metodskillnader i beräkningar av markläckage (typhalter och läckagekoefficienter).....	91
Metodskillnader i beräkningar av dagvatten (tätorter)	92
Metodskillnader för små avloppsanläggningar	92
Metodskillnader för punktkällor	93
Metodskillnader i avrinningsberäkningarna	95
Metodskillnader i beräkning av retention	96
Miljömålsuppföljning och effekter av åtgärder	96
Jämförelser med belastningstak (Maximum Allowable Input) enligt Baltic Sea Action Plan	97
Osäkerhetsklassificering - hänsyn till lokala förhållanden.....	98
REFERENSER	106

Sammanfattning

Denna rapport presenterar den senaste mest detaljerade och tillförlitliga bedömningen av närsaltsbelastning från svenska källor som hittills genomförts. Denna rapport, tillsammans med underlagsrapporter, redovisar resultat, underlagsdata, och beräkningsmetoder på detaljnivå för att uppnå transparens och spårbarhet samt för att möjliggöra vidareanvändning i arbetet inom svensk vattenförvaltning.

Havs- och vattenmyndigheten har gett SMED¹ i uppdrag att genomföra beräkningar av källor till kväve- och fosforbelastning avseende år 2014 på sjöar, vattendrag och havet för hela Sverige. Syftet var att ge underlag till Sveriges rapportering till Helcom "Pollution Load Compilation 6 - PLC6" samt till vattenförvaltningens arbete i Sverige. Liknande beräkningar har genomförts tidigare men aldrig med så hög upplösning i flera av underlagen. Arbetet innebär att stora mängder data har bearbetats och beräknats för att ge heltäckande information för hela Sverige fördelat på cirka 23 000 vattenförekomstområden.

Den ökade upplösningen, tillsammans med bättre kvalitet på indata och nyutvecklade beräkningsrutiner ger bättre tillförlitlighet i resultaten av total belastning även på lokal nivå. Utvecklingen som genomförts kommer att ligga till grund för nästa belastningsrapportering, PLC 7, samt den fördjupade uppföljningen av miljökvalitetsmålet Ingen övergödning (FUT) och framtida arbeten inom havs- och vattenförvaltningen.

De nya beräkningarna bygger på nya högupplösta markanvändnings- och jordartskartor, nya underlag avseende rening i små avloppsanläggningar och dagvatten samt en ny höjddatabas (2 meters upplösning). Höjddatabasen har använts för beräkning av markens lutning, vilket har stor betydelse för fosforläckaget. Nya mätningar i skogsområden i sydvästra Sverige har lett till en bättre beskrivning av skogsmarkens läckage och att en ny modell för beräkning av näringsämnesretentionen har tagits fram. Dessa förfinade indata och förbättrade beräkningsverktyg gör att resultaten är säkrare även på lokal skala eller för enskilda vattenförekomster. Resultaten är tillgängliga för alla via webbverktyget Tekniskt Beräkningssystem Vatten (TBV, tbv.smhi.se).

Resultaten presenteras som brutto- samt nettobelastning. Bruttobelastning är den mängd näringsämnen som släpps ut vid källan till ett vattendrag eller sjö från till exempel ett avloppsreningsverk eller ett jordbruksfält. Nettobelastning är den del av bruttobelastningen som når havet. Dessutom presenteras resultat som antropogen- och totalbelastning. Antropogen belastning kommer från mänskliga aktiviteter, såsom odling av jordbruksmark eller industriutsläpp. Totalbelastning är summan av antropogen belastning och bakgrundsbelastning, den naturliga belastning som skulle ske oberoende av människan. Avgränsningen mellan vad som är bakgrundsbelastning och antropogen belastning har baserats på Helcoms definition och all

¹ Svenska MiljöEmissionsData, ett konsortium som består av IVL, SCB, SLU och SMHI

markanvändning bidrar med en naturlig belastning samt eventuell antropogen belastning. Till exempel anses belastning från mark bevuxen med skog helt vara bakgrund, medan belastningen från hygge och jordbruksmark anses vara en summa av bakgrund och antropogen belastning. I resultat där antropogen belastning presenteras, så har bakgrundsbelastningen tagits bort.

Jordbruks- and skogsmark är de två största källorna till den totala belastningen på havet för både kväve och fosfor, med 34 100 respektive 34 900 ton kväve, samt 1 130 resp. 850 ton fosfor år 2014. Tillsammans står dessa källor för cirka 60 % av den totala belastningen.

Av den antropogena belastningen står jordbruket för den största andelen (23 300 ton samt 460 ton fosfor), följt av utsläpp från avloppsreningsverk (14 000 ton kväve samt 240 ton fosfor). Belastningen från skogsmark ingår enbart i bakgrund och den antropogena belastningen från hyggen bidrar endast med 1500 ton kväve och 20 ton fosfor

Bottenhavet, Egentliga Östersjön och Kattegatt är de bassänger som tar emot mest kväve av Sveriges totala belastning på havet (29 500 ton, 29 400 ton respektive 28 700 ton, vilket motsvarar cirka 25 % vardera). I Bottenhavet är dock en stor del av belastningen naturlig bakgrundsbelastning. Egentliga Östersjön och Kattegatt tar emot mest av Sveriges antropogena belastning, 33 % respektive 31 %.

I jämförelse mellan vilka havsbassänger som är mest belastade av fosfor, så är det Bottenhavet som tar emot mest (990 ton eller 30 % av den totala belastningen). Strax under en fjärdedel av Sveriges totala belastning på havet, belastar Egentliga Östersjön (780 ton) och omkring en femtedel belastar Kattegatt och Bottenviken (680 respektive 630 ton).

Aktionsplanen för Östersjön (Baltic Sea Action Plan, BSAP) anger utsläppsmål, med syfte att nå God miljöstatus i Östersjön och Kattegatt. För fosfor är målet uppnått i alla bassänger utom Egentliga Östersjön, där det är ett utmanande mål och det kommer att bli mycket svårt att minska fosforbelastningen under belastningstaket (308 ton). Det krävs omfattande åtgärder av de antropogena källorna, och dessutom utgör bakgrundsbelastningen en betydande del av den totala belastningen. Total nettobelastning av fosfor till Egentliga Östersjön är 780 ton enligt dessa beräkningar, varav 370 ton är beräknat som bakgrundsbelastning. Det innebär att åtgärder måste minska även bakgrundsbelastningen, t.ex. genom skapande av våtmarker. För att Egentliga Östersjön ska kunna uppnå god miljöstatus med avseende på övergödning kommer det även att behövas åtgärder i Östersjöns andra delbassänger.

På grund av stora skillnader i metoder och indata, är det inte möjligt att direkt jämföra hur belastningen har ändrats sedan PLC 5 och den fördjupade uppföljningen av miljö kvalitetsmålet Ingen övergödning. Som exempel har arealen jordbruksmark minskat med omkring 1900 km² sedan tidigare sammanställningar, och det har lett till minskat näringsämnesläckage. Storleksordningen på denna minskning kan i nuläget inte utläsas från beräkningarna eftersom de är gjorda med förfinad underlagsinformation jämfört med tidigare år. Faktum är att vid en direkt jämförelse mellan belastning år 2006 (PLC5) och år 2011 (FUT) så är den totala fosforbelastningen från jordbruksmarken högre år 2014 (PLC6) jämfört med

tidigare. Samtidigt visar de nya beräkningarna på att den antropogena delen är lägre än vad som tidigare beräknats. Det krävs omräkningar av gamla PLC-data med den nya metoden för att få klarhet i hur mycket av dessa ändringar som beror på åtgärder inom jordbruket och hur mycket som är på grund av förfinade indata och förbättrade metoder.

Belastningen från punktkällorna beräknas på samma sätt som förr och där är det tydligt att utsläppen till havet har minskat. I PLC6 (år 2014) stod avloppsreningsverk för 240 ton fosfor samt 14 000 ton kväve, medan i PLC5 (2006) var belastningen 350 ton fosfor- samt 17 000 ton kvävebelastning (netto). Industrier har också minskat sin belastning på havet och svarar nu för 250 ton fosfor samt 3 800 ton kväve, jämfört med 320 fosfor och 4 800 ton kväve år 2006.

Summary

This report represents the latest, most detailed and reliable assessment of nutrient loads from Swedish sources yet made. This report, together with its background reports, presents results, source data and calculations techniques with a level of detail intended to achieve full transparency and traceability as well as to permit further use of this work in Swedish water management.

The Swedish Agency for Marine and Water Management gave SMED the task of evaluating sources of nitrogen- and phosphorus loads for the year 2014 and assessing the magnitude of those loads on lakes, water courses and the sea across Sweden. The aim was to produce the basis for Sweden's national reporting to the Helcom 'Pollution Load Compilation 6 – PLC 6' and to support water management work in Sweden. Similar calculations have been made previously but never with such high resolution in the input data. The work required processing and analysis of large amounts data to give complete information for the whole of Sweden, divided up into approximately 23 000 water bodies.

This increased resolution, together with the improved quality of input data and newly developed calculation routines provide more reliable estimates of total loads even at the local scale. The development work that has been completed will form the basis of the next load assessment report, PLC 7, the in-depth evaluation of the national environmental target 'Zero eutrophication' and future work within marine and water management.

The new calculations make use of new, high resolution land-use and soil-type maps, new data concerning purification in off-mains sewerage and storm water as well as a new height database (with 2 metres horizontal resolution). The height database has been used to calculate slope steepness, which is of great importance for estimates of phosphorus leakage. New observations in forest areas in southwestern Sweden have provided a better understanding of nutrient leakage in woodland areas and a new nutrient retention model has been developed as a result. These improved input data and high resolution calculation tools improve certainty in the results even at a local scale for individual water bodies. The results are made publically available through a new web tool, 'Technical Calculation System: Water' (TBV, tbv.smhi.se).

The results are presented in terms of gross- and net loads. Gross loads are the amount of nutrients released at source to a water body or lake from for example a sewage treatment works or an agricultural field. Net loads are the proportion of the gross loads that reach the sea. Additionally, results are presented as anthropogenic and total loads. Anthropogenic loads come from human activities, such as crop production in agriculture or emissions from industry. Total loads are the sum of the anthropogenic loads and background loads, which are the natural loads which would occur even if people were not present. The boundary between what is background and what are anthropogenic loads is based on the Helcom definition where all soil use contributes with both a natural load and possibly also an anthropogenic load. For example loads from land use covered with forest are considered background, while loads from a clearcut or agriculture are considered the sum of both anthropogenic and background loads. In results where only anthropogenic loads are presented, the background loads have been taken away.

Agricultural and forest land are the two largest sources of total loads to the sea for both nitrogen and phosphorus, with 34 100 and 34 900 tonnes of nitrogen and 1 100 and 850 tonnes of phosphorus, respectively during 2014. Together, these sources account for roughly 60% of the total load.

For anthropogenic loads, agriculture is the largest source (23 300 tonnes nitrogen and 460 tonnes phosphorus), followed by emissions from sewage treatment works (14 000 tonnes of nitrogen and 240 tonnes of phosphorus). Loads from forest soils contribute only to the background loads while clear cuts, which are classed as an anthropogenic load contribute with only about 1500 tonnes of nitrogen and 20 tonnes of phosphorus.

The Bothnian Sea, Baltic Proper and Kattegat are those sea areas which receive the most nitrogen from Sweden's total loads (29 500 tonnes, 29 400 tonnes and 28 700 tonnes respectively, or approximately 25% each). In the Bothnian Sea however, the greater part of this load is 'natural' background loads. The Baltic Proper and Kattegat receive the most anthropogenic nitrogen, 33% and 31% respectively.

For phosphorus, most goes to the Bothnian Sea (990 tonnes or 30% of the total load). Just under a quarter reaches the Baltic Proper (780 tonnes) and about a fifth reaches the Kattegat and the Bothnian Sea (680 and 630 tonnes respectively).

The Baltic Sea Action Plan (BSAP) provides emissions targets, with the aim of achieving good environmental status in the Baltic Sea (including the Kattegat). According to this analysis, the target for phosphorus is achieved in all basins except the Baltic Proper, where the target is extremely challenging and it will be difficult to reduce the phosphorus loads under the load ceiling (308 tonnes). This requires substantial measures on the anthropogenic load, but further challenging, is that the background loads are a significant proportion of the total load. Total net phosphorus load to the Baltic Proper is 780 tonnes per year according to these calculations, of which 370 tonnes are background loads. This requires therefore that measures must even reduce the background load, for example through creation of wetlands. For even the Baltic

Proper to achieve good environmental status with regard to eutrophication, measures will be required in all sub-basins of the Baltic Sea.

Because of the major changes in methods and input data, it is not possible to directly compare how loads have changed since PLC 5 (based on 2006 data) or the in-depth analysis of the national environmental target 'Zero eutrophication' (based on 2011 data). For example, the total area of agricultural land has fallen by 1900 km² since 2006, which leads to a reduction in the estimated nutrient losses. The magnitude of this reduction cannot presently be read from the calculations as they have been made with higher resolution in data compared with earlier years. At the same time, the new calculations show that the anthropogenic part is lower than earlier calculated. Recalculation of the older PLC data with the new methods is necessary to clarify how much of the observed changes result from measures within farming and how much is due to the improved input data and calculations. Nutrient loads from point sources are calculated in the same way as before and for these it is clear that discharges have reduced. In PLC 6 (2014) sewage treatment works were responsible for 240 tonnes of phosphorus and 14 000 tonnes of nitrogen, while in PLC 5 (2006) loads were 350 tonnes of phosphorus and 17 000 tonnes of nitrogen (net). Industry have also reduced their impact and are responsible for 250 tonnes of phosphorus and 3 800 tonnes of nitrogen, compared with 320 tonnes phosphorus and 4 800 tonnes nitrogen in 2006.

Inledning

Havs- och vattenmyndigheten (HaV) har gett SMED, Svenska MiljöEmissionsData, i uppdrag att beräkna näringsämnesbelastningen till Sveriges omgivande havsbassänger som underlag till Helcom (Helsingfors Kommissionen)-rapporteringen PLC6 (The Sixth Pollution Load Compilation). Uppdraget från HaV inför PLC6 omfattade att ta fram resultat på en mer lokal skala (vattenförekomstområden) än tidigare beräkningar för att även ge bättre underlag till vattenförvaltningsarbetet i Sverige. Uppdraget innebar högre krav på geografisk upplösning av indata samt krav på effektivare och bättre beräkningsmetoder jämfört med tidigare beräkningar. Utvecklingen som har genomförts till PLC6 kommer att ligga till grund för såväl nästa bedömning, PLC7, som för vattenförvaltningens arbete och uppföljningen av miljömålet *Ingen övergödning*.

SMED är ett konsortium bestående av IVL Svenska Miljöinstitutet, Statistiska centralbyrån (SCB), Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) och Sveriges meteorologiska hydrologiska institut (SMHI). Det har varit ett stort antal personer involverade i projektet. Projektledningsteamet har bestått av Heléne Ejhed (Projektledare, IVL), Elin Widén Nilsson (SLU) och Johanna Tengdelius Brunell (SMHI) samt Julia Hytteborn (SCB), från IVL Mikael Olshammar, Marcus Liljeberg, Ida Westerberg samt Lars Rosenqvist, från SMHI; Hanna Gustavsson, Håkan Olsson, Joel Dahné, Ghasem Alavi, Jörgen Jones, Christer Persson, Helen Alpfjord, Johan Södling samt Charlotta Pers, från SLU; Holger Johnsson, Karin Blombäck, Kristina Mårtensson, Anders Lindsjö, Kristian Persson, Faruk Djodjic, Caroline Orback, David Englund, Stefan Hellgren, Emil Back, Stefan Löfgren, Lars Sonesten, samt Pernilla Rönnback, från SCB; Ylva Andrist-Rangel, Johanna Mietala, Gunnar Bränvall och Tove Rosenblom. Rapporten har granskats av SLU; Lars Sonesten, Faruk Djodjic, IVL; Ida Westerberg, Lars Rosenqvist, SMHI; Signild Nerheim, och Havs- och vattenmyndigheten; Rasmus Kaspersson, Philip Axe samt Margareta Lundin Unger.

Inom Helcom har motsvarande belastningssammanställningar gjorts med 5-6 års mellanrum, med data på källfördelad vattenburen näringsbelastning från alla länder med kust mot Östersjön samt länder som bidrar till dessa med gränsöverskridande belastning. Under hösten 2007 antog Helcom-ländernas miljöministrar en aktionsplan, Baltic Sea Action Plan (BSAP; www.helcom.fi) med belastningstak och reduktionsmål för kväve och fosfor till varje havsbassäng. BSAP:s belastningstak och reduktionsmål är fördelade mellan länderna inom Helcom och reviderades 2013. Belastningstaket är satt för samtliga havsbassänger runt Sverige; men de som ses som mest utmanande för Sverige är 17 924 ton kväve till Bottenviken, 30 942 ton kväve till Egentliga Östersjön och 34 206 ton kväve till Kattégatt samt 308 ton fosfor till Egentliga Östersjön (Helcom 2013, samt revision www.helcom.fi). PLC6 kommer att utgöra ett viktigt underlag för att följa upp hur fördelningen av källor till utsläpp och belastningar förändras över tiden.

Rapporteringen omfattar diffusa källor och punktkällor samt fiskodlingar. Däremot ingår inte utsläpp från sjöfart och atmosfäriskt nedfall direkt på

havet, dessa källor hämtas istället av Helcom i samband med sammanställningen av ländernas inrapporterade data.

Helcom-området utgörs i denna rapportering av hela Östersjön inklusive Kattegatt och Skagerrak. Resultat, underlag och indata skall även kunna utnyttjas av Vattenmyndigheterna för status- och påverkansanalys samt för miljömålsuppföljning (miljömålet *Ingen övergödning*). Beräkningar med liknande metodik har tidigare genomförts av SMED inför rapporteringen till PLC5 (Pollution Load Compilation 5; Brandt m. fl. 2008) och inför den första rapporteringen av källfördelad belastning, PLC4, i ett projekt benämnt TRK (Transport – Retention – Källfördelning; Brandt och Ejhed, 2002). Liknande beräkningar har även genomförts av SMHI med S-HYPE (www.vattenweb.smhi.se).

Beräkningarna i denna rapport avser belastningen år 2014, men har normaliserats för perioden 1994–2013 för att enskilda års vädersituationer, t.ex. nederbördsrika år med mycket avrinning, inte skall påverka alltför mycket. Normaliseringen innebär att långtidsmedelvärden för avrinningen och retentionen används. Normaliseringen gör att effekter av åtgärder kan jämföras mellan olika år, vilket annars skulle kunna döljas av skillnader i avrinning. Till Helcom rapporteras resultat för ett enskilt år, 2014, som inte är normaliserat.

Underlag till den fördjupade utvärderingen (FUT) av det nationella miljökvalitetsmålet *Ingen övergödning*, har tidigare tagits fram avseende år 1995, 2000, 2006, 2009 samt 2011. Beräkningarna för dessa år har baserats på underlag och metodik som togs fram för PLC5-rapporteringen till Helcom. För att kunna jämföra resultaten från miljömålsuppföljningen med de resultat som presenteras i denna rapport, såsom förändringar i belastning från olika källor över tid, måste de tidigare beräkningarna göras om med den metodik som använts till PLC6.

Denna rapport, tillsammans med underlagsrapporter, redovisar resultat, underlagsdata, och beräkningsmetoder på en teknisk detaljnivå för att uppnå transparens och spårbarhet så att de ska kunna vidareanvändas i arbetet inom svensk vattenförvaltning. Rapporten inleds med ett introducerande avsnitt om tillämpad beräkningsmetodik och går sedan djupare i detalj i beskrivning av varje enskild källa.

Underlagsrapporter

Det är en omfattande utveckling av metoder, indata och förädlade indata som har lett fram till PLC6 resultaten. Denna rapport åtföljs av ett antal underlagsrapporter som ska tillgängliggöras på www.smed.se:

- Kartdata till PLC6 (Widén-Nilsson m.fl 2016a), som innehåller information om hur markanvändning och geografiska data har sammanställts.
- Typhalter för skog, hygge, sankmark, fjäll och öppen mark i PLC6 (Widén-Nilsson m.fl 2016b), som innehåller beskrivning av utveckling av typhalter för fosfor och organiskt kväve samt en sammanställning av alla typhalter som använts i PLC6-beräkningarna för dessa källor.

- Skattning av typhalter av totalkväve och organiskt kväve från skogs- och sankmark i södra Sverige inför PLC6 (Fröberg m.fl., 2016), som innehåller anpassning av ekvationer för skogs- och sankmarksläckaget till PLC6-beräkningarna samt beskrivning av läckage av kväve från hyggen i förhållande till skogsmarkens läckage.
- Läckage av näringsämnen från svensk åkermark för år 2013. Beräkningar av normalläckage av kväve och fosfor för 2013. (Johnsson m.fl. 2016), som innehåller beskrivning av metodik, indata och resultat av jordbruksmarkens näringsämnesläckage.
- Pollution Load Compilation 6 Avrinning - Underlagsrapport för avrinning framtagen med S-HYPE och jämförelse med PLC5-resultat (Tengdelius Brunell, 2016b).
- Retention beräknad med SMED-HYPE (Tengdelius Brunell m.fl. 2016a), som innehåller beskrivning av metodik och utvärdering av resultat i retentionsberäkningen.

Beräkningsmetodik

Termer och begrepp

I rapporten förekommer ett antal begrepp, som i detta arbete definieras på följande sätt:

Belastning: Total mängd näringsämnen som når ett vattendrag, en sjö eller havet under en viss tidsperiod (i regel ett år).

Bruttobelastning: Avser den mängd som når rotzon (jordbruksmark), eller vattendrag vid källan i avrinningsområdet.

Dagvatten: Regn och smältvatten från snö och is som avrinner från hårdgjorda ytor såsom tak, vägar, parkeringsplatser etc. Ytavrinning ((med föroreningar) av kväve och fosfor)) från hårdgjord mark i tätorter.

Diffus belastning: Belastning som inte kan härledas till en specifik geografisk plats. I denna rapport omfattas markläckage, dagvatten från tätorter, små avloppsanläggningar samt deposition på sjöar.

FUT: Fördjupad utvärdering av miljömålen. En rapportering av status avseende uppfyllande av miljömålet Ingen övergödning.

Internbelastning: Läckage av ackumulerad fosfor från bottensedimenten i sjöar.

Källfördelning: Fördelning av belastning från olika källor, både diffusa och punktkällor. Kan också vara fördelning mellan antropogen (mänskligt orsakad) och naturlig belastning.

Markläckage: Läckage av näringsämnen från marken i ett område till vatten.

Nettobelastning: Den belastning som via vattendrag når flodmynningen i havet, dvs. efter retention av näringsämnen i vattensystemet. Nettobelastning räknas till utloppet för varje vattenförekomstområde och når slutligen havet.

Personekvivalent (pe): Motsvarar den mängd nedbrytbart organiskt material som har en biokemisk syreförbrukning på 70 gram löst syre per dygn under sju dygn (BOD7)

PLC: Pollution Load Compilation, en sammanställning av belastning på Östersjön som genomförs till Helsingfors Kommissionen.

Punktutsläpp: Utsläpp på en väl definierad plats, i regel genom en eller flera rörmynningar. I denna rapport omfattas kommunala avloppsreningsverk, industrier och fiskodlingar.

Retention: Avskiljning av näringsämnen och andra substanser i vattensystem genom naturliga biogeokemiska processer. Retention sker i mark och grundvatten samt i vattendrag och sjöar. Retention beräknas som skillnaden mellan brutto- och nettobelastning.

SMP, Svenska Miljörapporteringsportalen: En internetapplikation för att elektroniskt hantera miljörapporter från tillståndspliktiga verksamheter. Miljörapporterna består av en textdel samt en emissionsdeklaration som går till en databas i SMP. Miljörapporterna används både för tillsynsutövning och för att skapa statistik över Sveriges utsläpp.

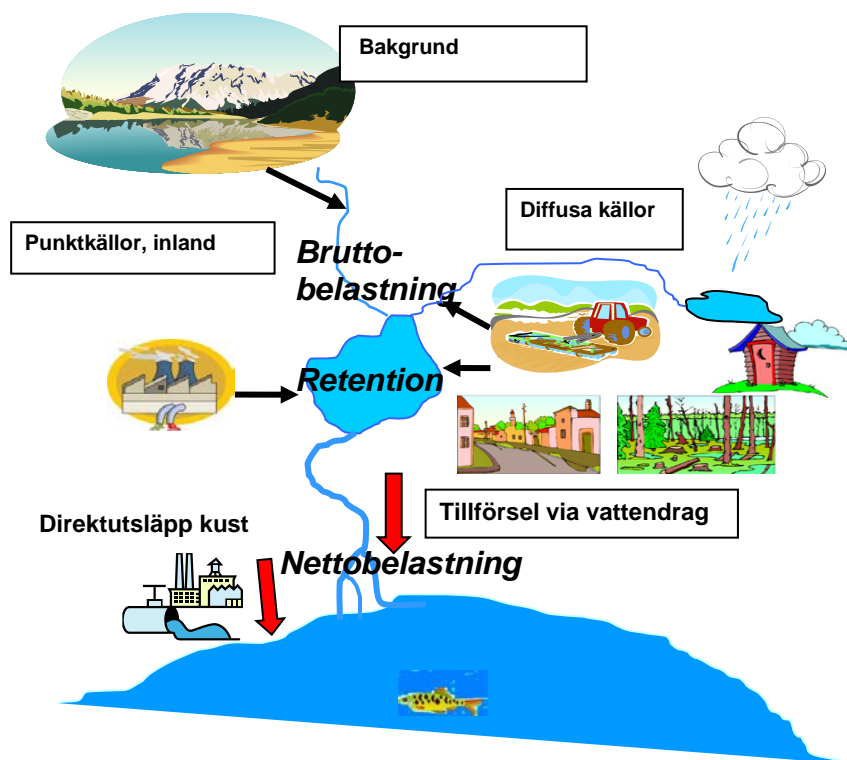
Små avloppsanläggningar: Avloppsanläggningar dimensionerade för upp till 200 personekvivalenter (pe), även kallade enskilda avlopp.

SVAR (del)avrinningsområde: SVAR, Svenskt VattenARkiv, är en databas utvecklad av SMHI. Databasen innehåller information om Sveriges sjöar, vattendrag, havsområden och avrinningsområden. SVAR 2012 innehåller ca 37 700 områden.

Transport: Används ibland synonymt med belastning, främst när vattendragens transport av näringsämnen diskuteras.

Vattenförekomstområde: Vattenförekomstområdena utgör den minsta enheten inom områdesindelningen i PLC6. Det är en indelning baserad på vattendelare och avrinningsområden i SVAR version 2012_2. Ett vattenförekomstområde är skapat genom sammanslagning av det SVAR-område där vattenförekomsten finns samt med alla uppströms tillhörande SVAR-områden tills det att en ny vattenförekomst påträffades. Enligt vattenförekomstområdesindelningen, som är den som används i PLC6, täcks Sverige med tillrinningsområden från Norge och Finland av ca 23 100 områden med en medianstorlek på ca 11 km².

I Figur 1, ges en schematisk översikt över utsläpp till vatten från olika källor samt bruttobelastning och nettobelastning.

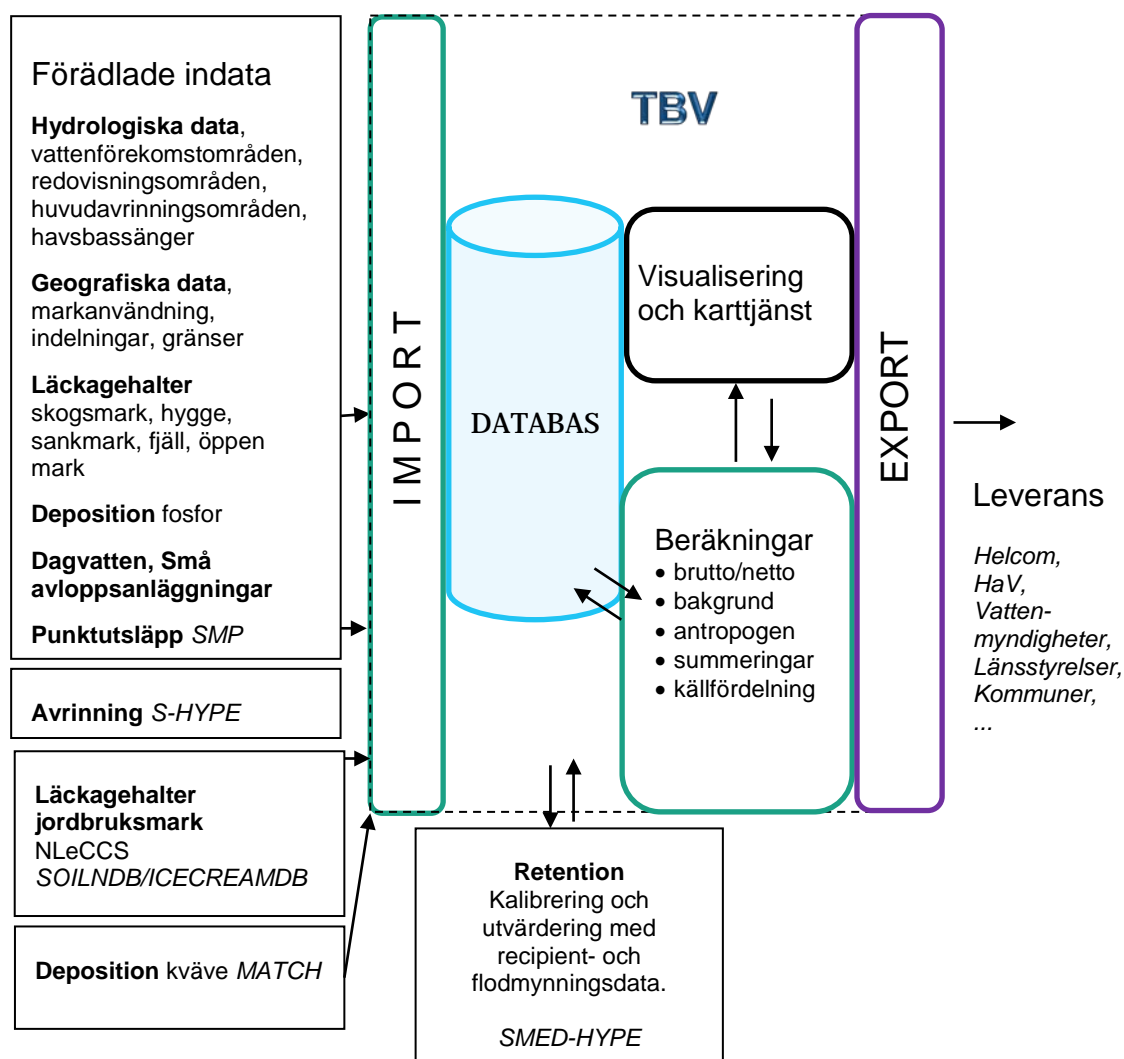


Figur 1 Schematisk översikt över utsläpp till vatten från olika källor samt bruttobelastning och nettobelastning.

Beräkningssystemet TBV

Beräkningen av belastningen på havet och källfördelningen av kväve och fosfor utfördes i Tekniskt beräkningssystem vatten (TBV). Inför PLC6 genomfördes en omfattande uppgradering där bland annat funktionalitet för nedladdning av data har förbättrats. Till TBV importeras förädlade indata och resultat från underliggande modeller (Figur 2). Beräkningarna kan i systemet genomföras för ett enskilt år eller med långtidsmedelvärden för en längre period. Genom internetgränssnittet till TBV, tbv.smhi.se, kommer resultaten från beräkningarna att tillgängliggöras för allmänheten. Resultaten kan granskas genom olika utsökningar på kartor och exporteras till tabellformat.

Belastning, retention och källfördelning



Figur 2 Tekniskt beräkningssystem vatten, TBV. Principskiss över beräkningsflödet från indata och externa modeller till leverans.

Bruttobelastning

Belastning av näringsämnen (kväve och fosfor) på vattendragen inom ett område kommer från punktutsläpp (reningsverk, industrier, och fiskodlingar) och från diffus belastning (markläckage, dagvatten, små avlopp, och deposition

på sjöar). Atmosfärsdeposition på mark är inräknad i markläckaget. Beräkningen av belastningen från de olika källorna beskrivs kortfattat här, underlagsdata för varje källa beskrivs mer detaljerat i avsnittet Data och underliggande beräkningar nedan.

Markläckaget för ett avrinningsområde beräknas genom att markarealen (km^2) multipliceras med avrinningen (l/s/km^2) och en *typhalt* som beskriver läckagekoncentrationen i avrinnande vatten som beräknats (jordbruksmark) eller ansatts (skogsmark, hygge, övrig mark) för den aktuella markanvändningen (mg/l). Det totala bruttomarkläckaget för vattenförekomstområdet erhålls sedan genom summering av alla de olika markläckagens bidrag.

Punktutsläppen beräknas utifrån direkta mätningar vid anläggningen (bland annat de som rapporterats till Svenska miljörapporteringsportalen, SMP) eller utifrån beräkningar som baseras på utsläppsschabloner och andra underlagsdata såsom typ av reningsteknik. Utsläppskoordinater anger punktutsläppens läge.

Deposition av kväve på sjöar bygger på beräkningar med MATCH-modellen och assimilerade mätdata, medan depositionen av fosfor enbart är ett medianvärde för hela Sverige baserat på mätdata.

Belastningen avser ett specifikt år (2014), men beräkningarna har gjorts flödesnormaliserade för en 20-årsperiod (åren 1994–2013) för att minimera effekten av skillnader i klimat mellan olika år. Anledningen till att år 2014 inte ingår i den flödesnormaliserade perioden (1994-2013) är att beräkningen av avrinningen påbörjas två år innan det slutgiltiga resultatet sammanställs. Det betyder att för PLC6 beräknades avrinningen i början av 2014, då uppmätt temperatur och nederbörd som driver modellen inte fanns tillgängligt för större delarna av året. Det specifika för år 2014 är att utsläpp från punktkällor för just år 2014 har använts.

Beräkningarna har utförts på vattenförekomstområden, som baseras på sammanslagna SVAR version 2012_2 vattendelare och avrinningsområden på land och på öar belägna i havsområden (totalt ca 23 100 vattenförekomstområden med en medianstorlek på ca 11 km^2).

Retention

Mängden kväve och fosfor som rinner till en vattenförekomst (sjö eller vattendrag) är vanligtvis större än den mängd som rinner från samma vattenförekomst. Detta beror på att biogeokemiska processer avlägsnar näringsämnen från vattenfasen. Detta kallas för retention. Retention av kväve eller fosfor i en vattenförekomst definieras som skillnaden mellan den totala belastningen av näringsämnet till vattenförekomsten (bruttobelastning) och den belastning som rinner ut från vattenförekomsten (nettobelastning). Permanent kväveretention i sjöar och vattendrag sker till största del genom sedimentation av organiskt material, växtupptag och denitrifikation. Fosforretention sker till största del genom växtupptag/mineralisering och sedimentation, men fosfor kan även återföras till vattenfasen genom resuspension och internbelastning (läckage från sedimenten). Retentionen varierar i tid och rum och styrs främst av temperatur och vattnets uppehållstid. Om fosforhalten är högre ut ur en sjö än till en sjö är det ett tecken på att det

finns internbelastning av fosfor. I modellen simuleras internbelastning i sjöar genom att en belastning läggs till sjöar där observationer visar på en högre utgående halt.

Retentionen i sjöar eller vattendrag kan beräknas med hjälp av budgetberäkningar (massbalanser) från mätningar i fält eller numeriska modeller. Genom att beräkna skillnaden i belastning i inloppet av en sjö eller ett vattendrag (bruttobelastningen) och utloppet (nettobelastningen) får man en uppskattning av den eventuella retention som sker. Att genomföra kontinuerliga mätningar av vattenföring och koncentrationer i tillflöden och utflöden från samtliga vattenförekomster i Sverige är vare sig kostnadseffektivt eller praktiskt genomförbart. Därför används modeller som beräknar vattenföring, transport och retention av näringsämnen.

Nettobelastning och källfördelning

I TBV beräknas nettobelastningen till havet med retention som modellerats med SMED-HYPE för samtliga vattenförekomstområden. Retentionen från källan till havet uttrycks som andel av bruttobelastningen. Nettobelastningen beräknas enligt:

$$\text{Nettobelastning} = \text{Bruttobelastning} * (1 - \text{Retentionsandel})$$

Retentionsandelen kan anta ett värde mellan 0 (ingen retention) och 1 (100 % retention). I TBV beräknas även källfördelningen, d.v.s. de olika källornas andel av brutto- respektive nettobelastningen.

Antropogen belastning och bakgrundsbelastning

Den totala belastningen består av två delar: en som är orsakad av människans aktiviteter, vilket kallas antropogen belastning, och en del som är den naturliga omsättningen av näringsämnen från mark till vatten, vilket kallas bakgrundsbelastning. Den antropogena belastningen betraktas generaliserat som den del av belastningen som kan minska genom åtgärder av källan. Markläckaget inkluderar alltid den naturliga kväve- och fosforbelastningen, bakgrundsbelastningen. Men människans aktiviteter orsakar t.ex. deposition av långväga transporterade ämnen och har påverkat markens struktur och innehåll av näringsämnen under lång tid. Även en jordbruksmark som lämnas obrukad under lång tid är påverkad, t.ex. genom dräneringsåtgärder och förändrad struktur, men även av många år med gödsling som har ökat fosforpoolen i marken. Utgångspunkten för naturlig bakgrundsbelastning måste därför definieras. I Helcom PLC Water guideline (Helcom 2015), definieras naturlig bakgrundsbelastning på följande sätt:

Losses from unmanaged land; and part of losses from managed land that would occur irrespective of anthropogenic, e.g. agricultural, activities. Hence, the natural background losses are a part of the total diffuse losses.

Följande kategorisering av antropogen- och bakgrundsbelastning har använts i PLC6 liksom i tidigare PLC5-beräkningar:

	Antropogen	Bakgrund
Punktkällor (N och P)	X	
Atmosfärsdeposition N	X	
Atmosfärsdeposition P		X
Läckage från Fjäll, sankmark, skog, öppen mark (N och P)		X
Läckage från jordbruksmark (N och P)	X	X
Läckage från hyggen (N och P)	X	X
Dagvattenutsläpp (N och P)	X	X
Små avloppsanläggningar (N och P)	X	

Alla punktkällor och atmosfärsdeposition av kväve på sjöar har definierats som antropogena belastningskällor i denna beräkning till PLC6 liksom i tidigare PLC5 beräkningar. Läckage från fjäll, sankmark, skog och öppen mark, samt även atmosfärsdeposition av fosfor på sjöar betraktas som naturlig bakgrundsbelastning i denna beräkning till PLC6 liksom i tidigare PLC5 beräkningar. Belastningen från jordbruksmark och från hyggen, samt dagvattenutsläpp från tätorter består däremot både av en naturlig och av en antropogen del både i denna beräkning och i PLC5, vilket överensstämmer med definitionen enligt Helcom PLC Water guideline ovan.

Eftersom retentionen är beroende av koncentrationen av kväve respektive fosfor i vattnet, kan retentionsandelen för bakgrundsbelastningen skilja sig från retentionsandelen beräknad med den totala belastningen. Bakgrundsretentionen i SMED-HYPE-modellen har baserats enbart på belastningen från de naturliga markläckagen samt atmosfärsdepositionen av fosfor på sjöar. Retentionsmodellen har inte kalibrerats om för de olika typerna av belastning.

Data och underliggande beräkningar

I detta avsnitt redovisas indata och beräkningar i detalj. Ytterligare tekniska detaljer redovisas i underlagsrapporterna där sådana hänvisningar finns. Indata till beräkningarna har hämtats från ett stort antal datakällor och underliggande beräkningar (Figur 2). De data som har använts i PLC6, samt jämförelser med data som har använts i PLC5 har sammanställts i Tabell 23 i diskussionsavsnittet. I Tabell 23 redovisas även upplösningen för alla olika data samt datakälla. Varje enskilt dataunderlag beskrivs utförligt nedan.

Geografisk indelning

Hydrologisk indelning

Under 2014 färdigställdes en hydrologisk indelning baserad på vattendelare och avrinningsområden i SVAR version 2012_2. För varje vattenförekomst skapades ett område genom sammanslagning. SVAR-området där vattenförekomsten fanns slogs samman med alla SVAR-områden uppströms tills det att en ny vattenförekomst påträffades. Indelningskriterierna resulterade i ett kartskikt med 23 134 områden inom vilka avrinning sker till eller från vattenförekomster.

Ett eller flera vattenförekomstområden aggregerades till 1 100 redovisningsområden. Dessa motsvarar ungefär de tidigare så kallade PLC5-områdena (eller rapporteringsområdena) och har använts som underlag för de kartor som visas i denna rapport.

Läckageregioner för jordbruksmark, skogs-, och utlakningsregioner

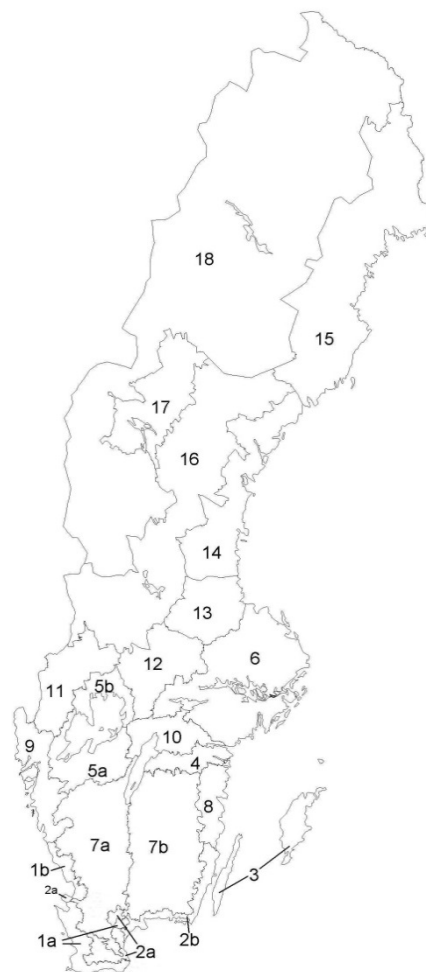
Beräkningen av belastning från jordbruksmark har baserats på SCB:s 18 produktionsområden (PO18), varav fyra har delats för att ta bättre hänsyn till de klimatgradienter som finns i de ursprungliga områdena. Därmed har 22 läckageregioner använts (Figur 3; Johnsson m.fl., 2016; Widén-Nilsson m.fl., 2016a).

Skogsläckageberäkningarna har baserats på en indelning av Sverige i fem skogsregioner (Figur 4; Widén-Nilsson m.fl., 2016a och 2016b); norra (No), mellersta västra (Mv), mellersta östra (Mo), sydvästra (Sv) och sydöstra (So). Den norra skogsregionen i PLC5 motsvaras i PLC6 av den norra skogsregionen tillsammans med de två mellersta regionerna.

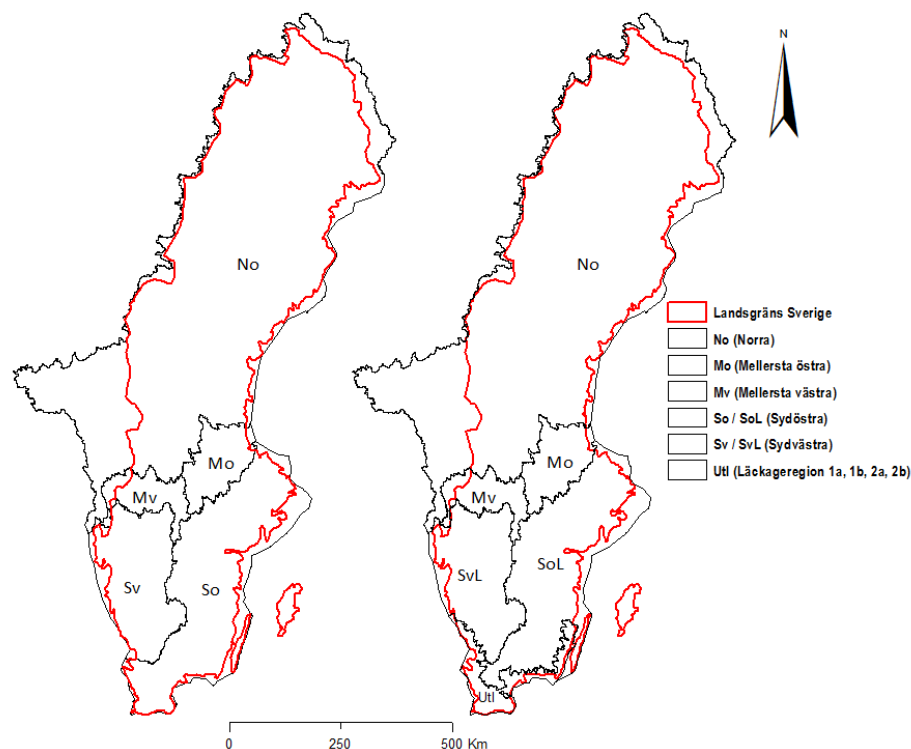
Regionsindelningen för öppen mark följer den för skogen, men med ytterligare en region "Utl." som omfattar de sydligaste läckageregionerna för jordbruksmark (1a, 1b, 2a, 2b) enligt Figur 3 och Figur 4 (Widén-Nilsson m.fl., 2016a och 2016b). Detta innebär att det i södra Sverige finns tre regioner med öppen mark, SvL (skogsregion Sv exklusive de sydligaste läckageregionerna för jordbruksmark), SoL (skogsregion So exklusive de sydligaste läckageregionerna för jordbruksmark) samt regionen Utl (läckageregion för jordbruksmark 1a, 1b, 2a och 2b).

**Läckage-
region**

- | Läckage-
region | Produktionsområde |
|--------------------|---|
| 1a | Skåne och Hallands slättbygd (Skånedelen) |
| 1b | Skåne och Hallands slättbygd (Hallandsdelen) |
| 2a | Sydsvenska mellanbygden (Skånedelen) |
| 2b | Sydsvenska mellanbygden (Blekinge- och Kalmardelen) |
| 3 | Öland och Gotland |
| 4 | Östgötslätten |
| 5a | Vänerslätten (södra delen) |
| 5b | Vänerslätten (norra delen) |
| 6 | Mälardalen och Hjälmarsbygden |
| 7a | Sydsvenska höglandet (västra delen) |
| 7b | Sydsvenska höglandet (östra delen) |
| 8 | Östsvenska dalbygden |
| 9 | Västsvenska dalbygden |
| 10 | Södra Bergslagen |
| 11 | Västsvenska dalsjöområdet |
| 12 | Norra Bergslagen |
| 13 | Östra Dalarna och Gästrikland |
| 14 | Kustlandet i nedre Norrland |
| 15 | Kustlandet i övre Norrland |
| 16 | Nordsvenska mellanbygden |
| 17 | Jämtländska siluområdet |
| 18 | Fjäll- och moränområdet |



Figur 3. Läckageregioner för åkermark i Sverige



Figur 4. De fem skogsregionerna (till vänster) och de sex regionerna för öppen mark (till höger).

Diffusa källor

Markanvändning och annan markinformation

Markanvändning

Markanvändningen i PLC6 består av åtta klasser: jordbruksmark, hyggen, tätort, skog, sankmark, fjäll, öppen mark, vatten. Jordbruksmarken delas i sin tur upp på 15 grödor utifrån Jordbruksverkets administrativa register för arealbaserade stöd. I denna rapport används begreppet markanvändning för såväl den antropogena markanvändningen (jordbruksmark, hygge och tätort) som de mer naturliga marktäckena såsom skog och vatten. Mer detaljerad beskrivning av arbetsgången med kartunderlagen finns i Widén-Nilsson m.fl. (2016a).

Markanvändningen har baserats på GSD-Vägartans marks lag år 2013, jordbruksmarkens jordbruksblock främst år 2014 och administrativa register för arealbaserade stöd år 2013 från Jordbruksverket, SCB:s tätortskarta år 2010, faktiskt avverkat hygge 2003/2008-2012 från Skogsstyrelsen, samt Corine Land Cover-data för Norge och Finland.

Det slutgiltiga markanvändningsunderlaget består av en sammanslagning av alla marktyper i en specifik prioriteringsordning:

1. Vägartans Sverige gräns (ger gränsen mellan vägartan och Corine Land Cover för Norge och Finland)

2. Jordbruksblocken (Jordbruksverket)
3. Vattenytan om de är i tätort (vägkartan)
4. Tätort (tätortskarta 2010)
5. Hyggen (Skogsstyrelsen)
6. Vägkartan (inklusive vatten som ej är i tätort)

Övergången från PLC5:s GSD-Översiktskartan (1:250 000) till PLC6:s GSD-Vägkartan (1:100 000) har motiverats dels av att de nya beräkningarna av skogs- och sankmarkstyphalter i södra och mellersta Sverige byggde på vägkartan, dels av kravet på ökad upplösning i beräkningarna.

Jordbruksblocken är kartunderlaget som definierar jordbruksarealen. I jordbruksarealen inkluderas både åkermark, dvs. mark som plöjs, och betesmark. I de fall åkermark och betesmark har hanterats olika anges det i denna rapport.

För jordbruksblocken finns tabelldata med uppgifter om stödsökta grödor som anger vad som odlas i blocken (Jordbruksverkets administrativa register för arealbaserade stöd). De cirka 100 grödkoderna för stödsökta grödor har översatts till 15 grödor vars arealer har använts i beräkningarna. De 15 grödorna är vårkorn, höstvetete, vall, sockerbetor, höstraps, havre, vårvetete, råg, majs, våraps, potatis, smågrödor och odefinierade grödor samt de "grödor" som inte skördas; träda och extensiv vall. Betesmarksarealerna har klassificerats som extensiv vall. Fördjupad information om översättningsnyckeln återfinns i Widén-Nilsson m.fl. (2016a) och information om vilka grödarealer som använts för växtföljderna i beräkningarna av jordbrukstyphalterna finns i Johnsson m.fl. (2016).

I de fall tabelldata med stödsökta grödor för år 2013 inte kan kopplas med 2014 års jordbruksblock har 2013 års jordbruksblock använts istället, enligt instruktion från Jordbruksverket.

Jordbruksblock som helt saknar stödsökta grödor, samt den areal av jordbruksblocken som inte är stödsökt, har klassificerats som odefinierade grödor. När arealen stödsökta grödor överskrider blockarealen skalas de ned procentuellt till att motsvara blockarealen. På samma sätt fördelas grödorna procentuellt när ett jordbruksblock delas mellan ett eller flera vattenförekomstområden eftersom information saknas om var i jordbruksblocken de olika grödorna odlas.

Tätortsarealen, som används för beräkningarna av dagvattnets belastning, definieras av SCB:s tätortskarta. Det är samma underlag som har använts i enkätundersökning till kommunerna för att definiera andel ytavrinning från tätortsarealen som går till dagvattenrening (Olshammar m.fl. 2015a).

Hyggesarealerna har baserats på Skogsstyrelsens årliga data över faktisk avverkad areal. Arealen skog som avverkats är framtagen genom en förändringsanalys av satellitbilder från två olika år (Skogsstyrelsen, 2016). Hyggesarealer har beräknats fram till och med år 2012 som var det senast tillgängliga året när markanvändningen i PLC6 sammanställdes. Hyggesarealer har i södra Sverige lagts ihop för de senaste fem åren (2008–2012) och i norra Sverige (mellersta och norra skogsregionen) för de senaste tio åren (2003–2012). Förändringsanalysen har genomförts fullt ut sedan år 2002 och därmed

har all hyggesareal baserats på likvärdiga data, till skillnad från PLC5 där även arealer anmälda för avverkning behövde användas.

Vägartan saknar uppdelning mellan hav och inlandsvatten och en kustlinje till vägartan har därför skapats. Kustlinjen behövs för att kunna exkludera kustvattenförekomsternas havsareal från beräkningarna.

Fjällbjörkskog har inkluderats i skogsareal. Fjäll består av vägartans kalfjäll och glaciär.

Öppen mark är en restpost, bestående av vägartans öppna mark efter att jordbruksblocken tagits bort, samt av vägartans bebyggelseområden utanför tätort.

För markanvändning utanför Sverige har Corine Land Cover-data använts och omklassats till PLC6:s naturliga marktäckesklasser. Jordbruksmark, hygge och tätort har inte använts eftersom de detaljerade underlag som behövs för beräkningarna av belastningen från dessa källor saknas utanför Sverige.

Avrinningen (se avsnittet Avrinning) är beräknad med SMED-HYPE och bygger på data från Corine Land Cover 2000, kombinerat med 2009 års jordbruksblock samt sjöarealer från SVAR 2012.

Jordart, lutning och fosforhalt i marken

Information om jordartsfördelningen för jordbruksmarken inom varje vattenförekomstsområde krävs för kväve- och fosforläckageberäkningarna. Jordbruksmarkens lutning samt fosforinnehållet i matjorden krävs för fosforläckageberäkningen.

En omfattande provtagning av åkermarkens textur genomfördes under 2011-2012 på uppdrag av Jordbruksverket (Paulsson m.fl., 2015). Proverna är tagna i matjorden och tillsammans med de tidigare proverna (Eriksson m.fl., 1999) har sammanlagt ca 15 000 prover legat till grund för den nya jordartskartan (Paulsson m.fl., 2015; ; Djodjic, 2015). Jordarterna är indelade i tio jordartsklasser enligt den internationella texturklassificeringen: sand, loamy sand, sandy loam, loam, silt loam, sandy clay loam, clay loam, silty clay loam, silty clay och clay. Jordarna skiljer sig åt bland annat avseende de hydrauliska egenskaperna. För varje vattenförekomstområde har fördelningen av de tio jordartsklasserna beräknats. Arean av varje jordart i ett vattenförekomstområde har använts som indata för beräkningarna av jordbruksbelastningen. Detta ökar den lokala upplösningen och precisionen i PLC6 jämfört med i PLC5 då enbart en dominerande jordart per område användes. Vattenförekomstområden som saknar data har tilldelats läckageregionens jordartsfördelning.

I beräkningen av jordbrukstypalternativen (Johnsson m.fl., 2016) har läckageregionens jordartsfördelning för endast åkermarken använts, baserad på jordartskartan enligt Paulsson m.fl. (2015) och Djodjic (2015). I beräkningen av avrinningen (Tengdelius-Brunell m.fl., 2016b) användes endast SGU:s jordartsgeologiska kartdatabaser.

Jordbruksmarkens innehåll av förrädsfosfor, P-HCl, har provtagits i två omgångar inom delprogrammet "Yttäckande rikskartering av åkermark" (Eriksson m.fl. 1997 och Eriksson m.fl. 2010) som är en del av den nationella miljöövervakningen (programområde Jordbruksmark). Utifrån mätningarna har ett medianvärde av förrädsfosfor tagits fram för varje vattenförekomstområde (Djodjic och Orback, 2013). Det ger högre upplösning

och precision än i PLC5-beräkningarna då avrinningsområden tilldelades en fosforklass och enbart tre fosforklasser användes för hela Sverige. Vid beräkningen av jordbruksmarkens bakgrundsläckage har alvens P-HCl-halter använts istället för den lägsta fosforklassen som användes i PLC5. Det innebär att beräkningarna till PLC6 tar hänsyn till den rumsliga variationen i fosforhalterna, även i bakgrundsbelastningen (Djodjic och Widén-Nilsson, 2013). I de vattenförekomstområden som har högre P-HCl-halter i alven än i matjorden, så har matjordens halt använts även i bakgrundsberäkningen.

Lutningar har beräknats för alla jordbruksblock i ett vattenförekomstområde (Widén-Nilsson m.fl. 2016a). Högddata med 2 meters upplösning, Lantmäteriets ”GSD-Högddata, grid 2+”, har använts för att beräkna medellutningen för varje jordbruksblock. Åkerblockens lutning har viktats ihop utifrån sin areaandel för att ge medellutningen för varje vattenförekomstområde. Det beräknade lutningsvärdet har använts i beräkningen av fosforläckaget från jordbruksmarken. Det ger högre upplösning och precision än i PLC5-beräkningarna då avrinningsområden tilldelades en lutningsklass och enbart tre lutningsklasser användes. Vattenförekomstområden som saknar lutningsdata har tilldelats läckageregionens medellutning för åkermarken.

Typhalter för markläckageberäkningar

Typhalter för jordbruksmark

Typhalter för kväve- och fosforläckage från åkermark har beräknats med NLeCCS-systemet. I NLeCCS, som är ett system för att beräkna normalläckage från åkermark, ingår simuleringsverktygen SOILNDB (baserad på SOIL/SOILN modellerna) för kväve och ICECREAMDB (baserat på ICECREAM-modellen) för fosfor. NLeCCS-systemet är byggt för att ta hänsyn till de viktigaste faktorerna (både brukningsmetoder och naturgivna) som påverkar läckaget av näringsämnen från jordbruksmark. Med hjälp av systemet kan belastningen fördelas geografiskt och uppföljning göras av förändringar i jordbruket och av åtgärder mot minskade växtnäringsförluster. Beräkningssystemet, underlagsdata och beräkningen av typhalter för PLC6 finns utförligt beskrivet i Johnsson m.fl. (2016).

För beräkning av typhalter har åkermarken i Sverige delats upp i 22 läckageregioner (Figur 3). Grunden för uppdelningen har varit SCB:s indelning i 18 produktionsområden för redovisning av jordbruksstatistik (PO18-indelningen). Fyra av dessa produktionsområden har delats för att avrinningskillnaderna inom områdena är stora. Varje läckageregion karaktäriseras av skillnader i klimat, produktionsinriktning, brukningsmetoder, och markegenskaper, som alla påverkar läckaget.

För varje region har s.k. normalläckage beräknats för ett antal olika kombinationer av grödor (15 st) och jordarter (10 st). För fosfor har även ekvationer för läckagets beroende av lutning och markfosforhalt beräknats, samt kombinerats med grödor och jordarter för varje region. Normalläckagen representerar läckaget för ett år med normaliserat klimat och motsvarande normaliserad skörd och har utförts med 30-åriga tidsperioder av väderdata i kombination med statistik om bl.a. normskördar, gödsling, odlingsåtgärder (t.ex. jordbearbetning) och grödarealer. Växtsekvenser har skapats med en för

ändamålet utvecklad växtodlingsgenerator varefter medelvärden av läckaget för de olika kombinationerna har beräknats.

Växtsekvenser har skapats utifrån givna regler för vilka grödor som kan följa på varandra. Särskilt kväveläckaget är starkt beroende av växtföljden. Andelen år av varje gröda i växtsekvensen är proportionell mot arealförekomsten av grödan i den läckageregion beräkningen gäller. Växtsekvensen för respektive utlakningsregion inkluderar alla möjliga kombinationer med avseende på grödor, gödslingsstidpunkter, gödslingsregimer, jordbearbetningstidpunkter och fånggrödor. Samma växtsekvens har använts för alla jordarter. Även effekten av skyddszoner, anlagda för att minska förlusterna av fosfor via ytavrinning har ingått i beräkningarna (se Johnsson m.fl., 2016).

Grödarealerna är sammanställda av SCB på PO18-nivån och hämtade från Lantbruksregistret 2013, vilket i sin tur är baserat på uppgifter från Jordbruksverkets administrativa register för arealbaserade stöd. Uppgifter om grödornas gödsling, skörd och odlingsåtgärder (såsom tidpunkter för jordbearbetning) för de olika produktionsområdena (PO18 och PO8 med indelning 18 respektive 8 områden) samt för tre riksområden (RO) och riket är sammaställda för detta projekt av SCB baserat på uppgifter insamlade i ordinarie undersökningar (Jordbruksverket och SCB, 2013; SCB, 2013 och 2014). Där det har varit möjligt har uppgifter på PO18-nivån använts, annars har data med en lägre regional upplösning (PO8, RO eller riket) använts.

Beräkningarna har utförts med två olika gödslingsregimer, en med enbart mineralgödsel och en med stallgödsel kompletterad med mineralgödsel. För fosforberäkningen har även gödslingsregimen ogödslat ingått. Jämfört med PLC5 har skillnaden i skörd mellan gödslingsregimerna inkluderats vilket ökat precisionen i beräkningen. Gödslingsregimerna har sedan viktats samman proportionellt mot arealförekomsten av denna gödslingsförekomst i varje region och för varje gröda.

Det beräknade läckaget av kväve beskriver rotzonsutlakning d.v.s. det kväve som passerat rotzonen och inte längre är tillgängligt för växterna eller möjligt att påverka med olika odlingsåtgärder. Rotzonsutlakning kan betraktas som åkermarkens bruttobelastning före retentionsprocesser i grundvatten och vattendrag. I det beräknade läckaget av fosfor har både rotzonsutlakning av fosfor och förluster av fosfor via ytavrinning från fältkanten ingått. Beräkningarna har inkluderat både löst reaktivt fosfor och partikulär fosfor.

Klimatdata från SMHI har sammanställts för varje läckageregion. Dagliga värden på nederbörd, lufttemperatur, vindhastighet, luftfuktighet och molnighet har använts som drivdata i modellerna. För PLC6-beräkningarna har perioden 1985–2013 använts. Den med läckagemodellerna simulerade medelavrinningen för respektive region har anpassats till att överensstämma med en för varje region beräknad målavrinning (Widén-Nilsson m.fl., 2016a) baserad på den i TBV använda avrinningen.

Typhalter har inte simulerats i NLeCCS-systemet för de grödor som utgör mindre än 1 % av arealen i en läckageregion (inklusive smågrödor). Koncentrationen för dessa grödarealer har ersatts med medelkoncentrationer av de beräknade grödorna. Detta berör 8 % av åkerarealen i hela Sverige. Odefinierade grödor (Odef) har ansatts läckaget för extensiv vall på åkermark.

Beräkningen av denna beskrivs vidare i avsnittet Typhalter för bakgrundsbelastning.

Som läckage från betesmark har använts läckaget för extensiv vall på åkermark. Kväveläckaget är därmed lika för såväl betesmark och odefinierade grödor som i bakgrundsscenarioet. För fosfor kan läckaget vara högre för betesmark och odefinierade grödor eftersom de beräknas med en högre markfosforhalt än bakgrundsläckaget.

Typhalter för skogsmark, hygge, sankmark, fjäll och öppen mark, allmänt

Typhalterna baseras på mätdata från representativa områden inom de regionala och nationella mätprogrammen (Löfgren och Brandt, 2005), samt på mätdata från nya riktade mätkampanjer som har genomförts efter PLC5 (Fröberg och Löfgren, 2014). Typhalterna baseras på mätdata från vattendrag och representerar således inte förhållandena vid rotzonen, som för jordbruksmark.

Typhalterna för kväve har satts till olika värden i södra och norra Sverige. De två nya mellersta regionerna (Figur 4) har beräknats på samma sätt som för södra Sverige för kväveläckaget, men med samma beräkningssätt som för norra Sverige för fosforläckaget. En mer detaljerad genomgång av typhalter i PLC6 återfinns i Widén-Nilsson m.fl. (2016b).

Här redovisas typhalterna för totalkväve och totalfosfor översiktligt (Tabell 1 och följande text). För retentionsberäkningarna krävs en uppdelning av typhalterna i fraktionerna oorganiskt och organiskt kväve samt löst reaktivt fosfor och partikulärt fosfor och de redovisas i Widén-Nilsson m.fl. (2016b) Regionsuppdelningen i västra och östra Sverige är baserad på skillnader i den oorganiska kvävehalten.

Tabell 1. Typhalter [mg/l] för skog, sankmark, fjäll, hygge och öppen mark för såväl kväve som fosfor i de olika regionerna, norra (No), mellersta (Mv och Mo), södra (So, Sv) samt för öppen mark Utl-regionen längst i söder (Figur 4). Uppdelningen i västra (Mv, Sv) och östra (Mo, So) används för fraktionerna av organiskt och oorganiskt kväve, men ej för totalhalterna av kväve eller fosfor. I ekvationerna för norra Sverige är Höjd vattenförekomstområdets medelhöjd över havet i meter (beräknat från GSD Höjddata, grid 50+) och i kväveekvationerna för södra och mellersta Sverige är Nord och Ost vattenförekomstområdets centrumkoordinat i koordinatsystemet RT90 angett med sju siffror.

	Totalkväve¹	Totalkväve²	Totalfosfor³	Totalfosfor²
	No	Sv, So, Mv, Mo	No, Mv, Mo	Sv, So
Skog	1,265- 0,362*log10(Höjd)	4,968 – 1,049 *10 ⁻⁶ * Nord + 1,741*10 ⁻⁶ *Ost	0,0372- 0,0107*log10(Höjd)	0,013
Sankmark	Som skog	5,364 – 1,049 *10 ⁻⁶ * Nord + 1,741*10 ⁻⁶ *Ost	Som skog	Som skog
Fjäll	Som skog	Finns ej	Som skog	Finns ej
Hygge	Skog*2	Skog*2	Skog*1,3	0,021
Öppen mark (ej Utl)	Som skog	Som skog	0,026	0,026
Öppen mark (Utl)	-	1,5	-	0,026

¹ Typhalter som i PLC5

² PLC6 har nya typhalter

³ Typhalter som i PLC5, förutom typhalten för öppen mark som är ny i PLC6

Tabell 2. Månadsfaktorer (variationen per månad) av typhalterna för skog, sankmark, fjäll, hygge och öppen mark för såväl kväve som fosfor i de olika regionerna, norra (No), mellersta (Mv och Mo), södra (So, Sv) samt för öppen mark Utl-regionen längst i söder (Figur 4). Uppdelningen i västra (Mv, Sv) och östra (Mo, So) används för fraktionerna av organiskt och oorganiskt kväve, men ej för totalhalterna av kväve eller fosfor.

	Totalkväve	Totalkväve	Totalkväve	Totalfosfor	Totalfosfor	Totalfosfor
	Skog, Sankmark, Fjäll, Hygge, Öppen mark	Skog, Sankmark, Hygge, Öppen mark	Öppen mark	Skog, Sankmark, Fjäll, Hygge	Öppen mark	Skog, Sankmark, Hygge
	No	Mv, Mo, Sv, So	Utl	No, Mv, Mo	Hela landet	Sv, So
Jan	1,02	0,92	1,27	0,87	1	1
Feb	1,02	0,88	1,27	0,87	1	1
Mar	1	0,9	1	0,9	1	1
Apr	1,11	0,91	1	1,37	1	1
Maj	1,01	0,87	1	1,21	1	1
Jun	0,97	0,99	0,685	1,01	1	1
Jul	1	1,17	0,685	1,04	1	1
Aug	0,97	1,27	0,685	1,08	1	1
Sep	0,96	1,21	0,865	0,97	1	1
Okt	0,97	1	0,865	1	1	1
Nov	0,98	0,97	0,865	0,84	1	1
Dec	0,99	0,91	1,27	0,83	1	1

Typhalter för skogsmark, hygge, sankmark, fjäll och öppen mark, kväve

För *norra Sverige* har samma algoritm som i PLC5 använts för att beräkna typhalten för *skog, sankmark, fjäll och öppen mark* och säsongsvariation (Löfgren och Brandt 2005). Typhalterna beräknas utifrån medelhöjden i området med lägre typhalter i fjälltrakterna än nära havet (Tabell 1). Medelhöjden beräknas från Lantmäteriets "GSD-Höjddata, grid 50+". Halterna för olika månader varierar med en faktor mellan 0,96 och 1,02 med de högsta värdena under vintern (Tabell 2).

För *södra och mellersta Sverige* har en ny algoritm tagits fram baserat på nya mätningar (Fröberg m.fl., 2016). Årstyphalten för *skog* är koordinatberoende (Tabell 1). På motsvarande sätt beräknas årstyphalten för *sankmark* i *södra och mellersta Sverige* med samma koordinatberoende, men med ett något högre skärningsvärde (Tabell 1)

Typhalten för *öppen mark* har ansatts som för skog i hela landet utom längs den sydligaste kusten (område Utl, motsvarande läckageregionerna 11, 12, 21 och 22), där den antagits vara 1,5 mg/l med en månadsfaktor som varierar mellan 0,685 och 1,27 (Tabell 1, Tabell 2).

I *norra Sverige* har typhalten för avverkad skog (*hygge*) beräknats på samma sätt som för skog som sedan multiplicerats med faktorn 2.

I *södra och mellersta Sverige* har också en faktor 2 använts för att beräkna totalkväveläckaget från hyggen baserat på totalkväveläckaget från skog, till skillnad från den depositionsberoende ekvationen som användes i PLC5.

Typhalter för skogsmark, hygge, sankmark, fjäll och öppen mark, fosfor

För *norra och mellersta Sverige* har samma algoritm använts för att beräkna typhalten för *skog, fjäll och sankmark* och säsongsvariation som i PLC5 (Löfgren och Brandt, 2005). Typhalterna beräknas utifrån medelhöjden i vattenförekomstområdet med lägre typhalter i fjälltrakterna än nära havet (Tabell 1, notera att det är ett skrivfel i PLC5-rapporten). Medelhöjden beräknas från Lantmäteriets "GSD-Höjddata, grid 50+". Halterna för olika månader varierar med en faktor mellan 0,87 och 1,37 med de högsta värdena under våren och sommaren (Tabell 2).

För *södra Sverige* kunde inga signifikanta samband med exempelvis koordinater eller medelhöjd identifieras i de nya mätningarna av *skogs- och sankmarksläckage* (Fröberg och Löfgren, 2014). Däremot gav de nya mätningarna underlag för att justera årstyphalten uppåt från 0,008 mg/l till 0,013 mg/l (Widén-Nilsson m.fl., 2016b; Tabell 1). Liksom i PLC5 antas ingen säsongsvariation (Tabell 2).

Typhalten för *öppen mark* har ansatts till 0,026 mg/l i hela Sverige i PLC6-beräkningen (Tabell 1), jämfört med 0,05 mg/l i PLC5. Förändringen har gjorts för att få en bättre överensstämmelse med bakgrundsläckaget av fosfor från jordbruksmark, baserat på antagandet att den öppna marken är gammal jordbruksmark, och då särskilt betesmark, utifrån en jämförelse av öppen mark med en mer högupplöst karta (Widén-Nilsson m.fl., 2016b). Typhalten 0,026 mg/l har baserats på en PLC5-beräkning av bakgrundsläckaget för jordarten SandyLoam som är den vanligaste jordarten för betesmark.

I *norra Sverige* har typhalten för avverkad skog (*hygge*) beräknats på samma sätt som för skog, vilken sedan har multiplicerats med faktorn 1,3 på samma sätt som i PLC5 (Tabell 1). För *södra Sverige* har typhalten för *hygge* baserats på skogstyphalten multiplicerad med 1,6 på samma sätt som i PLC5. Det motsvarar i södra Sverige en totalfosforhalt på 0,021 mg/l (Tabell 1).

Typhalter för bakgrundsbelastning

Som bakgrundsutlakning från jordbruksmark har använts ett läckage för extensiv vall modellerat med samma metod som för åkermarkens grödor. Extensiv vall definieras som en permanent gräsvegetation som inte gödslas, skördas eller bearbetas. Den har beräknats som medelvärden för 30-åriga monokulturer för de olika regionernas klimat och jordar. Målvavrinning, klimat, jordartsfördelning och deposition antogs vara densamma som i beräkningen av läckaget för "övriga grödor" (se avsnittet Typhalter för jordbruksmark). Beräkningen av extensiv vall finns utförligt beskriven i Johnsson m.fl. (2016).

Upptaget av kväve till den extensiva vällen har antagits understiga det potentiella kväveupptaget under större delen av växtsäsongen. En mindre kvävefixering antogs också förekomma och markens organiska förråd har antagits vara i balans i samtliga läckageregioner vid beräkningen av extensiv vall, dvs. att det varken sker någon uppbyggnad eller minskning av mängden

organiskt kväve i marken i de olika läckageregionerna under beräkningsperioden.

Upptaget av fosfor till den extensiva vallen har antagits motsvara ungefär 2/3 av en normal slättervallsskörd. Det har antagits att ovanjordisk biomassa dör under vintern och då inkorporeras i markens organiska pool. Mineraliseringen av fosfor från markens organiska material bidrog med ett väsentligt tillskott till läckaget av löst fosfor. Att växten dör under vintern påverkar även förlusterna via ytavrinning, dels genom att markens skrovlighet minskar, dels genom högre total fosforhalt i markytan. Eftersom det har skett en kraftig uppgödning av åkermarken under 60-, 70-, och 80-talen, har det antagits en nivå av markfosfor vid belastningsberäkningen för bakgrunden som motsvarar dagens värden i alven (Djodjic och Widén-Nilsson, 2013).

Typhalter för skog, fjäll, sankmark och öppen mark har ansatts som naturliga bakgrundstyphalter, liksom i PLC5, eftersom skillnader mellan brukade (bortsett från hyggen) och obrukade skogsområden har visat sig svåra att påvisa (Löfgren och Westling, 2002). Skogsgödning antas ske i så liten omfattning att det endast har marginell effekt på utlakningen till havet (Rosenqvist m.fl., 2014).

Vid beräkningarna av bakgrundsbelastningen för tätortsareor har typhalten för öppen mark använts. Notera att typhalten för såväl kväve som fosfor från öppen mark har ändrats sedan PLC5.

Atmosfärisk deposition på sjöar

Den atmosfäriska depositionen av kväve på sjöar har baserats på data från MATCH-modellen (Langner, 1996). Depositionen av NH_x^- och NO_x har tagits fram för varje år under perioderna 2002–2004, 2006–2009, samt 2011–2012 med 20×20 km upplösning. Anledningen till att 2005 och 2010 har utelämnats är att data inte fanns tillgängliga. Atmosfärsdepositionen räknas sedan om till vattenförekomstskala. Mängden kväve i form av deposition varierar mellan 0,3 och 2,9 $\text{kg}/(\text{km}^2 \cdot \text{dag})$ som årsmedel för de olika delområdena i modellen.

Kvävedeposition på jordbruksmark har också baserats på data från MATCH-modellen, som beräknar depositionen på olika markslag. Vät- och torrdeposition av såväl NH_x^- som NO_x på åkermark har summerats och medelvärdet för åren 2002–2012 för de 22 läckageregionerna har beräknats (Widén-Nilsson m.fl., 2016a).

Fosfordepositionen har ansatt samma totala mängd som i PLC5, $0,011 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{dag}^{-1}$ (motsvarande $4 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{år}^{-1}$). Fosfordepositionen baseras på mätdata från Krondroppsnetet och IM (integrerad monitoring) och variationerna är mycket stora (Pihl Karlsson 2008, Pihl Karlsson m.fl. 2013, Pihl Karlsson m.fl. 2014). År 2006 uppmättes vätdepositionen av fosfor till 3-6 $\text{kg P} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{år}^{-1}$ baserat på 19 stationer, medan det år 2012 (baserat på 18 stationer) och 2013 (baserat på 17 stationer) uppmättes betydligt högre mediandeposition; $17 \text{ kg P} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{år}^{-1}$. Det är inte helt klarlagt vad som ger variationerna, men till exempel mycket pollen i luften kan ge en hög fosfordeposition och det är till viss del olika stationer som ingår. Fosfordepositionen i PLC6-beräkningarna kan vara något underskattad, men det krävs mer studier av orsaken till variationerna för att fastställa en ny

depositions mängd. Det finns heller inga säkra data för torrdepositionen så därför ingår bara våtdepositionen i beräkningarna.

Deposition av kväve på sjöar har klassificerats som en antropogen källa eftersom ursprunget till kväveföreningarna i depositionen till största del kommer från långväga transporterade luftföroreningar och lokala industrier. Depositionen av fosfor har däremot klassificerats som en naturlig bakgrundskälla i beräkningarna eftersom ursprunget till största del är jorddamm och naturliga växtmaterial som pollen.

Små avlopp (upp till 200 pe)

Belastningsberäkningarna som SMED utvecklat för fosfor och kväve från små (avloppsanläggningar dimensionerade för upp till och med 200 personekvivalenter (pe), även kallade enskilda avlopp) baseras på indata i form av nyttjandegrad (persondagar/år) per fastighet enligt fastighetstaxeringen för permanentboende och utifrån en brukarenkät för fritidshus (Olshammar m.fl., 2015a). De utgående mängderna av BOD, kväve och fosforbelastningen från de små avloppsanläggningarna bestäms av nyttjandegrad i kombination med den reningsteknik som finns installerad. För permanentboende antas hemmavaron vara 65 % (Naturvårdsverket, 1995).

I PLC6 omfattas anläggningar upp till 200 pe till skillnad från PLC5 då beräkningen omfattade anläggningar upp till 25 pe.

SMED har genomfört en undersökning för att uppdatera uppgifter om små avloppsanläggningar (Olshammar m.fl., 2015a). En webbenkät skickades ut till Sveriges samtliga kommuner i maj 2015. I enkäten efterfrågades antalet fastigheter med små avloppsanläggningar för toalettavloppsvatten och BDT-avloppsvatten (bad, disk och tvätt) i kommunen. För toalettavloppsvatten efterfrågades även reningsteknik för anläggningarna. Hela 245 kommuner skickade in kompletta svar, vilket motsvarar 84 %. Detta utfall är betydligt bättre än undersökningen 2010 som 137 kommuner besvarade. Antalet fastigheter med små avloppsanläggningar med toalettavloppsvatten påkopplad som kommunerna rapporterat, 625 000 st, är nära det antal på 691 000 st som SCB tagit fram ur fastighetstaxeringen för 2014 vilket användes i dessa beräkningar. SCB statistiken visar att antalet små avloppsanläggningar i Sverige minskat med 6 752 st den senaste femårsperioden främst genom att kommunen byggt ut den allmänna va-försörjningen. SCB har även tagit fram antalet persondagar som de små avloppsanläggningarna med permanentboende används och det är utifrån dessa uppgifter och nyttjandet av fritidsfastigheter med små avloppsanläggningar som bruttobelastningen har beräknats.

SMED har även uppdaterat reningsschablonerna (reduktionsgraden) för avskiljning av organiskt material (BOD), totalkväve (N-tot) och totalfosfor (P-tot) i olika typer av reningsanläggningar (Olshammar m.fl. 2015a) (Tabell 3). För några anläggningstyper har reningsschablonerna justerats ned något för fosfor, eftersom studier visar att fällningskemikalier och fosforfilter inte byts som de ska, vilket leder till sämre avskiljning än vad anläggningarna har kapacitet för.

Schablonhalter för inkommande avloppsvatten till anläggningen har använts enligt Ek m.fl. (2011), Tabell 4.

Tabell 3. Reningsschabloner (% av inkommande mängd) för små avloppsanläggningar med både toalett- och BDT-avloppsvatten påkopplat i olika typer av avloppsanläggningar (Olshammar m.fl. 2015a.)*

Typ av anläggning	BOD ₇	N-tot	P-tot
Endast slamavskiljning	20±10	10±5	15±10
Slamavskiljning + marksystem	90±5	25±10	50±30
Slamavskiljning + marksystem + P-fällning	90±5	25±10	75±20
Minireningsverk	90±10	40±10	80±10
Infiltrationer/markbäddar 25-200 pe	90±5	30±10	70±20
Reningsverk 25-200 pe	90±5	25±5	90±5

* Observera att den angivna avskiljningen gäller själva avloppsanläggningen ner till grundvattenytan i markbaserade anläggningar. Siffrorna avser genomsnittlig avskiljning under anläggningens livstid och intervallet anger en genomsnittlig variation.

Tabell 4. Schabloner för belastning per person och dygn inkommande till anläggningarna (Ek m.fl., 2011).

	Totalt avlopp	Endast BDT-avlopp
BOD ₇ [g·p ⁻¹ ·d ⁻¹]	65	26
N-tot [g·p ⁻¹ ·d ⁻¹]	13,7	1,2
P-tot [g·p ⁻¹ ·d ⁻¹]	1,7	0,15
Flöde [g·p ⁻¹ ·d ⁻¹]	170	120
BOD ₇ [g·p ⁻¹ ·d ⁻¹]	380	220
N-tot [g·p ⁻¹ ·d ⁻¹]	81	10
P-tot [g·p ⁻¹ ·d ⁻¹]	10	1,3

Dagvatten

Belastning av kväve och fosfor via dagvatten från tätorter har behandlats som en diffus källa (Olshammar m.fl., 2015b). De kartdata som har använts till beräkningarna är Svenska marktäckedata (SMD; Naturvårdsverket 2014) och tätortsavgränsningar enligt SCB:s tätortskarta samt vattenförekomstområden enligt PLC6. Bruttobelastningen har beräknats utifrån markanvändning, nederbörd, avrinningskoefficienter och typhalter.

Avrinningskoefficienter för olika markanvändning och typhalter (kallas i Stormtac läckageschabloner) för dessa har hämtats från StormTac-databasen (Stormtac 2014). Typhalten för kväve har dock justerats genom en viktning med depositionen per vattenförekomstområde utgående från Stockholm som basvärde. Atmosfäriskt nedfall beräknas stå för 85 % av dagvattnets kväveinnehåll (Ekstrand m.fl., 2003). Därför har 85 % av beräknat dagvattenflöde multiplicerats med den viktade typhalten för kväve och 15 % av det beräknade dagvattenflödet multipliceras med den ursprungliga typhalten. Beräkningarna avser endast ytavrinning och inkluderar inte eventuellt basflöde som dräneringsvatten och inläckage.

Genom en webbenkät till Sveriges samtliga kommuner har information om andelen dagvatten som avleds till reningsverk, dagvattenrening eller direkt avledning till recipient inhämtats (Olshammar m.fl. 2015b). Reningsschabloner i StormTac-databasen har använts för att uppskatta reningseffektivitet i dagvattenanläggningarna. Totala bruttobelastningen beräknades som summan av den utgående belastningen från dagvattenanläggningarna och det vatten som avleds direkt till recipient.

Avrinning

Dygnsmedelavrinning har beräknats med SMED-HYPE (Tengdelius Brunell m.fl., 2013) för ca 37 000 delavrinningsområden och perioden 1994–2013. Utifrån dygnsmedelavrinningen har års- och månadsmedelvärden beräknats för 20-årsperioden. Indelningen av delavrinningsområden kommer från SVAR 2012_2. Genom areaviktning har avrinningen sammanställts på vattenförekomstskala (ca 23 100 områden).

När det gäller hydrologiska beräkningar är SMED-HYPE-modellen identisk med HYPE (Lindström m.fl., 2010). Det som skiljer modellerna är deras kväve- och fosforberäkningar.

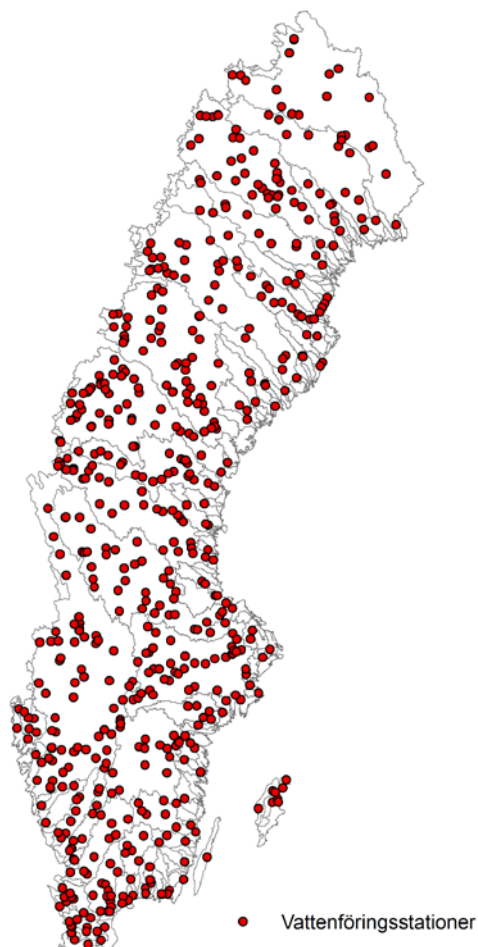
Kalibreringen av de hydrologiska modellparametrarna som använts för PLC6 har genomförts av SMHI:s forskning- och utvecklingssenhet (SMHI, 2014a; SMHI, 2014b).

Drivdata

Modellen drivs med dygnsvärden av nederbörd och lufttemperatur som hämtats från PTHBV, en databas uppbyggd med särskild inriktning på hydrologisk modellering (Johansson, 2000). Databasen baseras på data från SMHI:s meteorologiska stationer vilka interpolerats till 4×4 km upplösning med en geostatistisk interpolationsmetod som tar hänsyn till stationernas inbördes korrelation.

Utvärdering

Simulerad vattenföring har jämförts mot uppmätt vattenföring från 433 stationer (Tengdelius Brunell m.fl., 2016b). De flesta av stationerna ingår i det hydrologiska grundnätet (SMHI, 2015). De stationer som har använts för kalibrering- och utvärdering visas i Figur 5.



Figur 5. Mätstationer med observerad vattenföring som använts för kalibrering- och utvärdering.

Punktkällor

Tillståndspliktiga industrier och reningsverk (A- och B-anläggningar) (större än 2 000 pe)

Uppgifter om punktutsläpp från tillståndspliktiga avloppsreningsverk och industrier (med rening och utsläpp i egen regi) har erhållits från länsstyrelsernas databas SMP avseende år 2014. I första hand har emissionsdeklarationer använts. Där sådana uppgifter saknats har i de flesta fall uppgifterna kunnat tas fram från miljörapporter. Koordinater för utsläppspunkter, för att identifiera vilket vattenområde som är recipient till reningsverkens utsläpp, har hämtats från SMP. I de fall där utsläppskoordinater saknats eller inte kunnat kontrolleras har anläggningskoordinaterna använts.

Anmälningspliktiga reningsverk (C-anläggningar) (200 - 2 000 pe)

Anmälningspliktiga reningsverk (200-2000 pe) saknar i regel rapporterade utsläpp och uppgifter kan därför inte tas fram från SMP. Den ingående mängden kväve respektive fosfor har därför beräknats genom att multiplicera reningsverkets storlek i personekvivalenter (pe) med schablonmängder. Antal personekvivalenter för ett reningsverk har i första hand beräknats från den inkommande BOD-belastningen (ett vanligt använt mått på mängden biologiska nedbrytbart material) som landets kommuner angivit i enkätstudier (Olshammar m.fl., 2015b; Brånvall och Svanström, 2010). I andra hand har antal anslutna personer eller dimensionering använts. Enbart reningsverk dimensionerade för 200–2 000 pe har beaktats eftersom anläggningar dimensionerade för under 200 pe numera ingår i kategorin små (enskilda) avlopp. Dessa ingår i beräkningarna av diffusa källor (Olshammar m.fl., 2015b). Schablonmängderna som används för att beräkna inkommande kväve och fosfor finns i Tabell 5 (Olshammar m.fl., 2015b).

Tabell 5. Schablonvärden av kväve- och fosforutsläpp från en personekvivalent per dygn i orenat avloppsvatten (Olshammar m.fl., 2015b).

Parameter	Mängd per dygn [g]
N-tot	13,7
P-tot	1,7

De utsläppta mängderna av kväve och fosfor har sedan beräknats genom att multiplicera med ett minus andel av reningsgraden, där reningsgraderna beror på reningsteknik enligt Tabell 6. Till exempel blir fosforutsläppen från 200 pe med biologisk och kemisk rening: $200 * 1,7 * (1 - 0,92) = 27,2$ g per dygn.

Tabell 6. Medelvärden av reningsgrad i procent av fosfor- och kväveutsläpp i reningsverk redovisat per reningsteknik (Olshammar m.fl., 2015b).

Reningsmetod	Reningsgrad fosfor [%]	Reningsgrad kväve [%]
Biologisk eller markbaserad rening	35	40
Kemisk rening	88	33
Kemisk och markbaserad rening	91	54
Biologisk och kemisk rening	92	42
Biologisk och kemisk rening samt filtrering	97	42
Biologisk, kemisk och markbaserad rening	97	49
Biologisk, kemisk och extra kväverening	99	76

Fiskodlingar

Data för fiskodlingar har hämtats från SMP. I underlaget till PLC6 finns utsläppsdata från totalt 39 fiskodlingar varav 11 i havet och 28 i sötvatten. Utsläppen av närsalter redovisas i Tabell 7.

Tabell 7. Utsläpp av närsalter från fiskodlingar under 2014 från miljörapporter i SMP.

	Antal	N-tot [ton/år]	P-tot [ton/år]
Odlingar i havet	11	90	10
Odlingar i sötvatten	28	363	60

Retention

Kväve- och fosforretention har beräknats i de ca 23 100 vattenförekomstområdena med SMED-HYPE (Tengdelius Brunell m.fl., 2013). Beräkningen i samband med PLC5 gjordes på ca 1 100 områden (Brandt m.fl. 2008) med HBV-NP-modellen (Pettersson m.fl., 2001)

SMED-HYPE bygger på HYPE-modellen (Lindström m.fl., 2010). I sjöar och vattendrag ser näringsämnesprocesserna ut på liknande sätt i HYPE och SMED-HYPE. De främsta skillnaderna är modellernas hantering av markläckaget samt kväveretentionen i lokala vattendraget. Skillnaderna mellan HYPE och SMED-HYPE beskrivs i Tengdelius Brunell m.fl. (2013).

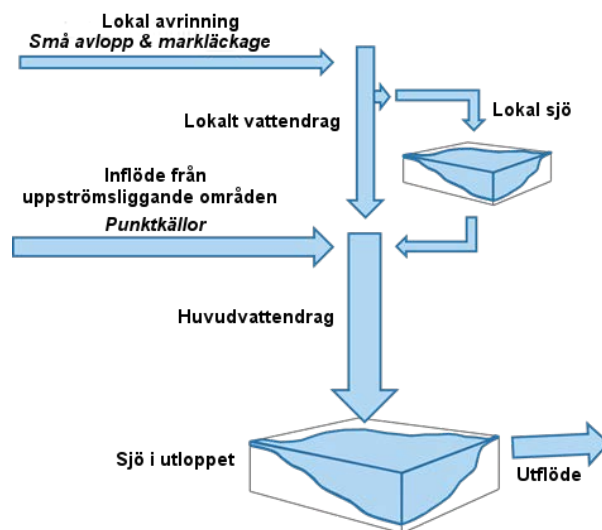
Inom ett delavrinningsområde i SMED-HYPE beräknas en lokal avrinning vilken rinner till ett lokalt vattendrag och vidare till den gren som i flödesnätverket definierats som huvudvattendrag. Om det finns uppströmsområden adderas flödet från dessa till huvudvattendraget, se Figur 6. Det finns två typer av sjöar: lokala sjöar där endast vatten från den lokala avrinningen passerar och utloppssjöar där allt vatten från det lokala området och uppströmsområden passerar. Genom huvudvattendraget och utloppssjön passerar i regel mer vatten än vad det gör i det lokala vattendraget och den lokala sjön, dessa benämns i rapporten som stora sjöar och vattendrag.

I modellen är näringsämnesprocesserna integrerade med de hydrologiska beräkningarna. Förutom denitrifikation beskriver modellen även sedimentation och resuspension, primärproduktion och mineralisering, samt för fosfor även eventuell internbelastning (Tengdelius Brunell m.fl., 2016a). Internbelastning av ackumulerad fosfor från bottensedimenten i sjöar simuleras i modellen i de fall observationer kan styrka att det tillförts fosfor i sjön. Metoden är restriktiv vilket leder till att fosfor från bottensediment endast adderas till ett fåtal sjöar i modellen. I resultat, framtagna med S-HYPE, som presenteras på vattenweb (SMHI, 2014a) används internbelastningen mer frekvent för att kalibrera fosforkoncentrationerna.

Bruttobelastningen som har använts för beräkning av retention kan sammanfattningsvis delas in i diffus bruttobelastning (markläckage, dagvatten, små avloppsanläggningar och atmosfärsdeposition på sjöar) samt bruttobelastning från punktkällor (avloppsreningsverk, industrier och fiskodlingar). Vad som har använts som bruttobelastning redovisas i detalj i Tengdelius Brunell m.fl. (2016b). Den beräknade retentionen redovisas som ett

långtidmedelvärde för beräkningsperioden 1994-2013. Anledningen till att år 2014 inte ingår i den flödesnormaliserade perioden (1994-2013) är att beräkningen av avrinningen påbörjas två år innan det slutgiltiga resultatet sammanställs. Det betyder att för PLC6 beräknades avrinningen i början av 2014, då uppmätt temperatur och nederbörd som driver modellen inte fanns tillgängligt för större delarna av året.

I modellen beräknas retentionen som skillnaden mellan brutto- och nettobelastning. För att sammanställa retentionen från ett vattenförekomstområde ner till havet aggregerar SMED-HYPE belastningen i ett antal punkter inom varje delavrinningsområde. Retentionen beräknas dels mellan marken och havet och dels i större sjöar och vattendrag (utloppssjöar och huvudvattendrag) på vägen ner till havet, se Figur 6. Retentionen i stora sjöar och vattendrag tillämpas på punktkällor medan den totala retentionen mellan marken och havet tillämpas på diffusa källor.



Figur 6. Schematisk skiss över sjöar och vattendrag i SMED-HYPE.

Retention för små avlopp (upp till 200 pe) och punktkällor

För att sammanställa belastningen på havet från små avlopp dras den beräknade retentionen mellan mark och hav bort från bruttobelastningen. Det betyder att modellen inte simulerar den eventuella markretention som sker mellan utsläppspunkten från avloppsanläggningarna till närmaste ytvattendrag. Modellen är dock kalibrerad mot observerade kväve- och fosforkoncentrationer i delavrinningsområdenas mynningspunkter vilket kan innebära att en viss del av markretentionen ersatts av en förhöjd retention i nedströms liggande sjöar och vattendrag. Modellen använder samma retention för små avlopp och markläckage vilket är en förenkling som skapar osäkerhet i belastningsberäkningarna. Osäkerheten medför en risk att bidraget av främst fosfor från små avloppsanläggningar överskattas i beräkningarna av källfördelad belastning på havet (Olshammar m.fl., 2015).

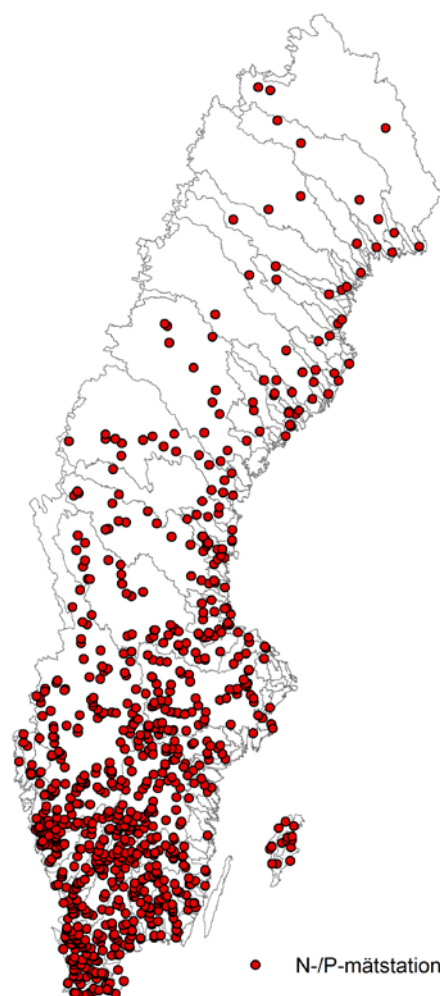
För punktkällor (industrier, reningsverk och fiskodlingar) dras den beräknade retentionen i stora sjöar och vattendrag bort från bruttobelastningen, se Figur 6. I modellen placeras utsläppet från punktkällan

alltid i områdets huvudvattendrag. I de fall utsläppet i verkligheten sker uppströms huvudvattendraget finns en risk att retentionen underskattas medan om utsläppet sker i sjön finns risk för att retentionen överskattas. I stora vattenförekomstområden är osäkerheterna, vad gäller den totala retentionen, större för enskilda utsläpp (t.ex. reningsverk) än i mindre vattenförekomstområden.

Kalibrering och utvärdering

Under kalibreringsarbetet har simulerade värden jämförts mot observerade kväve- och fosforkoncentrationer från nationell och regional miljöövervakning, samt från den samordnade recipientkontrollen (SRK). Mätdata har sammanställts från datavärdskapet för sjöar och vattendrag vid institutionen för vatten och miljö (SLU) samt från jordbrukstypområden inom datavärdskapet för jordbruksmark vid institutionen för mark och miljö (SLU). Dessutom har mätdata inkluderats från Indalsälvens vattenvårdsförbund, Ume- och vindelälvens vattenvårdsförbund samt från länsstyrelsen i Västra Götalands mätprogram närsaltstransporter i små kustmynnande vattendrag (även kallat "Bohusbäckar"). För kalibrering av modellen har enbart stationer vid utloppet av ett delavrinningsområde (SVAR version 2012_2) använts, vilket resulterade i 947 stationer med observationer under hela eller delar av perioden 1994-2013, Figur 7.

På grund av att vattenförekomstskalan är en sammanslagning av delavrinningsområden (SVAR version 2012_2) användes 690 av de 947 stationerna, som även användes för kalibreringen, för den slutliga utvärderingen.



Figur 7. Mätstationer med observerade kväve- och fosforkoncentrationer som använts i kalibrerings- och utvärderingsarbetet.

Kalibreringen har skett i tre steg:

- i) kalibrering av generella parametrar,
- ii) regionskorrigeringar och
- iii) specifik sjökalibrering

I alla tre steg anpassas de simulerade koncentrationerna mot mätdata. De tre stegen och hanteringen av de simulerade fraktionerna: organiskt och oorganiskt kväve, samt partikulär och löst fosfor beskrivs i Tengdelius Brunell m.fl. (2016a). I samma rapport presenteras även resultat från kalibreringen och en utvärdering av resultaten för huvudavrinningsområdenas mynningspunkter.

Generellt är det svårt att avgöra om det är den ingående bruttokoncentrationen eller en över-/underskattad retention som ger upphov till en avvikelse i jämförelsen mellan mätdata och simulering, men för att undvika att kompensera en felaktig bruttokoncentration med hjälp av retention prioriteras dynamik framför medelkoncentration. Det är inte bara bruttobelastningen och retentionen som kan innehålla osäkerheter utan även de observationer som nettokoncentrationen kalibreras mot.

Skillnaden mellan sommar- och vintervärden är ett bra mått på retention då vissa av processerna som ligger till grund för retentionen avstannar vintertid.

Beräknad belastning för leverans till Helcom

I rapporteringen av PLC6 till Helcom har belastningen beräknats med samma metodik som beskrivits ovan, förutom att den diffusa belastningen här har räknats om med avrinningen för år 2014 istället för medelavrinning för perioden 1994–2013. Denna metodik används eftersom den totala belastningen som rapporteras till Helcom ska vara lika med den belastning som beräknats för belastningen i flodmynningarna och oövervakade områden enligt den årliga PLC-rapporteringen för år 2014. Den beräknade belastningen viktas så att summan av alla källor blir lika med belastningen i den nämnda rapporteringen. Viktningen genomförs av samtliga inlandskällor. PLC6-data levereras till Helcom källfördelat för brutto- och nettobelastning, samt retention.

Resultat

Markanvändning

Sverige täcks till mer än hälften av skog (Tabell 8). Övrig areal täcks i fallande ordning av sankmark, vatten, fjäll, jordbruksmark, öppen mark, hyggen och tätorter. Alla tillrinningsområden utom Öresund täcks till mer än hälften av skog. I Öresunds tillrinningsområde är istället den procentuella andelen jordbruksmark störst. Arealen jordbruksmark är däremot störst i Egentliga Östersjöns tillrinningsområde.

Arealuppgifterna inkluderar öar samt avrinningsområden i Norge som avvattnas via svenska vattendrag, samt den finska delen av Torneälvens avrinningsområde. Belastningen har även beräknats för det stora norska Glomma-området som rinner till Skagerrak, för att ge underlag till vattenmyndigheternas gränsöverskridande arbete. Däremot inkluderas inte varken area eller belastning för Glomma-området i tabellerna nedan eller i rapporteringen för PLC6 till Helcom. Observera att Helcoms havsbassänggränser inte överensstämmer med vattendistriktens eller SVAR:s havsbassängindelning.

De olika tillrinningsområdena varierar mycket i storlek. Det minsta tillrinningsområdet, det till Öresund, är mindre än 2 % av storleken på Bottenhavets tillrinningsområde.

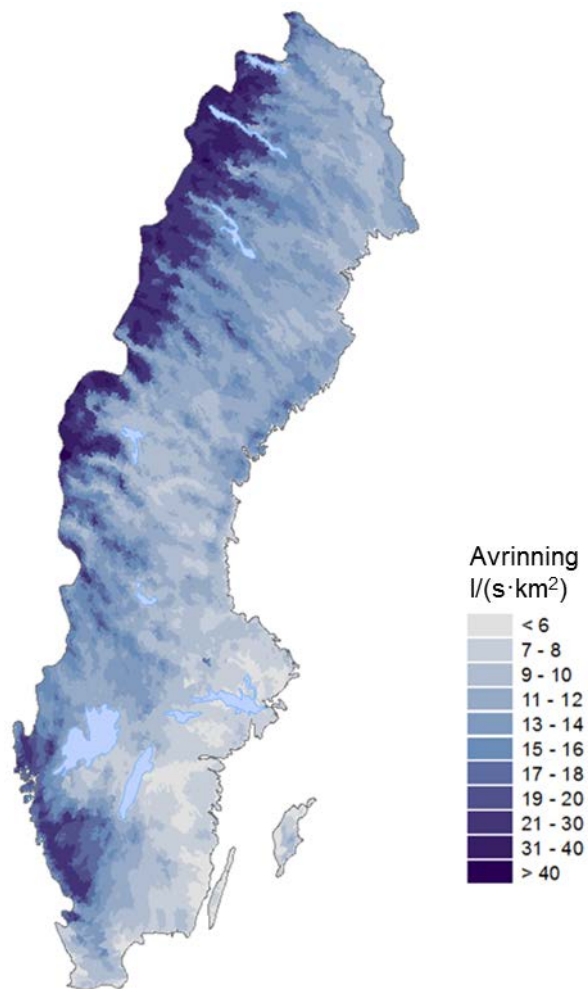
Tabell 8. Markanvändning i km² för varje tillrinningsområde till Helcoms havsbassänger. I arean inkluderas norska och finska områden som avvattnas via Sverige, medan svenska områden som avvattnas via Norge och Finland är exkluderade. Arealen jordbruksmark inkluderar 1 971 km² obrukad jordbruksmark¹. Arealen havsvatten för kustens vattenförekomstområden inkluderas inte (33 616 km²).

Havs-bassäng	Skog	Sank-mark	Hygge	Fjäll	Öppen mark	Vatten	Tätort	Jord-bruks-mark	Totalt
Botten-viken	70 138	22 173	2 368	19 916	4 301	9 130	297	811	129 133
Botten-havet	114 201	24 173	7 742	12 633	5 276	13 441	893	3 768	182 127
Eg Öster-sjön	46 548	3 663	2 119	0	5 416	8 286	2 282	16 024	84 337
Öresund	338	17	14	0	332	43	280	1 876	2 899
Katte-gatt	37 089	6 629	1 892	150	4 861	10 423	1 326	8 966	71 336
Skager-rak	3 345	348	123	45	793	201	102	837	5 792
Totalt	271 658	57 003	14 257	32 745	20 977	41 524	5 179	32 282¹	475 625

¹ Den brukade arealen är 30 313 km².

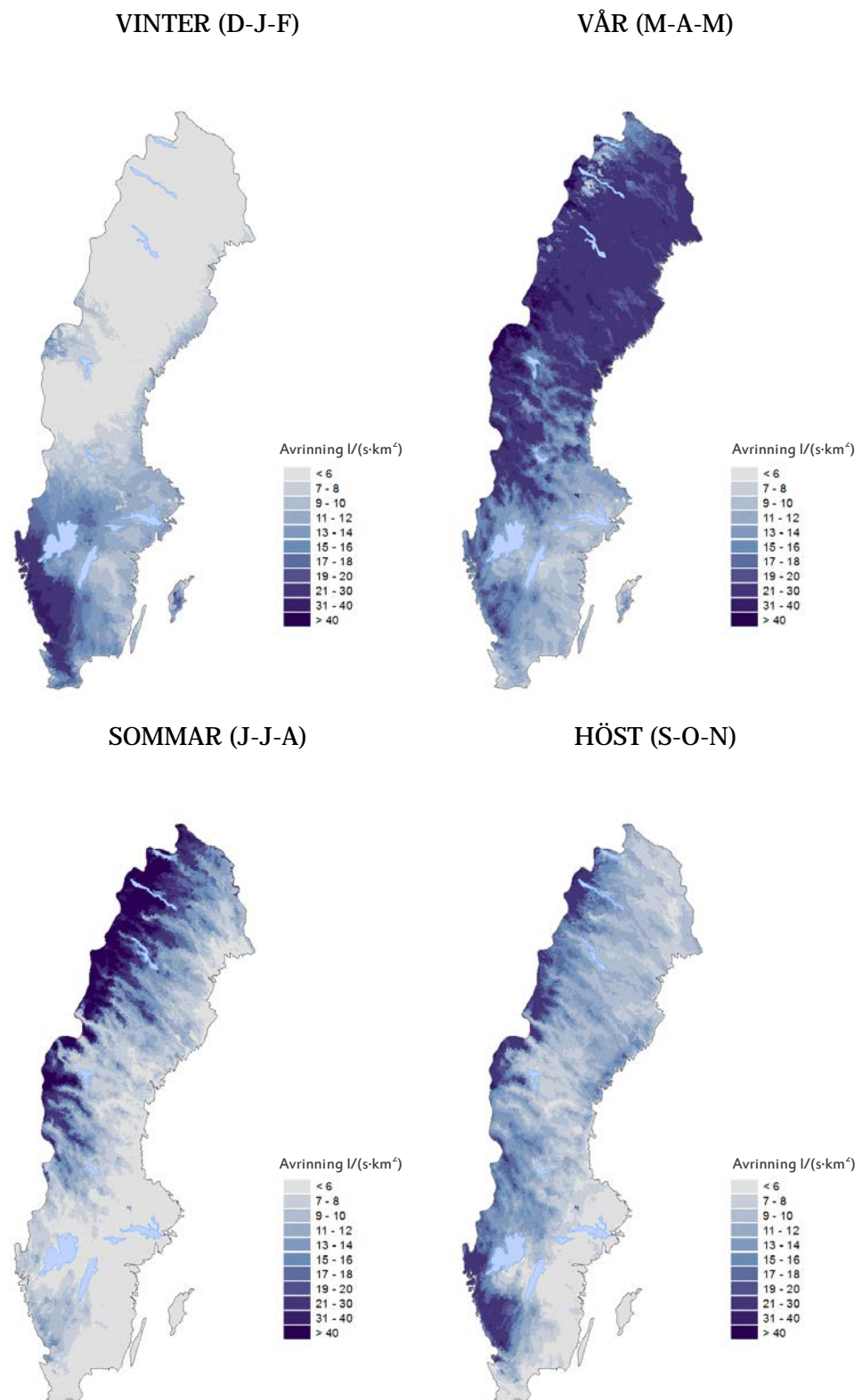
Avrinning

Långtidsmedelvärdet över perioden 1994–2013 har beräknats för de ca 23 100 vattenförekomstområdena med SMED-HYPE (Figur 8). I den föregående rapporteringen, PLC5, beräknades långtidsmedelvärden över perioden 1985–2004 för ca 1 100 områden med HBV-modellen. Förutom att resultaten tagits fram för en ny beräkningsperiod och skala skiljer sig också modellerna åt. I Tengdelius Brunell m.fl. (2016b) utvärderas skillnader i beräknad avrinning mellan PLC5 och PLC6 ur perspektiven tidsperiod, skala samt modell. Slutsatsen i den nämnda rapporten är att det största bidraget till de lokala skillnaderna i avrinning ligger i att en ny modell använts tillsammans med att resultaten tas fram med en annan områdesindelning.



Figur 8. Beräknad avrinning l/(s·km²) för PLC6:s ca 23 100 vattenförekomster 1994-2013.

Avrinningen levereras till TBV som långtidsmedelvärden för varje månad. Medan typhalterna för jordbruksmark är konstanta under året varierar typhalterna för skog, sankmark, fjäll, hygge och öppen mark mellan olika säsonger. Säsongen påverkar den totala belastningen genom såväl näringsämnesläckaget som avrinningen. Av den anledningen presenteras även en inomårsanalys av medelavrinningen för 1994–2013 uppdelad på årstiderna enligt Figur 9. I Tengdelius Brunell m.fl. (2016a) ges nederbörd, temperatur och avdunstning som årstidsmedelvärden.



Figur 9. Årstidsmedel av den specifika avrinningen $l/(s \cdot km^2)$ för PLC6:s ca 23 000 vattenförekomster 1994-2013.

Jordbruksläckage

Läckaget av kväve och fosfor från jordbruksmark varierar med läckageregion, jordart och gröda. Fosforläckaget varierar även med lutning och fosforhalten i marken. I variationen ingår de olika odlingsfaktorerna liksom klimatskillnader.

Kväveläckage

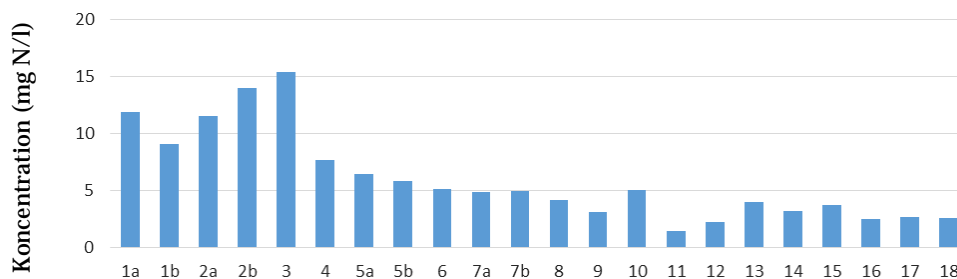
Kvävetyphalten för den beräknade åkerarealen år 2013 har beräknats till mellan 1,5 mg/l och 15,4 mg/l beroende av region (Figur 10) och var i medeltal för Sverige 6,4 mg/l (Johnsson m.fl., 2016). Typhalten var högst i läckageregion 3, medan den största utlakningen beräknat som kg N/(ha·år) var högst i läckageregion 1b (46 kg N/(ha·år); Johnsson m.fl., 2016). Förlusterna var låga i mellersta och norra delen av landet.

Läckageregionen påverkar beräkningarna på flera sätt; grödsammansättning och odlingspraxis är olika för de olika läckageregionerna, klimatet är olika och dessutom varierar kvävedepositionen mellan läckageregionerna (Johnsson m.fl., 2016). Det höga läckaget i Västsverige beror främst på hög avrinning och hög andel lätta jordar, d.v.s. jordar med låg lerhalt (Figur 10, Figur 11, Figur 12).

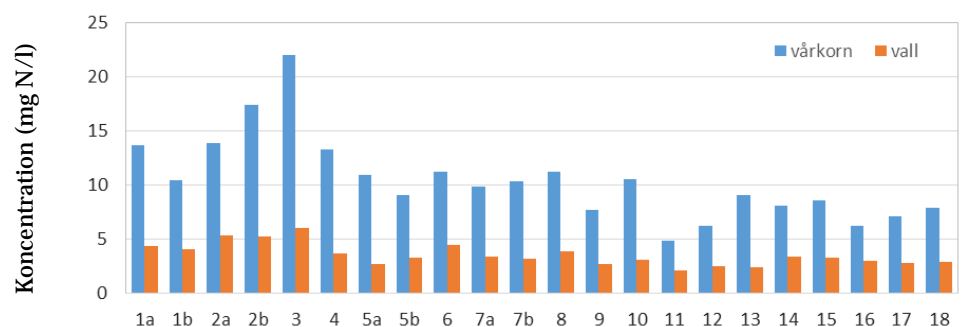
Växtsäsongens längd är av stor betydelse vid jämförelsen av läckage mellan olika grödor (Johnsson m.fl., 2016). De största grödskillnaderna är mellan flerårig vall och potatis med kort växtsäsong (Figur 13), där den senare även har stora mängder lätt nedbrytbart kväve som plöjs ned (Johnsson m.fl., 2016). Kväveläckaget för en viss gröda beror även till stor del på vilken gröda som följer i växtsekvensen och hur stort den grödans kväveupptag är.

Skillnaden mellan läckaget från extensiv mark, som används som bakgrundsläckage, och de övriga grödorna var störst i de intensivt brukade läckageregionerna (Figur 13), där grödor med högt läckage och olika odlingsåtgärder ledde till högt läckage från åkermarken, och minst i de extensivt brukade läckageregionerna där hög andel vall ledde till lågt läckage för åkermarken.

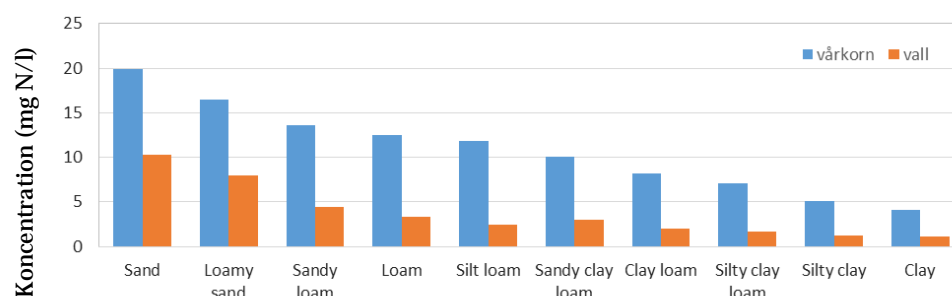
Effekter av de olika odlingsåtgärderna såsom fånggröda beskrivs i Johnsson m.fl. (2016).



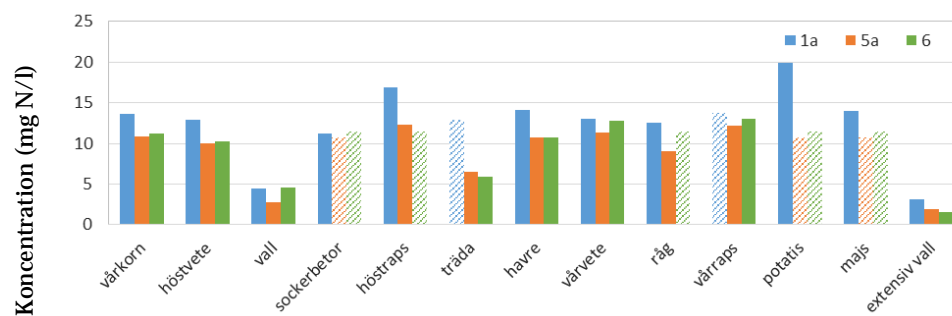
Figur 10. Medelkoncentration (mg N/l) för läckageregionerna ihopviktat för samtliga jordarter och grödor.



Figur 11. Exempel på effekt av läckaregion: Koncentration (mg N/l) för grödorna vårkorn och vall för jordarten sandy loam i samtliga läckaregioner.



Figur 12. Exempel på effekt av jordart: Koncentration (mg N/l) för grödorna vårkorn och vall i läckaregion 1a för samtliga jordarter



Figur 13. Exempel på effekt av gröda: Koncentration (mg N/l) för samtliga grödor i läckaregion 1a, 5a och 6 för jordarten sandy loam. Staplar som är streckade är grödor som förekommer mindre än 1 % av åkerarealen i läckaregionen och därför inte har beräknats utan de har kompletterats med medelkoncentrationer av övriga grödor.

Fosforläckage

Fosfortyphalten för den beräknade åkerarealen år 2013 har beräknats till mellan 0,1 mg/l till 0,34 mg/l beroende av region (Figur 14) och var i medeltal för Sverige 0,21 mg/l. Typhalten var högst i läckaregion 6, medan den största utlakningen beräknat som kg P/(ha·år) var högst i region 9 (1,35 kg P/(ha·år) Johnson m.fl., 2016). Det beräknade läckaget av fosfor är inte lika styrt av jordbrukets intensitet som för kväve, utan påverkas i mycket hög utsträckning

av nederbörds- och avrinningsförhållanden liksom av jordart. Områden med hög nederbörd och avrinning, som 1b och 9, har också höga fosforförluster beräknat som kg P/(ha·år) (Johnsson m.fl., 2016). Detta är inte lika tydligt för variationen av de viktade typhalterna för läckageregionerna (Figur 14; Figur 15), då den sammanviktade effekten av olika jordar och grödor och deras påverkan på avrinningen, flödesvägar (ytavrinning, makropor- och mikroporflöde) och fosforformer (löst respektive partikulärt) är mycket komplex. Till skillnad från kväve har de nordligaste läckageregionerna med kraftig vårflod relativt höga förluster, trots ett mindre intensivt jordbruk.

Jordarten har ett stort genomslag på typhalten av fosfor (Figur 16; Johnsson m.fl., 2016). Viktiga egenskaper hos jordarna för hur stora förlusterna blir, är hur benägen jorden är att släppa sediment (erosionsbenägenhet), om det finns makroporer samt hur benägen jorden är att bilda ytvatten. Relationerna mellan jordarna är desamma mellan de olika läckageregionerna, men magnituden ökar med ökad avrinning. I jordar med inslag av ler bildas makroporer som kan leda vatten snabbt genom markprofilen vid höga nederbördstillfällena och transporterar då både löst och partikelbundet fosfor. Dessa jordar har också större tendens att bilda ytvatten och ytvattenavrinning som också transporterar partikelbunden fosfor. Både makroportransport och ytvattentransport kan medföra stora fosforförluster även om de uppstår vid ett fåtal tillfällen. I jordar utan makroporflöde sker merparten av avrinningen och fosfortransporten genom markprofilens system av små porer. I dessa porer transporteras i huvudsak löst fosfor. Mest känsliga för sedimenttransport är jordar som till stor del består av små partiklar men som samtidigt har svag aggregatbildning, så som loam, silty loam och sandy clay loam. Minst känsliga för sedimenttransport är friktionsjordar, så som sand, loamy sand och sandy loam.

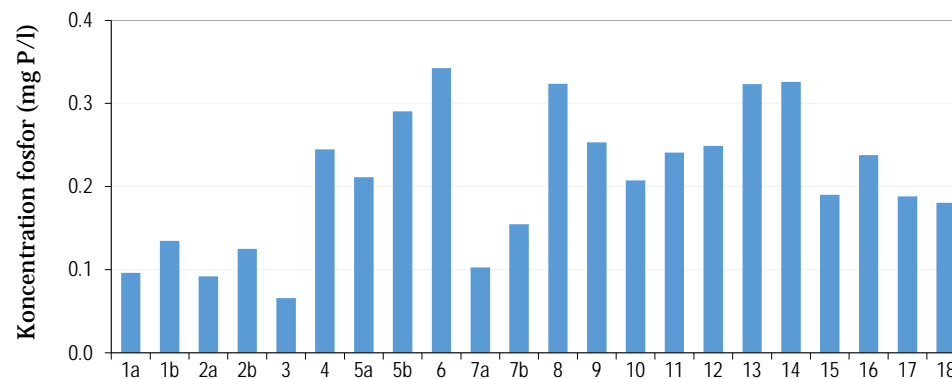
Andra avgörande faktorer är markfosforhalt och lutning, där fosforförlusterna ökar med både ökad fosforhalt (Figur 18) och med högre lutning (Figur 17). Ökad lutning påverkar till allra största delen förlusten av partikulär fosfor med ytavrinning (Johnsson m.fl., 2016).

Förutom avrinning och jordartsfördelning har grödmixen liksom för kväve stor betydelse för medelläckaget av fosfor i en läckageregion (Figur 16; Figur 17; Figur 18; Johnsson m.fl., 2016). Det är främst olika grödors förmåga att skydda marken för effekten av häftiga regn och ytavrinning som har stor påverkan. Läckaget från vall beräknades vara lägst, framförallt beroende på mycket lägre ytförluster av fosfor. Vårsädda grödor lämnar marken bar under en större del av året än vall. Det har stor inverkan på främst ytförlusterna, och får därför stor påverkan i områden med mycket ytavrinning, som till exempel de nordligaste läckageregionerna med snösmältning och kraftig ytavrinning på våren. Höstsädda grödor täcker marken under en större del av året jämför med vårsädda grödor, men har trots det inte lika skyddande effekt som vall eftersom grödan fortfarande är gles under vinter och vår. Skillnaden mellan vår- och höstsädda grödor är tydligare sett till läckage i kg P/(ha·år) än i typhalterna i mg/l (Figur 16; Johnsson m.fl., 2016). I beräkningarna har vi inte tagit hänsyn till att utfrysning av fosfor kan ske från växande gröda under vintern, vilket kan innebära att förlusten från vall och andra höstsädda grödor är underskattade.

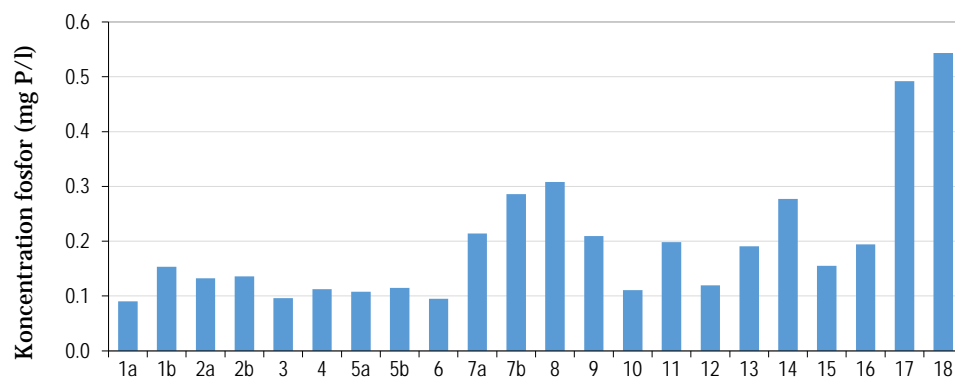
Läckaget från extensiv vall, som används som bakgrundsläckage, uppgick till ca 50 % av medelläckaget för den odlade grödmixen i läckageregionerna 1 till

10 och 17, och till mellan 70 och 90 % i regionerna 11 till 16 och 18. Eftersom extensiv vall är en permanent gröda med ett permanent växttäck som skyddar markytan minskade generellt ytavrinningen och ytförlusterna av fosfor i alla läckageregioner då extensiv vall simulerades jämfört med den odlade grödmixen. I läckageregionerna 11 och 13 till 18 var förlusterna genom markprofilen högre, och då särskilt förlusten av PP, för extensiv vall än för grödmixen.

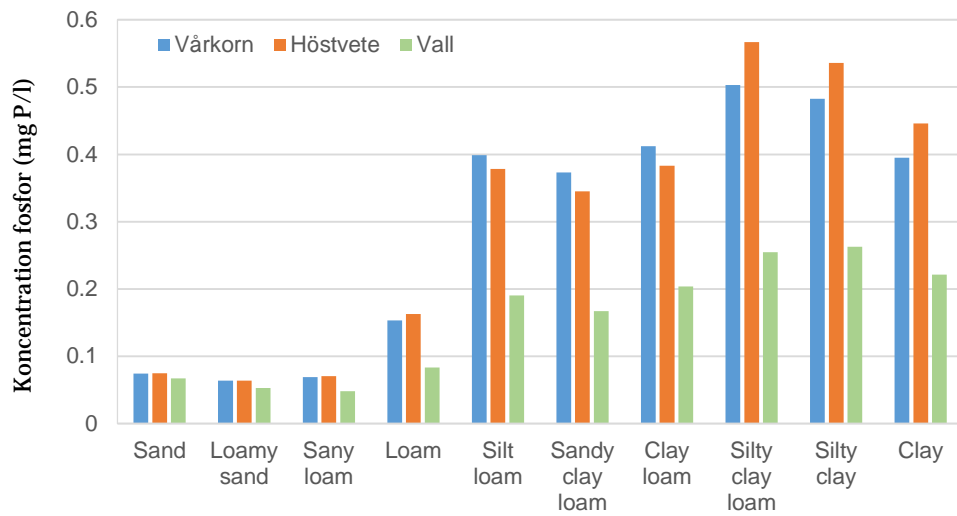
Effekter av de olika odlingsåtgärderna såsom skydds-zoner beskrivs i Johnsson m.fl. (2016).



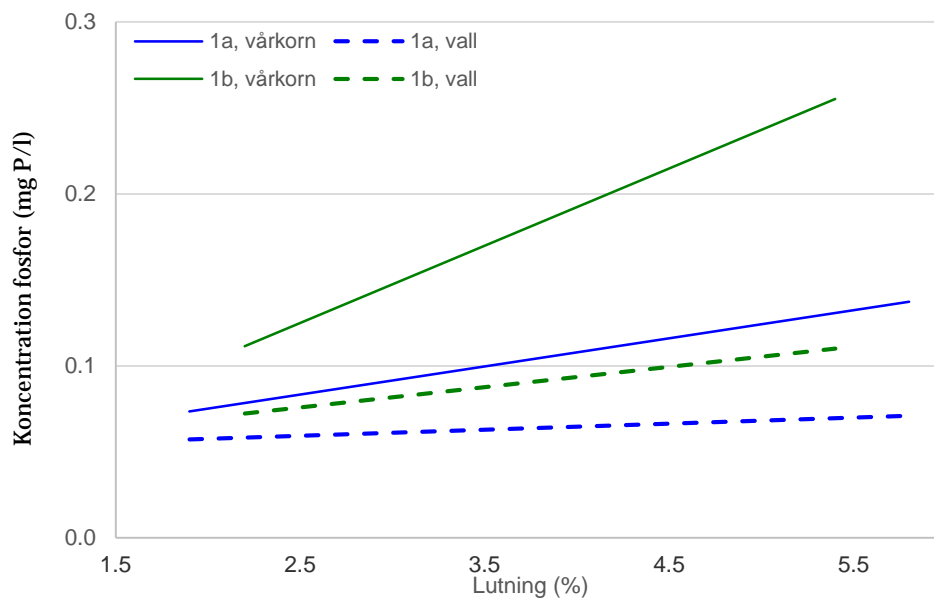
Figur 14. Medelkoncentration (mg P/l) för läckageregionerna ihopviktat för samtliga jordarter och grödor.



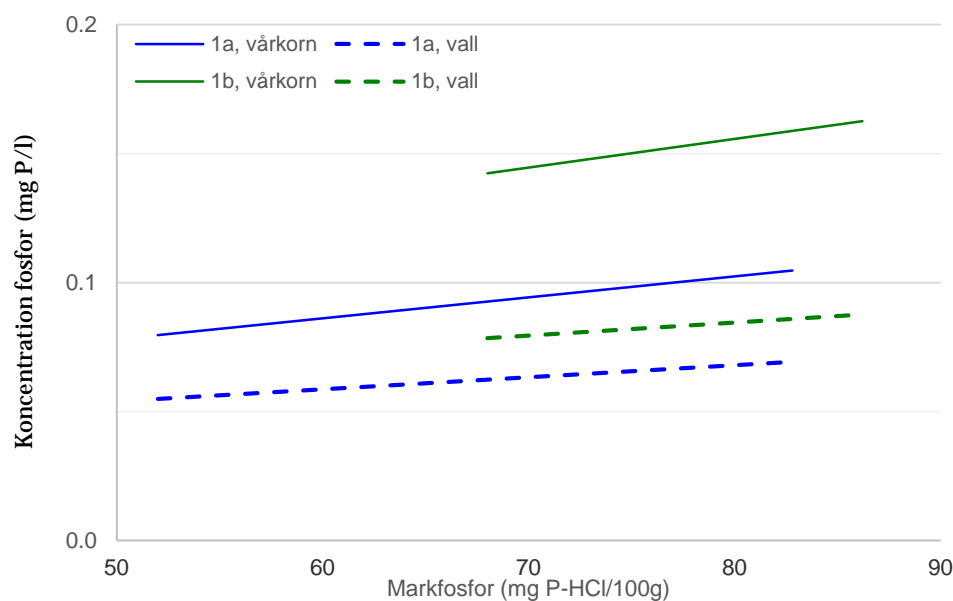
Figur 15. Exempel på effekt av läckageregion: Koncentration (mg P/l) för grödan vårkorn för jordarten loam i samtliga läckageregioner.



Figur 16. Exempel på effekt av jordart: Koncentration (mg P/l) för grödorna vårkorn, höstvetete och vall i läckageregion 1b för samtliga jordarter.



Figur 17. Exempel på effekt av lutning: Koncentration (mg P/l) beroende av markens lutning för grödorna vårkorn och vall i läckageregion 1a och 1 b för ihopviktat för samtliga jordarter.



Figur 18. Exempel på effekt av markens fosforhalt: Koncentration (mg P/l) beroende av markens fosforhalt för grödorna vårkorn och vall i läckageregion 1a och 1 b för ihopviktat för samtliga jordarter.

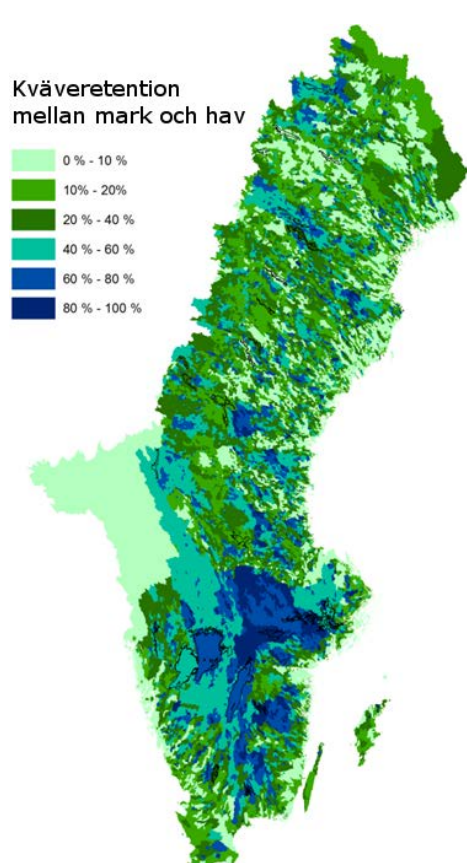
Brutto- och nettobelastning, retention samt källfördelning av kväve

Kväveretention

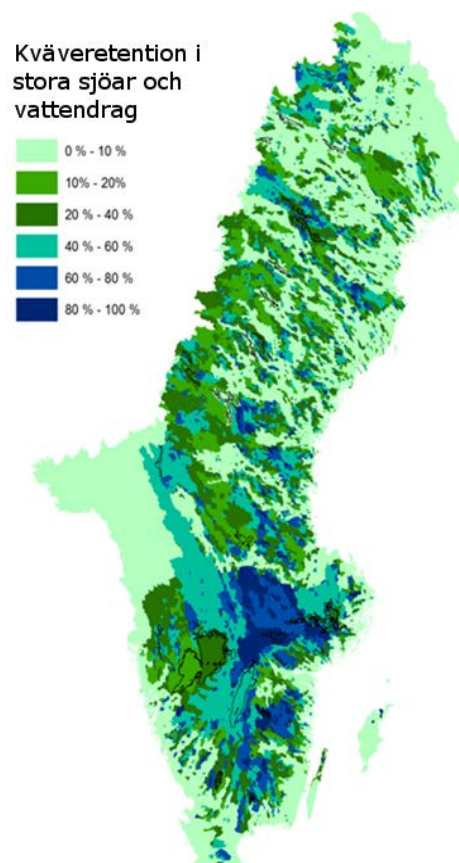
Retentionen har beräknats för diffus belastning och belastning från punktkällor. Figur 19 visar retentionen som sker mellan marken och havet och är den andel som tillämpas på de diffusa källorna. Figur 20 visar retentionen i stora sjöar och vattendrag vilken tillämpas på utsläpp från punktkällor men även på atmosfärsdeposition på sjöar.

Retentionen till havet är störst i områden vars utsläpp passerar de stora sjöarna. Generellt är retentionen även större högre upp i vattendragen. Anledningen till att den avtar närmare kusten är att den totala uppehållstiden avtar med minskande avstånd till kusten.

Undantag förekommer i områden nära havet som har högre retention än vad som finns uppströms samma område. Anledningen är att området nedströms har en högre retention i det lokala vattendraget. Det lokala vattendragets retention tillgodoräknas endast det enskilda området och inte områden uppströms. Detta beror på att vatten som kommer från uppströms områden inte rinner genom det lokala vattendraget eller den lokala sjön.



Figur 19. Kväveretention mellan marken och havet. Används för all markanvändning och för små avloppsanläggningar.



Figur 20. Kväveretention i stora sjöar och vattendrag. Används för alla punktkällor och atmosfärsdeposition på sjöar.

Brutto- och nettobelastning samt källfördelning av kväve

I avsnittet nedan presenteras resultaten som total belastning per Helcom-havsbasäng. **Samtliga resultat är flödesnormaliserade för perioden 1994-2013 om inget annat skrivs.** Resultaten är avrundade till 100-tals ton och totalsummorna kan därför skilja sig från summan av alla avrundade tal presenterade i tabellerna. Bruttobelastning av jordbruksläckage och utsläpp från små avloppsanläggningar har beräknats som läckage från rotzonen respektive grundvattenytan, medan belastningen från övriga källor utgått från vad som når vattendraget.

Den totala nettobelastningen av kväve via vattendrag till havet har beräknats till 104 500 ton/år och direkta utsläpp till 10 100 ton/år (Tabell 9). I dessa siffror ingår även diffus belastning från norska och finska tillrinningsområden till Klarälven respektive Torne älv samt finska reningsverk, industrier och små avloppsanläggningar i tillrinningsområdet till Torne älv. Observera att siffrorna hänför sig till Helcoms havsbassängsgränser. Till skillnad mot tidigare PLC4- och PLC5-rapporter inkluderas utsläppen från de fiskodlingsverksamheter som lämnar miljörapporter till SMP i tabellerna nedan. Totalt 39 fiskodlingar har inkluderats. Bruttobelastningen från dem har beräknats till 453 ton kväve/år, varav 80 % av utsläppen kommer från odlingar i inlandet och resterande från fiskodlingar vid kusten.

Tabell 9. Total belastning av kväve (ton/år). Brutto- och nettobelastning (efter retention) från inländskällor till havet samt direkta utsläpp till havet. Resultaten är avrundade till närmaste 100-tal ton och är flödesnormaliserade för perioden 1994–2013.

Område	Bruttobelastning inland	Nettobelastning inland	Utsläpp från reningsverk, industrier och fiskodlingar direkt till havet
Bottenviken	21900	18400	1100
Bottenhavet	34800	26500	3000
Egentliga Östersjön	43500	26000	3400
Öresund	6000	4300	700
Kattegatt	40500	27100	1600
Skagerrak	2500	2300	300
Summa	149300	104500	10100

Bruttobelastningen av kväve från diffusa källor presenteras i Tabell 10 och i Tabell 11 presenteras bruttobelastningen från punktkällor. Små avloppsanläggningar ingår i diffusa utsläpp till skillnad från i PLC5-rapporten. Detta för att rapporteringen ska vara enhetlig med Helcoms definitioner.

Tabell 10. Bruttobelastning av kväve från diffusa källor (ton/år). Avrundat till närmaste 100-tal ton, belastning lägre än 50 ton anges som <50.

Område	Jordbruk	Skog & Hygge	Fjäll, sankmark, öppen	Deposition	Dagvatten	Små avlopp	Summa Diffusa källor
Bottenviken	900	11200	6900	1600	<50	100	20800
Bottenhavet	3400	18100	6600	3300	200	600	32200
Egentliga Östersjön	21400	9400	2100	4600	600	1200	39400
Öresund	5200	100	100	<50	100	100	5700
Kattegatt	17500	8400	3500	6200	700	900	37200
Skagerrak	1200	700	300	100	100	100	2500
Summa	49700	47800	19600	15900	1700	3100	137700

Bruttobelastningen av kväve från diffusa källor beräknas till 137 700 ton för år 2014. Då små avloppsanläggningar exkluderas (små avlopp, även kallat enskilda avlopp, ingick inte i diffusa källor i PLC5) är bruttobelastningen 134 600 ton. Detta är 100 ton lägre än vad som redovisades för PLC5 (år 2006). Eftersom det är stora skillnader i metodik och underlag mellan beräkningarna är det dock inte möjligt att jämföra resultaten för att utvärdera effekter av

åtgärder mellan de olika åren. Belastningen i PLC6 är mer tillförlitlig än i PLC5, i synnerhet på den lokala skalan.

Beräkningarna har utvärderats mot uppmätt koncentration och vattenflöde i mindre och större avrinningsområden, vilket redovisas i diskussionsavsnittet i denna rapport, samt i mer detalj i underlagsrapporterna för retention och avrinning Tengdelius Brunell m.fl. (2016a,b). Förändringar som har genomförts av metodik och indata, samt dess effekter på belastningen beskrivs i diskussionsavsnittet i denna rapport.

Tabell 11. Bruttobelastning av kväve från punktkällor (ton/år). Avrundat till närmaste 100-tal ton, belastning lägre än 50 ton anges som <50. KARV = Kommunala AvloppsReningsVerk.

Område	Industri inland	Industri direkt	Fiskodling Inland	Fiskodling direkt	KARV inland	KARV direkt	Summa punktkällor
Bottenviken	600	300	<50	<50	500	900	2200
Bottenhavet	500	1200	200	100	2000	1700	5600
Egentliga Östersjön	500	400	<50	<50	3700	3000	7600
Öresund	100	<50	<50	<50	200	700	1000
Kattegatt	800	200	100	<50	2400	1500	5000
Skagerrak	<50	<50	<50	<50	<50	300	300
Summa	2400	2000	400	100	8800	8000	21600

De totala utsläppen av kväve från punktkällorna industri och KARV har minskat med 4 400 ton sedan år 2006 (PLC5). Notera att små avloppsanläggningar ingick i summan för punktkällor i PLC5. En stor minskning har skett avseende utsläppen från KARV mellan år 2011 och år 2014 (ca 1700 ton) och är fördelade på många reningsverk. I Egentliga Östersjöns och i Kattegatts avrinningsområden har bruttoutsläppen från KARV minskat med ca 900 ton respektive 800 ton. De största reningsverkens utsläpp (Henriksdalsverket, och Ryaverket) har minskat med 60 ton, respektive 98 ton från 2011 till 2014, vilket ger stort genomslag i resultaten för Egentliga Östersjön och Kattegatt. Minskade utsläpp från ett flertal punktkällor har gett den totalt sett rejäla minskningen sedan 2011. Varje punktkälla har dessutom stor betydelse för den lokala recipienten. 19 reningsverk har minskat sin belastning med mer än 30 ton varav de flesta ligger i avrinningsområdet till Egentliga Östersjön (Bromma reningsverk minskade t ex utsläppen med 60 ton). Viss variation kan uppstå i utsläppen mellan olika år på grund av varierande bräddning. Bräddningar ökar vid större och mer intensiv nederbörd. Variation kan även uppstå vid problem med reningsprocesserna eller vid ombyggnationer. Se fler jämförelser mellan utsläppen 2014 (PLC6) och 2006 (PLC5) i diskussionen, avsnitt metodskillnader för punktkällor.

Den diffusa bruttobelastningen av kväve från hela landet har beräknats till 137 700 ton/år (Tabell 10). Av dessa nådde 96 700 ton/år till havet (nettobelastning) efter retention (Tabell 12). Skogsmarkens bidrag var störst i

tillrinningsområdet till Bottenviken och Bottenhavet, medan jordbruksmarkens bidrag var störst i tillrinningsområdet till Kattegatt och Egentliga Östersjön.

Tabell 12. Nettobelastning av kväve från diffusa källor (ton/år) avrundat till närmaste 100-tal ton. Avser år 2014, flödesnormaliserat 1994-2013. Belastning lägre än 50 ton anges som <50.

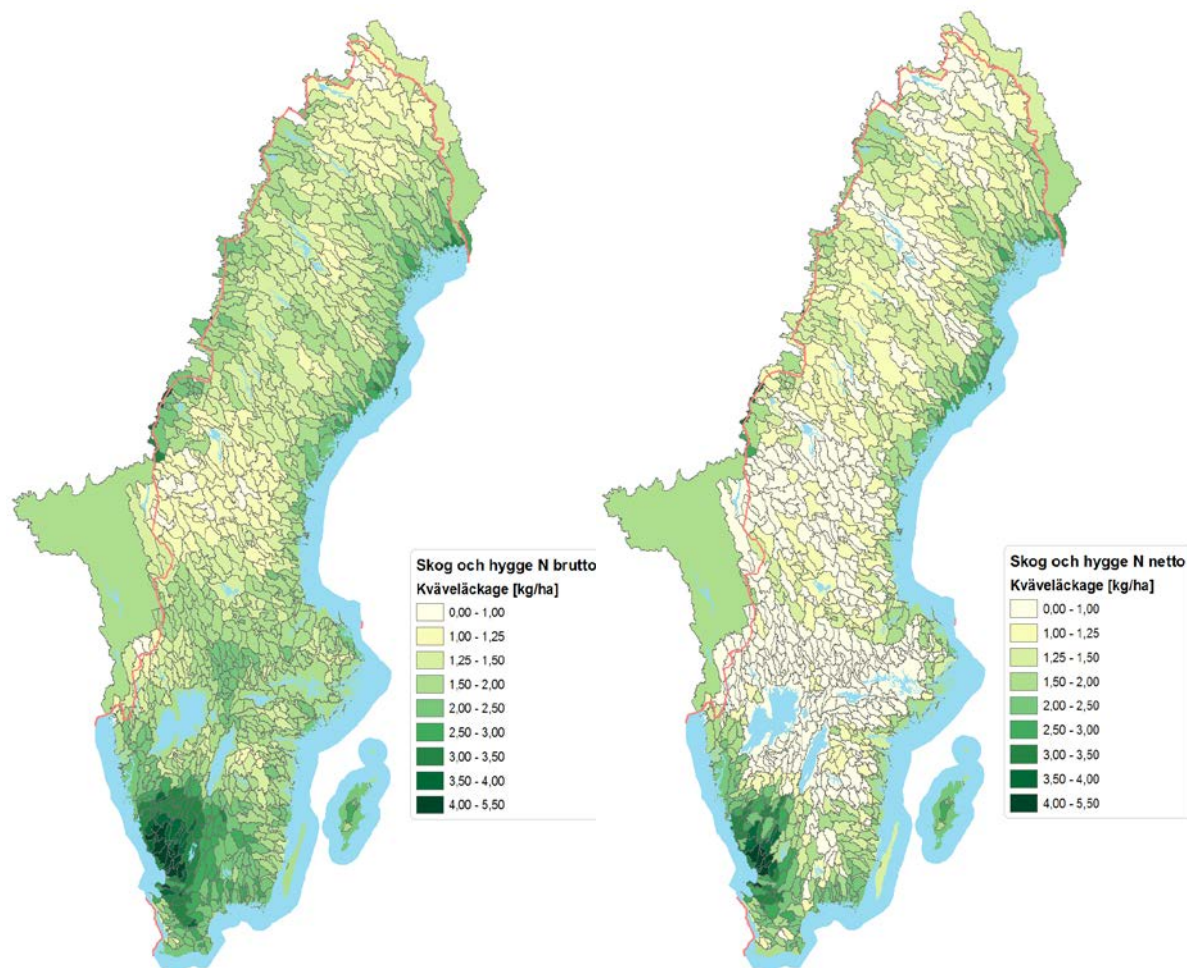
Område	Jordbruk	Skog & Hygge	Fjäll, sankmark, öppen	Deposition	Dagvatten	Små avlopp	Summa Diffusa källor
Bottenviken	700	9600	5700	1200	<50	100	17300
Bottenhavet	2800	13800	4900	2300	100	500	24400
Egentliga Östersjön	14000	5400	1300	2100	400	700	23900
Öresund	3700	100	100	<50	100	100	4100
Kattegatt	11800	5400	2400	4000	600	600	24800
Skagerrak	1100	600	200	100	100	100	2200
Summa	34100	34900	14600	9700	1300	2100	96700

Bruttobelastningen från punktkällor har beräknats till 21 600 ton/år och nettobelastningen till 18 200 ton/år, varav 10 100 ton/år utgjorde direkta utsläpp till havet (Tabell 11 och Tabell 13). Utsläppen från KARV dominerade bland punktutsläppen, med störst belastning till Egentliga östersjön och Kattegatt, där de största städerna finns. Tillrinningsområdet till Bottenhavet har även en hög andel nettobelastning från industrier.

Tabell 13. Nettobelastning av kväve från punktkällor från inland och direkta utsläpp totalt till havet (ton/år) avrundat till närmaste 100-tal ton. Avser år 2014, flödesnormaliserat 1994-2013. Belastning lägre än 50 ton anges som <50. KARV= KommunalaAvloppsReningsVerk.

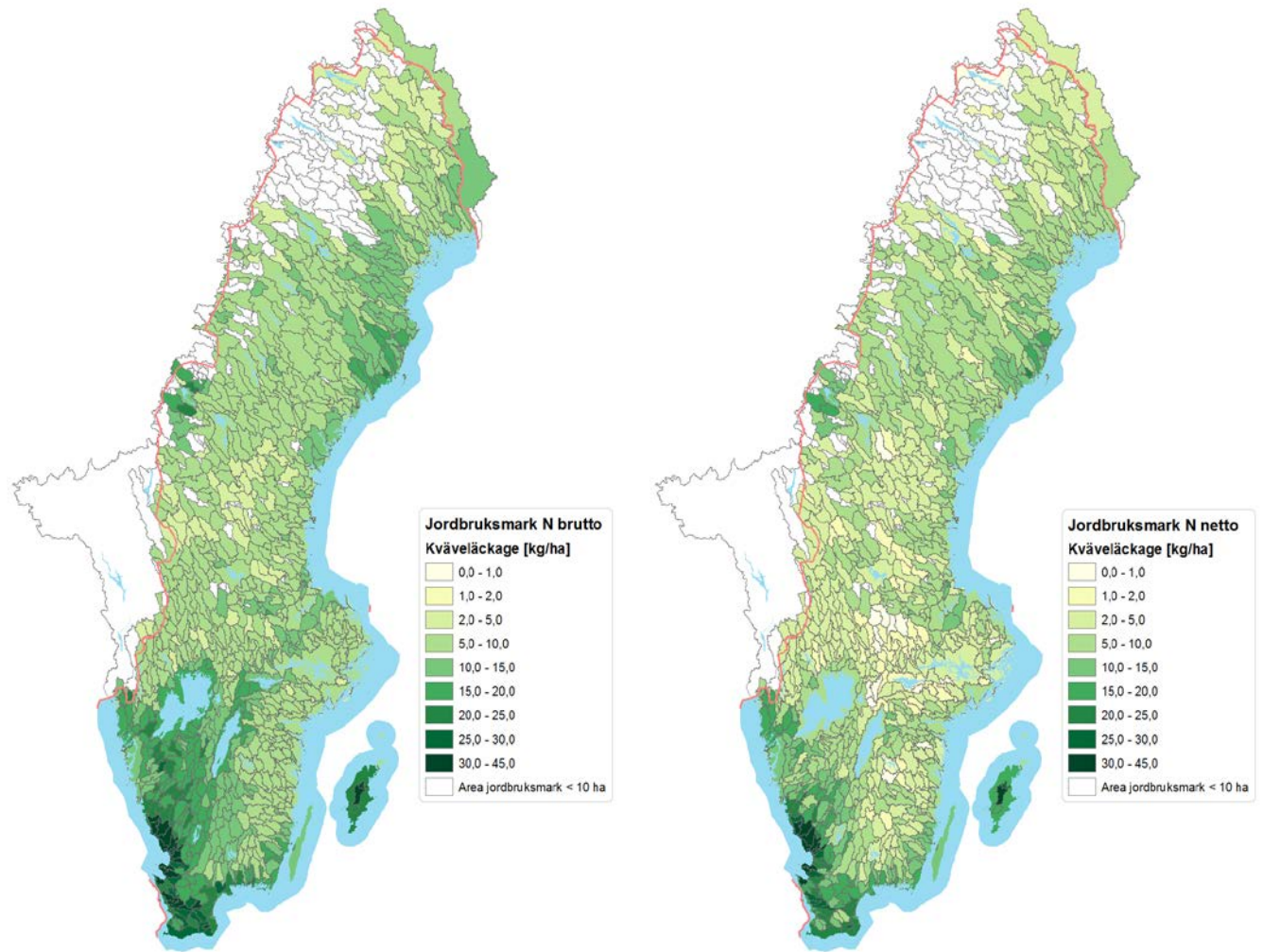
Område	Industri	Fiskodling	KARV	Summa punktkällor
Bottenviken	800	<50	1300	2100
Bottenhavet	1600	300	3400	5300
Egentliga Östersjön	600	<50	4900	5500
Öresund	100	<50	900	1000
Kattegatt	700	100	3200	4100
Skagerrak	<50	<50	300	300
Summa	3800	400	14000	18200

I Figur 21 redovisas den rumsliga variationen av de diffusa belastningarna från skog och hygge avseende år 2014 flödesnormaliserat för perioden 1994-2013. Sydvästra Sverige har den högsta belastningen från skogsmark och hyggen. Det beror främst på att avrinningen är hög i det området. Läckaget från skog och hygge är däremot högst i sydöstra Sverige, men den låga avrinningen gör att belastningen ändå inte blir så hög. De nya mätdata som ligger till grund för typhalterna i denna rapport har god täckning i sydvästra Sverige men däremot inte i sydöstra Sverige.



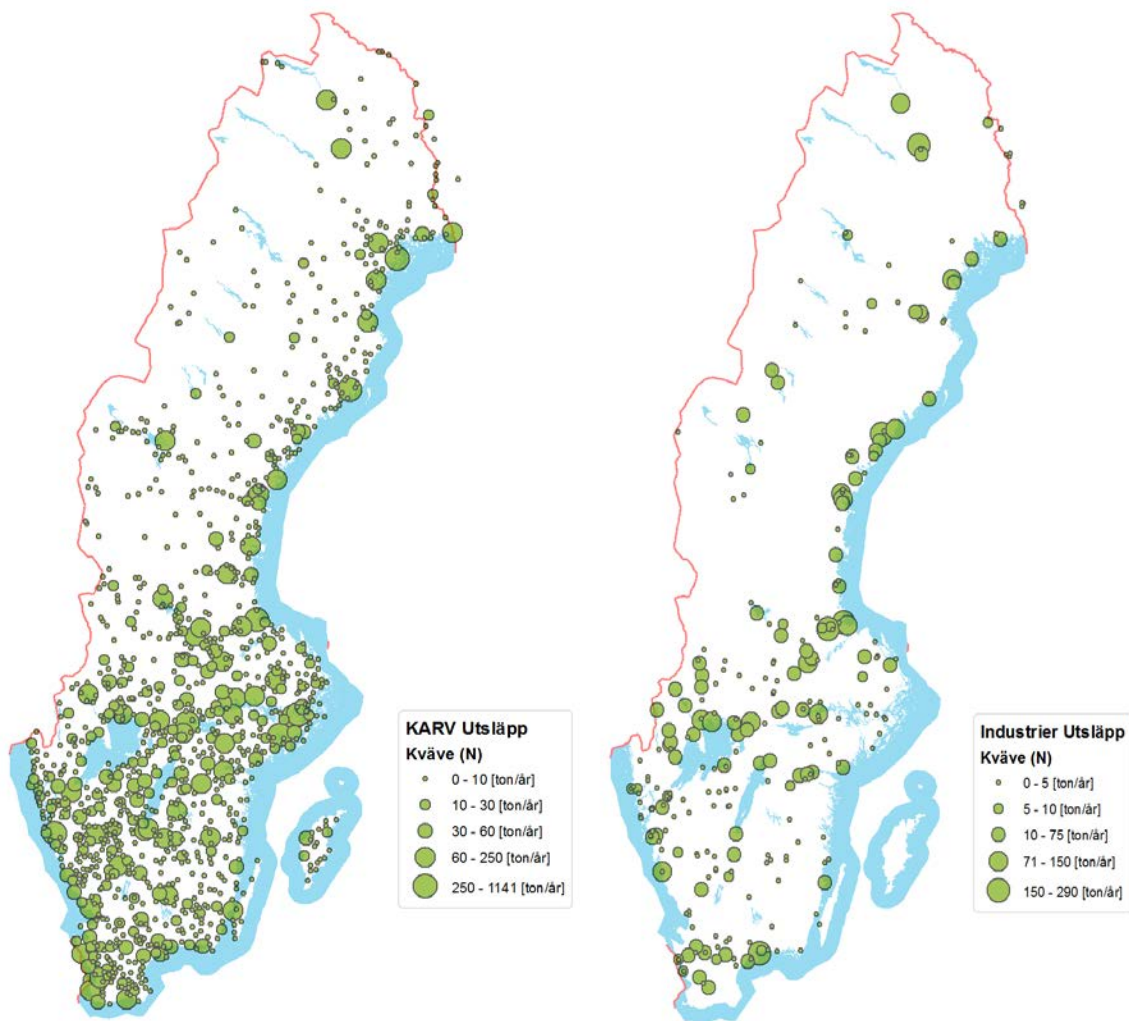
Figur 21. Brutto- och nettobelastning av kväve (kg/ha) från skogsmark och hygge i redovisningsområden per skogsareal. Avser år 2014 flödesnormaliserat för perioden 1994-2013.

I Figur 22 redovisas jordbruksbelastning i kg/ha jordbruksmark och år utan och med retention avseende år 2014 flödesnormaliserat för perioden 1994-2013. Områden med intensivt jordbruk, lätta jordar (dvs. med låg lerhalt) och hög avrinning är de mest läckagebenägna avseende kväve.



Figur 22. Brutto- och nettobelastning av kväve (kg/ha) från jordbruksmark per area jordbruksmark i redovisningsområden. Avser år 2014 flödesnormaliserat för perioden 1994-2013.

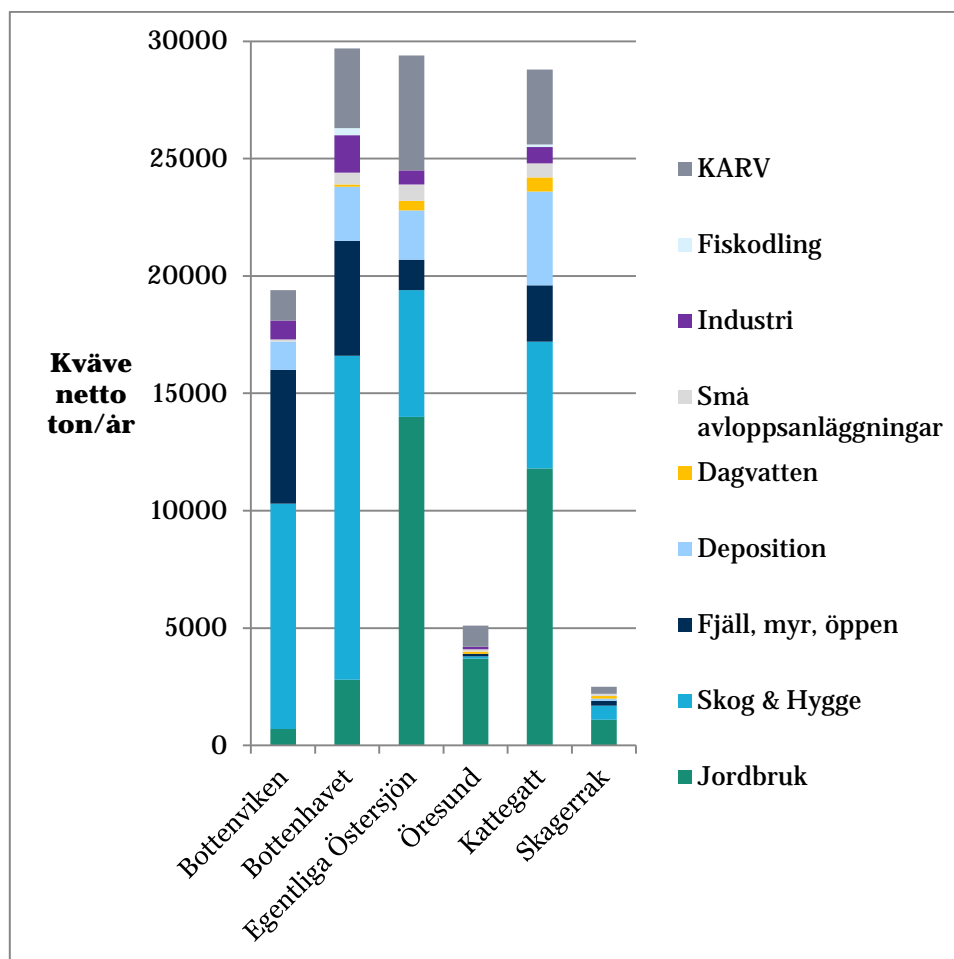
I Figur 23 redovisas den rumsliga fördelningen av kväveutsläppen från kommunala avloppsreningsverk (tillståndspliktiga AB-anläggningar samt C-anläggningar) och industrier (A- och B-anläggningar). Reningsverken är koncentrerade till södra Sverige och är färre i glesbebyggda områden. Många av de största industrierna är belägna nära kusten eller de stora sjöarna. Även punktkällor i den finska delen av Torne älvs avrinningsområde syns i figurerna.



Figur 23. Utsläpp av kväve (ton/år) från Kommunala AvloppsReningsVerk (KARV) respektive industrier 2014. Den röda linjen är Sveriges riksgrens. Finska punktkällor i Torne älvs avrinningsområde syns i kartorna utanför riksgrens.

Källfördelning av nettobelastning av kväve på havet

Källfördelningen av nettobelastningen av kväve på havet i Figur 24 visar att belastningen från diffusa källor dominerar. De största diffusa källorna till havet är jordbruksmark och skogsmark inklusive hyggen och utgör 30 % respektive 30 % av den totala nettobelastningen (Figur 24). Skogsmarkens bidrag (utom hyggen) antas dock vara naturlig bakgrundsbelastning. I norra Sverige är de naturliga källorna skogsmark, fjäll, sankmark och öppen mark mycket betydande, medan i södra Sverige (Egentliga Östersjön, Öresund och Kattegatt) dominerar jordbruksmarkens läckage tillsammans med läckage från skogsmark, sankmark och öppen mark.



Figur 24. Källfördelning av samtliga källor till nettobelastningen av kväve år 2014 (ton/år) avseende år 2014 flödesnormaliserat för perioden 1994-2013.

I PLC-beräkningarna har nya läckagehalter från skogsmark, sankmark och öppen mark tagits fram för södra Sverige baserat på nya mätprogram (se avsnittet Typhalter för markläckageberäkningar). Läckagehalterna är väsentligt högre i södra Sverige än i tidigare PLC5-metodik samtidigt som utsläppen från punktutsläppen har minskat. Detta innebär att andelen av nettobelastningen till havet som antas vara naturlig bakgrundsbelastning från skogsmark, fjäll, sankmark och öppen mark har ökat. I Egentliga Östersjön är andelen av nettobelastningen från skogsmark, fjäll, sankmark och öppen mark 23 % i

PLC6 jämfört med 18 % i PLC5 och i Kattegatt är andelen 27 % i PLC6 jämfört med 25 % i PLC5.

Retentionen för punktkällor är väsentligt lägre (retention 16 %, brutto 21 600 ton och netto 18 200 ton) än för diffusa källor (retention 30 %, brutto 137 700 ton, netto 96 700 ton) och innebär att större del av belastningen från punktkällorna når havet än från de diffusa källorna. Det beror på flera orsaker; att punktkällor till stor del ligger närmare kusten (speciellt industrierna) och att retentionen för punktkällor beräknas enbart i större sjöar och vattendrag eftersom utsläppen i de flesta fall sker till större recipienter, medan diffusa källor har retention från lokala vattendraget och dessutom större sjöar och vattendrag till havet. Retentionsresultaten visar hur viktigt det har varit att genomföra åtgärder på punktkällorna eftersom utsläppen till stor del belastar Östersjön direkt. Samtidigt är belastningen från diffusa källorna nu betydligt större än från punktkällorna.

Antropogen belastning av kväve

Den antropogena belastningen har beräknats som differensen mellan den beräknade totala belastningen och bakgrundsbelastning beräknad för samma period. Samtliga resultat är flödesnormaliserade för perioden 1994-2013 om inget annat skrivs.

I Tabell 14 och Tabell 15 redovisas den antropogena delen av jordbruks- och hyggesbelastningens brutto- respektive nettobelastning, dvs. när bakgrundsläckaget för jordbruksmarken respektive från skogen har subtraherats. För att beräkna den antropogena delen av dagvattenbelastning har markläckaget från respektive tätort (hanterad som öppen mark) subtraherats från den beräknade dagvattenbelastningen. Alla punktkällor räknas som antropogena liksom atmosfärsdeposition av kväve på sjöar.

Tabell 14. Antropogen bruttobelastning av kväve (ton/år) avrundat till närmaste 100-tal ton. Belastning lägre än 50 ton anges som <50. Avser år 2014, flödesnormaliserat för perioden 1994-2013.

Område	Jordbruk	Hygge	Deposition	Dagvatten	Små avlopp	KARV	Industri	Fiskodlingar	Summa Antropogent brutto
Bottenviken	600	400	1600	<50	100	1400	800	<50	4900
Bottenhavet	2200	1100	3300	<50	600	3600	1600	300	12700
Egentliga Östersjön	14700	400	4600	200	1200	6700	800	<50	28600
Öresund	3800	<50	<50	<50	100	900	100	<50	4900
Kattegatt	11800	400	6200	300	900	3900	1000	100	24600
Skagerrak	800	<50	100	<50	100	300	<50	0 ¹	1300
Summa	33900	2300	15800	500	3000	16800	4300	400	77000

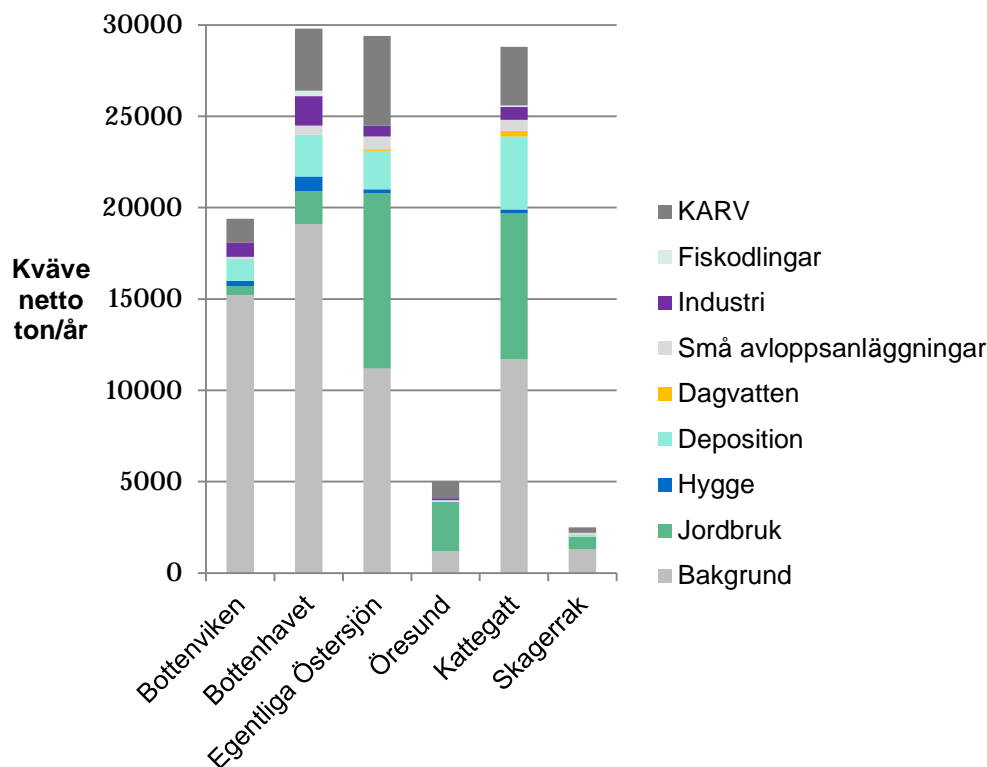
¹ Det finns inga direktutsläpp från fiskodlingar rapporterade för detta område.

Tabell 15. Antropogen nettobelastning av kväve (ton/år) avrundat till närmaste 100-tal ton. Belastning lägre än 50 ton anges som <50. Avser år 2014, flödesnormaliserat för perioden 1994-2013.

Område	Jordbruk	Hygge	Deposition	Dagvatten	Små avlopp	KARV	Industri	Fiskodlingar	Summa Antropogen netto
Bottenviken	500	300	1200	<50	100	1300	800	<50	4200
Bottenhavet	1800	800	2300	<50	500	3400	1600	300	10700
Egentliga Östersjön	9600	200	2100	100	700	4900	600	<50	18200
Öresund	2700	<50	<50	<50	100	900	100	<50	3800
Kattegatt	8000	200	4000	300	600	3200	700	100	17100
Skagerrak	700	<50	100	<50	100	300	<50	0 ¹	1300
Summa	23300	1500	9600	400	2100	14000	3800	400	55200

^{1.} Det finns inga direktutsläpp från fiskodlingar rapporterade för detta område

Figur 25 illustrerar total bakgrundsbelastning i förhållande till antropogen belastning. Bakgrundsbelastningen dominerar nettobelastningen i Bottenhavet och Bottenviken på grund av de stora arealerna av naturlig mark; skogsmark fjäll, öppen mark och sankmark. Även till övriga havsbassänger bidrar naturliga markläckage med betydande belastning.



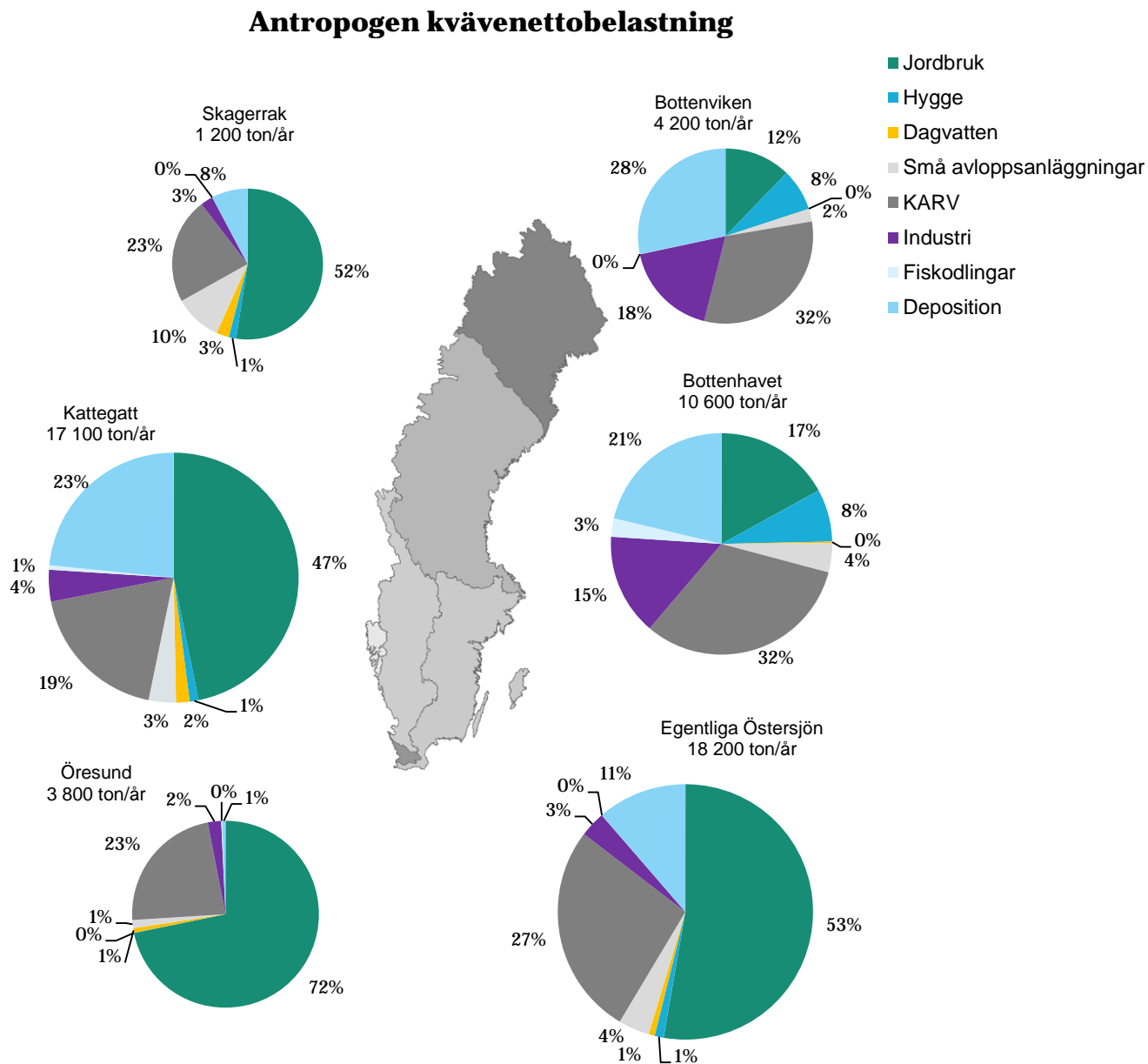
Figur 25. Källor till nettobelastning av kväve, summa bakgrund och antropogen andel per källa och per havsbassäng (ton/år). Avser år 2014, flödesnormaliserat för perioden 1994-2013.

Den antropogena nettobelastningen av kväve har beräknats till 55 200 ton/år inklusive direktutsläpp till havet. Detta är en lägre antropogen belastning än vad som beräknades för 2006 (PLC5, 60 900 ton/år (utsläpp från små avloppsanläggningar har tagits bort)), men siffrorna är inte direkt jämförbara på grund av de metodikförändringar som skett mellan beräkningstillfällena (se diskussionsavsnittet). Det har dock skett en minskning av utsläppen från punktkällor. Förändringen i utsläpp från punktkällor beskrivs i Diskussionen, avsnitt metodikskillnader för punktkällor.

Av hela Sveriges antropogena nettobelastning svarar jordbruksläckaget för 42 %, punktkällorna för 33 % och atmosfärsdepositionen på vatten för 17 % (Figur 26). Det innebär inte automatiskt att jordbruksmarkens läckage står för en större andel av den belastning som kan åtgärdas jämfört med vad som beräknades 2006 (PLC5) eftersom siffrorna är inte direkt jämförbara på grund

av de metodikförändringar som skett mellan beräkningstillfällena (se diskussionsavsnittet).

I tillrinningsområdet till Egentliga Östersjön motsvarar läckaget från jordbruksmarken 53 % av den antropogena belastningen. I tillrinningsområdet till Öresund och Kattegatt är motsvarande siffra 72 % respektive 47 %, (Figur 26).



Figur 26. Källfördelning av antropogen nettobelastning av kväve (ton/år).

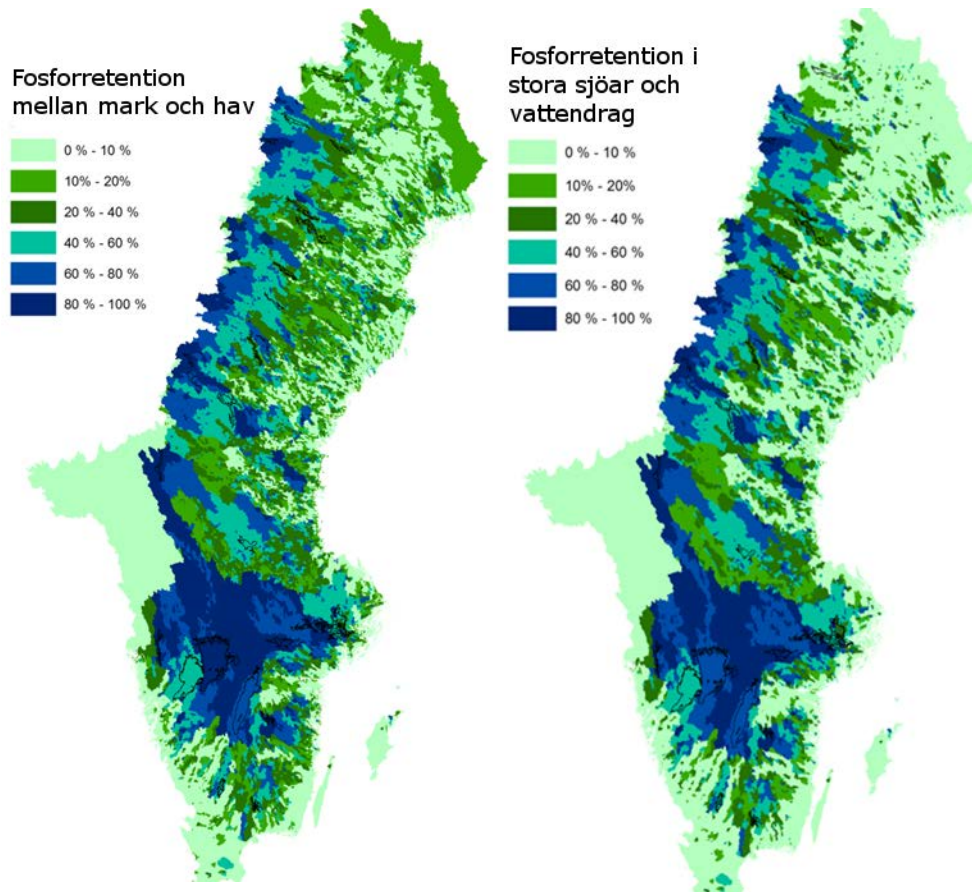
Brutto- och nettobelastning, retention samt källfördelning av fosfor

Fosforretention

På samma sätt som för kväve redovisas för fosfor två typer av retention. Den totala retentionen som sker mellan marken och havet redovisas i Figur 27. Totala retentionen är den andel som tas upp på vägen från källa till hav och tillämpas på de diffusa källorna.

Figur 28 visar retentionen i större sjöar, belägna längst ner i avrinningsområdet, och större vattendrag. Utsläpp från större punktkällor sker ofta i dessa sjöar varför denna retention tillämpas på utsläpp från punktkällor men även atmosfärsdeposition på sjöar.

Retentionen är som störst i och uppströms de stora sjöarna, samt kring fjällkedjan i norra Sverige. I fjällkedjan är bruttobelastningen förhållandevis låg och sträckan till havet lång vilket ger möjlighet till en hög total retention under transporten till havet. Nära kusten är retentionen låg.



Figur 27. Fosforretention mellan mark och hav. Används för alla markanvändningsklasser och små avlopp.

Figur 28. Fosforretention i stora sjöar och vattendrag. Används för alla punktkällor och atmosfärsdeposition på sjö.

Brutto- och nettobelastning samt källfördelning av fosfor

I avsnittet nedan presenteras resultaten för total belastning per Helcom-havsbasäng. Resultaten är avrundade till 10-tals ton och totalsummorna kan därför skilja sig från summan av alla avrundade tal i tabellerna. Samtliga resultat är flödesnormaliserade för perioden 1994-2013 om inget annat skrivs. Bruttobelastning av jordbruksläckage och utsläpp från små avlopp har beräknats som läckage från rotzonen respektive grundvattenytan, medan belastningen från övriga källor utgått från vad som når vattendraget.

Den totala bruttobelastningen till sjöar och vattendrag i inlandet av fosfor har beräknats till 4 540 ton/år, nettobelastningen till havet till 2 950 ton/år och direkta utsläpp till havet till 390 ton/år för hela Sverige (Tabell 16). I tabellerna nedan inkluderas utsläpp från de fiskodlingar som lämnar miljörapporter till SMP. Det är en skillnad mot de tidigare PLC4- och PLC5-rapporterna, då belastning från fiskodlingar på grund av sekretesskäl inte kunde redovisas geografiskt fördelad. Totalt 39 fiskodlingar har inkluderats. Bruttobelastningen från dem har beräknats till 70 ton fosfor/år, varav 86 % av utsläppen kommer från odlingar i inlandet och resterande från fiskodlingar vid kusten.

Tabell 16. Total belastning av fosfor (ton/år). Brutto- och nettobelastning (efter retention) från inlandskällor till havet samt direkta utsläpp till havet. Resultaten är avrundade till närmaste 10-tal ton och är flödesnormaliserade för perioden 1994–2013.

Område	Bruttobelastning inland	Nettobelastning inland	Utsläpp från reningsverk, industrier och fiskodlingar direkt till havet
Bottenviken	700	570	60
Bottenhavet	1230	840	150
Egentliga östersjön	1190	680	100
Öresund	70	60	20
Kattegatt	1180	630	50
Skagerrak	180	160	10
Summa	4540	2950	390

I Tabell 17 redovisas bruttobelastningen från diffusa källor och i Tabell 18 bruttobelastningen från punktkällor belägna i inlandet respektive med direkta utsläpp till havet. Små avlopp summeras i tabellerna nedan till diffusa utsläpp till skillnad från i PLC5-rapporten. Detta för att rapporteringen ska vara enhetlig med Helcoms definitioner. Med dagvatten avses belastning från hårdgjorda ytor i tätorter. Interna källor motsvarar läckage av fosfor från sediment.

Tabell 17. Bruttobelastning av fosfor från diffusa källor (ton/år) avrundat till närmaste 10-tal ton. Belastning mindre än 5 ton skrivs som <5. Interna källor är återcirkulation av fosfor från sediment i sjöar.

Område	Jordbruk	Skog & Hygge	Fjäll, sankmark, öppen	Deposition	Interna källor	Dagvatten	Små avlopp	Summa Diffusa källor
Bottenviken	50	330	240	40	0 ¹	10	10	690
Bottenhavet	280	500	240	50	0 ¹	30	60	1160
Egentliga Östersjön	700	160	40	30	<5	70	120	1130
Öresund	40	<5	<5	<5	0 ¹	10	10	60
Kattegatt	580	210	90	40	<5	60	90	1080
Skagerrak	120	30	10	0	0 ¹	10	10	180
Summa	1770	1230	630	170	0¹	190	300	4290

¹ Inga interna källor beräknade för dessa områden.

Bruttobelastningen av fosfor från diffusa källor var 4 290 ton år 2014. Då små avlopp exkluderas (små avlopp ingick inte i diffusa källor i PLC5) blir bruttobelastningen 3 990 ton. Bruttobelastningen är 60 ton högre belastning än år 2006 (PLC5; 3 930 ton). Eftersom det är stora skillnader i metodik och underlag mellan beräkningarna så är det dock inte möjligt att jämföra resultaten för att utvärdera effekter av åtgärder mellan de olika åren. Belastningen i PLC6 är mer tillförlitlig än i PLC5, i synnerhet på den lokala skalan. Beräkningarna utvärderas alltid mot uppmätt koncentration och vattenflöde i mindre och större avrinningsområden som visas i diskussionsavsnittet i denna rapport och mer detaljerat i underlagsrapporterna för retention och avrinning Tengdelius Brunell m.fl. (2016a,b). Förändringar som har genomförts av metodiken och indata, samt dess effekter på belastningen beskrivs i diskussionsavsnittet nedan.

Tabell 18. Bruttobelastning av fosfor från punktkällor (ton/år) avrundat till närmaste 10-tal ton, belastning mindre än 5 ton anges som <5. KARV = Kommunala AvloppsReningsVerk.

Område	Industri inland	Industri direkt	Fiskodling inland	Fiskodling direkt	KARV inland	KARV direkt	Summa punktkällor
Bottenviken	<5	40	<5	0 ¹	10	10	60
Bottenhavet	<5	130	40	10	30	20	230
Egentliga Östersjön	10	30	<5	<5	50	70	160
Öresund	<5	<5	0 ¹	<5	10	20	30
Kattegatt	40	10	20	0 ¹	40	40	140
Skagerrak	<5	<5	0 ¹	0 ¹	<5	10	10
Summa	60	230	60	10	130	160	640

¹ Det finns inga utsläpp rapporterade för detta område

De totala utsläppen av fosfor från punktkällorna industri och KARV d.v.s. utan belastning från fiskodlingar är 580 ton/år 2014, vilket innebär en minskning med 200 ton sedan år 2006 (PLC5 (utsläpp från små avlopp har räknats bort). Kväveutsläppen från punktkällor minskade betydligt från 2011 till 2014, och en viss minskning (40 ton) har även skett för utsläppen av fosfor under samma period. Viss variation kan uppstå i utsläppen mellan olika år på grund av varierande bräddning, vilken ökar vid större och mer intensiv nederbörd. Variation kan även uppstå på grund av problem med reningsprocesser eller vid ombyggnationer. Läs mer om förändringar i Diskussion, avsnitt Metodikskillnader för punktkällor.

I Tabell 19 och Tabell 20 redovisas nettobelastningen till havet från diffusa källor respektive punktkällor. Interna källor är fosfor som läcker från sjöbottnar. SMED-HYPE-modellen tar inte hänsyn till internbelastning av fosfor i de sjöar där det inte finns mätdata Internbelastningen som beräknats är liten och begränsas till enbart ett fåtal delavrinningsområden.

Tabell 19. Nettobelastning av fosfor från diffusa källor (ton/år) avrundat till närmaste 10-tal ton. Avser år 2014, flödesnormaliserat 1994-2013. Belastning lägre än 5 ton anges som <5.

Område	Jordbruk	Skog & Hygge	Fjäll, sankmark, öppen	Deposition	Interna källor	Dagvatten	Små avlopp	Summa Diffusa källor
Bottenviken	50	290	180	30	0 ¹	10	10	560
Bottenhavet	220	350	120	30	0 ¹	30	40	780
Egentliga Östersjön	390	90	30	10	<5	50	70	650
Öresund	30	<5	<5	<5	0 ¹	10	10	50
Kattegatt	330	100	40	10	<5	50	50	590
Skagerrak	110	20	10	<5	0 ¹	10	10	160
Summa	1130	850	380	80	<5	150	200	2800

¹ Inga interna källor är beräknade för dessa områden

Tabell 20. Nettobelastning av fosfor från punktkällor från inlandet och direkt utsläpp totalt till havet) (ton/år) avrundat till närmaste 10-tal ton. Avser år 2014, flödesnormaliserat 1994-2013. Belastning lägre än 5 ton anges som <5. KARV = Kommunala AvloppsReningsVerk.

Område	Industri	Fiskodling	KARV	Summa Punktkällor
Bottenviken	50	<5	20	60
Bottenhavet	140	30	40	210
Egentliga Östersjön	40	<5	90	130
Öresund	<5	<5	30	30
Kattegatt	20	<5	60	90
Skagerrak	<5	0 ¹	10	10
Summa	250	40	240	530

¹ Det finns inga utsläpp rapporterade för dessa områden

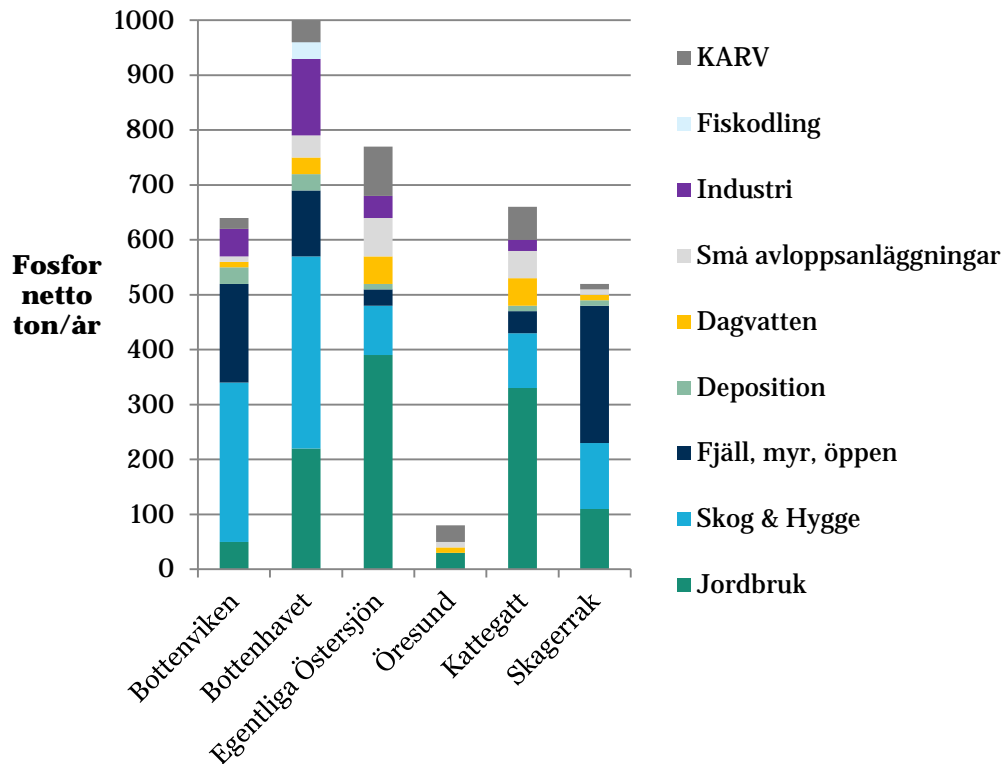
Den diffusa bruttobelastningen av fosfor från hela landet har beräknats till 4 290 ton/år. Av dessa nådde 2 800 ton/år (retention 35 %) havet (nettobelastningen) och utgjordes framför allt av belastning från jordbruksmark och skogsmark inklusive hyggen, 1 130 ton respektive 850 ton (motsvarande 34 % respektive 26 % av den totala nettobelastningen), se Tabell 19 och Tabell 20. Skogsmarkens bidrag (utom hyggen) antas dock vara naturlig bakgrundsbelastning. Bruttobelastningen från punktkällor har beräknats till 640 ton/år och nettobelastningen till 530 ton/år (retention 17 %), varav 390 ton/år utgjordes av direkta utsläpp till havet. Nettobelastning från reningsverk och industrier inklusive direkta utsläpp till havet har beräknats till 250 ton/år

vardera. Små avlopp stod för 6 % av den totala nettobelastningen (Tabell 19). I tillrinningsområdet till Egentliga Östersjön svarade små avlopp för 9 % av den totala nettobelastningen, vilket är samma andel som beräknades för 2006 (PLC5).

Källfördelning av nettobelastning av fosfor på havet

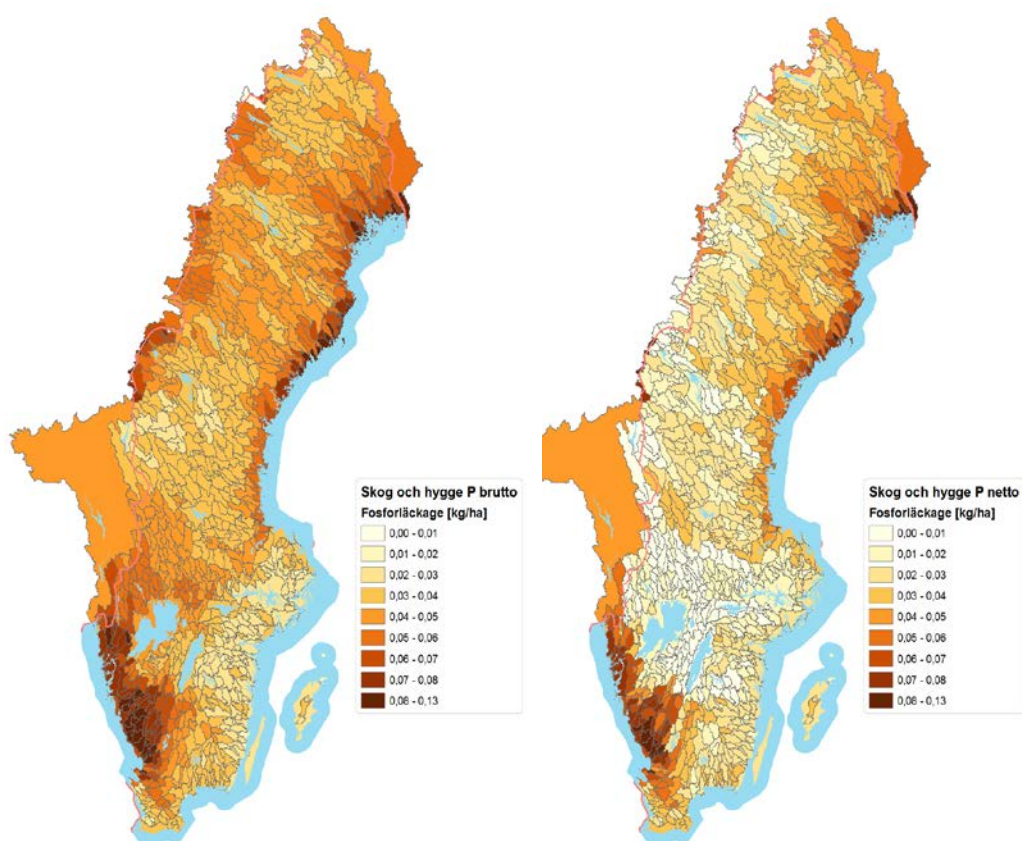
Källfördelningen av nettobelastningen av fosfor på havet i Figur 29 visar att belastningen från diffusa källor dominerar. I norra Sverige är de naturliga källorna skogsmark, fjäll, sankmark och öppen mark mycket betydande, medan i södra Sverige (Egentliga Östersjön, Öresund och Kattegatt) dominerar jordbruksmarkens läckage tillsammans med skogsmark, sankmark och öppen mark.

Retentionen för punktkällor är väsentligt lägre (retention 17 %) än för diffusa källor (retention 35 %) vilket innebär att en större del av belastningen från punktkällorna når havet än från de diffusa källorna. Det beror på samma orsaker som för kväve; att punktkällor till stor del ligger närmare kusten (speciellt industrierna) och att retentionen för punktkällor beräknas enbart i större sjöar och vattendrag eftersom utsläppen i de flesta fall sker till större recipienter, medan diffusa källorna har retention från lokala vattendraget och dessutom större sjöar och vattendrag till havet. Retentionsresultaten visar hur viktigt det har varit att genomföra åtgärder på punktkällorna eftersom utsläppen till stor del belastar Östersjön direkt. Samtidigt är belastningen från diffusa källorna betydligt större än från punktkällorna.



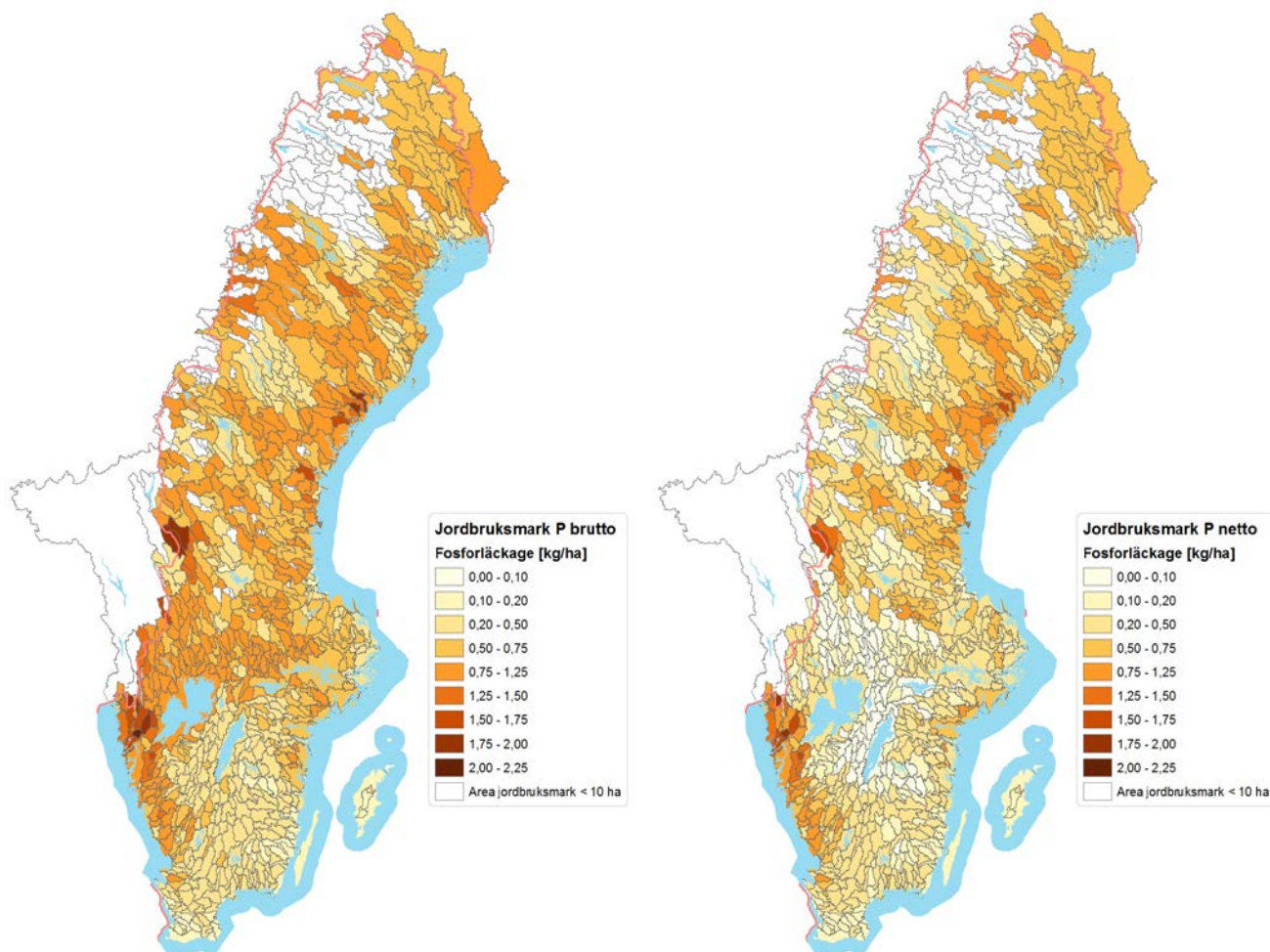
Figur 29. Källfördelning av samtliga källor till nettobelastning av fosfor (ton/år) avseende år 2014 flödesnormaliserat för perioden 1994-2013.

I Figur 30 redovisas den rumsliga variationen av den diffusa belastningen av fosfor från skogsmark och hyggen. Den diffusa belastningen av fosfor visar i stort sett samma geografiska fördelning som belastningen av kväve, med högst belastning i framför allt sydvästra Sverige. Detta beror på hög avrinning och högre läckagehalt i södra Sverige jämfört mot i norra Sverige.



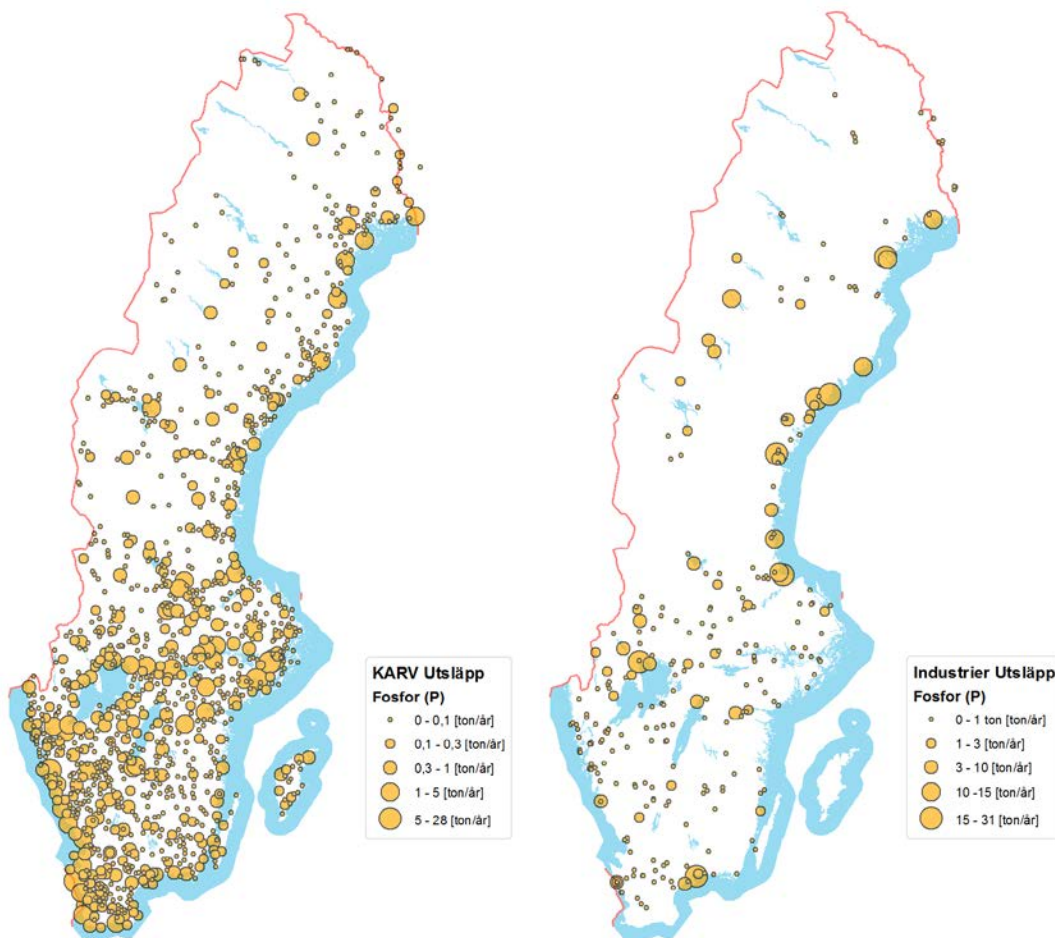
Figur 30. Brutto- och nettobelastning av fosfor (kg/ha) från skogsmark och hygge i redovisningsområden per skogsareal. Avser år 2014 flödesnormaliserat för perioden 1994-2013.

I Figur 31 redovisas belastningen av fosfor från jordbruksmark i kg/ha jordbruksmark och år utan och med retention. För fosforförlusterna spelar de platsgivna faktorerna, så som nederbörds- och avrinningsmönster, lutning och markens egenskaper större roll för förlusternas storlek än odlingsfaktorerna (Johnsson m.fl., 2016). Områden med stor avrinning och hög lutning liksom jordar med makroporflöde och hög erosionskänslighet ger högre läckage.



Figur 31. Brutto- och nettobelastning av fosfor (kg/ha) från jordbruksmark per area jordbruksmark i redovisningsområden. Avser år 2014 flödesnormaliserat för perioden 1994-2013.

För reningsverk är den geografiska fördelningen av nettobelastningen relativt jämn över hela landet utom i glesbebyggda områden (Figur 32). Reningsverk med störst nettobelastning finns dock i kustnära lägen och nära stora sjöar. Industrierna med störst nettobelastning av fosfor ligger framförallt, med några undantag, längs med norra Sveriges kust och norr om Väner.



Figur 32. Punktutsläpp av fosfor (ton/år) från kommunala avloppsreningsverk (KARV) och industrier år 2014. Den röda linjen är svenska riksgårnsen. Finska punktktällor i Torne älvs avrinningsområde syns utanför norra riksgårnsen.

Antropogen belastning av fosfor

Den antropogena belastningen har beräknats som skillnaden mellan den flödesnormaliserade (perioden 1994-2013) belastningen avseende år 2014 och bakgrundsbelastningen. I Tabell 21 och Tabell 22 redovisas den antropogena delen av brutto- och nettobelastningen för de diffusa källorna jordbruksmark, hyggen och dagvatten, dvs. när bakgrundsläckaget för jordbruksmarken, skogsmarken och hårdgjord yta har dragits ifrån. Alla punktkällor räknas som antropogena källor.

Tabell 21. Antropogen bruttobelastning av fosfor (ton/år) avrundat till närmaste 10-tal ton. Belastning lägre än 5 ton anges som <5. Avser år 2014, flödesnormaliserat för perioden 1994-2013.

Område	Jordbruk	Hygge	Dagvatten	Små avlopp	KARV	Industri	Fiskodlingar	Summa Antropogen brutto
Bottenviken	10	<5	10	10	20	50	<5	90
Bottenhavet	90	10	20	60	40	140	50	410
Egentliga Östersjön	290	<5	60	120	110	50	<5	640
Öresund	20	<5	10	10	30	<5	<5	70
Kattegatt	240	<5	50	90	80	50	20	520
Skagerrak	50	<5	<5	10	10	<5	0 ¹	80
Summa	700	20	150	300	290	290	70	1820

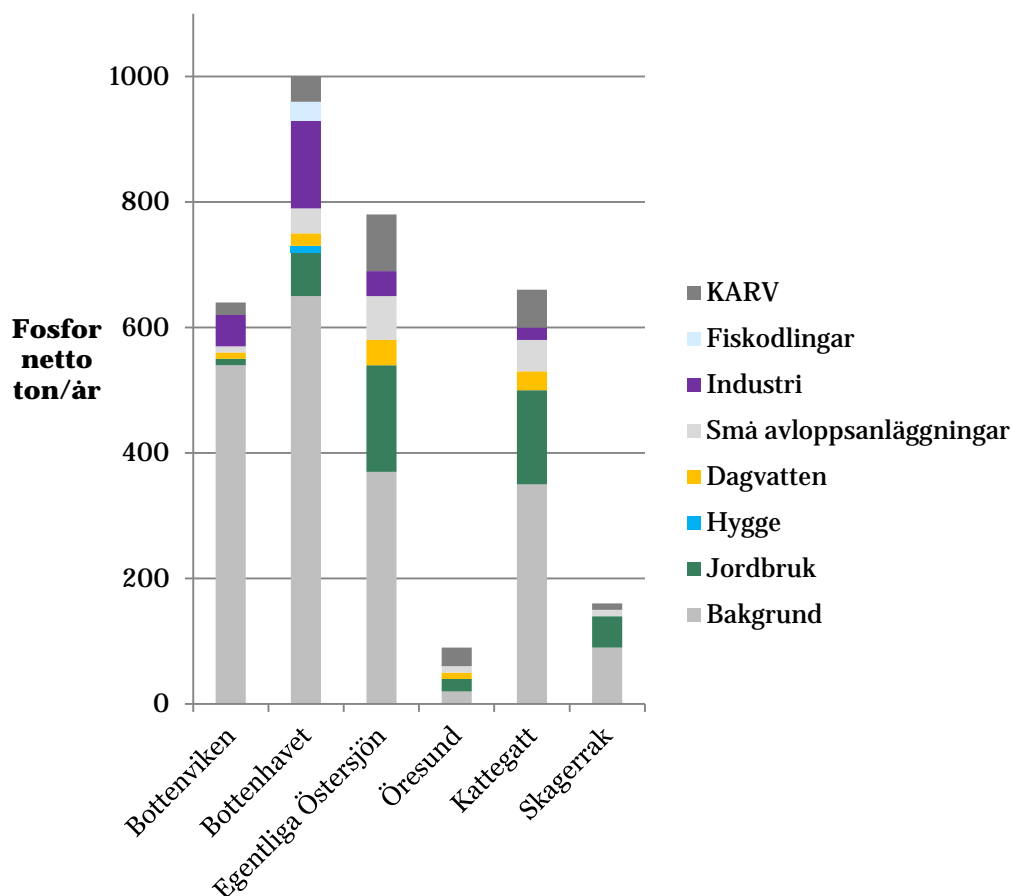
¹ Det finns inga utsläpp rapporterade för dessa områden.

Tabell 22. Antropogen nettobelastning av fosfor (ton/år) avrundat till närmaste 10-tal ton. Belastning lägre än 5 ton anges som <5. Avser år 2014, flödesnormaliserat för perioden 1994-2013

Område	Jordbruk	Hygge	Dagvatten	Små avlopp	KARV	Industri	Fiskodlingar	Summa Antropogen netto
Bottenviken	10	<5	10	10	20	50	<5	90
Bottenhavet	70	10	20	40	40	140	30	350
Egentliga Östersjön	170	<5	40	70	90	40	<5	410
Öresund	20	<5	10	10	30	<5	<5	70
Kattegatt	150	<5	30	50	60	20	<5	310
Skagerrak	50	<5	<5	10	10	<5	0 ¹	70
Summa	460	20	120	200	240	250	40	1330

¹ Det finns inga utsläpp rapporterade för dessa områden.

Figur 33 illustrerar total bakgrundsbelastning i förhållande till antropogen belastning. Bakgrundsbelastningen dominerar nettobelastningen i Bottenhavet och Bottenviken på grund av de stora arealerna av naturlig mark; skogsmark fjäll, öppen mark och sankmark. Även till övriga havsbassänger bidrar naturliga markläckage med betydande belastning.



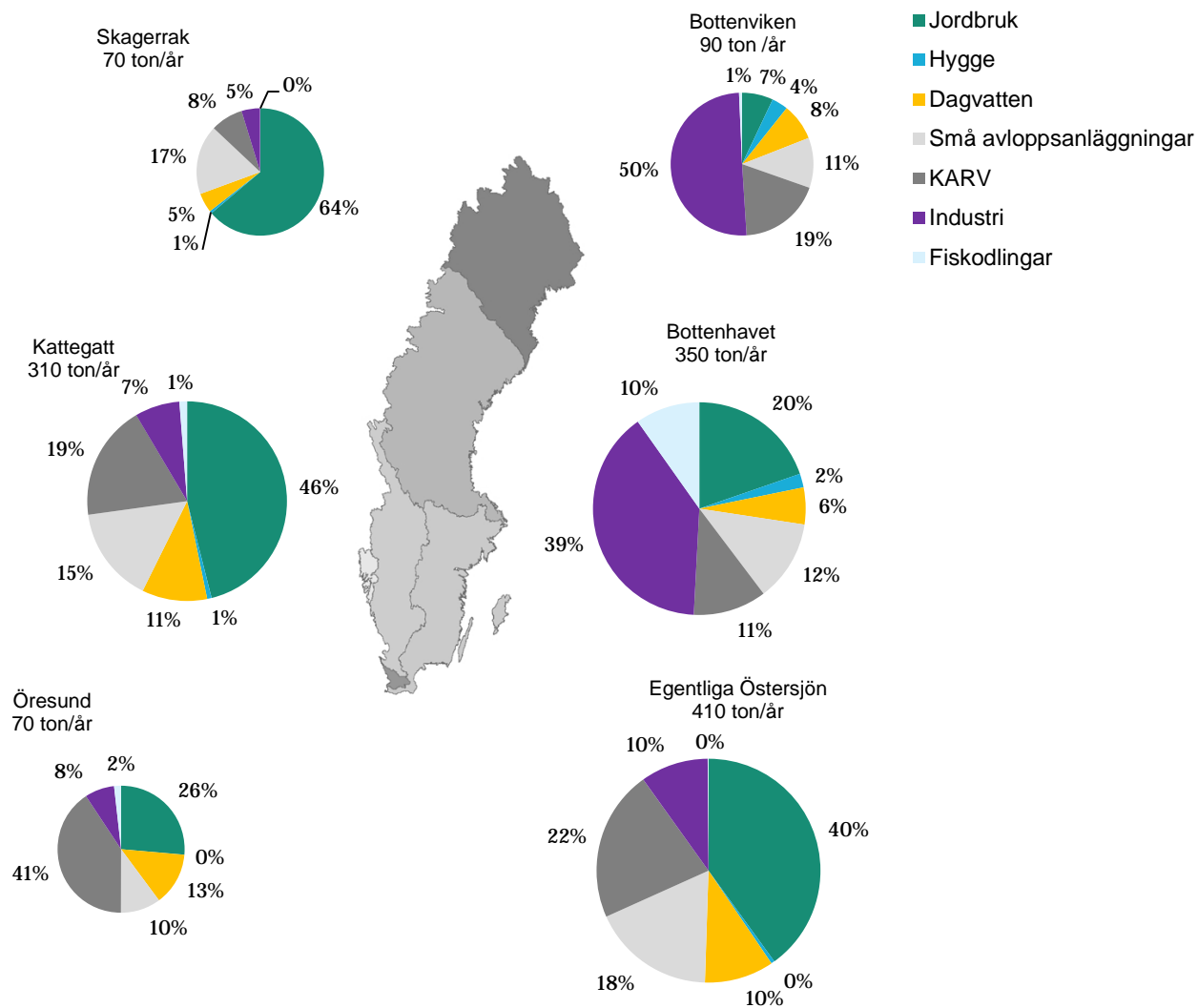
Figur 33. Källor till nettobelastning av fosfor, summa bakgrund och antropogen belastning per havsbassäng (ton/år).

Den antropogena nettobelastningen av fosfor har beräknats till 1 330 ton/år (Tabell 22) inklusive direktutsläpp till havet. Detta är en lägre antropogen belastning än vad som beräknades för 2006 (PLC5), men siffrorna är inte direkt jämförbara på grund av metodikförändringar som skett mellan beräkningstillfällena (se detaljer i diskussionsavsnittet nedan). Det har dock skett en minskning av fosforutsläppen från punktkällor till havet med 130 ton totalt sedan 2006 (PLC5, då små avlopp räknats bort).

Jordbruksbelastningen svarar för 35 % av den totala antropogena nettobelastningen av fosfor, små avlopp för 15 %, och punktkällorna svarar tillsammans för 41 %. Det innebär att jordbruksmarkens belastning står för en ungefär lika stor andel av den totala belastningen som kan åtgärdas jämfört med vad som beräknades 2006 (PLC5). Atmosfärsdepositionen på vatten antas

vara en naturlig bakgrundskälla till fosfor. I tillrinningsområdet till Egentliga Östersjön motsvarar belastningen från jordbruksmarken 40 % av den antropogena belastningen (Figur 34). I tillrinningsområdet till Kattegatt är motsvarande siffra 46 %

Fosfor antropogen nettobelastning



Figur 34. Källfördelning av antropogen nettobelastning av fosfor (ton/år).

Diskussion

Jämförelse med mätdata

I detta avsnitt presenteras jämförelser mellan beräknad belastning och uppmätt belastning vid flodmynningarna (delprogrammet "Flodmynningar" som är den del av den nationella miljöövervakningen, programområde Sötvatten). Först görs en jämförelse med den flödesnormaliserade belastningen för perioden 1994–2013. Därefter görs en jämförelse med den belastning som levererats till Helcom för år 2014 – det vill säga där avrinningen för 2014 har använts (ingen flödesnormalisering).

Jämförelse mellan mätdata för perioden 1994–2013 och flödesnormerad belastning beräknad avseende 2014

I Figur 35 och Figur 36 presenteras beräknad belastning avseende år 2014 flödesnormaliserad för perioden 1994–2013, i förhållande till uppmätt belastning av kväve och fosfor i flodmynningarna 1994–2013 för de huvudavrinningsområden som övervakas och rapporteras till Helcom.

Överensstämmelsen mellan beräknad (PLC6 i figurerna) och uppmätt belastning är mycket bra för kväve, vilket gäller både för stora och små huvudavrinningsområden med viss avvikelse i enstaka områden (Figur 35).

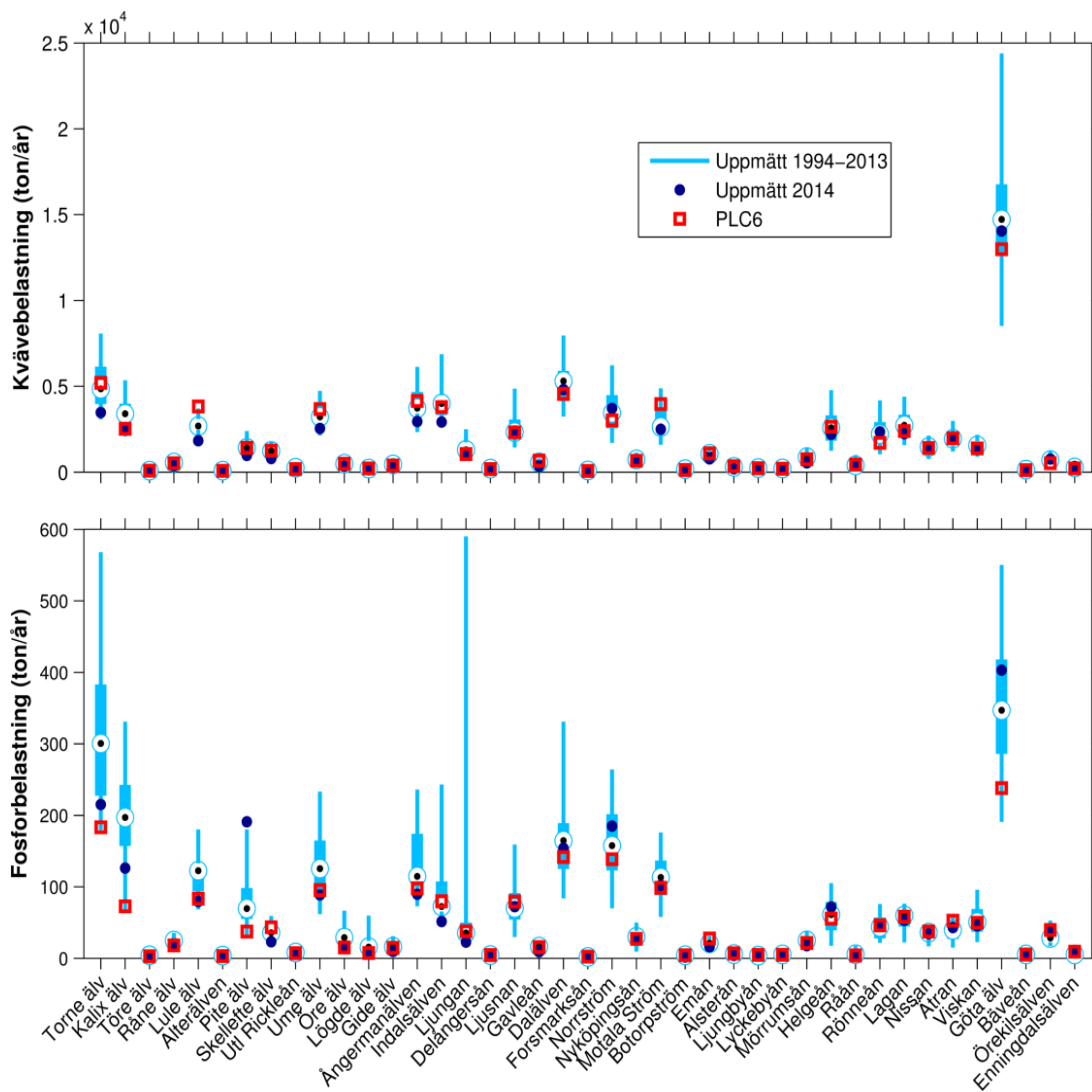
Figur 36 illustrerar samma jämförelse av belastningen men med logskala på y-axeln.

Den beräknade belastningen ligger inom intervallet för uppmätta data 1994–2013, både avseende fosforbelastning (alla områden) och kvävebelastning (alla områden förutom Lule älv där den är något högre, se Figur 36).

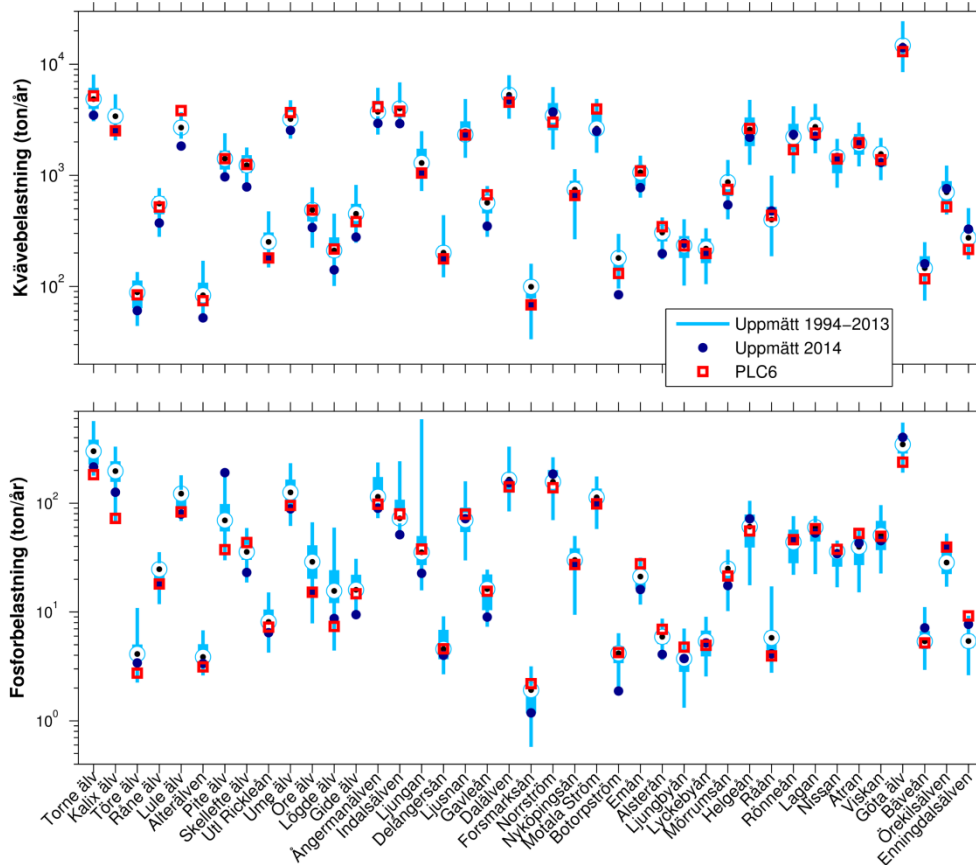
Variationen i uppmätt belastning under perioden för normalisering är mindre för kväve än för fosfor. Det är även svårare att uppskatta fosforbelastningen med modellen än att uppskatta kvävebelastningen.

När det gäller fosfor, är den flödesnormaliserade beräknade belastningen låg i förhållande till uppmätt belastning i flera av de stora norrländska älvorna; Torne älv, Kalixälven, Lule älv, Ume älv och Pite älv (Figur 35). Beräknad fosforbelastning är även låg i Göta älv. Den beräknade belastningen avser 2014 års flödesnormaliserade belastning 1994–2013, men eftersom belastningen har minskat sedan 1995 så har retentionskalibreringen anpassats framförallt till de senast 5 åren i perioden, dvs. till uppmätt belastning 2009–2013. Det innebär att om det finns trender i flodmynningarna med minskad belastning, så blir de modellberäknade resultaten låga i förhållande till uppmätt belastning under hela perioden.

I de flesta flodmynningar i södra Sverige var år 2014 ett normalår vad gäller belastning av kväve och fosfor jämfört med perioden för normalisering 1994–2013. I norra Sverige var belastningen lägre än normalt (generellt omkring 10–20:e percentilen i den uppmätta fördelningen), med undantag av fosforbelastningen i Pite älv som var extremt hög år 2014. Värt att notera är även att Ljungan visar en extremt stor variation i fosforbelastning på grund av mycket hög uppmätt belastning år 1999, vilket orsakades av stora regnmängder under vintern.



Figur 35. Belastning av kväve och fosfor från flodmynningsdata för 1994–2013 (blå boxplot) samt för 2014 (mörkblå punkt) jämfört med beräknad flödesnormaliserad belastning i PLC6 (röd kvadrat). Boxplotten sträcker sig över hela dataintervallet, boxen täcker 25–75 percentilerna och mittpunkten representerar medianvärdet. Notera att för Ljungan är ett årsvärde (1999) för totalfosfor mycket högre än övriga år. Under det året var det onormalt stora regnmängder under vintern.



Figur 36. Belastning av kväve och fosfor från flodmynningsdata för 1994–2013 (blå boxplot) samt för 2014 separat (mörkblå punkt) jämfört med beräknad flödesnormaliserad belastning i PLC6 (röd kvadrat). Detta är samma data som i figuren ovan men belastningen presenteras här i logskala för att tydligare illustrera resultaten för områden med låg total belastning. Boxplotten sträcker sig över hela dataintervallet, boxen täcker 25–75 percentilerna och mittpunkten representerar medianvärdet.

Jämförelse mellan uppmätt flodmynningsbelastning enbart år 2014 och beräknad belastning levererad till Helcom avrinning för enbart år 2014

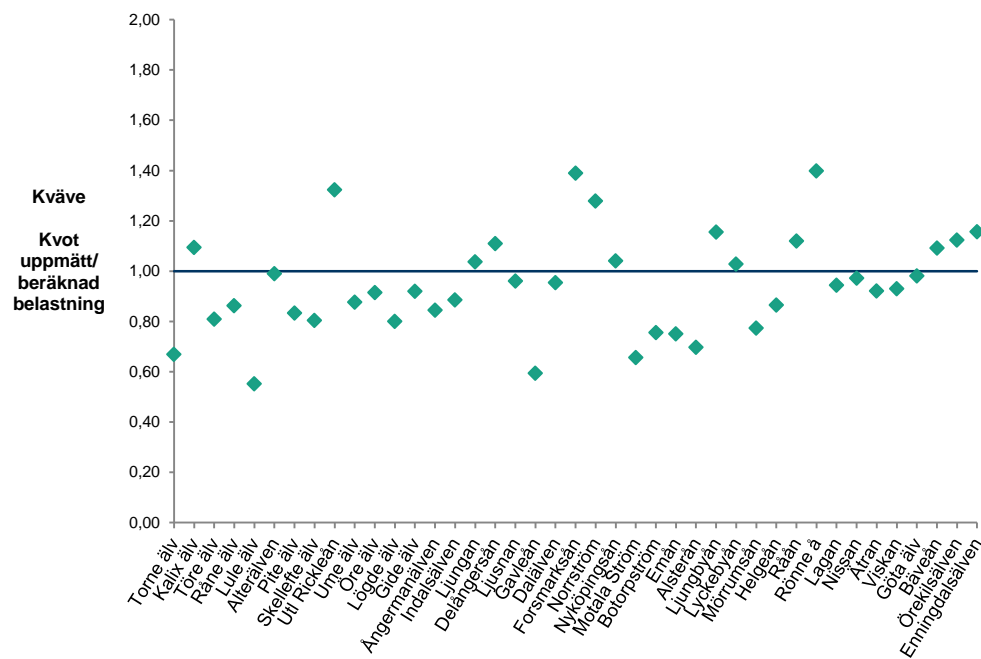
I rapporteringen av PLC6 till Helcom har belastningen beräknats med samma metodik som den långtidsnormaliserade belastningen, förutom att avrinningen för enbart det enskilda året 2014 har använts, istället för perioden 1994–2013. Här redovisas jämförelsen mellan nettobelastningen till havet med avrinning för år 2014 och uppmätt belastning som observerats i delprogrammet "Flodmynningar" (del av den nationella miljöövervakningen, programområde Sötvatten).

Jämförelsen är genomförd genom att beräkna kvoten mellan uppmätt belastning i flodmynningen år 2014 och beräknad total belastning per huvudavrinningsområde.

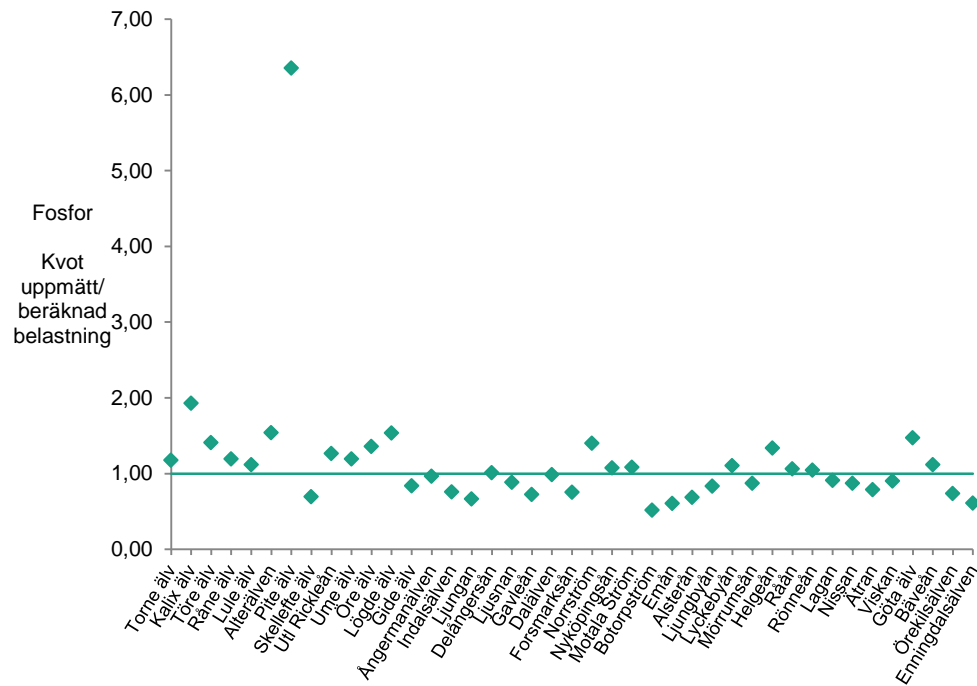
- En kvot = 1 innebär att uppmätt belastning = beräknad belastning,
- En kvot >1 innebär att uppmätt belastning > beräknad belastning samt
- En kvot <1 innebär att uppmätt belastning < beräknad belastning.

Figur 37 och Figur 38 visar resultaten av jämförelsen mellan uppmätt och beräknad belastning av kväve respektive fosfor. Överensstämmelsen är god i de flesta huvudavrinningsområden både avseende kväve och fosfor. Generellt kan eventuellt trender anas med för hög belastning av kväve i huvudavrinningsområden i norra Sverige och för låg belastning av kväve i huvudavrinningsområden i södra Sverige, men tvärtom för fosfor. Det krävs särskild utredning utöver vad detta projekt omfattar för att beskriva om det är trender och vad som orsakar dem. En stor avvikelse kan dock noteras för fosfor i Pite älv. Pite älv har ovanligt stor uppmätt belastning år 2014 och den beräknade belastningen är låg (se föregående avsnitt där den jämförs med medianbelastningen för 1994–2013), vilket ger den stora avvikelsen.

Avvikelser mellan uppmätt och beräknad belastning kan bero på flera orsaker som t.ex. variation i uppmätt belastning ett enskilt år som avviker från medianbelastningen som i fallet med Pite älv, samt avvikelser på grund av modellens beskrivning av verkligheten och dess indata. Avvikelser kan även bero på att ämnestransporten från källa till hav kan vara lång speciellt i vattensystem med sjöar som har lång uppehållstid. Det vill säga att det i vissa fall kan ta lång tid innan beräknade källors bidrag under 2014 kan mätas i flodmynningen, men även att det kan ta tid innan belastningsförändringar på grund av åtgärder kan mätas som en minskad belastning i flodmynningen. Denna fördröjningseffekt tar inte modellen hänsyn till.



Figur 37. Jämförelse mellan uppmätt belastning i flodmynningarna och nettobelastning av kväve per huvudavrinningsområde beräknad med avrinning enbart för år 2014. Om kvoten är 1, så innebär det att uppmätt och beräknad belastning är lika stora.



Figur 38. Jämförelse mellan uppmätt belastning i flodmyningarna och nettobelastning av fosfor per huvudavrinningsområde beräknad med avrinning enbart för år 2014. Om kvoten är 1, så innebär det att uppmätt och beräknad belastning är lika stora.

Jämförelse med tidigare beräkningar

Beräkningarna som har genomförts i samband med rapporteringen till PLC6 har använt metodik och underlag som har genomgått omfattande utveckling sedan tidigare beräkningar. Utvecklingen har genomförts för att

- i) ge minskad osäkerhet i den högre upplösning som efterfrågades till denna beräkning,
- ii) minska kända osäkerheter i tidigare beräkningar, och
- iii) förbättra programmeringstekniska delar för att klara den höga upplösningen.

Samtliga förändringar har genomförts med beaktande av robusthet, osäkerhet, spårbarhet och reproducerbarhet.

Nya beräkningar med PLC6-metodiken behöver genomföras med data från tidigare år för att avgöra storleksordningen på verkliga förändringar i belastningen mellan olika år. Dock har vissa kvalitativa jämförelser av effekter på belastningen mellan det nya underlag som tagits fram här och de data som användes till PLC5 genomförts:

Skog: Belastningen från skogen i södra Sverige är högre i PLC6 än i PLC5. Det beror främst på att högre läckage har antagits baserat på nya mätningar av läckaget i sydvästra Sverige och i Dalarna (Widén-Nilsson m.fl., 2016b).

Hygge: Typhalterna när det gäller läckage från hyggen i norra Sverige har inte förändrats mellan PLC5 och PLC6. Belastningsförändringarna i norra Sverige beror alltså endast på hyggesarealen och den förändrade avrinningen (se nedan om avrinning). Sedan den senaste miljömålsuppföljningen (Ejhed m.fl., 2014) kan hyggesarealerna tas fram med en enhetlig metodik. Hyggesarealen i norra Sverige är lite större 2014 jämfört med 2011 (3 %) (jmf Ejhed m.fl. 2014) och det ska ha lett till ökad näringsämnesbelastning.

Bakgrundsbelastning: Bakgrundsbelastningen är i stora delar av Sverige högre i PLC6 än i PLC5. Den högre beräknade belastningen från skogen i södra Sverige på grund av högre läckagehalter, är en orsak. För fosfor är också jordbrukets bakgrundsbelastning högre på grund av nya antaganden om växtens dynamik (se underlagsrapport om läckage från Jordbruksmark, Johnsson m. fl 2016). Öppen mark har högre läckage av kväve i PLC6 jämfört med PLC5, eftersom typhalten för kväve antas följa skogens läckage som har höjts i södra Sverige. För fosfor är det däremot lägre bakgrundsbelastning från öppen mark på grund av nya typhalter som tagits fram i projektet.

Jordbruksmark: Den brukade jordbruksarealen har minskat med cirka 1900 km² sedan PLC5 och det ska ha lett till minskade näringsämnesläckage. Belastningsförändringar från jordbruk för övrigt antas till stor del bero på den nya metodiken och har bland annat medfört högre bakgrundsbelastning av fosfor från jordbruksmark (se underlagsrapport om läckage från Jordbruksmark, Johnsson m. fl 2016). Arealerna av skyddszoner och fånggröda har inte förändrats mycket sedan tiden kring PLC5 (Blombäck m.fl., 2014).

Dagvatten. Öppen mark används som bakgrunds nivå för tätorternas dagvattenbelastning och kvävetyphalten för öppen mark är högre i PLC6 än i PLC5. Därför är det lägre antropogen dagvattenbelastning av kväve i PLC6 än i PLC5. För fosfor är det däremot lägre bakgrundsbelastning från öppen mark på grund av nya typhalter som tagits fram i projektet. Därför är det högre antropogen dagvattenbelastning av fosfor i PLC6 än i PLC5. Andelen dagvatten som renas har uppdaterats genom enkäter till kommunerna (Olshammar m.fl. 2015b), men det var ett stort bortfall och gav inte någon tydlig skillnad i belastning.

Små avloppsanläggningar: Reningseffektiviteten i små avloppsanläggningar har utvärderats sedan PLC5 (Olshammar m.fl., 2015a) och den är sämre än man tidigare räknat med, vilket ska ha lett till högre belastning i PLC6 jämfört med PLC5. Olshammar m.fl. (2015) beräknade 3% ökad belastning år 2014 jämfört med år 2011 trots att antalet små avloppsanläggningar har minskat under samma period.
Industrier och kommunala avloppsreningsverk
För punktutsläpp är kvantitativa jämförelser möjliga eftersom populationerna är jämförbara (se Tabell 24).

Avrinning: Avrinningen har beräknats med en ny modell och en ny period (se underlagsrapport om avrinning Tengdelius Brunell m.fl. 2016a). Det finns

stora skillnader i avrinning mellan PLC5 och PLC6 på vissa håll i landet. Förändringarna i avrinningen är som störst i små fjällområden samt runt Mälaren. Högre avrinning leder till högre belastning (från samtliga markbaserade källor) och lägre avrinning leder till lägre belastning.

I Tabell 23 nedan sammanställs samtliga förändringar i metodik och underlagsdata som genomförts mellan PLC5 och PLC6, samt en kvalitativ uppskattning av de skillnader som förändringarna har inneburit för beräkningarna av Sveriges totala belastning. Skillnaderna kan variera, dvs. ge en högre eller lägre belastning i olika delar av landet, vilket behöver mer omfattande redovisning än vad tabellen nedan och ovan generella kvalitativa redovisning kan illustrera. Fler beskrivningar av förändringarna i metodik för specifika underlag där utvärdering av effekter har varit möjligt följer efter tabellen.

Tabell 23. Skillnader mellan metodik och mätdata i PLC6 jämfört med PLC5. Orsak till skillnaden har delats upp som metodik- och dataskillnader. Metodikskillnaderna är föranledda av bl.a. krav på ökad upplösning i beräkningarna och utvecklings- och förbättringsarbete genomfört sedan PLC5. De dataskillnader som redovisas i tabellen handlar om format- eller metodförändringar i underlagsdata.

Indata	Datakälla Metodik/mätdata PLC6 referensår 2014	Orsak till skillnad	Metodik/mätdata PLC5 referensår 2006	Förväntad skillnad i belastning 0 = Ingen skillnad, + = ökad belastning, - = minskad belastning
Minsta beräkningsenhet i TBV	Vattenförekomstområden konstruerade från SVAR 2012, ca 23 100 st.	Metodik	Delavrinningsområden SVAR 2006, ca 13 500 st	Högre upplösning i resultat
Normaliseringsperiod	1994-2013. Till Helcom görs en omberäkning med 2014 års avrinning och en omskalning av källfördelningen för att matcha 2014 års flodmynningsbelastning.		1985-2004	-
Markanvändning geografiska data:				
Hydrologisk indelning	6 havsbassänger Helcom 119 huvudavrinningsområden 113 kilar mellan avrinningsområden 1062 Redovisningsområden Ca 23 100 vattenförekomstområden Ca 37 000 delavrinningsområden (SVAR 2012_2)	Metodik	6 havsbassänger Helcom 119 huvudavrinningsområden 113 kilar mellan avrinningsområden 1093 PLC5-områden Ca 13 500 delavrinningsområden (SVAR 2006)	
Läckageregioner	22 st (SCB:s 18 produktionsområden, varav 4 har delats)		22 st	
Regionsindelning skog och öppen mark	Skog: Regionerna mellersta västra (Mv) och mellersta östra (Mo) tillkommer i sydligaste delen av gamla No-regionen Öppen mark: SvL, SoL och Utl-regionen för öppen mark oförändrad. Mv och Mo tillkommer.	Metodik	Norra (No), sydvästra (Sv) och sydöstra (So) No, SvL, SoL och Utl	0

Indata	Datakälla Metodik/mätdata PLC6 referensår 2014	Orsak till skillnad	Metodik/mätdata PLC5 referensår 2006	Förväntad skillnad i belastning 0 = Ingen skillnad, + = ökad belastning, - = minskad belastning
Baskarta använd för skog, fjäll, sankmark, öppen mark och vatten	Väggkartan 1:100 000 (år 2013)	Metodik	Översiktskartan 1:250 000	0 (större areal sankmark och mindre areal skog, men ingen läckageskillnad mellan dessa i norr, och i söder är den läckagehalten anpassad till väggkartans fördelning mellan skog och sankmark)
Beräkningsmetod	Polygoner	Metodik	Rastrering till 25 m-rutor	0
Öar	Öar inkluderade	Metodik	Öar bitvis separat beräknade	0
Jordbruksareal	2014 års jordbruksblock i kombination med 2013 års jordbruksblock och 2013 års stödsökta grödor. Ej stödsökt blockareal klassas som jordbruksmark med odefinierade grödor	Data och metodik	2005 års jordbruksblock och 2005 års stödsökta grödor. Ej stödsökt blockareal klassas som öppen mark	Odef-grödor: Högre för kväve= + Odef-grödor: Svårbedömt för fosfor
Hyggen	Hyggesarealer för 5 år i södra Sverige (Sv, So) och för 10 år i Norrland (Mv, Mo, No). Alla data nu med samma metodik dvs. med hyggets form känd.	Data	Hyggesarealer för 5 år i södra Sverige (Sv, So) och för 10 år i Norrland (No), men äldre data endast som en mittpunkt	Ev. något lägre p.g.a. att faktiskt avverkade hyggen ger mindre totalareal än äldre metodik med anmälda hyggen.
Tätorter	SCB:s tätortskarta (år 2010), med "hål" för jordbruksblocken och väggkartans vattenareal.	Metodik	Översiktskartans tätorter. Dubbelberäkning för jordbruks- och hyggesareal inom tätorter.	
Bebyggelse utanför tätort	Öppen mark	Metodik	Öppen mark	0
Sjöar	Då avrinning samt retention beräknas används sjöarealen från SVAR. Då belastning som är relaterad till sjöareal beräknas används information från väggkartan.	Metodik	Översiktskartan 1:250 000	
Norge och Finland	Corine Land Cover	Metodik	GRID Arendal	0

Indata	Datakälla Metodik/mätdata PLC6 referensår 2014	Orsak till skillnad	Metodik/mätdata PLC5 referensår 2006	Förväntad skillnad i belastning 0 = Ingen skillnad, + = ökad belastning, - = minskad belastning
Jordbruksmarkens jordarter	Fördelning av jordarterna per vattenförekomstområde, baserat på kombination av 15 000 mätvärden och SGU:s jordartskarta	Metodik	En jordart per delavrinningsområde, baserat på interpolation av ca 3000 mätvärden.	0 men förändrat rumsligt jordbruksläckage
Jordbruksmarkens lutning	Kontinuerliga värden beräknade baserat på 2 m-höjddata för alla åkermarksblock i vattenförekomstområdet	Metodik	Tre klasser beräknade baserat på 50 m-höjddata för jordbruksblocken inom 50 m från vägkartans vattendrag	+ Högre fosforbelastning från jordbruksmarken
Jordbruksmarkens fosforhalt	Kontinuerliga värden baserade på interpolation av ca 5000 mätvärden. Bakgrundshalt från alvmätningar.	Metodik	Tre klasser baserade på interpolation av ca 3000 mätvärden. Bakgrundshalt som fosforklass 1.	0: Förändrat rumsligt fosforläckage (totalt och bakgrund) - Lägre bakgrundsbelastning.
Läckagedata:	-	-	-	
Skog N	Sv, So, Mv och Mo Sverige ny vattenförekomstområdesberoende typhalt beräknad från medelkoordinater. Nordligare delen av No Sverige oförändrat (höjdberoende)	Metodik	Sv 0,428 mg/l, So 0,522 mg/l. No: medelhöjdsberoende halt för olika delavrinningsområden	+ Högre i södra Sverige
Skog och sankmark P	Sv, So: 0,013 mg/l (anpassning till nya mätdata) Mv, Mo och No oförändrat (höjdberoende)	Metodik	Sv, So: 0,008 mg/l No oförändrat (höjdberoende)	+ Högre i södra Sverige
Sankmark N	Sv, So, Mv och Mo Sverige ny vattenförekomstområdesberoende typhalt beräknad från medelkoordinater. Nordligare delen av No Sverige oförändrat (höjdberoende)	Metodik	Sv 0,831 mg/l, So 0,955 mg/l. No: medelhöjdsberoende halt för olika delavrinningsområden	+ Högre i södra Sverige
Hygge N	Sv, So, Mv och Mo dubbla skogsläckaget Nordligare delen av No Sverige oförändrat (höjdberoende)	Metodik	Sv och So depositionsberoende No: medelhöjdsberoende halt	0 Ändrat rumsligt mönster.
Hygge P	Sv, So: 0,021 mg/l (anpassning till nya mätdata)	Metodik	Sv och So: 0,013 mg/l	+ Högre i södra Sverige

Indata	Datakälla Metodik/mätdata PLC6 referensår 2014	Orsak till skillnad	Metodik/mätdata PLC5 referensår 2006	Förväntad skillnad i belastning 0 = Ingen skillnad, + = ökad belastning, - = minskad belastning
	Mv, Mo och No oförändrat (höjdberoende)		No: medelhöjdsberoende halt	
Öppen mark N	Utl: 1,5 mg/l oförändrat. SvL, SoL, MvL och MoL som skogens medelkoordinatsberoende halt. Nordligare delen av No Sverige oförändrat (höjdberoende)	Metodik	Utl: 1,5 mg/l SvL 0,428 mg/l, SoL 0,522 mg/l. Månadsfaktorer för kvartalsvariation. No: medelhöjdsberoende halt för olika delavrinningsområden	+ Högre i delar av södra Sverige. Det ger lägre andel antropogen belastning från tätorter.
Öppen mark P*	0,026 mg/l (anpassning till jordbruksmarkens beräknade bakgrundsläckage)	Metodik	0,050 mg/l	- Lägre (men öppen mark svårutvärderat p.g.a. förändringen med Odef-gröda). Högre antropogen belastning från tätorter.
Jordbruk, både N och P	NLeCCS version 3.1 Målavrinning 1994-2013 beräknad med S-HYPE, version 2012_1_2_1, och aggregerad till vattenförekomstområden. Ny jordartsfördelning. Klimat (daglig nederbörd, temperatur, solinstrålning, luftfuktighet och vindhastighet) uppdaterat: Beräkningsperiod 30 år, 1984-2013. Ny gröda majs Odefinierade grödor (all ej stödsökt areal) som bete.	Metodik och data	NLeCCS version 2.1 Målavrinning 1985-2004 beräknad med HBV-NP. Beräkningsperiod samma 20 år som målavrinningen. Odefinierade grödor (mycket liten areal) medelkoncentration av alla grödor	0 Regionala förändringar
Jordbruk N	SOILNDB version Soilndb_cli_4.4.0 Olika skördar för olika gödslingsregimer Regional balans för sim/målskörd och organiskt material. Vidareutvecklad bakgrundsberäkning Vallarna beräknade med aktuell skörd och gödslingsstatistik. Och uppdelade mellan slätter- och betesvall.	Metodik	SOILNDB version 3.0.36	0 Regionala förändringar.

Indata	Datakälla Metodik/mätdata PLC6 referensår 2014	Orsak till skillnad	Metodik/mätdata PLC5 referensår 2006	Förväntad skillnad i belastning 0 = Ingen skillnad, + = ökad belastning, - = minskad belastning
Jordbruk P	ICECREAMDB version 2.0_Beta_19 (Icecream 3.1.19) Regressionsekvation för användning med kontinuerliga värden på lutning och fosforhalt Skyddszon beräknad med ICECREAM. Vidareutveckling av parameterisering och kalibrering. Vidareutvecklad bakgrundsberäkning	Metodik	ICECREAMDB version 1.0.34 Tre lutnings- och fosforklasser Skyddszon var reduktionsfaktor	+ Högre bakgrundsläckage 0 Regionala förändringar.
Övriga diffusa källor				
Deposition	Kvävedeposition på vatten och jordbruksmark från MATCH-modellen. För jordbruksmark för perioden 2002-2012 och för vatten för åren 2002-2004, 2006-2009 samt 2011-2012. Ingen beräkning av kvävedeposition på hyggen. Fosfordepositionen oförändrad	Metodik	Kvävedeposition på vatten, hyggen och jordbruksmark från MATCH-modellen för perioden	0
Dagvatten	Schablonhalter från StormTac 2014-01-22, viktad med deposition. Kommunenkät om dagvattenrening hela Sverige 2014. Tätortsgräns enligt ovan. Nederbörd 1994-2013	Data	Schablonhalter från StormTac 2007-03. Kommunenkät 22 städer 2007. Tätortsgräns enligt ovan. Nederbörd 1985-2004,	(+) Antropogena andelen högre för fosfor och lägre för kväve p.g.a. förändring av läckaget från öppen mark som används som tätortens bakgrundsläckage.
Små avlopp	Fastighetstaxeringen 2014 (SCB) Belastnings- och reningsschabloner från Ek m.fl (2011) resp. Olshammar m.fl., (2015a). Kommunenkät från 2015. Inkluderar små avloppsanläggningar upp till 200 pe. Summerades till diffusa källor	Metodik och data	Fastighetstaxeringen 2006 (SCB) Belastnings- och reningsschabloner från Naturvårdsverket (1995) respektive Liss (2003). Kommunenkät från (Ryegård m.fl., 2006). Inkluderar små avloppsanläggningar upp till 20 pe. Summerades till punktkällor	+ Reningsschabloner för kväve och fosfor har sänkts vilket ger större belastning. Populationen har ändrats, men det ger inte någon betydande belastningsskillnad.
Kommunala avloppsreningsverk (KARV) och industrier				

Indata	Datakälla Metodik/mätdata PLC6 referensår 2014	Orsak till skillnad	Metodik/mätdata PLC5 referensår 2006	Förväntad skillnad i belastning 0 = Ingen skillnad, + = ökad belastning, - = minskad belastning
KARV AB	Data från SMP år 2014. Utsläppskordinaterna har granskats (Svanström och Braun, 2013).	Data	Data från EMIR år 2006.	(-) Förbättrad kväverening vid större reningsverk framförallt i inlandet.
KARV C	Uppdaterade uppgifter om existens, reningsteknik och storlek enligt enkätstudier (Bränvall och Svanström, 2010 samt Olshammar m.fl., 2015b). Fosforshablonen har valts lägre än till PLC5 med hänsyn till den förändrade användningen av tvättmedel.	Data och metodik	Reningsteknik och storlek byggde på tio år gamla enkätuppgifter. Fosforshablonen var högre.	(-) Minskning. Nedläggning av några avloppsreningsverk och omkoppling till större verk.
Industrier	Data från SMP år 2014. Utsläppskordinaterna har granskats (Svanström och Braun, 2013).	Data	Data från EMIR år 2006.	(-)
Fiskodlingar	Data från SMP år 2014. Separat redovisning.	Metodik och data	Data togs från enkätstudie. Inga data från fiskodling i inlandet redovisades. Se separat redovisning.	(+) Även inlandsfiskodlingar finns med i PLC6. Produktionen har gått upp (SCB 2015).
Avrinning				
Avrinning	S-HYPE version version 2012_1_2_1 vars avrinning aggregeras till vattenförekomstområden för 1994-2013 till den svenska rapporten och för år 2014 till Helcom Ca 400 mätstationer använda för kalibrering.	Metodik	HBV-NP version 7.1.4 använd för att beräkna avrinningen för 1985-2004.	(0) Regionala förändringar p.g.a. ny modell och annan områdesindelning.
Retention				
Retention	SMED-HYPE version 1_0_0, modelluppsättning SMED-S-HYPE. Retentionen beräknas för 36 000 delavrinningsområden och viktas för att erhållas på 23 100 vattenförekomstområden	Metodik	HBV-NP version 7.1.4 Retentionen beräknades för 1100 områden.	(+) Regionala förändringar. Kväve är högre i nordöstra och sydvästra Sverige och fosfor är högre i norra Sverige i huvudfåran
Lokal retention	Ingen markretention sker explicit. All retention	Metodik	Markretention av kväve sker på utsläpp	(-) Regionala förändringar.

Indata	Datakälla Metodik/mätdata PLC6 referensår 2014	Orsak till skillnad	Metodik/mätdata PLC5 referensår 2006	Förväntad skillnad i belastning 0 = Ingen skillnad, + = ökad belastning, - = minskad belastning
	sker för alla diffusa källor i lokala vattendraget/huvudvattendraget/sjö.		från små avlopp och läckage från jordbruksmark.	Kväve total retention (lokal och huvudfåra) är lägre i fjällkedjan och längs ostkusten
Mätdata	700 mätstationer använda för kalibrering.	Data	Ca 500 mätstationer använda för kalibrering.	
Hantering läckage	Utsläppen från punktkällorna, och små avlopp samt jordbruksläckage från vall och odef skiljer sig mot de som används i TBV.	Data	Utsläppen från punktkällorna skiljer sig mot de som används i TBV.	

Metodskillnader i bestämningar av markanvändningen

Bytet av baskarta från översiktskartan till vägkartan har störst effekt på arealen sankmark som ökar betydligt samtidigt som skogsarealen minskar (Widén-Nilsson m.fl., 2016a). Det beror på den högre upplösningen i vägkartan jämfört med översiktskartan, vilket ger färre generaliseringar och därmed kommer fler små sankmarker med. I PLC5 klassades små sankmarker istället som skog. I norra Sverige påverkas inte belastningen av den förändrade fördelningen mellan skogs- och sankmark eftersom skogs- och sankmark har samma läckage. I södra Sverige är de nya typhalterna för skogs- och sankmark anpassade till just vägkartans fördelning mellan dessa båda markklasser.

Arealen jordbruksmark i Sverige minskar (Jordbruksverket och SCB, 2014). Jordbrukets areal i PLC6 kan jämföras med arealen i PLC5 om den obrukade jordbruksmarken (1 971 km²) exkluderas (Widén-Nilsson m.fl., 2016a). Arealen brukad jordbruksmark har minskat med ungefär 1900 km² sedan år 2005 (PLC5), från 32 194 km² till 30 313 km² (32 2821 km² - 1 971 km² = 30 313 km²).

Jordbruksblock som inte är stödsökta klassificerades i PLC4 (TRK) som odefinierad jordbruksmark med ett medelläckage för alla grödor. I PLC5 klassificerades denna areal istället som öppen mark som för kväve i stora delar av landet har samma låga läckage som skog. I PLC6 klassificeras denna areal som obrukad jordbruksmark och tilldelas läckaget för odefinierade grödor (Odef), vilket i PLC6 motsvarar bakgrundsläckaget. För fosfor blir läckaget från den obrukade jordbruksmarken något högre än det rena bakgrundsläckaget eftersom det förstnämnda beräknas med matjordens fosforhalt och det senare med alvens lägre fosforhalt. Denna obrukade areal ger alltså för fosfor ett visst antropogent bidrag, medan det för kväve jämfört med PLC5 inte påverkar den antropogena belastningen utan endast ger en ökning av jordbrukets totalbelastning och bakgrundsbelastning.

Arealen tätort har minskat något jämfört med PLC5 p.g.a. kart- och metodikbyte (Widén-Nilsson m.fl., 2016a).

Arealen hygge har också minskat jämfört med PLC5, vilket också främst beror på metodikförändring (Widén-Nilsson m.fl., 2016a). Först i och med miljömålsuppföljningen för år 2011, med hyggesdata för år 2002–2011, har hela hyggesarealen baserats på förändringsanalys av fjärranalysdata.

Metodskillnader i beräkningar av markläckage (typhalter och läckagekoefficienter)

Den högre typhalten i PLC6 för kväveläckaget från skog i södra Sverige ger en högre kvävebelastning och den förändringen har större effekt på den totala belastningen än förändringen i avrinning (Widén-Nilsson m.fl., 2016b).

Kväveläckage från hyggen har ett förändrat rumsligt mönster, med högre halter i sydost, medan PLC5 hade högre halter i sydväst. Belastningen är dock alltid högre i sydväst, i såväl PLC5 som i PLC6, eftersom avrinningen är högre där. Läckageförändringens effekt på belastningen kan inte avgöras utan en omräkning. Den högre typhalten i PLC6 för fosforläckaget från skog i södra Sverige ger en motsvarande belastningsökning.

Att likställa fosforläckaget från öppen mark med medianbakgrundsläckaget från SandyLoam och därmed i princip halvera fosforläckaget från öppen mark bidrar till motsvarande halvering av bruttobelastningen från öppen mark, som

räknas som naturlig bakgrund. Den totala förändringen för öppen mark i PLC6 har dock varit svårbedömd eftersom icke stödsökt jordbruksareal inte klassificerats som öppen mark utan som obrukad jordbruksareal.

Belastningen av fosfor från åkermarken är högre i PLC6 än i PLC5 (Johnsson m.fl., 2016). Det beror bland annat på att den nya lutningskartan vilken har lett till högre lutningar i många områden, liksom den nya jordartskartan som innebär att jordar med makroporflöde är mer frekvent förekommande. Bakgrundsbelastningen av fosfor är högre nationellt sett i PLC6 än i PLC5. Huvudorsak till detta är att beräkningsmetodiken för fosforläckaget har ändrats med nya antaganden om växtens dynamik.

Belastningen av kväve från åkermarken har regionala förändringar jämfört med PLC5 eftersom metodiken i PLC6 tar större regional hänsyn än tidigare (Johnsson m.fl., 2016). Nationellt antas däremot förändringen vara liten.

Metodskillnader i beräkningar av dagvatten (tätorter)

Tätorternas utsträckning har definierats av SCB:s tätortskarta i PLC6, jämfört med översiktskartan i PLC5, medan markanvändningen inom tätorterna oförändrat definieras av SMD-kartan (Widén-Nilsson m.fl., 2016a). Läckageschablonerna är uppdaterade jämfört med PLC5 liksom informationen om kommunernas dagvattenrening (Olshammar m.fl., 2015b).

Den antropogena delen av belastningen från dagvatten har indirekt påverkats mycket av förändringarna av typhalterna för öppen mark (Widén-Nilsson m.fl., 2016b). Förändringen har gett en lägre antropogen kvävebelastning från tätorter och en högre antropogen fosforbelastning från tätorter i PLC6 jämfört med PLC5. Typhalterna för öppen mark används som bakgrundsläckage för tätorterna. I PLC6 har kvävetyphalten för öppen mark höjts i stora delar av södra Sverige jämfört med PLC5 medan fosfortyphalten för öppen mark har sänkts i hela Sverige jämfört med PLC5 (Widén-Nilsson m.fl., 2016b).

Metodskillnader för små avloppsanläggningar

Antalet små (enskilda) avloppsanläggningar har förändrats sedan PLC5, vilket är en kombination av i) *en normal indataförändring mellan år*; omvandling av fritidsfastigheter till permanentboende och nybyggnation av fastigheter utanför allmänt VA-verksamhetsområde och anslutning av fastigheter till kommunala reningsverk, samt ii) *en metodförändring*; små avloppsanläggningar 25-200 pe inkluderas i PLC6 medan de inte ingick i denna kategori i PLC5.

Endast 1 % av fastigheterna med små avloppsanläggningar är ansluta till små reningsverk 25-200 pe och 2 % är anslutna till markbaserade anläggningar i samma storleksintervall vilket gör att metodförändringen inte gett någon större effekt på belastningen. Eftersom antalet fastigheter som har anslutits till kommunala avloppsreningsverk är fler än de som tillkommit har det totala antalet fastigheter med små avloppsanläggningar minskat mellan år 2006 och år 2014. Olshammar m.fl. (2015b) undersökte förändringen mellan år 2011 och år 2014. Antalet fastigheter med små avloppsanläggningar minskade under denna tid med 6 752, huvudsakligen på grund av anslutning till kommunala reningsverk.

Ytterligare metodskillnader mellan år 2006 PLC5 (Brandt m.fl. 2008), år 2011 (Olshammar m.fl. 2015a) och år 2014 PLC6 (denna rapport) är att reningsschablonerna i vissa typer av anläggningar har sänkts i PLC6, för att ta hänsyn till dåligt underhåll och bristande service av anläggningarna.

Jämförelser mellan 2011 och 2014 (Olshammar m.fl., 2015a) visar att trots att antalet fastigheter med små avloppsanläggningar minskat, ökar belastningen av fosfor från små avloppsanläggningar med 3 % . Skillnaden beror på justeringen av reningsschablonerna.

Metodskillnader för punktkällor

Förändringar i populationen av punktkällor

En anläggningsvis jämförelse har gjorts med punktkällorna som ingick i PLC5 och PLC6 (Tabell 24). Totalsummorna visar på en minskning av kväveutsläppen med drygt 4 000 ton och fosfor med 200 ton mellan år 2006 (PLC5) och år 2014 (PLC6 denna rapport). Jämförbarheten påverkas marginellt av att några fler kategorier av industrier ingår i populationen 2014 samt att fler avfallsanläggningar har rapporterat sina utsläpp. För en längre tidserie där punktutsläppen jämförs se Ejhed m.fl. (2014).

Tabell 24. Jämförelse av punktkällor mellan PLC5 (2006) och PLC6 (2014) med avseende på antal och belastning.

Kust/Inland	Källa	Antal	N-tot (ton)			P-tot (ton)		
			2014	2006	Skillnad (%)	2014	2006	Skillnad (%)
Ingår enbart i PLC5:								
Kust	KarvAB	7	-	73	-	-	1	-
Kust	KarvCU	33	-	86	-	-	3	-
Kust	Industri	4	-	155	-	-	29	-
Inland	KarvAB	34	-	327	-	-	6	-
Inland	KarvCU	125	-	315	-	-	12	-
Inland	Industri	42	-	284	-	-	8	-
Delsumma		245		1 240			59	
Ingår enbart i PLC6:								
Kust	KarvAB	2	5	-	-	0	-	-
Kust	KarvC	1	4	-	-	0	-	-
Kust	Industri	9	30	-	-	1	-	-
Kust	Övrig industri	1	5	-	-	0	-	-
Inland	KarvAB	4	9	-	-	0	-	-
Inland	KarvC	45	57	-	-	1	-	-
Inland	Industri	87	212	-	-	3	-	-
Inland	Övrig industri	22	35	-	-	5	-	-
Inland	Avfall	16	33	-	-	0	-	-
Delsumma		187	390			10		
Ingår i både PLC5 och PLC6:								
Kust	KarvAB	131	8 064	8 623	-6	160	230	-30
Kust	KarvC	2	7	8	-13	0	0	-
Kust	Industri	42	1 952	2 442	-20	225	248	-9
Inland	KarvAB	298	7 648	9 412	-19	99	125	-21
Inland	KarvC	655	1 024	1 365	-25	26	37	-30
Inland	Industri	50	2 060	2 447	-16	52	72	-28
Inland	Avfall	9	62	56	11	0	1	-100
Delsumma		1 187	20 817	24 353	-15	562	713	-21
Totalsumma		2006: 1198 2014: 1170	21 207	25 593	-17	572	772	-26
Skillnad (ton)			-4 386			-200		

Fiskodlingar

Data från fiskodlingars utsläpp har tagits fram på olika sätt till PLC5 och PLC6. Produktionen vid fiskodlingar undersöks årligen av SCB på uppdrag av Jordbruksverket (tidigare av Fiskeriverket). Till PLC5-rapporteringen användes dessa produktionsdata i kombination med emissionsfaktorer för att skatta utsläppen från odlingar i havet. I Mietala (2013) jämfördes underlaget till SCB-enkäten gällande 2010 års produktion vid fiskodlingarna med de utsläppsdata för detta år som företagen rapporterat till SMP. Det visade sig då att metoden med emissionsfaktorer gav genomsnittligt högre kväveutsläpp och lägre fosforutsläpp än SMP-metoden. SMP-metoden bedöms ge precisare skattningar för enskilda anläggningar, men samtidigt ha en viss underskattning eftersom små odlingar inte rapporterar till SMP. Det bedömdes lämpligt att övergå till SMP-metoden och i PLC6 är det således data från SMP som har använts. I Tabell 25 nedan jämförs utsläppsdata från fiskodlingar som använts i PLC5 och PLC6.

Tabell 25. Jämförelse av utsläppsdata från fiskodling i PLC5 (2006) och PLC6 (2014) med avseende på antal och belastning. Observera att utsläppsdata är framtaget på olika sätt i PLC5 och PLC6.

Kust/Inland	Antal	N-tot (ton)		P-tot (ton)	
		2014	2006	2014	2006
Ingår i PLC5:					
Kust	-	-	283	-	36
Inland	-	-	139	-	18
Delsumma	120		422		54
Ingår i PLC6:					
Kust	11	90	-	10	-
Inland	28	363	-	60	-
Delsumma	39	423		70	
Skillnad¹	-81	1		16	

¹ Observera att utsläppsdata är framtaget på olika sätt i PLC5 och PLC6.

Metodskillnader i avrinningsberäkningarna

Modellen som har använts för beräkningen av avrinning i PLC6 är SMED-HYPE (I PLC5 användes HBV-NP version 7.1.4). När det gäller hydrologiska beräkningar är SMED-HYPE-modellen identisk med HYPE_4_3_1. Parameter uppsättningen som har använts är från S-HYPE. SMED-HYPE använder modelluppsättningen S-HYPE 2012 version 1.2.1 för att beräkna avrinningen på ca 37 700 områden. Avrinningen som sammanställts inom PLC6 beräknades för vattenförekomstområdesskala, d.v.s. 23 100 områden. I PLC5 beräknades avrinning för 1 100 områden.

I Tengdelius-Brunell m.fl. (2016b) jämförs avrinningen från PLC5 beräknad med HBV-NP och PLC6 beräknad med SMED-HYPE för respektive 20-årsperiod. Då avrinningen inom varje vattenförekomstområde i PLC6 jämförs mot den i PLC5 som är på en grövre skala kan skillnaderna vara stora. Skillnaderna i avrinningen är som störst i små fjällområden samt i området

runt Mälaren. De största bidraget till skillnaderna ligger i att en ny modell används tillsammans med att resultatet tas fram på en annan områdesindelning.

Metodskillnader i beräkning av retention

I PLC6 beräknades retentionen i ca 37 700 områden med SMED-HYPE för att sammanställas på ca 23 100 vattenförekomstområden. Beräkningen i samband med PLC5 gjordes med HBV-NP version 7.1.4 för ca 1 100 områden.

Retentionen redovisas i Tengdelius Brunell m.fl. (2016a) på både vattenförekomstområden och PLC5-områden (ca 1 100) för att ge en bild av förändringen i retention mellan de två rapporteringarna. Skillnaderna mellan de två modellerna redovisas i Tengdelius Brunell m.fl. (2013).

För att beräkna retentionen användes bruttobelastningen i TBV med följande undantag: 1. totalhalterna delades upp i fraktioner och 2. för små avlopp och utsläpp från punktkällor användes data från den senaste miljömålsuppföljningen (Ejhed m.fl., 2014). Fraktionerna oorganiskt kväve (IN)/organiskt kväve (ON), samt partikulär fosfor (PP)/löst reaktiv fosfor (SP) har förändrats mellan de två rapporteringarna enligt Tabell 26. Fraktionerna för markläckage är oförändrade förutom för kväveläckaget i södra Sverige från skog, sankmark, hygge och öppen mark (Widén-Nilsson, 2016b). I och med att IN-läckaget är oförändrat jämfört med PLC5, men totalkväve är förhöjt med en gradient ökande mot sydost, är andelen IN lägre i PLC6 och särskilt i sydöstra Sverige för skog, sankmark och delar av den öppna marken. Även IN-läckaget från har ett annorlunda rumsligt mönster med en större fraktion IN i sydöstra Sverige i PLC6 jämfört med PLC5 och en mindre fraktion IN i sydvästra Sverige i PLC6 jämfört med PLC5.

Tabell 26. Förändring av näringsämnesfraktioner i retentionsberäkningen (IN = oorganiskt kväve, ON = organiskt kväve, PP = partikulärt fosfor och SP = löst reaktivt fosfor) Förändringarna av kväveläckaget från skog, sankmark, öppen mark och hygge varierar över södra Sverige och redovisas inte.

	IN PLC6	ON PLC6	PP PLC6	SP PLC6	IN PLC5	ON PLC5	PP PLC5	SP PLC5
Reningsverk	90 %	10 %	70 %	30 %	90 %	10 %	50 %	50 %
Industrier	90 %	10 %	70 %	30 %	70 %	30 %	60 %	40 %
Dagvatten	90 %	10 %	85 %	15 %	20 %	80 %	95 %	5 %
Små avlopp	90 %	10 %	30 %	70 %	90 %	10 %	30 %	70 %

Miljömålsuppföljning och effekter av åtgärder

För att kunna uttala sig om trender i belastningen som beror på mänskliga aktiviteter som åtgärder, behöver beräkningarna genomföras med jämförbara indata och jämförbar metodik för olika år. I jämförelser mellan bruttoutsläpp av punktkällor olika år är det viktigt att populationen är jämförbar. I jämförelser mellan brutto- och nettoutsläpp av diffusa källor olika år behöver alla indata och beräkningar ha tagits fram på ett jämförbart sätt. I samband

med PLC5 genomfördes omräkningar av såväl TRK-projektets belastningar (år 2000) som år 1995 års belastningar. Även miljömålsberäkningar för år 2009 och 2011 har genomförts med PLC5-metodik. Innan fullständiga omräkningar genomförts med PLC6-metodik går det inte att uttala sig om mer om trender som beror på mänskliga aktiviteter än vad som gjorts i ovan kvalitativa bedömningar.

Jämförelser med belastningstak (Maximum Allowable Input) enligt Baltic Sea Action Plan

Östersjöländernas överenskommelse om åtgärder för bättre miljö kvalitet i Östersjön "Baltic Sea Action Plan" (BSAP) omfattar belastningstak (Maximum Allowable Input = MAI) och reduktionsmål (Country Allocated Reduction Targets = CART) avseende kväve och fosfor för enskilda havsbassänger uppdelat per land. Belastningstaket är satt för samtliga havsbassänger runt Sverige; men de som ses som mest utmanande för Sverige är 17 924 ton kväve till Bottenviken, 30 942 ton kväve till Egentliga Östersjön och 34 206 ton kväve till Kattegatt samt 308 ton fosfor till Egentliga Östersjön (Helcom 2013 samt förtydligande om MAI på www.helcom.fi).

Total kvävebelastning till Bottenviken har beräknats till 19 500 ton och till Egentliga Östersjön 29 400 ton avseende år 2014, flödesnormaliserat för perioden 1994-2013, och då utgörs cirka hälften av antropogena källor. Total kvävebelastning till Kattegatt har beräknats till 28 700 ton avseende år 2014, flödesnormaliserat 1994-2013, och även till Kattegatt utgörs nära hälften av antropogena källor. Kvävemålet överskrids därmed till Bottenviken men är därmed uppfyllt till övriga bassänger. BSAP följs upp i Helcom genom summering av belastning uppmätt årligen i flodmynningarna. Ökad belastning till följd av klimatvariationer enskilda år kan ge överskridanden. Belastningen år 2014 var ett representativt år under perioden för normalisering 1994-2013 (se Figur 35 och Figur 36 i Diskussion avsnitt Jämförelse mellan mätdata för perioden 1994-2013 och beräknad belastning), vilket innebär att uppmätt belastningen år 2014 troligen kommer att visa resultat i samma storleksordning, som de beräknade källfördelade resultaten i denna rapport.

Total nettobelastning av fosfor till Egentliga Östersjön har beräknats till 780 ton avseende år 2014, flödesnormaliserat för perioden år 1994-2013. Mänskligt orsakade källor till belastning av fosfor på Egentliga Östersjön måste minska för att uppnå BSAP. Dominerande antropogen nettokälla av fosfor är belastning från jordbruksmark till Egentliga Östersjön (41 %). Ytterligare betydande bidrag av fosfor till Egentliga Östersjön har beräknats komma från kommunala avloppsreningsverk (22 %), små avlopp (17 %), industrier (10 %) och dagvatten (10 %).

Fosformålet i Egentliga Östersjön är dock mycket svårt att uppnå även om det finns åtgärdsutrymme i de antropogena källorna. Den naturliga bakgrundsbelastningen har beräknats till 370 ton fosfor till Egentliga Östersjön, d.v.s. högre än belastningstaket enligt BSAP (se **Error! Reference source not found.** Resultat, avsnitt antropogen belastning av fosfor). Det innebär att utöver åtgärder på de antropogena källorna, så måste åtgärderna även minska bakgrundsbelastningen, t.ex. genom skapande av våtmark. För att

uppnå målet kommer det även att behövas åtgärder i Östersjöns andra delbassänger.

Vattenmyndigheternas föreslagna åtgärder för nästa period inom vattenförvaltningen (2015-2021) kommer uppskattningsvis att ge en minskning av 206 ton fosfor till Egentliga Östersjön (sammanfattad uppgift från Havs- och Vattenmyndigheten). Inom Helcom har det därutöver föreslagits att länderna ska kunna tillgodogöra sig åtgärder som minskat belastningen i andra havsbassänger. Detta bidrag skulle i så fall omfatta 138 ton (uppgift lämnad av Philip Axe, Havs- och vattenmyndigheten). Då återstår att minska ytterligare ca 130 ton för att målet ska uppnås.

Osäkerhetsklassificering - hänsyn till lokala förhållanden

PLC-beräkningarna utgör ett mycket viktigt underlag för vattenförvaltningsarbetet i Sverige. De innehåller nationellt konsistent framtagna data med hög upplösning. PLC5-data har sedan de publicerades använts i många olika tillämpningar, både nationellt och lokalt. Vid lokala tillämpningar har de utgjort en grund som sedan kunnat förfinas med insamling av mer högupplösta lokala data. Vid framtagningen av PLC5-data stod belastningen till de olika havsbassängerna i fokus. Framtagningen av PLC6-data har förutom belastningen till havsbassängerna också haft ett fokus på en ökad geografisk upplösning. Trots omfattande förbättringar sedan PLC5, kan inte PLC6-data användas okritiskt när det gäller de finare skalorna och när det gäller vissa källor.

Tabell 27 och den efterföljande punktlistan syftar till att ge en översiktlig beskrivning av de största osäkerheterna på de olika skalor som har använts i PLC6-beräkningarna. Den efterföljande punktlistan indikerar vilken region eller på vilket sätt data är behäftad med osäkerheter.

Färgkoderna grönt, gult och orange har använts. Klassningen har gjorts med något olika kriterier för olika datakällor och därmed är de olika datakällorna inte helt jämförbara. Orange färg betyder att data har större känslighet för lokala variationer än gulmarkerade som i sin tur är mer känsliga än grönmarkerade data. Vid användning av data krävs en noggrann värdering av de lokala tillstånden i förhållande till hur PLC6-data har beräknats.

Data kan nyttjas med god säkerhet i den angivna skalan.	lakta viss försiktighet vid nyttjande av data från, respektive tillämpning i, ett enskilt område.	lakta stor försiktighet vid nyttjande av data från, respektive tillämpning i, ett enskilt område.
---	---	---

Följande olika skalor redovisas i Tabell 27:

- Sverige
- Vattendistrikt (5 st.)/ Tillrinningsområden till havsbassänger (6 st.)
- Läckageregioner för jordbruksmark (22 st.)
- Huvudavrinningsområden (119 st.)
- Redovisningsområden (1062 st.), medianstorlek ca 357 km² (0,8 – 9775 km²)

- Vattenförekomstområden (ca 23 100 st.), medianstorlek ca 11 km² (521 m² – 3 748 km²)

Den sammanvägda osäkerheten för belastningen av kväve och fosfor på olika skalor och deras källfördelning har baserats på jämförelser med uppmätta halter av kväve och fosfor. Under projektets gång har även kunskap inhämtats om osäkerheterna för de olika källorna och de olika källornas storleksordning. En viktig orsak till de gula och orangea klassificeringarna är att vissa underlagsdata har en lägre upplösning än t.ex. vattenförekomstområdesnivån.

Beräkningarna för vattenförekomstområden med en stor och dominerande påverkanskälla eller vattenförekomstområden med främst naturliga marker kan enkelt användas för klassificering av vattenförekomsten. I områden där en dominerande källa saknas och man hamnar nära en klassgräns har osäkerheterna större betydelse.

Tabell 27. Översiktlig bedömning av grad av försiktighet som behöver iaktas vid tillämpning av slutgiltiga PLC6-data samt ingående data för ett enskilt område på olika skalor. Grön färg = data kan nyttjas med god säkerhet, Gul färg = iaktta viss försiktighet vid nyttjande av data, Orange färg = iaktta stor försiktighet vid nyttjande av data. Förklaring till främst de gula och orangea klassificeringarna följer efter tabellen och beskrivning av skalorna finns i den introducerande texten i detta avsnitt.

	Sverige	Vattendistr. / "Bassäng"	Läckageregioner	Huvudavrinningsomr.	Redovisningsomr.	Vattentöresomr.
Beräknade data / underlagsdata						
Slutgiltigt resultat: Belastning och källfördelning N						
Slutgiltigt resultat: Belastning och källfördelning P						
Arealer skog, sankmark, fjäll, öppen mark, vatten, tätort, jordbruksmark						
Arealer hyggen						
Skogs-, sankmarks-, fjäll- och hyggesläckage, N och P						
Läckage från öppen mark, N och P						
Jordbruk, beräknad bruttobelastning, N och P						
Jordbrukstypalter, N						
Jordbrukstypalter, P						
Grödor med data på PO18-skalan						
Grödor med data på PO8-skalan						
Grödor med data på 3 riksområden eller riket						
Jordbruksmarkens jordart, Jordbruksmarkens lutning						
Jordbruksmarkens P-halt						
Bakgrundsläckage jordbruk, N och P						
Dagvatten, reningsanläggningar; Beräknad bruttobelastning						
Årsmedelnederbörd och avrinningschabloner						
Belastningsschabloner						
Små avlopp, anslutningsgrad + typ av anläggning; Beräknad bruttobelastning						
Små avlopp, reningsschabloner						
Deposition av N på vatten och jordbruksmark						
Deposition av P på vatten						
KARV AB + Industri (inkl. avfallsanläggningar + energi) + Fiskodling						
KARV C						
Avrinning (års- och långtidsmånadsmedel)						
Retention						

Förklaringar till främst de gula och orangea klassificeringarna i Tabell 27:

- **Slutgiltigt resultat: Belastning och källfördelning N:** Den beräknade belastningen stämmer väl överens med uppmätta data för huvudavrinningsområden av olika storlek (Figur 35 och Figur 36). Avvikelsena mellan uppmätta och beräknade koncentrationer, som är svårare att beräkna än belastning, och flöden, ökar med minskande områdesstorlek (Tengdelius Brunell m.fl., 2016).
- **Slutgiltigt resultat: Belastning och källfördelning P:** Även om det inte indikeras i färgklassificeringen är osäkerheten högre för fosforberäkningarna än för kväveberäkningarna eftersom fosforläckage sker mer episodiskt vilket är svårare att beräkna. Den beräknade fosforbelastningen är underskattad jämfört med uppmätta data i flera norrländska älvar samt Göta älv (Figur 35). Detta kan dock bero på att belastningen har minskat under tidsperioden och att PLC6-beräkningen är mer representativ för senare år. Avvikelsena mellan uppmätta och beräknade koncentrationer, som är svårare att beräkna än belastning, och flöden, ökar med minskande områdesstorlek (Tengdelius Brunell m.fl., 2016).
- **Arealer skog, sankmark, fjäll, öppen mark, vatten, tätort, jordbruksmark:** Viss underskattning av arealen fäbodbeta.
- **Arealer hyggen:** Några hyggen saknas eftersom moln/molnskuggor har skymt dem vid satellitbildstolkningen. Notera att läckage från hyggen inkluderas för en längre tidsperiod i norra Sverige eftersom de antas läcka under en längre period p.g.a. den långsammare skogsäterväxten.
- **Skogs-, sankmarks- fjäll- och hyggesläckage för N och P**
 - Mätningar av kväve- och fosforläckage saknas i sydöstra Sverige.
 - Eftersom fosfor förekommer i lägre halter än kväve har fosfor större relativ osäkerhet, medan kväve har en högre absolut osäkerhet i halterna. På samma sätt är den relativa osäkerheten i halterna för såväl kväve som fosfor större längre norrut i Sverige, medan de absoluta osäkerheterna är större i södra Sverige (Löfgren m.fl., 2012).
 - Kväve: baseras på en koordinatberoende ekvation med $R^2 = 0,44$ i sydvästra Sverige och delar av Dalälvens biflöden. R^2 med oberoende data = 0,59 men halterna var förhöjda (Fröberg m.fl., 2016). Höjdberoende ekvation med $R^2 = 0,25$ i norra Sverige (Löfgren och Brandt, 2005).
 - Fosfor: Höjdberoende ekvation med $R^2 = 0,11$ i norra Sverige (Löfgren och Brandt, 2005). I en lokal studie i Jämtlandsfjällen var uppmätta P-halter mycket lägre (Markensten m.fl., 2012) än den höjdberoende ekvationen. Lokal påverkan av fosforhaltiga mineral.
 - Hygge: Hyggen måste utgöra en stor andel av ett områdes totala areal för att man skall kunna mäta hyggenas påverkan på näringsämnesläckaget. Osäkerheten i hyggesläckaget har främst betydelse för små områden.

- **Läckage från öppen mark för N och P:** Mätningar saknas. Omfattar såväl tidigare jordbruksmark som bebyggelseområden utanför tätort. P-läckaget är inte anpassat för berg i dagen (Bohuslän), hedmark (Lappland) och Mälardalens lerjordar.
- **Jordbruk, beräknad bruttobelastning, N och P:** I ett enskilt område kan bl.a. gödsling, skörd och avrinning skilja sig mycket från läckageregionens medelvärden. Kväveläckaget påverkas även av skillnader i grödfördelning, medan fosforläckaget påverkas av lokala variationer i markens kemiska och strukturella egenskaper. Osäkerheterna i jordartskartan, fosforkartan och lutningsberäkningarna påverkar också resultatet. Grödor som odlas på mindre än en 1 % av läckageregionens åkerareal beräknas inte som en enskild gröda utan tilldelas regionens medelläckage.
 - **Jordbrukstypalter, N:** God överensstämmelse när förhållandena överensstämmer med läckageregionens. Kväveberäkningarna är känsliga för skillnader i jordbruksstatistik mellan regionen och de lokala förhållandena.
 - **Jordbrukstypalter, P:** Fosforläckaget är till stor del beroende av markens kemiska och strukturella egenskaper. Variationen av dessa beaktas inte fullt ut i koefficientberäkningarna. Till exempel antas alla jordar ha samma kemiska sammansättning, förutom P-innehållet. Det antas inte heller vara några strukturella skillnader inom en och samma jordart. Den rumsliga variationen av dess egenskaper är mycket stor i verkligheten och osäkerheten i koefficientanvändningen ökar därmed när man går ner i rumslig skala. Fosforläckaget är även till stor del beroende av kraftiga nederbörds- eller avrinningstillfällen. Om lokalt väder avviker mycket från det som använts i beräkningarna kan det ge upphov till stora lokala avvikelser.
- **Grödor med data på PO18-skalan:**
 - Gäller följande data: Normskörd; Gödsling (N och P mineral- och stallgödselgivor; spridningstidpunkt för stallgödsel). Vilket underlag som använts för en specifik gröda i en specifik region redovisas i Johnsson m.fl. (2016). Exempelvis har kväveläckaget för såväl vårkorn, höstvetete, sockerbetor, höstraps, havre och vårvetete beräknats med PO18-statistik i läckageregion 1a och 1b.
 - Normskördar finns för finare indelning (106 skördeområden) men kan inte användas eftersom motsvarande gödseldata saknas.
- **Grödor med data på PO8-skalan.**
 - Gäller följande data: Normskörd; Gödsling (N och P mineral- och stallgödselgivor; spridningstidpunkt för stallgödsel); Träda fördelad efter etableringsgröda; Brytningstidpunkt för förfrukter (föregående gröda) till grödorna höstspannmål, vårkorn, havre samt vårkorn och havre; N-fixering för slättervall, betesvall, ärter och åkerbönor, samt träda och gröngödsling; Skörd för olika gödslingsstrategier. Vilket

underlag som använts för en specifik gröda i en specifik region redovisas i Johnsson m.fl. (2016). Exempelvis har allt valläckage för kväve beräknats med PO8-statistik.

- **Grödor med data på 3 riksområden eller riket:**
 - Gäller följande data: Normskörd; Gödsling (N och P mineral- och stallgödselgivor; spridningstidpunkt för stallgödsel); Skörd för olika gödslingsstrategier. Vilket underlag som använts för en specifik gröda i en specifik region redovisas i Johnsson m.fl. (2016). Exempelvis har kväveläckaget från havre i läckageregion 14, 15 och 16 beräknats med statistik för hela riket.
- **Jordbruksmarkens jordart, Jordbruksmarkens lutning**
 - Jordart: Klassificeringen är gjord baserad på 15 000 jordprover och SGU:s jordartskarta. 1 022 vattenförekomstområden har tilldelats respektive läckageregions jordartsfördelning i brist på data. Norra Sverige har färre mätdata. Det vanligaste felet är att jordartsklassen blivit klassad som en texturmässigt närliggande jordart istället för den korrekta (Djodjic, 2015). Risken för felbedömning mellan texturmässigt avlägsna jordar är dock låg (Djodjic, 2015). Tillförlitligheten har ökat mycket jämfört med PLC5, men en osäkerhetsanalys behöver genomföras innan även jordartsfördelningen i vattenförekomstområden kan bedömas med säkerhet kunna nyttjas.
 - Lutning: Områden med endast betesblock (1147 st) har tilldelats respektive regions medellutning. Extrema lutningar baserade på mycket liten åkerareal har inte filtrerats. Stor förbättring jämfört med PLC5.
- **Jordbruksmarkens fosforhalt:** Baserat på mätningar i 5172 punkter (Djodjic och Orback, 2013). 36 vattenförekomstområden har tilldelats respektive läckageregions medelvärde i brist på data. Fosforhalten varierar kraftigt även inom ett vattenförekomstområde mellan olika fält, beroende främst av den ojämna gödslingen. De framtagna resultaten speglar väl de regionala skillnaderna men vid lokala tillämningar och utvärderingar ska de tolkas med stor försiktighet.
- **Bakgrundsläckage jordbruk för N och P:** Jordbruksmark läcker näringsämnen även utan att de brukas. Det beräknade bakgrundsläckaget kommer från en scenario-modellering och underliggande antaganden redovisas i detalj av Johnsson m.fl. (2016). Som möjliga mätdata finns endast två mätplatser där all odling har upphört.
- **Dagvatten**
 - **Beräknad belastning:** Rimlig storleksordning
 - **Reningsanläggningar:** Mycket osäkert hur stor andel av dagvattnet som egentligen renas och hur bra dagvattenreningen egentligen fungerar. Eftersom nuvarande underlag säger att endast 2 % av dagvattnet genomgår dagvattenrening får den stora

osäkerheten dock ingen större påverkan på den beräknade belastningen.

- **Årsmedelnederbörd och avrinningsschabloner:** God överensstämmelse för främst nederbörden men även för avrinningsschablonerna.
- **Belastningsschabloner:** Medelbra underlag baserat på mätningar på typytor. Vissa ytor, som vägytor, har bättre underlag än andra ej hårdgjorda ytor såsom trädgårdar och parkmarker.
- **Små avloppsanläggningar**
 - **Beräknad belastning:** Mycket svårt att jämföra beräknad belastning med mätningar för markbaserade anläggningar. Retentionen från små avlopp beräknas likadant som för övriga diffusa källor, men kan troligtvis skilja sig mycket.
 - **Anslutningsgrad:** Dåliga uppgifter om fritidshus.
 - **Typ av anläggning:** Betydligt bättre kommunuppgifter än tidigare, men saknar den geografiska upplösningen för att klassificeras som "grönt".
 - **Reningsschabloner:** Reningsschabloner för markbaserade anläggningar är osäkra och just markbaserade anläggningarna är många till antalet. Reningsschablonerna för övriga anläggningstyper har högre tillförlitlighet.
- **Deposition av N på vatten och jordbruksmark:** Uppmätta data i Sverige (IVL) och Norge (NILU) används tillsammans med modellberäkningar i MATCH Sverige-systemet. Olika antal stationer ligger till grund för beräkningarna under perioden 2002-2012, men för det senaste året utnyttjades 25 stationer för mätning av kväve i luft och 34 stationer för mätning av nederbörd. Totaldepositionen av kväve beräknas som griddad data med en geografisk upplösning på 20x20 km.
- **Deposition av P på vatten:** Baserad på data från 19 mätstationer. Variationen i uppmätt deposition är stor och depositionen kan vara underskattad (se avsnittet Atmosfärisk deposition på sjöar).
- **KARV AB, Industrier (inkl. avfallsanläggningar samt energi) och Fiskodlingar:** Verksamheterna mäter och lägger själva in sina medelkoncentrationer. Data granskas och rättas när uppenbara felaktigheter upptäcks. Medelvärden baseras på varierande antal mätningarna och eftersom variationen troligen är stora finns det osäkerhet i inrapporterade data.
 - KARV A- och B-anläggningar: Nära nog fullständig täckning över de stora avloppsreningsverken. Utsläppskoordinaterna kan dock vara fel för enskilda verk.
 - Industrier (inkl. avfallsanläggningar samt energianläggningar): Det finns en viss underskattning av utsläpp från små verksamheter eftersom de inte är ålagda att göra miljörapporter till tillsynsmyndigheten, men det bedöms som små utsläpp. Utsläppskoordinaterna kan vara fel för enskilda verksamheter.

- **Fiskodlingar:** Det finns en viss underskattning av utsläpp från små fiskodlingar eftersom de inte är ålagda att göra miljörapporter till tillsynsmyndigheten.
- **KARV C:** Schablonberäknade värden baserade på storleksmått och reningsteknik. Kan finnas enstaka anläggningar som är nedlagda och omkopplade till större verk. Utsläppskoordinaterna kan vara fel för enskilda verk.
- **Avrinning (års- och långtidsmånadsmedelvärden):** Beräknade för SVAR:s delavrinningsområden och aggregerade till vattenförekomstområden. På en finare tidskala som till exempel månad ökar osäkerheten. I reglerade områden ökar osäkerheten.
- **Retention:** Beräknad för SVAR:s delavrinningsområden och aggregerad till vattenförekomstområden. I stora vattenförekomstområden är osäkerheterna, vad gäller den totala retentionen, större för enskilda utsläpp (t.ex. reningsverk) än i mindre vattenförekomstområden. Koordinaterna för utsläppet används bara för att koppla till vattenförekomstområdet men inte till exakt placering inom området. En stor osäkerhet i beräkningen är huruvida retentionen antas ske i grundvatten, lokala sjöar och vattendrag eller större sjöar och vattendrag då det finns inte tillräckligt med mätdata att utvärdera mot.

Referenser

- Bergström, S. 1995. The HBV model. In Singh V.P. (ed.) Computer Models in Watershed. Hydrology. Water Resources Publications, Highland Ranch, CO, pp. 443-476. ISBN 0-918334-91-8.
- Blombäck, K., Johnsson, H., Markensten, H., Mårtensson, K., Orback, C., Persson, K., Lindsjö, A. 2014. Läckage av näringsämnen från svensk åkermark för år 2011 beräknat med PLC5-metodik Beräkningar av normalläckage av kväve och fosfor för 2011. SMED Rapport (manuskript)
- Brandt, M. och Ejhed, H. 2002. TRK. Transport – Retention – Källfördelning. Belastning på havet. Naturvårdsverket rapport 5247.
- Brandt, M., Ejhed, H., Rapp, L. 2008. Näringsbelastning på Östersjön och Västerhavet 2006. Naturvårdsverket Rapport 5815.
- Brånvall, G. och Svanström, S. 2010. Teknikuppgifter och avloppsnät för reningsverk 2010. SMED rapport nr 51 2011
- Djordjic, F. 2015. Jordartsfördelning och växtnäringstillstånd i svensk åkermark: sammanställning av resultat från Jordbruksverkets nationella jordartskartering. Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för vatten och miljö: Rapport 2015:11
- Djordjic, F. och Orback, C. 2013. Förbättrad karta över P-halt i jordbruksmark. SMED Rapport Nr 139 2013
- Djordjic, F. och Widén-Nilsson, E. 2013. Översyn av beräkningen av bakgrundsförlust av fosfor. SMED Rapport Nr 138 2013.
- Ek, Mats, Christian Junestedt, Cajsa Larsson, Mikael Olshammar och Marianne Ericsson. 2011. Teknikenkät – enskilda avlopp 2009. SMED Rapport Nr 44.
- Ejhed, H., Orback, C., Johnsson, H., Blombäck, K., Widén Nilsson, E., Mietala, J., Rosenqvist, L., Olshammar, M., Svanström, S., Tengdelius Brunell, J. 2014. Beräkning av kväve- och fosforbelastning på havet år 2011 för uppföljning av miljökvalitetsmålet "Ingen övergödning". SMED Rapport Nr 154 2014.
- Eriksson, J., Andersson, A. och Andersson, R. 1997. Tillståndet i svensk åkermark. Naturvårdsverket rapport 4778.
- Eriksson, J., Andersson, A. och Andersson, R. 1999. Åkermarkens matjordstyper. Naturvårdsverket rapport 4955.
- Eriksson, J., L. Mattsson, and M. Söderström. 2010. Tillståndet i svensk åkermark och gröda. Data från 2001-2007. Naturvårdsverket. Rapport 6349. Stockholm.

Fröberg, M., Löfgren, S., 2014. Förbättrad skattning av typhalter av N och P från skogs- och myrmark i södra Sverige inför PLC6 – kan modeller baserade på kNN-data användas? SMED Rapport Nr 141 2014.

Fröberg, M., Löfgren, S., Widén-Nilsson, E., 2016. Skattning av typhalter av totalkväve och organiskt kväve från skogs- och myrmark i södra Sverige inför PLC6. SMED Rapport Nr 187 2016

Helcom. 2013. Baltic Marine Environment Protection Commission. Summary report on the development of revised Maximum Allowable Inputs (MAI) and updated Country Allocated Reduction Targets (CART) of the Baltic Sea Action Plan. Ministerial meeting Copenhagen 3 October 2013.

Helcom. 2015. Helcom Guidelines for the annual and periodical compilation and reporting of waterborne pollution inputs to the Baltic Sea (PLC-Water)

Johnsson H., Mårtensson, K., Lindsjö, A., Persson, K. Andrist Rangel, Y., Blombäck, K. 2016. Läckage av näringsämnen från svensk åkermark. Beräkningar av normalläckage av kväve och fosfor för 2013. SMED Rapport Nr 189 2016.

Jordbruksverket och SCB, 2013. Normskördar för skördeområden, län och riket 2013. JO 15 SM 1301

Jordbruksverket och SCB, 2014. Jordbruksstatistisk årsbok 2014. Sveriges officiella statistik. Jordbruksverket. Statistiska centralbyrån.

Langner, J., Persson, C., Robertson, L. and Ullerstig, A. 1996. Air pollution assessment study using the MATCH modelling system. Application to sulfur and nitrogen compounds over Sweden 1994. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, RMK No. 69. 38 pp.

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.

Lindström, G., Johansson, B., Persson, M., Gardelin, M. and Bergström, S. 1997. Development and test of the distributed HBV-96 hydrological model. Journal of Hydrology. 201: 272-288

Liss, B. 2003. Kvantifiering av kväve- och fosforbelastning från enskilda avlopp. Examensarbete, Inst. för geovetenskap, Uppsala Universitet.

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

Löfgren, S., Fröberg, M., Nisell, J., Yu, J., Ranneby, B. 2012. N- och P-halterna i skog, myr och fjäll hösten 2011 i Dalälven, Viskan, Åtran, Nissan och Lagan - projekt för att förbättra skattningarna av typhalter inför PLC6. SMED Rapport Nr 109 2012

Markensten, H., Fölster, J., Vrede, T., Djodjic, F. 2012. Näringspåverkan av fiskodling i regleringsmagasin. Institutionen för vatten och miljö, SLU, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala. Rapport 2012:20.

Mietala, J. 2013. Data om svenska fiskodlingar. SMED rapport nr 110 2012

Naturvårdsverket 1995. Vad innehåller avlopp från hushåll? Naturvårdsverket rapport 4425.

Naturvårdsverket, 2014. Svenska Marktäckedata, Produktbeskrivning. Utgåva 1.2. 2014-06-27.

Olshammar, M., Ek, M., Rosenquist, L., Ejhed, H., Sidvall, A, Svanström 2015a. Uppdatering av kunskapsläget och statistik för små avloppsanläggningar. SMED-rapport 166

Olshammar, M., Mietala, J., Ek, M., 2015b. Underlagsrapport för C-anläggningar och dagvatten till FUT-rapporteringen 2011. SMED-rapport 165

Paulsson, R., Djodjic, F., Carlsson Ross, C., Hjerpe, K. 2015. Nationell jordartskartering, Matjordens egenskaper i åkermarken. Jordbruksverket. Rapport 2015:19.

Pettersson, A., Arheimer, B., Johansson, B. 2001. Nitrogen concentrations simulated with HBV-N: new response function and calibration strategy. Nordic Hydrology 32(3):227-248.

Pihl Karlsson G. (2008) Fosfor i nederbörd i Sverige 2007. IVL rapport U2198.

Pihl Karlsson G, Karlsson PE, Akselsson C, Kronnäs V, Hellsten S. (2013) Krondroppsnetets övervakning av luftföreningar i Sverige – mätningar och modellering. Resultat t.o.m. september 2012. IVL rapport B2095.

Pihl Karlsson G, Akselsson C, Hellsten S., Karlsson PE., (2014) Tillståndet i skogsmiljön i Västra Götalands län Resultat från Krondroppsnetet t.o.m. september 2013. IVL Rapport B2173

Rosenqvist, L., Liljeberg, M., Ejhed, H., Gärdenäs, A. 2014. Förstudie om att inkludera skogsgödsling i PLC6. SMED Rapport Nr 148 2014.

Ryegård, A., Bränvall, G., Eriksson, M., Ek, M., Olshammar, M. och Malander, M. 2006. Indata mindre punktkällor för PLC5 rapportering 2007. SMED rapport 2006:1.

SCB, 2013. Odlingsåtgärder i jordbruket 2012. Träda, slättervall, vårkorn, höstspannmål samt användning av halm och blast. MI30SM1302

SCB, 2014. Gödselmedel i jordbruket 2012/13. Mineral- och stallgödsel till olika grödor samt hantering och lagring av stallgödsel. MI 30 SM 1402

SCB, 2015. Vattenbruk 2014. Statistiska Meddelanden. JO 60 SM 1501.

Skogsstyrelsen, 2016. Skogsstyrelsens Skogsdataportal – beskrivning. 15 s. <http://www.skogsstyrelsen.se/Global/aga-och->

bruks/Skogsbruk/Skogsdataportalen/Skogsstyrelsens%20Skogsdataportal%20-%20beskrivning.pdf (Hämtad 2016-05-06)

SMHI, 2015. Hydrologiska grundnätet.
<http://www.smhi.se/professionella-tjanster/professionella-tjanster/miljo-och-klimat/vattenmiljo/hydrologiska-grundnätet-1.27699> (Hämtad 2015-12-08)

SMHI, 2014a. Vattenweb.
<http://www.smhi.se/forskning/forskningsomraden/hydrologi/s-hype-hype-modell-for-hela-sverige-1.560> (Hämtad 2014-02-04)

SMHI, 2014b. Kalibrering och utvärdering av S-HYPE.
<http://www.smhi.se/professionella-tjanster/professionella-tjanster/miljo-och-klimat/vattenmiljo/kalibrering-och-utvardering-av-s-hype-1.26735> (Hämtad 2014-02-04)

Stormtac , 2014. Stormtac-databasen uttagsdatum 2014-01-22.
www.stormtac.com.

Svanström, S., och Braun, H, 2013. Förbättrade koordinater för tillståndspliktiga anläggningar i svenska miljörapporteringsportalen. SMED rapport nr 119 2013

Tengdelius Brunell, J., Gustavsson, H., Dahné, J., Alavi, G. 2016a. Retention beräknad med SMED-HYPE – Underlagsrapport till Pollution Load Compilation 6. SMED Rapport Nr 190 2016.

Tengdelius Brunell, J., Gustavsson, H., Alavi, G. 2016b. Pollution Load Compilation 6 Avrinning – Underlagsrapport för avrinning framtagen med S-HYPE och jämförelse med PLC5-resultat. SMED Rapport Nr 185 2016.

Tengdelius Brunell, J., Persson, H., Nilsson, J., Blombäck, K., Johnsson, H. 2013. Anpassning av HYPE-modellen för läckage-koefficienter och typhalter. SMED Rapport Nr 114.

Widén-Nilsson, E., Djodjic, F., Englund, D., Hellgren, S., Liljeberg, M., Olshammar, M., Olsson, H., Orback, C., Tengdelius-Brunell, J. 2016a. Kartdata till PLC6 – Underlagsrapport till Pollution Load Compilation 6 rörande markanvändning, vattenförekomstområden, regionsindelning, jordbruksmarkens jordart, lutning och fosforhalt samt medelvärdesberäkningar. SMED Rapport Nr 186 2016.

Widén-Nilsson, Löfgren, S., Tengdelius-Brunell, J. 2016b. Typhalter för skog, hygge, sankmark, fjäll och öppen mark i PLC6 – Underlagsrapport till Pollution Load Compilation 6. Rapport Nr 188 2016.

