

Näringsbelastningen på Östersjön och Västerhavet 2017

Sveriges underlag till HELCOM:s sjunde Pollution Load Compilation



Havs- och vattenmyndigheten (Dnr: 1991-17)
Datum: 2019-11-05

Omslagsfoto: Maja Kristin Nylander
ISBN 978-91-88727-53-4

Havs- och vattenmyndigheten
Box 11 930, 404 39 Göteborg
www.havochvatten.se

Rapporten har tagits fram på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Rapportförfattarna ansvarar för innehållet och slutsatserna i rapporten. Rapportens innehåll innebär inte något ställningstagande från Havs- och vattenmyndighetens sida.

Näringsbelastningen på Östersjön och Västerhavet 2017

Sveriges underlag till HELCOM:s sjunde Pollution Load Compilation

Katarina Hansson, Heléne Ejhed, Elin Widén-Nilsson, Holger
Johnsson, Johanna Tengdelius Brunell, Hanna Gustavsson,
Julia Hytteborn, Staffan Åkerblom

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2019:20

Förord

Havs- och vattenmyndigheten gav 2017 i uppdrag åt SMED (Svenska MiljöEmissionsData) att beräkna och sammanställa näringsämnesbelastningen till Sveriges omgivande havsbassänger. SMED är ett konsortium bestående av Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), Statistiska Centralbyrån (SCB), Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut (SMHI) samt IVL Svenska Miljöinstitutet, som Havs- och vattenmyndigheten och Naturvårdsverket har ett ramavtal för tjänster inom områdena statistik och analys.

Syftet med uppdraget är att leverera data till HELCOM:s sjunde belastningssammanställning, PLC7, men även att ge underlag till vattenförvaltningsarbetet i Sverige.

Data och andra 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 Katarina Hansson som ersatte Heléne Ejhed (Projektledare, IVL), Elin Widén Nilsson (SLU), Hanna Gustavsson som ersatte Johanna Tengdelius Brunell (SMHI) samt Julia Hytteborn och Staffan Åkerblom (SCB). Många fler inom SMED har dock deltagit i arbetet vilket redovisas i inledningskapitlet.

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 med rapporten.

Göteborg, februari 2020

Anna Jöborn

Avdelningschef Kunskapsavdelningen

INNEHÅLL

SAMMANFATTNING.....	9
SUMMARY	11
INLEDNING	13
UNDERLAGSRAPPORTER.....	14
BERÄKNINGSMETODIK.....	14
Termer och begrepp.....	14
Beräkningssystemet TBV.....	17
Belastning, retention och källfördelning	17
Bruttobelastning.....	17
Retention	18
Nettobelastning och källfördelning	19
Antropogen belastning och bakgrundsbelastning.....	19
DATA OCH UNDERLIGGANDE BERÄKNINGAR	20
Geografisk indelning.....	23
Hydrologisk indelning	23
Läckageregioner för jordbruksmark, skogsmark och öppen mark.....	23
Diffusa källor	26
Markanvändning och annan markinformation	26
Typhalter för läckage från mark	29
Atmosfärisk deposition på sjöar	34
Små avlopp	35
Dagvatten.....	36
Internbelastning	37
Avrinning.....	38
Punktkällor	39
Tillståndspliktiga industrier och reningsverk.....	39
Anmälningsspliktiga reningsverk.....	40
Fiskodlingar	41
Retention	41
Beräknad belastning för leverans till HELCOM	41
FÖRÄDLADE INDATA.....	42
Markanvändning	42
Avrinning.....	44
Läckage från jordbruksmark	45

Kväveläckage	45
Fosforläckage.....	48
Kväveretention.....	51
Fosforretention.....	52
RESULTAT	54
Brutto- och nettobelastning samt källfördelning av kväve.....	54
Källfördelning av nettobelastning av kväve på havet	60
Antropogen belastning av kväve.....	61
Brutto- och nettobelastning samt källfördelning av fosfor.....	64
Källfördelning av nettobelastning av fosfor på havet	68
Antropogen belastning av fosfor.....	72
DISKUSSION	76
Jämförelse med mätdata	76
Jämförelse mellan mätdata för perioden 1997–2016 och flödesnormaliserad belastning beräknad avseende 2017	76
Jämförelse mellan uppmätt flodmynningsbelastning år 2017 och beräknad belastning levererad till HELCOM avrinning och atmosfärisk deposition för enbart år 2017.....	78
Jämförelser med belastningstak (Maximum Allowable Input) enligt Baltic Sea Action Plan	81
Jämförelse med tidigare beräkningar – förändringar mellan PLC7 jämfört med PLC6 och PLC6.5	82
Metod- och dataskillnader mellan PLC7 och PLC6 i bestämningar av diffusa källor.....	82
Metod- och dataskillnader för punktkällor mellan PLC7 och PLC6.....	85
Metod- och dataskillnader mellan PLC7 och PLC6 i beräkning av retention	88
Metod- och dataskillnader jämfört med PLC6.5	88
Tillförlitlighetsklassificering - hänsyn till lokala förhållanden.....	88
REFERENSER	97
APPENDIX 1	103
APPENDIX 2	106
APPENDIX 3	117

Sammanfattning

Havs- och vattenmyndigheten har gett SMED¹ i uppdrag att genomföra beräkningar av kväve- och fosforbelastning från olika källor för år 2017 till sjöar, vattendrag och havet för hela Sverige. Syftet är att ge underlag till Sveriges rapportering till HELCOM PLC7 samt till vattenförvaltningens arbete i Sverige. 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.

Beräkningarna genomfördes i så stor utsträckning som möjligt med den metodiken som togs fram inom föregående projekt (PLC6). Arbetet innebär att stora mängder data har bearbetats och beräknats för att ge heltäckande information för hela Sverige fördelat på cirka 24 500 vattenförekomstområden. Resultaten är tillgängliga för alla via webbverktyget Tekniskt Beräkningssystem Vatten (TBV, tbv.smhi.se).

Resultaten presenteras som brutto- samt nettobelastning för varje näringskälla, fördelat på total, antropogen och bakgrundsbelastning. Bruttobelastning är den mängd näringsämnen som släpps ut vid källan till ett vattendrag eller sjö. Nettobelastning är den del av bruttobelastningen som når havet. Skillnaden mellan brutto- och nettobelastningen benämns retention.

Jordbruks- och skogsmark är de två största källorna till den totala belastningen på havet (nettobelastning) för både kväve och fosfor, med 33 400 respektive 31 670 ton/år kväve, samt 1 010 respektive 870 ton/år fosfor år 2017. Tillsammans står dessa källor för cirka 60 % av den totala belastningen. Av den antropogena belastningen står jordbruket för den största andelen (19 470 ton/år kväve samt 710 ton/år fosfor), följt av utsläpp från avloppsreningsverk (14 050 ton/år kväve samt 230 ton/år fosfor). Belastningen från skogsmark ingår enbart i bakgrund och den antropogena belastningen från hyggen bidrar endast med 1 540 ton/år kväve och 20 ton/år fosfor.

Bottenhavet, Egentliga Östersjön och Kattegatt är de bassänger som tar emot mest kväve av Sveriges totala belastning på havet (28 560 ton/år, 26 150 ton/år respektive 27 700 ton/år, 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 av kväve, 30 % respektive 31 %.

I jämförelse mellan vilka havsbassänger som är mest belastade av fosfor, så är det Bottenhavet som tar emot mest (1 040 ton/år eller 32 % av den totala belastningen). Strax under en fjärdedel av Sveriges totala belastning på havet, rinner till Egentliga Östersjön (790 ton/år) och omkring en femtedel belastar Bottenviken och Kattegatt (640 respektive 620 ton/år).

Aktionsplanen för Östersjön (Baltic Sea Action Plan, BSAP) anger utsläppsmål för alla länder kring Östersjön, med syfte att nå "God miljöstatus" i

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

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/år). Det krävs omfattande åtgärder av de antropogena källorna, men dessutom så utgör bakgrundsbelastningen en betydande del av den totala belastningen. Total nettobelastning av fosfor till Egentliga Östersjön är 790 ton enligt dessa beräkningar, varav 230 ton är beräknat som bakgrundsbelastning. 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 skillnader i metoder och indata, är det inte möjligt att direkt jämföra hur belastningen från diffusa källor har ändrats sedan PLC6 (2014). En metodisk skillnad som särskilt bör noteras är beräkningen av bakgrundsbelastningen av fosfor från jordbruksmark. Beräkningsmetoden för bakgrunden har utvecklats mellan olika PLC-beräkningar, vilket också lett till starkt skiftande resultat för bakgrundsbelastningen. I PLC6-beräkningen blev bakgrundsbelastningen hög eftersom en förändring i modellen visade sig ha gett en förmodad alltför stor förlust av partikulärt fosfor. Detta har korrigerats i den senaste modellversionen (PLC6.5 och PLC7) vilket är en av anledningarna till att bakgrundsbelastningen är lägre i PLC7 än i PLC6. Det är dock viktigt att notera att bakgrundsberäkningen alltid kommer att vara osäker eftersom den dels i mycket stor utsträckning bygger på antaganden och eftersom det dels saknas mätdata för att jämföra beräkningsresultaten med.

För att resultaten för de diffusa källorna ska vara jämförbara mellan åren krävs att det görs en omräkning, antingen med gamla PLC-data och med den nya metoden eller med nya data och med den gamla metoden. En sådan omräkning kan bringa klarhet i hur mycket av skillnaden i resultaten som beror av förfinade indata eller förbättrade metoder och hur mycket som beror på implementerade åtgärder för att minska belastningen.

Belastningen från punktkällorna beräknas på samma sätt som i PLC6. Utsläppen till havet i PLC 7 (2017) från avloppsreningsverk är ungefär i samma storleksordning som i PLC 6 (år 2014) 230 respektive 240 ton fosfor samt 14 000 ton kväve (netto). Industrier har minskat sin belastning på havet och svarar 2017 för 210 ton fosfor samt 3 320 ton kväve, jämfört med 250 fosfor och 3 800 ton kväve år 2014.

Summary

The Swedish Agency for Marine and Water Management has commissioned SMED to evaluate nitrogen and phosphorus loads from different sources, on lakes, watercourses and the sea across Sweden for the year 2017. The aim is to provide the basis for Sweden's national reporting to the HELCOM "Pollution Load Compilation 7 - PLC7" and to support water management work in Sweden. This report, together with its background reports, presents results, source data, and calculation methods with a level of detail intended to achieve full transparency and traceability as well as to permit further applicability in Swedish water management.

The calculations followed, as far as possible, the methodology developed in the previous project (PLC6). Large amounts of data have been processed and calculated to provide comprehensive information for the whole of Sweden divided into approximately 24 500 water bodies. The results are freely available via the web tool "Technical Calculation System: Water" (TBV, tbv.smhi.se).

The results are presented as gross and net nutrient loads, for the total, anthropogenic and background load. Gross loads are the amount of nutrients released at the source of a watercourse or lake. Net loads are the proportion of the gross loads that reaches the sea.

The two largest sources of the total nutrient loads to the sea for both nitrogen and phosphorus (net load) constitute of agricultural and forest land, with 33 400 and 31 670 tonnes/year of nitrogen, respectively, and 1 010 and 870 tonnes/year of phosphorus in 2017. Together, these sources account for about 60 % of the total load.

For anthropogenic loads, agriculture is the largest source (19 470 tonnes/year and 710 tonnes/year of phosphorus), followed by emissions from sewage treatment plants (14 050 tonnes of nitrogen and 230 tonnes/year of phosphorus). Nutrient loads from growing forests are only included in the background loads, while clear cuts, which are classified as an anthropogenic load, only contributes 1 540 tonnes/year of nitrogen and 20/year tonnes of phosphorus.

The Bothnian Sea, the Baltic Proper and the Kattegat are the sea basins that receive the most nitrogen from Sweden's total loads (28 560 tonnes/year, 26 150 tonnes/year and 27 700 tonnes/year, respectively, or approximately 25% each). In the Bothnian Sea, however, the greater part of the loads are natural background loads. The Baltic Proper and the Kattegat receive most of Sweden's anthropogenic nitrogen load, 30% and 31% respectively.

For phosphorus, the Bothnian Sea is the basin that receives the largest load (1 040 tonnes/year or 32% of the total load). Just under a quarter of Sweden's total phosphorus load reaches the Baltic Proper (790 tonnes/year) and about one fifth reaches the Bothnian Bay and the Kattegat (640 and 620 tonnes/year respectively).

The Baltic Sea Action Plan (BSAP) provides emission targets, with the aim of achieving good environmental status in the Baltic Sea and the Kattegat. For phosphorus, the target has been achieved in all sea basins except the Baltic Proper, where the target is challenging, and it will be difficult to reduce the phosphorus load below the target (308 tonnes/year). This requires extensive

measures for the anthropogenic sources, but further challenging is that the background loads are a significant proportion of the total loads. The total net loads of phosphorus to the Baltic Proper are 760 tonnes/year of which 230 tonnes/year are calculated as background loads. For the Baltic Proper to be able to achieve good environmental status with regard to eutrophication, measures will also be needed in the other sub-basins of the Baltic Sea.

Due to differences in methods and input data, it is not possible to directly compare how the loads from diffuse sources have changed since PLC6 (2014). One difference in methodology that should be noted is the calculation of the background load of phosphorus from agricultural land. The background calculation method has been developed between different PLC calculations, which has also led to strongly varying results for the background load. In PLC6 a high background load was calculated because an update of the model turned out to give a presumably too high loss of particulate phosphorus. This has been corrected in the latest model version (PLC6.5 and PLC7) which is one of the reasons why the background load in PLC7 is lower than in PLC6. It is however important to note that the background calculation always will be uncertain because the calculations, to a large extent, are based on assumptions and because data to compare the calculation results with are lacking.

To be able to compare diffuse loads between the years there is a need for recalculation of old PLC data, either recalculation of the old data based on the new methodology or based on new data and the old methodology. This kind of recalculations may clarify the effect of implemented measures to reduce the load, or if the changes are mainly due to refined input and improved calculation methods.

Nutrient loads from point sources are calculated using the same methodology as in previous calculations. Emissions to the sea in PLC 7 (2017) from sewage treatment plants are approximately of the same magnitude as in PLC 6 (in 2014) 230 and 240 tonnes of phosphorus and 14 000 tonnes of nitrogen (net). Industries have reduced their nutrient loads to the sea and are responsible for 210 tonnes of phosphorus in 2017 and 3 320 tonnes of nitrogen, compared with 250 phosphorus and 3 800 tonnes of nitrogen in 2014.

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 PLC7 (The Seventh Pollution Load Compilation). I PLC7 har resultaten tagits fram enligt den förbättrade metodiken från PLC6. Där det bedömdes som nödvändigt har projektet också inkluderat nyutvecklad metodik och underlag jämfört med PLC6.

SMED är ett konsortium bestående av IVL Svenska Miljöinstitutet, SCB (Statistiska Centralbyrån), SLU (Sveriges lantbruksuniversitet) och SMHI (Sveriges Meteorologiska Hydrologiska Institut). Det har varit ett stort antal personer involverade i projektet. Projektledningsteamet har bestått av Katarina Hansson som ersatte Heléne Ejhed (Projektledare, IVL), Elin Widén Nilsson (SLU), Hanna Gustavsson som ersatte Johanna Tengdelius Brunell (SMHI) samt Julia Hytteborn och Staffan Åkerblom (SCB). Övriga medverkande har varit från IVL Mikael Olshammar, Sofie Hellsten, Sara Jutterström, Hanna André, Johanna Stadmark, Ida Westerberg och Magnus Rahmberg, från SMHI; Håkan Olsson, Jörgen Jones, Helene Alpfjord Wylde, Johan Södling samt Charlotta Pers och Johan Temnerud, från SLU; Holger Johnsson, Karin Blombäck, Kristina Mårtensson, Anders Lindsjö, Kristian Persson, Faruk Djodjic, Stefan Hellgren, Emil Back, Stefan Löfgren, Sara Sandström, Lars Sonesten, samt Pernilla Rönnback, från SCB; Ylva Andrist Rangel, Alexander Dimberg, Karl Larsson och Tove Rosenblom. Rapporten har granskats av SLU; Faruk Djodjic, Stefan Löfgren, IVL; Johanna Stadmark, SMHI: Signild Nerheim, och Havs- och vattenmyndigheten; Mikael Krysell och Margareta Lundin Unger.

Inom HELCOM har motsvarande belastningssammanställningar gjorts med fem till sex 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. PLC7 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. Till skillnad från PLC6 ingår inte Skagerrak i rapporteringen till HELCOM PLC7. I föreliggande rapport inkluderas dock Skagerrak för att ge en komplett bild av belastningen från landbaserade källor till havet.

Resultat, underlag och indata skall även kunna utnyttjas av de regionala vattenmyndigheterna för status- och påverkansanalys samt för

miljömålsuppföljning (miljömålet *Ingen övergödning*). Beräkningar med liknande metodik har tidigare genomförts av SMED inför rapporteringen till PLC6 (Ejhed m. fl. 2016) samt PLC5 (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).

Beräkningarna i denna rapport avser belastningen år 2017, men har normaliserats för perioden 1997–2016. Normaliseringen innebär att långtidsmedelvärden för avrinningen och retentionen används och gör att effekter av åtgärder kan jämföras mellan olika år, vilket annars skulle kunna döljas av skillnader i avrinning.

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 användas 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

Denna rapport åtföljs av ett antal underlagsrapporter som har tagits fram inom PLC7-projektet. Dessa rapporter är tillgängliga på www.smed.se:

- Läckage av näringsämnen från svensk åkermark. Beräkningar av normalläckage av kväve och fosfor för 2016 (Johnsson m.fl., 2019)
- Kartdata till PLC7. Underlagsrapport till Pollution Load Compilation 7 rörande markanvändning, vattenförekomstområden, regionindelning, jordbruksmarkens jordart, lutning och fosforhalt samt medelvärdesberäkningar (Widén-Nilsson m.fl., 2019)
- Avrinning och retention (Gustavsson m.fl., 2019)
- Utvärdering av typhalter för skog och sankmark m.fl. markslag i PLC Periodical (Jutterström m.fl., 2019).

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 utsläppskällan i avrinningsområdet.

Dagvatten: Regn och smältvatten från snö och is som avrinner från hårdgjorda ytor såsom tak, vägar, parkeringsplatser etc. Ytavrinning som

transporterar föroreningar av bl.a. kväve och fosfor från hårdgjord mark i tätorter.

Diffus belastning: Belastning som inte mynnar ut till en specifik geografisk punkt. I denna rapport omfattas läckage från mark, dagvatten från tätorter, små avloppsanläggningar, deposition på sjöar samt internbelastning i sjöar.

FUT: Fördjupad utvärdering av miljömålen. En rapportering av status avseende uppfyllande av miljömålet *Ingen övergödning*. Även benämningen FU förekommer.

HELCOM: Baltic Marine Environment Protection Commission – Helsingfors-kommissionen

Internbelastning: Läckage av ackumulerad fosfor från bottensedimenten i sjöar och hav. I PLC7-beräkningarna avses nettointernbelastning på årsbasis, vilket innebär att en större mängd fosfor transporteras ut ur en sjö än till sjön.

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

Lokal kumulativ belastning: Visar nettobelastningen för en viss vattenförekomst, inklusive alla uppströms liggande områden.

Läckage (från mark): Läckage av såväl lösta som partikelbundna näringsämnen från marken i ett område till vatten. I fosforläckaget från åkermark inkluderas både rotzonsutlakning och förluster via ytavrinning.

Nettobelastning: Den belastning som via vattendrag når flodmynningen i havet, d.v.s. efter retention av näringsämnen i vattensystemet.

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.

Redovisningsområde: En aggregering av ett eller flera mindre beräkningsområden. Totalt är det 1062 redovisningsområden i PLC7. Beräkningsresultaten aggregeras för redovisningsområden samt huvudavrinningsområden och havsbassänger. Redovisningsområdena motsvarar ungefär de tidigare så kallade PLC5-områdena (även TRK-områdena eller rapporteringsområdena).

Resuspention: En process där sedimentpartiklar från bottarna virvlar upp och blandas med ovanliggande vatten.

Retention: Avskiljning av näringsämnen och andra substanser i mark- och vattensystem genom naturliga biogeokemiska processer. Naturligt sker retention i mark och grundvatten samt i vattendrag och sjöar. Lokalt beräknas avskiljning (och fördröjning) av näringsämnen genom förenklade ekvationer som beskriver de biokemiska processerna. Den totala retentionen för hela området beräknas sedan 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 och med 200 personekvivalenter (pe), även kallade enskilda avlopp.

SUBID: Ett unikt beräknings-id för varje avrinningsområde (AroID) som används inom HYPE-modellering. Minsta beräkningsenheten i PLC7 (39 634 st).

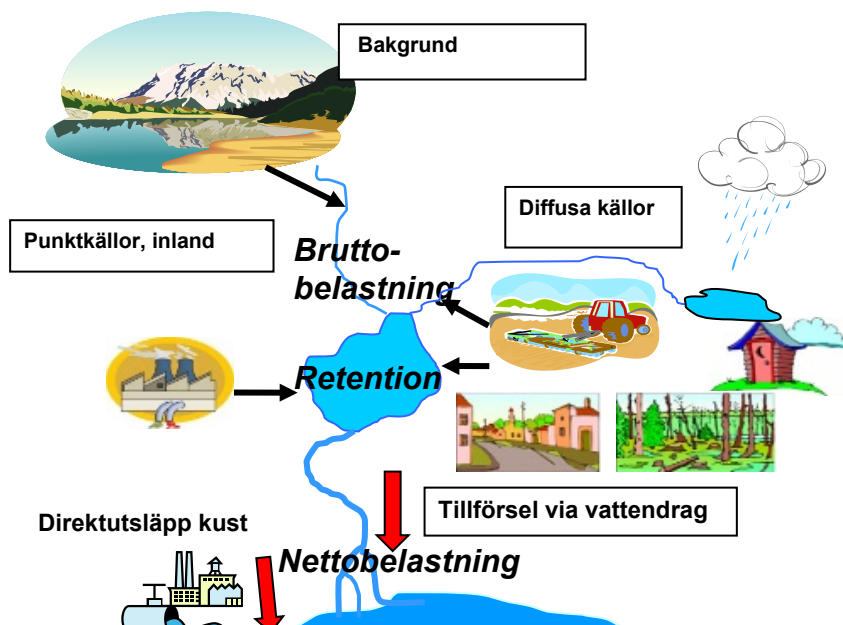
SVAR (del)avrinningsområde: SVAR, Svenskt VattenArkiv, är en databas utvecklad av SMHI. Databasen innehåller information om Sveriges sjöar, vattendrag, havsområden och avrinningsområden. SVAR 2016 innehåller ca 53 760 delavrinningsområden/polygoner.

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

Typhalt: Anger läckaget från ett visst markslag, såsom skog eller jordbruk, i form av ett halt-mått, t.ex. mg/l. Jordbruksmarken delas mer detaljerat in i olika jordbruksgrödor med olika typhalter. Kallas ibland även läckagekoefficient eller läckageschablon.

Vattenförekomstområde: Vattenförekomstområden utgör den minsta redovisningsenheten inom områdesindelningen i PLC7. Det är en indelning baserad på vattendelare och avrinningsområden i SVAR version 2016_3. Ett vattenförekomstområde är skapat genom sammanslagning av det SVAR-område där vattenförekomsten finns samt alla uppströms tillhörande SVAR-områden (SUBID) tills det att en ny vattenförekomst påträffas. Enligt vattenförekomstområdesindelningen, som är den som används i PLC7, täcks Sverige med tillrinningsområden från Norge och Finland av ca 24 500 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.

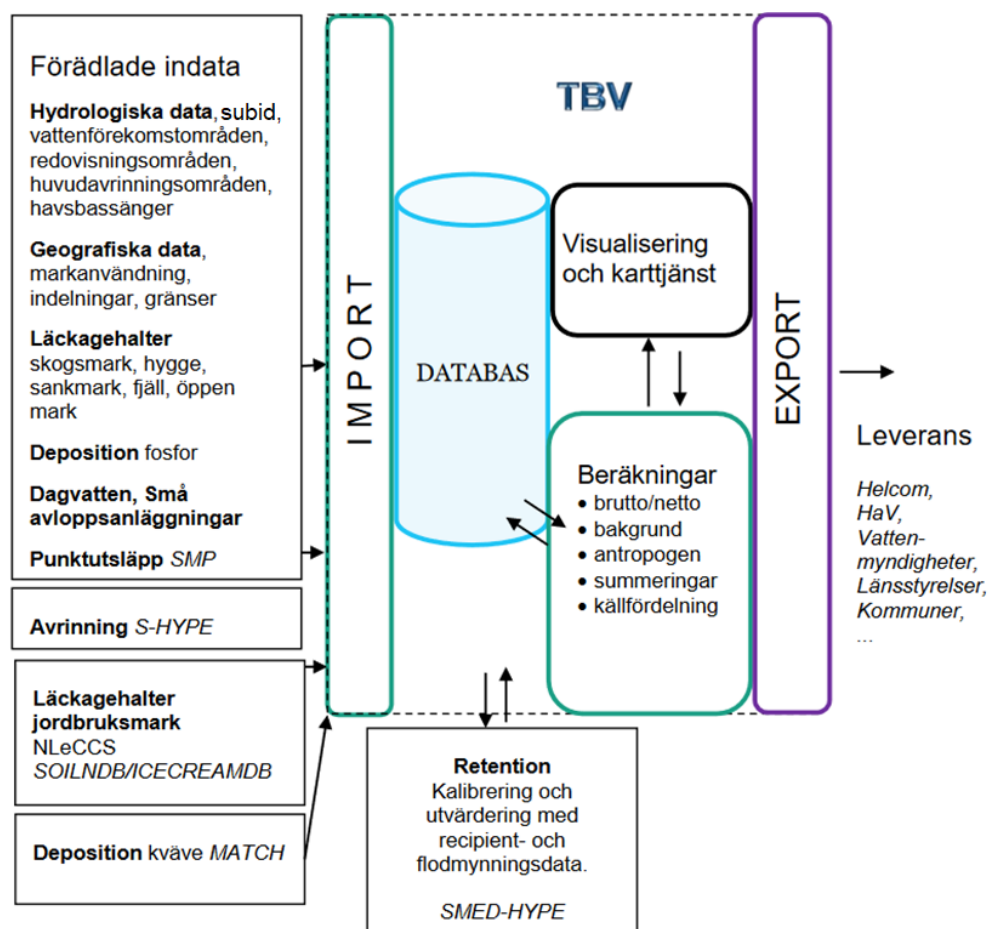


Figur 1. Schematisk översikt över utsläpp till vatten från olika källor samt bruttobelastning och nettobelastning.

Beräkningssystemet TBV

Beräkningen av belastningen på havet och källfördelningen av kväve och fosfor utfördes i Tekniskt beräkningssystem vatten (TBV). 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 under försommaren 2019. Resultaten kan granskas genom olika utsökningar på kartor och exporteras till tabellformat.



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

Belastning, retention och källfördelning

Bruttobelastning

Belastning av näringsämnen (kväve och fosfor) på vattendragen inom ett område kommer från punktutsläpp (reningsverk, industrier, och fiskodlingar) och från diffus belastning (läckage från mark, dagvatten, små avlopp och deposition på sjöar samt i viss mån internbelastning av fosfor). Effekter av atmosfärsdeposition på mark är inräknad i läckaget från marken. Beräkningen av belastningen från de olika källorna beskrivs kortfattat här, underlagsdata för

varje källa beskrivs mer detaljerat i avsnittet ”Data och underliggande beräkningar” nedan.

Belastningen från mark för ett avrinningsområde beräknas genom att markarealen (km²) multipliceras med avrinningen (l/s/km²) och en *typhalt* (mg/l) som beskriver läckagekoncentrationen i avrinnande vatten för den aktuella markanvändningen (jordbruksmark, skogsmark, hygge, fjäll, sankmark, övrig mark). Läckaget inkluderar såväl lösta som partikelbundna näringsämnen samt såväl rotzonsutlakning som förluster via ytavrinning. Den totala bruttobelastningen från mark för avrinningsområdet erhålls sedan genom summering av alla de olika markslagets 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, medan depositionen av fosfor enbart är ett medianvärde för hela Sverige baserat på mätdata.

Belastningen avser ett specifikt år (2017), men beräkningarna har gjorts flödesnormaliserade för en 20-årsperiod (åren 1997–2016) för att minimera effekten av skillnader i väder mellan olika år (se Tabell 1). SMED har under många år levererat endast flödesnormaliserad belastning, från källa till hav, för ett specifikt år då processerna i naturen är långsamma och belastningen jämnas ut över tiden. År 2017 ingår inte i den flödesnormaliserade perioden (1997-2016) då avrinningen tas fram först i beräkningskedjan.

Beräkningarna har utförts på SUBID-områden, som baseras på sammanslagna SVAR 2016_3-områden. Resultatet redovisas för vattenförekomstområden, redovisningsområden, huvudavrinningsområden och havsbassänger.

Retention

Med retention avses den mängd kväve och fosfor som naturligt avskiljs på vattnets väg från källan till kusten. Avskiljningen beror på att fysikaliska och biogeokemiska processer avlägsnar näringsämnena från vattenfasen. Rent beräkningstekniskt definieras retention av kväve eller fosfor i en vattenförekomst som skillnaden mellan den totala belastningen av näringsämnet till avrinningsområdet (bruttobelastning) och den beräknade nettobelastning i avrinningsområdets mynning.

Kväveretention i sjöar och vattendrag sker till största del genom sedimentation av organiskt material, växtupptag samt denitrifikation. Fosforretention sker till största del genom växtupptag/mineralisering och sedimentation. Fosfor avgår inte från mark- och vattenfasen till atmosfären på samma sätt som kväve kan göra utan binder till partiklar men kan senare återföras till vattenfasen genom resuspension och internbelastning (läckage från sedimenten), vilket gör fosforretentionen mer komplicerad att beräkna än kväve. Retentionen varierar i tid och rum då processer som styr avskiljningen styrs bl.a. av halter i vattenmassan, temperatur och vattnets uppehållstid.

Att genomföra kontinuerliga mätningar av vattenföring och näringsämnen i tillflöden och utflöden från samtliga vattenförekomster i Sverige är vare sig kostnadseffektivt eller praktiskt genomförbart. Retention beräknas därför med hjälp av budgetberäkningar (massbalanser) från mätningar i fält eller med numeriska modeller.

Nettobelastning och källfördelning

I TBV beräknas nettobelastningen till havet med retention som modellerats med SMED-HYPE för samtliga vattenförekomstområden. 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.

Utifrån vattenförvaltningens behov beräknas numera också kumulativ nettobelastning, som visar nettobelastningen och retentionen för en viss vattenförekomst, inklusive alla uppströms liggande områden.

Antropogen belastning och bakgrundsbelastning

Övergödning är en ständig pågående naturlig process där näringsämnen transporteras från land till vattenrecipienter. Den av människan orsakad intensifierad eutrofiering är oönskad och måste minska för att behålla eller uppnå god vattenkvalitet.

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. Läckaget från marken 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”*.

I Tabell 1 presenteras kategorisering av antropogen- och bakgrundsbelastning har använts i PLC7 liksom i tidigare PLC5 och PLC6-beräkningar.

Tabell 1. Kategorisering av antropogen- och bakgrundsbelastning.

	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
Internbelastning	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 PLC7 liksom i tidigare PLC5- och PLC6-beräkningar. Läckage från fjäll, sankmark, skog och öppen mark, samt även atmosfärsdeposition av fosfor på sjöar betraktas som naturlig bakgrundsbelastning i PLC7 liksom i PLC5 och PLC6. Belastningen från jordbruksmark och från hyggen, samt dagvattenutsläpp är till största delen antropogen. Dock finns det en liten naturlig belastning från samtliga av källorna som representerar ett läckage från öppen mark och skog, innan städer, jordbruksmark och hyggen fanns, 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 läckagen från mark 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 indata som har använts i PLC7, dess upplösning samt datakälla presenteras i Tabell 2. Jämförelser med data som

har använts i PLC6 har sammanställts i Appendix 1. Varje enskilt dataunderlag beskrivs utförligt nedan.

Tabell 2. Indata, upplösning av data samt datakälla i PLC7.

Indata	Antal etc.	Bakgrundsdata
Gränser, områden:		
Tillrinningsområden till havsbassänger	6	HELCOM
Huvudavrinningsområden	119	SMHI (SVAR 2016_3)
Kilar mellan huvudavrinningsområden	113	SMHI (SVAR 2016_3)
Redovisningsområden	1062	SMHI (SVAR 2016_3)
Vattenförekomstområden	24 453	SMHI (SVAR 2016_3)
SUBID (minsta beräkningsenhet i TBV)	39 634	SMHI (SVAR 2016_3)
Läckageregioner	22	SCB, 18 produktionsområden varav 4 har delats
Skogsregioner	5	Norra (No), mellersta västra (Mv), mellersta östra (Mo), sydvästra (Sv) och sydöstra (So)
Region öppen mark	6	Som skog, med uppdelning i söder i tre regioner
Markanvändning i TBV:		
Kustlinje		Enligt PLC6
Baskarta använd för skog, fjäll, sankmark, öppen mark, vatten		Lantmäteriet GSD-Väggkartan 2014 (1:100 000), utanför Sverige: Corine Land Cover version CLC 2012 v.18.5.1
Jordbruksmark och grödfördelning	16 grödor (inklusive extensiv vall)	Jordbruksverkets blockdatabas för 2017, i kombination med 2016 års jordbruksblock och 2016 års stödsökta grödor
Hygge		Skogsstyrelsens hyggesarealer för 2011-2015 i södra Sverige (Sv, So) och 2006-2015 i norra Sverige (Mv, Mo, No).
Tätorter	1979 stycken	SCB (Tätortskartan 2015) med "hål" för jordbruksblocken och väggkartans vattenareal
Medelhöjd för SUBID		Lantmäteriet (GSD-Höjddata, grid 50+)
Jordarter, jordbruksmark	10 jordartsklasser	SGU/SLU: Digitala åkermarkskartan och jordartskartan för PLC6
Jordbruksmarkens lutning		Lantmäteriet (GSD-Höjddata, grid 2+)
Jordbruksmarkens fosforhalt	Interpolation från ca 5000 mätvärden (matjord)	SLU: P-HCl-halt i matjorden från Yttäckande rikskartering av åkermark. Bakgrundshalt från alv-mätningar.
Avrinning:		
Långtidsmedelavrinning för alla SUBID baserad på:	SUBID	S-HYPE version 2016_1_0_0
Normaliseringsperiod		1997-2016
Nederbörd, temperatur 1997–2016	Dagliga värden för rutor om 4*4 km	SMHI, PTHBV

Indata	Antal etc.	Bakgrundsdata
Regleringsstrategier för större dammar		Regleringsföretag, bearbetning SMHI
Vattenföringsserier 1997–2016	645	SMHI
Typhalter		
Jordbrukstyphalter för kväve och fosfor baserade på:	Kvävematrix för läckage-regioner (22), grödor (16), jordarter (10). Fosformatrix för läckage-regioner (22), grödor (16), jordarter (10) med regressionsvärden för anpassning till lutning och fosforhalt	NLeCCS version PLC7 Kväve: SOILNDB version Soilndb_cli_4.5.0 Fosfor: ICECREAMDB version 2.5.0 (ICECREAM 3.2.1)
Klimatserier 1986-2015, (daglig nederbörd, temperatur, samt för SOILNDB solinstrålning, luftfuktighet och vindhastighet och för ICECREAMDB molnighet)	22 läckageregioner*5 klimatvariabler	SMHI
Målavrinning, årsmedelavrinning per läckageregion (1997-2016)	För 22 läckageregioner	S-hype2016_version_1_0_0. viktat för PLC7:s jordbruksmark
Atmosfäriskt kvävenedfall på jordbruksmark	För 22 läckageregioner	MATCH-modellberäkningar (SMHI) för perioden 2002-2012
Gödning, normskörd, odlingsåtgärder, kvävefixering, grödarealer, arealer skyddszon och fånggröda år 2016	För 18 produktionsområden	SCB och Jordbruksverket
Kvävetyphalter för skog, sankmark, fjäll	5 skogsregioner	Löfgren och Brandt (2005), Fröberg m.fl. (2016)
Fosfortyphalter för skog, sankmark, fjäll	5 skogsregioner	Löfgren och Brandt (2005), Widén-Nilsson m.fl. (2016b)
Kvävetyphalter för hygge	5 skogsregioner	Fröberg m.fl. (2016), Widén-Nilsson m.fl., (2016b)
Fosfortyphalter för hygge	5 skogsregioner	Löfgren och Brandt (2005), Widén-Nilsson m.fl. (2016b)
Kvävetyphalter för (övrig) öppen mark	6 regioner	Brandt och Ejhed (2002)
Fosfortyphalter för (övrig) öppen mark	6 regioner	PLC7-anpassning (Johnsson m.fl., 2019) av Widén-Nilsson m.fl. (2016b)
Övriga diffusa källor		
Deposition på sjöar	Kväve: rutor 20*20 km Fosfor: baserat på 19 mätstationer	Kväve: MATCH-modellberäkningar (SMHI) för 1994-2013 Fosfor: Brandt m.fl. (2008)
Dagvatten		StormTac 2018, regionalt viktad för kväve med deposition för vatten enligt ovan. Kommunenkät om dagvattenrening för hela Sverige 2014, kompletterad 2018. Tätortsgräns enligt ovan. Nederbörd medelvärde 1997-2016
Små avlopp (inkluderar små avloppsanläggningar upp till 200 pe)		Fastighetstaxeringen för 2017 (SCB) Belastnings- och reningsschabloner från Ek m.fl. (2011) resp. Olshammar m.fl. (2015a). Kommunenkät från 2015, kompletterad 2017.
Internbelastning	5 sjöar	Gustavsson m.fl. (2019)

Indata	Antal etc.	Bakgrundsdata
Kommunala avloppsreningsverk (KARV), industrier och fiskodlingar		
KARV AB	456 stycken	SMP år 2017
KARV C	654 stycken	Reningsverksdata härrör från den granskning som Länsstyrelserna gjort av SMEDs data från PLC6 och som levererades till SMED 2018. Reningsschabloner enligt PLC6.
Industrier	283 stycken	SMP år 2017
Fiskodlingar	48 stycken	SMP år 2017 samt beräkning enligt HELCOM:s guidelines för vatten
Retention		
Retention till havet samt lokal retention för alla SUBID baserad på:	SUBID	SMED-HYPE, (HYPE version 5.5.0), modelluppsättning SMED-HYPE
Vattenkemiska mätdata för kalibrering och utvärdering	1094 mätplatser	SLU (Miljödata-MVM, Typområden för jordbruksmark), Ume- Vindelälvens vattenvårdsförbund, samt vissa kommuner
Övriga underlag		
Sjödjup- och sjövolym		SMHI

Geografisk indelning

Hydrologisk indelning

Den hydrologiska indelningen har baserats på SVAR version 2016_3 (Westman m.fl., 2016; Westman, 2017). Avrinningen har beräknats i ca 39 600 beräkningsområden (SUBID), såväl nationellt som för de norska och finska vatten som rinner till Sverige eller svenska vatten.

Resultaten redovisas (endast för svenskt vatten) i TBV för vattenförekomstområden, ca 24 500 stycken.

Ett eller flera SUBID:n har aggregerats till 1 062 redovisningsområden. Belastningarna har summerats för dessa redovisningsområden samt huvudavrinningsområden och havsbassänger.

Vissa underlag till PLC7 har en annan definition av Sveriges kustlinje än den kustlinje som använts inom SVAR för att definiera gränsen mellan landytor och kustvatten. Olika kustlinjer kan leda till att källor nära kusten i vissa fall hamnar på land och i vissa fall i kustvatten. Ett sådant exempel är vissa kustnära små avlopp som kan hamna utanför SVARs fastland och öar. För att alla källor ska inkluderas har i PLC7-beräkningarna även havsvattenytorna tilldelats en SUBID-klassificering (Widén-Nilsson m.fl., 2019).

Läckageregioner för jordbruksmark, skogsmark och öppen mark

Beräkningen av belastningen från jordbruksmark, skogsmark, hyggen, sankmark, fjäll och öppen mark har baserats på samma regionindelningar som

i PLC6. Den nya hydrologiska indelningen har dock resulterat i smärre justeringar av regiongränserna eftersom gränserna inte kan skära igenom ett SUBID.

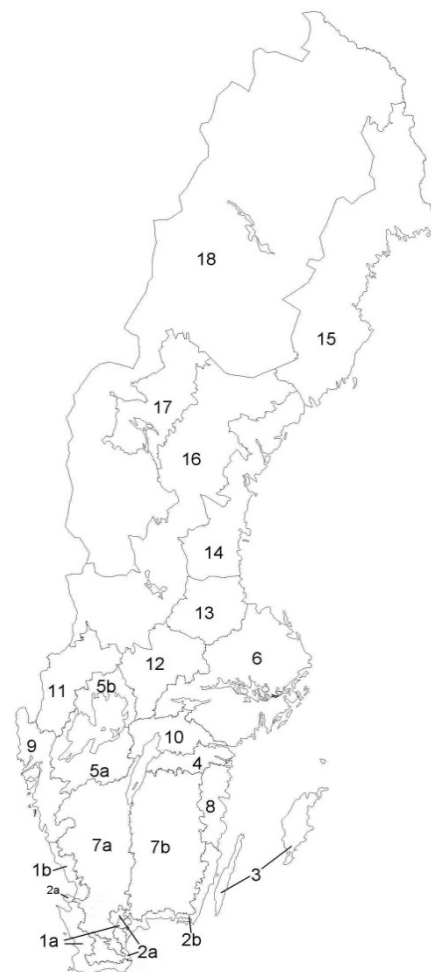
Beräkningen av belastning från jordbruksmark har baserats på SCB:s 18 produktionsområden (PO18), varav fyra har delats för att ta bättre hänsyn till de klimatgradienter som finns i de ursprungliga områdena. Därmed har 22 läckageregioner använts (Figur 3; Johnsson m.fl., 2019; Widén-Nilsson m.fl., 2019).

Beräkningarna av läckage från skog, hygge, sankmark och fjäll 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). Gränsen mellan de södra och mellersta regionerna motsvarar ungefär den biologiska Norrlandsgränsen (*Limes norrlandicus*) medan gränsen mellan de mellersta och den norra regionen har lagts till för att utsträcka kväveläckageberäkningarna för södra Sverige längre norrut. Gränsen mellan sydvästra och sydöstra regionen motsvarar ungefär vattendelaren mellan Östersjön och Västerhavet.

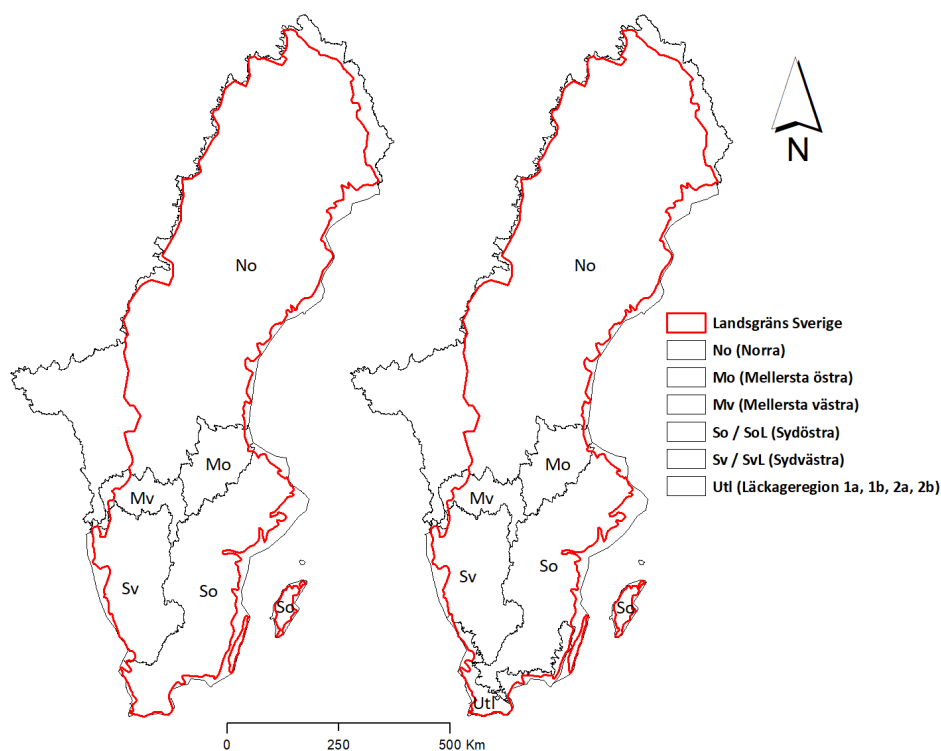
Regionindelningen för öppen mark följer den för skogen, men med ytterligare en region "Utl." som omfattar de sydligaste läckageregionerna för jordbruksmark (1a, 1b, 2a, 2b) enligt Figur 3 och Figur 4 (Widén-Nilsson m.fl., 2016a och 2016b). Detta innebär att det i södra Sverige finns tre regioner med 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- Produktionsområde
region**

- 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 Östgötaslätten
- 5a Vänerslätten (södra delen)
- 5b Vänerslätten (norra delen)
- 6 Mälardalen och Hjälmärlan
- 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 PLC7 består liksom i PLC6 av åtta klasser: jordbruksmark, hyggen, tätort, skog, sankmark, fjäll, öppen mark, vatten. Jordbruksmarken delas i sin tur upp på 16 grödor utifrån Jordbruksverkets administrativa register för arealbaserade stöd. Trindsäd (ärter och bönor) är en ny gröda i PLC7-beräkningarna eftersom den ökat och numer odlas på mer än 1 % av jordbruksarealen i flera läckageregioner. 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. (2019).

Markanvändningen har baserats på GSD-Vägartans markslag år 2014, Jordbruksverket administrativa register för arealbaserade stöd år 2016 och jordbruksmarkens jordbruksblock år 2017 med tillägg av 2016, SCB:s tätortskarta år 2015, faktiskt avverkade hyggen 2006/2011-2015 från Skogsstyrelsen, samt Corine Land Cover-data (version CLC 2012 v.18.5.1) för Norge och Finland.

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

1. Jordbruksblocken (Jordbruksverket)
2. Vattenytan om de är i tätort (vägkartan)
3. Tätort (tätortskarta 2015)
4. Hyggen (Skogsstyrelsen)
5. Vägkartans Sverigegräns (ger gränsen mellan vägkartan och Corine Land Cover för Norge och Finland)
6. Vägkartan (inklusive vatten som ej är i tätort) tillsammans med PLC6-kustlinjen

Baskartan, GSD-Vägkartan (1:100 000; Lantmäteriet, 2013), är samma som i PLC6, d.v.s. år 2014. Vägkartan saknar uppdelning mellan hav och inlandsvatten och samma kustlinje baserad på vägkartan som togs fram till PLC6 (Widén-Nilsson m.fl., 2016a) har använts i beräkningen av markanvändningen. Andra kustlinjer har använts i andra delar av beräkningen.

Jordbruksblocken (Jordbruksverket, 2019) är kartunderlaget som definierar jordbruksarealen. I jordbruksarealen inkluderas både åkermark, d.v.s. 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 år 2016 som anger vad som odlas i blocken (Jordbruksverkets administrativa register för arealbaserade stöd). De cirka 100 grödkoderna för stödsökta grödor har översatts till 16 grödor vars arealer har använts i beräkningarna. De 16 grödorna är vårkorn, höstvet, vall, sockerbetor, höstraps, havre, vårvet, råg, majs, vårraps, potatis, trindsäd, 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. (2019) och information om vilka grödarealer som använts för växtföljderna i beräkningarna av jordbrukstyperna finns i Johnsson m.fl. (2019).

I de fall tabelldata med stödsökta grödor för år 2016 inte kan kopplas med 2017 års jordbruksblock har 2016 års jordbruksblock använts istället (Widén-Nilsson m.fl. (2019), enligt instruktion från Jordbruksverket).

Jordbruksblock som helt saknar stödsökta grödor, samt den areal av jordbruksblocken som inte är stödsökt, har klassificerats som odefinierade grödor i enlighet med PLC6-metodik (Liljeberg m.fl., 2013). När arealen stödsökta grödor överskrider jordbruksblockens areal i ett SUBID har de skalats ned procentuellt till att motsvara jordbruksblockens areal (Widén-Nilsson m.fl., 2019). På samma sätt fördelas grödorna procentuellt när ett jordbruksblock delas mellan ett eller flera SUBID:n eftersom information saknas om var i jordbruksblocken de olika grödorna odlas.

Hyggesarealerna har baserats på Skogsstyrelsens årliga data över faktisk avverkad areal. Arealen skog som avverkats är framtagen genom en skillnadsanalys av satellitbilder från två olika år (Skogsstyrelsen, 2019). Hyggesarealer har beräknats fram till och med år 2015 som var det senast tillgängliga året när markanvändningen i PLC7 sammanställdes. Hyggesarealer har i södra Sverige lagts ihop för de senaste tillgängliga fem åren (2011–2015)

och i norra Sverige (mellersta och norra skogsregionen) för de senaste tio åren (2006–2015).

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

Tätortsarealen, som används för beräkningarna av dagvattnets belastning, definieras av SCB:s tätortskarta för år 2015 (SCB, 2016). Inom tätorterna används markanvändning enligt Svenska marktäckedata (SMD; Naturvårdsverket 2014)

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

För markanvändning utanför Sverige har Corine Land Cover (version CLC 2012 v.18.5.1) använts och klassificerats om till PLC7: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. En alternativ klassificering som har med de antropogena markanvändningarna i Norge och Finland har sparats för att i framtiden kunna räkna även på dessa källor.

Avrinningen (se avsnittet Avrinning) är beräknad med S-HYPE och bygger på data från Svenska Marktäckedata (SMD) kombinerat med 2016 års jordbruksblock samt sjöarealer och kustlinje från SVAR 2016 och Corine Land Cover 2012 utanför Sverige.

Jordart, lutning och fosforhalt i marken

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

Den Digitala åkermarkskartan, som täcker ca 90 % av jordbruksmarken i Sverige (Söderström och Piikki, 2016), har legat till grund för jordartskartan. I norra Sverige, och övriga områden där Digitala åkermarkskartan saknar täckning har jordartskartan från PLC6 (Djodjic, 2015; Paulsson m.fl., 2015;) använts istället. 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 SUBID har fördelningen av de tio jordartsklasserna beräknats (Widén-Nilsson m.fl., 2019). Fördelningen har beräknats för PLC7:s åkermarksareal, till skillnad från PLC6 där även betesmark och viss icke brukad areal togs med. SUBID:n som saknar åkermarksareal eller jordartsdata har tilldelats läckageregionens jordartsfördelning.

I beräkningen av avrinningen (Gustavsson m.fl., 2019) användes Digitala åkermarkskartan och SGU:s jordartsgeologiska kartdatabaser inom Sverige samt European Soil Database (ESDB, 2018) utanför Sverige. Det innebär att SGU:s jordartskarta har använts även för jordbruksmark där Digitala åkermarkskarta saknar täckning.

Jordbruksmarkens innehåll av förrådsfosfor, P-HCl, har beräknats baserat på samma karta och med samma metod som i PLC6 (Djodjic och Orback, 2013; Widén-Nilsson m.fl., 2019). Kartan är baserad på provtagningar 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 förrådsfosfor tagits fram för varje SUBID (Djodjic och Orback, 2013; Widén-Nilsson m.fl., 2019). Vid beräkningen av jordbruksmarkens bakgrundsläckage har alvens P-HCl-halter använts (Djodjic och Widén-Nilsson, 2013). I de SUBID:n 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 SUBID (Widén-Nilsson m.fl., 2019). Liksom i PLC6 har höjddata med 2 meters upplösning, Lantmäteriets "GSD-Höjddata, grid 2+", använts för att beräkna medellutningen för varje jordbruksblock. Jämfört med PLC6 är höjddatakarteringen nu helt slutförd. Åkerblockens lutning har viktats ihop utifrån sin areaandel för att ge medellutningen för varje SUBID. Det beräknade lutningsvärdet har använts i beräkningen av fosforläckaget från jordbruksmarken. SUBID:n som bara har betesareal eller endast har mycket liten åkerareal samt SUBID:n som helt eller nästan helt saknar höjddata, har tilldelats läckageregionens medellutning för åkermarken.

Typhalter för läckage från mark

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 PLC7 finns utförligt beskrivet i Johnsson m.fl. (2019).

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 (16 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 grödareal. För att inkludera växtföljdseffekter i beräkningarna har växtsekvenser 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 läckageregion inkluderar alla möjliga kombinationer med avseende på grödor, gödslingstidpunkter, gödslingsregimer, jordbearbetningstidpunkter och fånggrödor. Samma växtsekvens har använts för alla jordarter. Även effekten av skydds-zoner, anlagda för att minska förlusterna av fosfor via ytavrinning har ingått i beräkningarna (se Johnsson m.fl., 2019).

Grödarealerna är sammanställda av SCB på PO18-nivån och hämtade från Lantbruksregistret 2016, vilket i sin tur är baserat på uppgifter från Jordbruksverkets administrativa register för arealbaserade stöd. Uppgifter om grödornas gödsling, skörd, kvävefixering och odlingsåtgärder (såsom tidpunkter för jordbearbetning, sådd och skörd) för SCB:s produktionsområden med Sverige uppdelad i 18 respektive 8 områden (PO18 och PO8) samt för tre riksområden (RO) och riket är sammanställda för detta projekt av SCB baserat på uppgifter insamlade i ordinarie undersökningar (Jordbruksverket och SCB, 2016; SCB, 2015, 2017a och 2017b). 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. I beräkningarna för kväve har det ingått två olika gödslingsregimer i proportion till arealförekomst, en med enbart mineralgödsel och en med stallgödsel kompletterad med mineralgödsel. För fosforberäkningen har det utöver dessa två även gödslingsregimen gödlat ingått.

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 partikulärt fosfor.

Klimatdata från SMHI har sammanställts för varje läckageregion. Dagliga värden på nederbörd, lufttemperatur, vindhastighet, luftfuktighet och molnighet har använts som drivdata i läckagemodellerna. För PLC7-beräkningarna har perioden 1988–2016 använts. Den med läckagemodellerna simulerade avrinningen har anpassats så att den överensstämmer med den i TBV använda avrinningen (nedan kallad målavrinning, se Johnsson m.fl., 2019; Widén-Nilsson m.fl., 2019).

Typhalter har inte simulerats i NLeCCS-systemet för de grödor som utgör mindre än 1 % av arealen i en läckageregion. Koncentrationen för dessa grödarealer har ersatts med medelkoncentrationer av de beräknade grödorna. Detta berör 5 % av åkerarealen i hela Sverige.

Typhalter för betesmark har inte simulerats i NLeCCS-systemet. Koncentrationen för dessa arealer har ersatts med koncentrationer för extensiv

vall från åkermark. Beräkningen av extensiv vall beskrivs vidare i avsnittet Typhalter för bakgrundsbelastning. Även odefinierade grödor (Odef) har ersatts med läckaget för extensiv vall på åkermark.

Beräknade läckagekoefficienter har jämförts mot uppmätt årsmedelutlakning av kväve respektive fosfor från miljöövervakningsprogrammet Observationsfält på åkermark (Linefur m.fl., 2018). Fälten ingår i lantbrukens normala drift. Den uppmätta vattenkvaliteten i dräneringsvattnet har antagits motsvara kvaliteten av det vatten som lämnar rotzonen inklusive förluster via ytvattenbrunnar, det vill säga det som beräknas med NLeCCS.

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

Samma algoritmer för beräkning av läckaget från skog, sankmark, hyggen, fjäll och öppen mark som i PLC6 har använts, med undantag för en justering av fosforläckaget för öppen mark.

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

Här redovisas typhalterna för totalkväve och totalfosfor översiktligt (Tabell 3 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). 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.

Tabell 3. Typhalter [mg/l] för skog, sankmark, fjäll, hygge och öppen mark för såväl kväve som fosfor i de olika regionerna (No, Mv, Mo, So/SoL, Sv/SvL och Utl; Figur 4). "Höjd" är SUBID:ts medelhöjd över havet i meter. "Nord" och "Ost" är SUBID:ts centrumkoordinat i koordinatsystemet RT90 angett med sju siffror.

	Totalkväve	Totalkväve	Totalfosfor	Totalfosfor
	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	0,024*	0,024*
Öppen mark (Utl)	-	1,5	-	0,024*

* Fosfortyphalten för öppen mark har justerats något jämfört med PLC6, men i enlighet med PLC6-principen att typhalten ska följa bakgrundsläckaget av fosfor från jordbruksmark på jordarten Sandy loam.

Tabell 4. Månadsfaktorer (variationen per månad) av typhalterna för skog, sankmark, fjäll, hygge och öppen mark för såväl kväve som fosfor i de olika regionerna (No Mv, Mo, So, Sv, Utl; Figur 4).

	Totalkväve		Totalkväve	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 årstyphalten för *skog, sankmark, fjäll och öppen mark* beräknats utifrån medelhöjden i SUBID:t med lägre typhalter i fjälltrakterna än nära havet (Tabell 3; Löfgren och Brandt 2005). Medelhöjden har beräknats från Lantmäteriets ”GSD-Höjddata, grid 50+” (Widén-Nilsson m.fl., 2019). En månadsfaktor, varierande mellan 0,96 och 1,11 med det högsta värdet i april (Tabell 4; Löfgren och Brandt, 2005), har använts för att beräkna säsongsvariationen.

För *södra och mellersta Sverige* har årstyphalten för *skog* beräknats utifrån SUBID:t koordinater med högst typhalter i sydöstra Sverige (Tabell 3; Fröberg m.fl., 2016). Årstyphalten för *sankmark* i södra och mellersta Sverige beräknas med samma koordinatberoende, men med ett något högre skärningsvärde (Tabell 3). Månadsfaktorn varierar mellan 0,88 och 1,27 med de högsta värdena under sensommaren (Tabell 3).

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 3, Tabell 4).

I alla regioner har typhalten för *avverkad skog (hygge)* beräknats på samma sätt som för skog och sedan multiplicerats med faktorn 2 (Widén-Nilsson m.fl., 2016b).

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

För *norra och mellersta Sverige* har typhalterna för *skog, fjäll och sankmark* beräknats utifrån SUBID:ts medelhöjd med lägre typhalter i fjälltrakterna än nära havet (Tabell 3; Löfgren och Brandt, 2005). Medelhöjden har beräknats från Lantmäteriets ”GSD-Höjddata, grid 50+” (Widén-Nilsson m.fl., 2019). Halterna för olika månader varierar med en faktor mellan 0,87 och 1,37 med de högsta värdena under våren och sommaren (Tabell 4; Löfgren och Brandt, 2005).

För *södra Sverige* har en konstant årstyp halt, 0,013 mg/l, använts för *skog och sankmark* (Tabell 3; Widén-Nilsson m.fl., 2016b) eftersom tidigare studier inte funnit signifikanta samband med exempelvis koordinater eller medelhöjd (Fröberg och Löfgren, 2014). Ingen säsongsvariation har beräknats (Tabell 4).

Typhalten för *öppen mark* har ansatts till 0,024 mg/l i hela Sverige i PLC7-beräkningen (Tabell 3), jämfört med 0,026 mg/l i PLC6. Förändringen är i enlighet med den justering av fosfortyphalten för öppen mark som gjordes i PLC6 för att halten skulle följa bakgrundsläckaget av fosfor på jordbruksmark med jordarten sandy loam för att efterlikna gammal betesmark (Widén-Nilsson m.fl., 2016b). I PLC7-beräkningen är det läckaget i medeltal 0,024 mg/l för Sverige (Johnsson m.fl., 2019).

I *norra Sverige* har typhalten för avverkad skog (*hygge*) beräknats på samma sätt som för skog, vilken sedan har multiplicerats med faktorn 1,3 (Tabell 3; Brandt m.fl., 2008). För *södra Sverige* har istället faktorn 1,6 använts och det motsvarar i södra Sverige en totalfosforhalt på 0,021 mg/l (Tabell 3).

Typhalter för bakgrundsbelastning

Som bakgrundsläckage från jordbruksmark har använts läckaget 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 medelvärdet för 30-åriga monokulturer för de olika regionernas klimat och jordar. Målavrinning, 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. (2019).

Upptaget av kväve till den extensiva vällen har antagits understiga det potentiella kväveupptaget under större delen av växtsäsongen. En mindre kvävefixering antas också förekomma och markens organiska förråd har antagits vara i balans i samtliga läckageregioner vid beräkningen av extensiv vall, d.v.s. att det varken sker någon uppbyggnad eller minskning av mängden organiskt kväve i marken i de olika läckageregionerna under beräkningsperioden.

Läckaget av fosfor från extensiv vall beräknades med en ny modellversion av ICECREAMDB jämfört med PLC6. Den process som tillkommit i den nya modellversionen, som togs fram till PLC7, beskriver hur växter dör på vintern och hur organiskt material på grund av detta lagras in i marken. I PLC7-beräkningen gjordes dessutom antagandet om att markens organiska pooler är i balans, precis som i beräkningen av normalläckaget från åkermark 2016.

Vid beräkning av den extensiva vallen har upptaget av fosfor antagits motsvara 2/3 av upptaget av en normal slättervall. Inlagringen av organiskt material i marken till följd av att växten dör under vintern bidrar till en högre total fosforhalt i markytan och därmed högre fosforkoncentrationer i avrinnande partiklar. Inlagringen av dött växtmaterial leder också till mineralisering av fosfor från markens organiska pool, vilket bidrar till läckaget av löst fosfor. Eftersom det har skett en kraftig uppgödsling 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). När däremot extensiv vall används för att beräkna normalläckage från betesmark och odefinierade grödor används SUBID:ts fosforhalt i matjorden.

Typhalter för skog, fjäll, sankmark och öppen mark har ansatts som naturliga bakgrundstyphalter, liksom i PLC6, eftersom skillnader mellan brukade (bortsett från hyggen) och obrukade skogsområden har visat sig svåra att påvisa (Löfgren och Westling, 2002). Skogsgödsling antas ske i så liten omfattning att det endast har marginell effekt på belastningen på havet (Rosenqvist m.fl., 2014).

Vid beräkningarna av bakgrundsbelastningen för tätortsareor har typhalten för öppen mark använts.

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 perioden 1994–2013. Atmosfärsdepositionen, med upplösning på 20×20 km, förändras så lite i tiden att perioden anses vara representativ för både PLC6 och PLC7. Mängden kväve i form av deposition varierar mellan 0,1 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. Våt- 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., 2019).

Fosfordepositionen i PLC7 har ansatt samma totala mängd som i PLC5 och PLC6: 0,011 $\text{kg}/(\text{km}^2 \cdot \text{dag})$ (motsvarande 4 $\text{kg}/(\text{km}^2 \cdot \text{år})$). Fosfordepositionen baseras på mätdata från Krondroppsnätet och IM (integrerad monitoring) och variationerna är stora (Pihl Karlsson 2008, Pihl Karlsson m.fl. 2013, Pihl Karlsson m.fl. 2014). År 2006 uppmättes våtdepositionen av fosfor till 3–6 $\text{kg P}/(\text{km}^2 \cdot \text{år})$ baserat på 19 stationer, medan det år 2012 (baserat på 18 stationer) och 2013 (baserat på 17 stationer) uppmättes betydligt högre mediandeposition; 17 $\text{kg P}/(\text{km}^2 \cdot \text{år})$. 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.

Deposition av kväve till sjöar har klassificerats som en antropogen källa eftersom ursprunget till kväveföreningarna i depositionen till största del kommer från långväga transporterade luftföroreningar, lokala industrier, transporter och djurgårdar (enbart NH_x). 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

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 BOD₇, kväve och fosfor från små avloppsanläggningar bestäms av nyttjandegrad i kombination med den reningsteknik som finns installerad. För permanentboende antas hemmavaron vara 65 % (Naturvårdsverket, 1995).

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. Samma webbenkät användes vid en kompletterande telefonintervjustudie hösten 2017 (Olshammar, 2018). Totalt har 93% av Sveriges kommuner svarat på enkäten. Fokus var att få in svar från åtminstone alla kommuner i övergödningsskänliga områden. 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.

Antalet fastigheter med små avloppsanläggningar med toalettavloppsvatten påkopplad som kommunerna rapporterat är 665 968 st. Denna siffra är nära det antal på 697 207 st. som SCB tagit fram ur fastighetstaxeringen för 2017 och då har några kommuner (20 st) inte rapporterat in sina avlopp. Enligt kommunerna finns det också 133 163 fastigheter med enbart BDT-avlopp (Olshammar, 2018).

Fastighetstaxeringen visar att antalet små avloppsanläggningar i Sverige ökat mellan åren 2014 och 2017 med 6 283 st. 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 i denna rapportering använt reningsschablonerna (reduktionsgraden) för avskiljning av organiskt material (presenteras som biokemisk syreförbrukning, 7 dygn - BOD₇), totalkväve (N-tot) och totalfosfor (P-tot) i olika typer av reningsanläggningar (Olshammar m.fl. 2015a) (Tabell 5). För markbaserade anläggningar utan väldefinierat utlopp avses med utgående halter de föroreningskoncentrationer som når övre grundvattenytan.

Schablonhalter för inkommande avloppsvatten till anläggningen har använts enligt Ek m.fl. (2011), se Tabell 6.

För mer detaljerad beskrivning om beräkning av utsläpp från små avloppsanläggningar med SMED-metodik se Appendix 2.

Tabell 5. 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-rening	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 övre grundvattnenytan i markbaserade anläggningar. Siffrorna avser genomsnittlig avskiljning under anläggningens livstid och intervallet anger en genomsnittlig variation.

Tabell 6. Schabloner för belastning per person (p) och dygn (d) inkommande till anläggningarna (Ek m.fl., 2011).

	WC- och BDT-avlopp	Endast BDT-avlopp
BOD ₇ [g/p·d]	65	26
N-tot [g/p·d]	13,7	1,2
P-tot [g/p·d]	1,7	0,15
Flöde [l/p·d]	170	120
BOD ₇ [mg/l]	380	220
N-tot [mg/l]	81	10
P-tot [mg/l]	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: för vattenytan inom tätort Vägkartan, för eventuell jordbruksmark Jordbruksblocken, för övrig markanvändning Svenska marktäckedata (SMD) och som hydrologisk indelning användes SUBID. Tätortskartan 2015 har använts för att avgränsa tätorterna.

Bruttobelastningen har beräknats utifrån markanvändning, nederbörd, avrinningskoefficienter och typhalter.

Avrinningskoefficienter för olika markanvändning och typhalter har hämtats från StormTac-databasen (Stormtac 2018). 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 från StormTac-databasen. 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 per tätort (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.

Internbelastning

I början av arbetet med PLC7 utreddes om det gick att hitta en enkel och generell metod för att identifiera och inkludera internbelastning i större omfattning. En generell metod skulle underlätta att hitta källorna och att arbetet med att tillföra fosfor via internbelastning skulle bli mer konsekvent. Slutsatsen av testet blev att det krävs mer arbete än vad som har rymts inom detta delprojekt, för att eventuellt komma fram till en generellt tillämpbar och tillförlitlig metod.

I likhet med tidigare har internbelastning av fosfor endast tagits med i sjöar där det var tydligt i beräkningsmodellen att en fosforkälla saknades. Uppmätta totalfosforhalter i dominerande in- och utflöde har legat till grund för bedömningen (Gustavsson m.fl. 2019).

I PLC7 har internbelastning för fem sjöar inkluderats, se Tabell 7. Dessa ingår alla i Egentliga Östersjöns havsbassäng. Sjöar där det inte har funnits mätdata för att styrka internbelastning av fosfor har alltså inte tagits med.

Tabell 7 Sjöar med modellerad internbelastning i PLC7 (kg/år).

Delavrinningsområde (SUBID)	Namn	Belastning (kg/år)*
3003	Krön 1	502
3150	Krön 2	502
2980	Ryssbysjön	242
63840	Roxen	25 343
40706	Glan	19 553

* Resultatet är baserat på perioden 1997-2016.

Internbelastning är en process som frigör fosfor som tidigare sedimenterat på botten i övergödda sjöar. Fosfor lämnar sedimenten dels partikelbundet och dels som vattenlöst fosfat. Nettointernbelastning innebär att en större mängd fosfor transporteras ut ur en sjö än till sjön. Nationellt är andelen sjöar som har en nettointernbelastning troligtvis liten, men lokalt och regionalt kan det vara ett betydande problem. Alla sjöar har bruttointernbelastning av fosfor, d.v.s. att det finns internbelastning i sjön som i viss mån vägs upp av sedimentering av annan fosfor. I dagsläget har vi mycket lite information för att kvantifiera en naturlig nivå av internbelastning. Det betyder att vi har haft svårt att göra en bedömning om en viss sjö har ett stort problem med internbelastning under t.ex. sommar, eller inte (Huser m.fl., 2016)

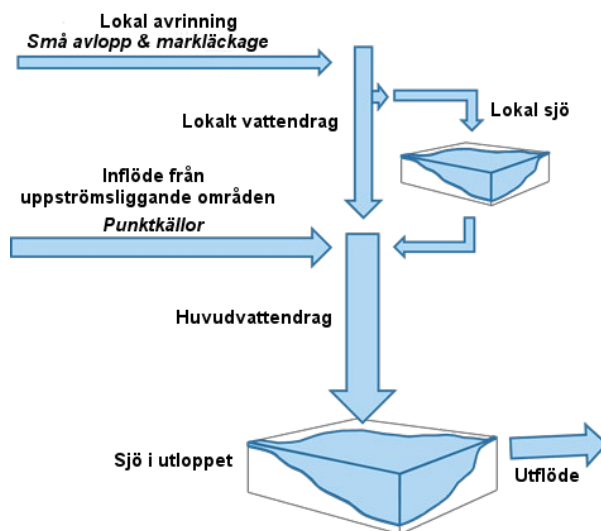
I denna rapport, i den mån den är inkluderad, är internbelastningen från sötvatten på land medräknad i den totala belastningen av fosfor till havet, och är klassad som en diffus, antropogen källa. Internbelastningen har dock inte rapporterats till HELCOM då dessa data ännu ses som osäkra.

Avrinning

Dygnsmedelavrinning har beräknats med S-HYPE (Lindström m.fl., 2010) för ca 37 000 delavrinningsområden och perioden 1997–2016. Utifrån dygnsmedelavrinningen har års- och månadsmedelvärden beräknats för 20-årsperioden. Indelningen av delavrinningsområden kommer från SVAR 2016.

Kalibreringen av de hydrologiska modellparametrarna som använts för PLC7 har genomförts av SMHIs forskning- och utvecklingsenhet (SMHI, 2019a; SMHI, 2019b).

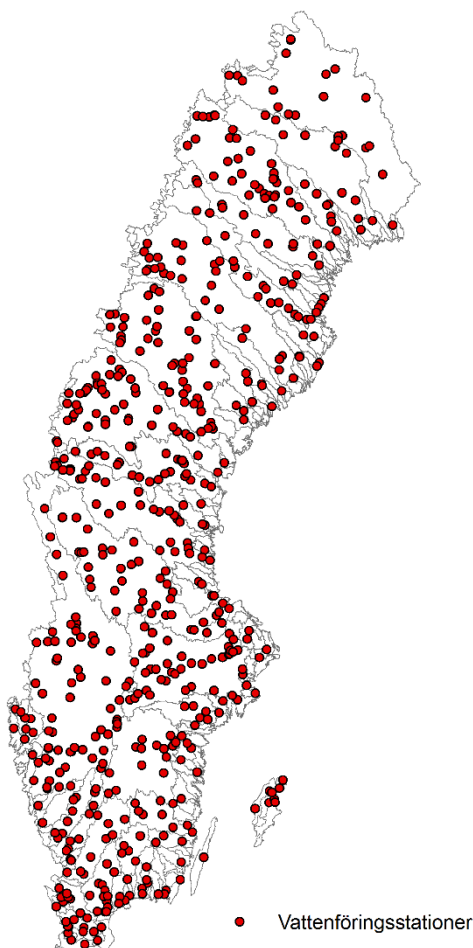
Inom ett delavrinningsområde i SMED-HYPE beräknas en lokal avrinning vilken rinner till ett lokalt vattendrag och vidare till den gren som i flödesnätverket definierats som huvudvattendrag. Om det finns uppströmsområden adderas flödet från dessa till huvudvattendraget, se Figur 5. Det finns två typer 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.



Figur 5. Schematisk skiss över sjöar och vattendrag i S-HYPE. Den lokala avrinningen kan antingen rinna genom lokalt vattendrag eller genom lokal sjö på väg till huvudvattendraget.

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 SMHIs meteorologiska stationer vilka interpolerats till 4×4 km upplösning med en geostatistisk interpolationsmetod som tar hänsyn till stationernas inbördes korrelation.

En jämförelse mellan simulerad och observerad vattenföring vid 433 stationer presenteras på SMHIs vattenweb (SMHI 2019c). De flesta av stationerna ingår i det hydrologiska grundnätet (SMHI, 2019d). De vattenföringsstationer som använts för kalibrering- och utvärdering visas i Figur 6.



Figur 6. Mätstationer med observerad vattenföring som använts för kalibrering- och utvärdering.

Punktkällor

Tillståndspliktiga industrier och reningsverk

Uppgifter om punktutsläpp från tillståndspliktiga avloppsreningsverk (B-anläggningar, större än 2 000 personekvivalenter) och industrier (A- och B-anläggningar, med rening och utsläpp i egen regi) har erhållits från länsstyrelsernas databas SMP avseende år 2017. 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. En korrigering av utsläppspunkter har gjorts för kustnära anläggningar (punktkällor där anläggningskoordinaten och anläggningen ligger innanför kustlinjen men nära kusten eller har utsläpp i vattendrag i nära anslutning till kustlinjen) där underlag från verksamhetsutövarna saknades. Utsläppspunkten har flyttats så att utsläppspunkten ligger utanför kustlinjen.

Anmälningsskyldiga reningsverk

Anmälningsskyldiga avloppsreningsverk (C-anläggningar, 200–2 000 pe) saknar i regel rapporterade utsläpp och uppgifter kan därför inte tas fram från SMP. Den ingående mängden kväve respektive fosfor har därför, när dessa uppgifter saknas, beräknats genom att multiplicera reningsverkets storlek i personekvivalenter (pe) med schablonmängder, se Tabell 8. 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 (Brånvall och Svanström, 2010; Olshammar m.fl., 2015b). I andra hand har antal anslutna personer eller dimensionering av reningsverket 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. De reningsverksuppgifter som använts i PLC7 har även kvalitetssäkrats av respektive ansvarig länsstyrelse under 2018.

Tabell 8. 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 ta hänsyn till reningsgraden för respektive reningsmetod (Tabell 9). Fosforutsläppen från 200 pe med biologisk och kemisk rening blir till exempel: $200 \cdot 1,7 \cdot (1 - 0,92) = 27,2$ g per dygn.

Tabell 9. Medelvärden av reningsgrad av fosfor- och kväveutsläpp i procent 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. För anläggningar som inte har rapporterat utsläppsdata via SMP, har utsläppsdata beräknats enligt metod från HELCOM guidelines. I underlaget till PLC7 finns utsläppsdata från totalt 48 fiskodlingar varav 11 i havet och 28 i sötvatten. Utsläppen av närsalter redovisas i Tabell 10.

Tabell 10. Utsläpp av närsalter från fiskodlingar under 2017 från miljörapporter i SMP.

	Antal	N-tot [ton/år]	P-tot [ton/år]
Odlingar i havet	13	99	11
Odlingar i sötvatten	35	403	46

Retention

Kväve- och fosforretention har beräknats för alla delavrinningsområden med SMED-HYPE (Tengdelius Brunell m.fl., 2013, 2016). SMED-HYPE bygger på HYPE-modellen (Lindström m.fl., 2010).

I modellen är näringsämnesprocesserna integrerade med de hydrologiska beräkningarna. Förutom denitrifikation beskriver modellen även sedimentation och resuspension, primärproduktion och mineralisering. (Tengdelius Brunell m.fl., 2016a).

Retentionen beräknas för diffusa källor läckage från mark, dagvatten, små avloppsanläggningar och atmosfärsdeposition på sjöar samt från punktkällor (avloppsreningsverk, industrier och fiskodlingar). Den beräknade retentionen redovisas som ett långtidsmedelvärde för beräkningsperioden 1997–2016.

För mer information om kalibrerings- och valideringsarbete av modellen se Gustavsson m. fl. 2019. Modellens beräknade koncentrationer har utvärderats 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 mätningar nedströms reningsverk från ett litet antal tillfrågade kommuner som av olika anledningar behövt ta fram kompletterande utvärderingar av halter i vattendrag.

Beräknad belastning för leverans till HELCOM

I rapporteringen av PLC7 till HELCOM har belastningen beräknats med den metodik som beskrivits ovan. Det är värt att påpeka att den diffusa belastningen i rapporteringen har beräknats med avrinningen och atmosfäriska depositionen för år 2017 istället för medelavrinning och medeldeposition för perioden 1997–2016. 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 2017. Den beräknade belastningen viktas så att

summan av alla källor blir lika med belastningen i den nämnda rapporteringen. Viktningen genomförs av samtliga inlandskällor. I diskussionen jämförs den uppmätta flodmynningsbelastning år 2017 och den beräknade belastning levererad till HELCOM. PLC7-data levereras till HELCOM källfördelad för brutto- och nettobelastning, samt retention.

Förädlade indata

I detta avsnitt beskrivs de indata så som markanvändning, avrinning, läckage från jordbruksmark och retention som användes för att beräkna belastningen av kväve och fosfor i PLC7 projektet.

Markanvändning

Sverige täcks till mer än hälften av skog (Tabell 11; Figur 7). 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.

Tabell 11. Markanvändning i km² för varje tillrinningsområde till HELCOM:s havsbassänger. I arean inkluderas vare sig norska och finska områden som avvattnas via Sverige eller svenska områden som avvattnas via Norge och Finland. Arealen jordbruksmark inkluderar 2 245 km² obrukad jordbruksmark¹. Arealen havsvatten för kustens vattenförekomstområden inkluderas inte (32 965 km²).

Havsbassäng	Skog	Sankmark	Hygge	Fjäll	Öppen mark	Vatten	Tätort	Jordbruksmark	Totalt
Bottenviken	61 830	21 170	2 482	19 910	2 469	8 733	296	889	117 778
Bottenhavet	112 496	23 786	8 016	12 632	5 125	13 342	976	3 787	180 160
Eg Östersjön	46 473	3 654	2 088	0	5 279	8 285	2 578	16 039	84 395
Öresund	332	17	15	0	318	43	301	1 872	2 899
Kattegatt	37 089	6 624	1 841	150	4 794	10 425	1 497	8 995	71 415
Skagerrak	3 077	272	110	30	703	173	165	817	5 347
Totalt	261 297	55 523	14 552	32 722	18 687	41 002	5 813	32 398¹	461 994

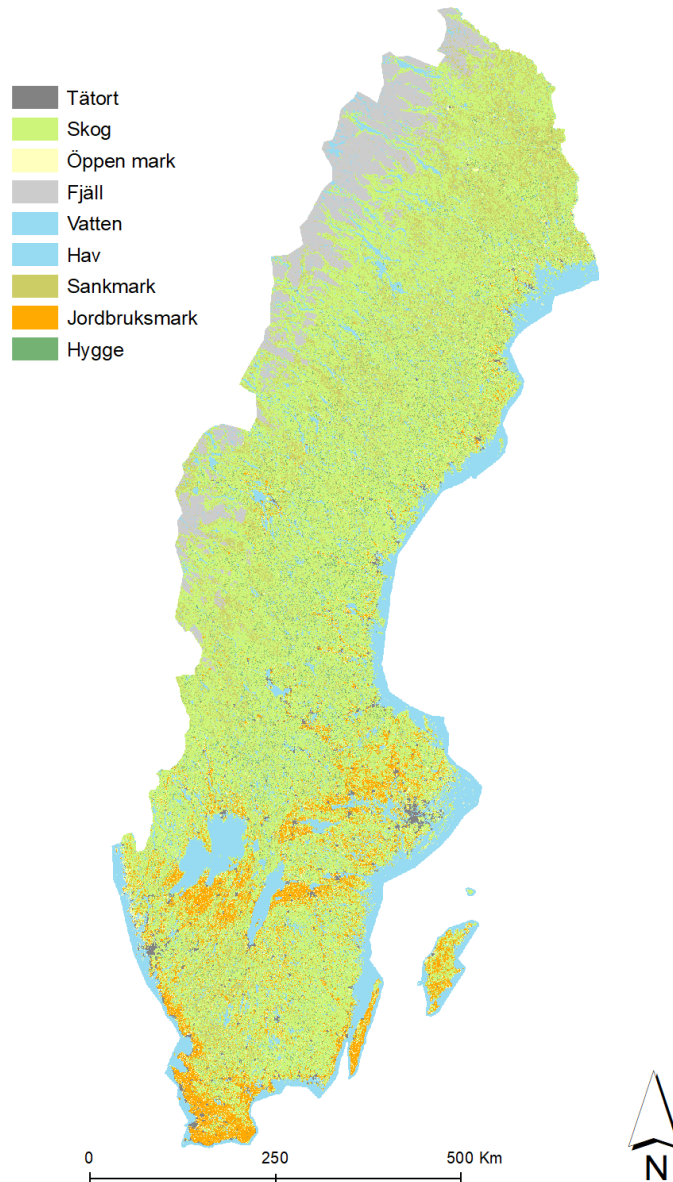
¹ Den brukade arealen är 30 153 km².

Jämfört med år 2014 (PLC6-rapporteringen) är främst tätortsarealen större. Detta beror i huvudsak på metodik- och definitionsförändringar (SCB, 2016). Hyggesarealen har också ökat något. Totala arealen, samt arealen för de olika havsbassängerna skiljer sig jämfört med PLC6-rapporten eftersom den finare områdesindelningen möjliggjort noggrannare anpassning till de olika gränserna.

Beräkningarna har inkluderat 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 varken area eller belastning för de finska delarna av Torneälven eller Glommaområdet i tabellerna nedan eller i rapporteringen för PLC7 till HELCOM. Observera att HELCOM:s havsbassänggränser inte överensstämmer med vattendistriktens eller SVAR:s havsbassängindelning.

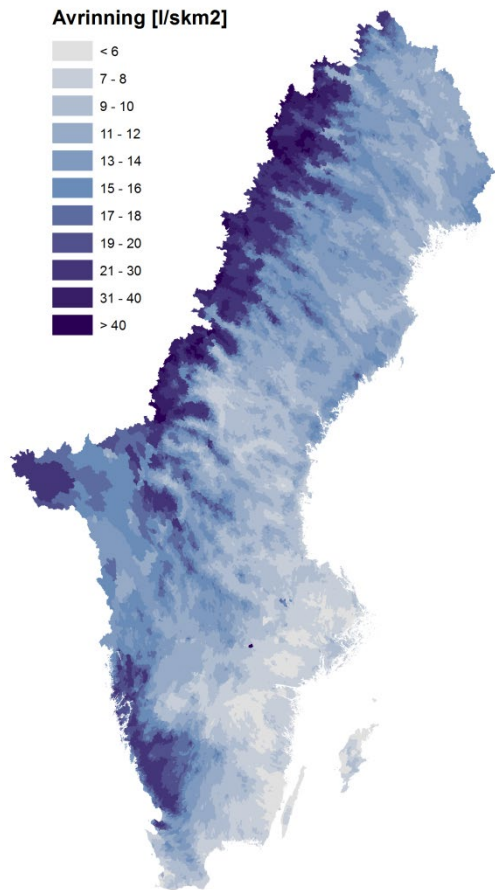
De olika tillrinningsområdena varierar mycket i storlek. Det minsta tillrinningsområdet, det till Öresund, är mindre än 2 % av storleken på Bottenhavets tillrinningsområde.



Figur 7. PLC7-kartan över markanvändningen i Sverige. [Dataälla till markytorna: Lantmäteriet, Jordbruksverket, SCB och Skogsstyrelsen.]

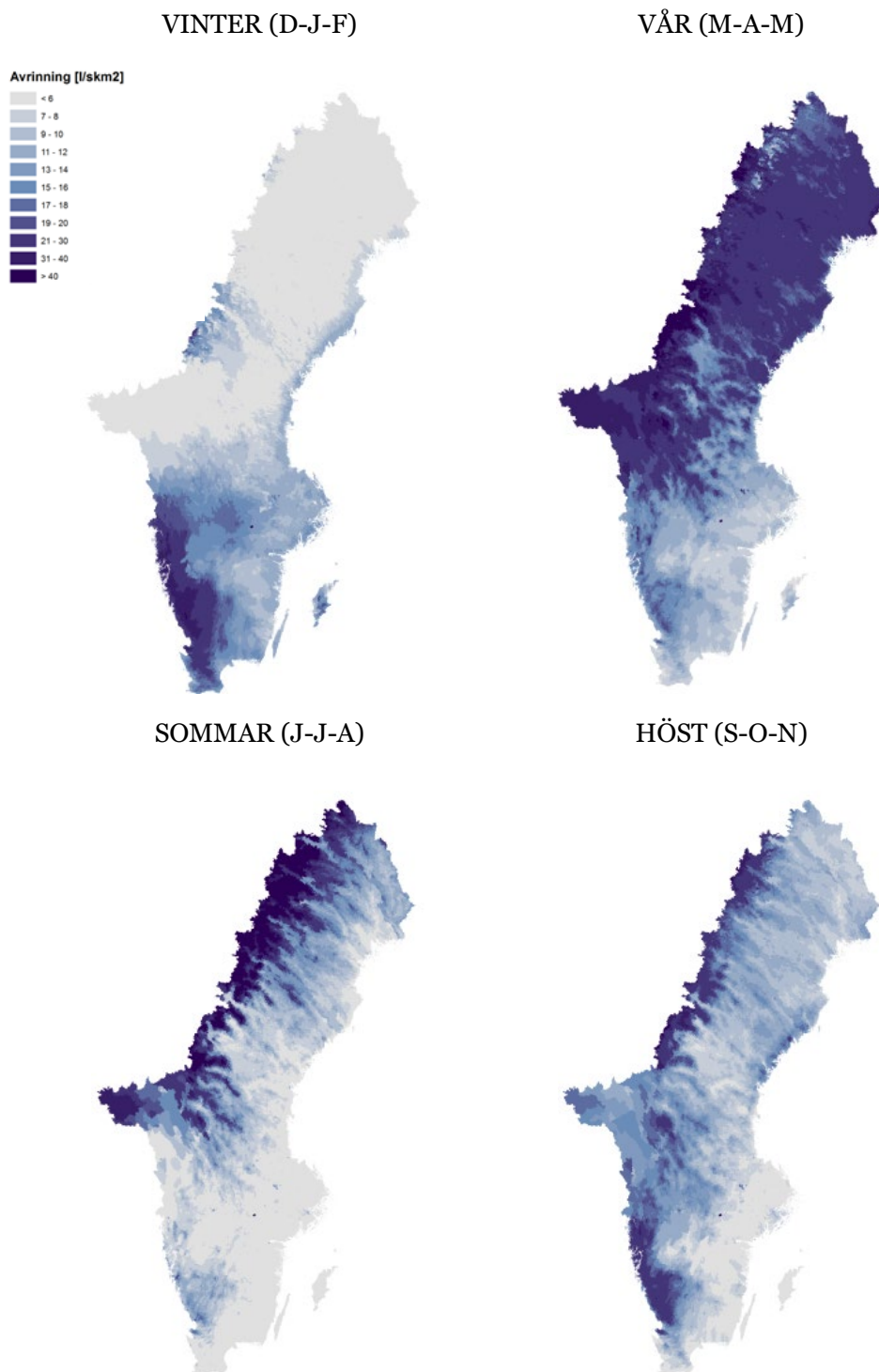
Avrinning

Långtidsmedelvärdet under perioden 1997–2016 har beräknats med S-HYPE (Figur 8). Skillnaderna i avrinning mellan PLC6 och PLC7 kan vara av betydelse lokalt men generellt är avrinningsmönstren relativt lika under de bägge perioderna då endast 3 år skiljer perioderna åt.



Figur 8. Beräknad avrinning l/(s·km²) för PLC7, 1997-2016.

Avrinningen levereras till TBV som långtidsmedelvärden för varje månad. Säsongen påverkar näringsämnesläckaget från mark. Av den anledningen presenteras även en inomårsanalys av medelavrinningen för 1997–2016 uppdelad på årstiderna enligt Figur 9.



Figur 9. Säsongsmedel av den specifika avrinningen $l/(s \cdot km^2)$ 1997–2016.

Läckage från jordbruksmark

Kväveläckage

Kvävetyphalten för den beräknade åkerarealen år 2016 har beräknats till mellan 2,4 mg/l och 13,0 mg/l beroende på region (Figur 10) och var i medeltal

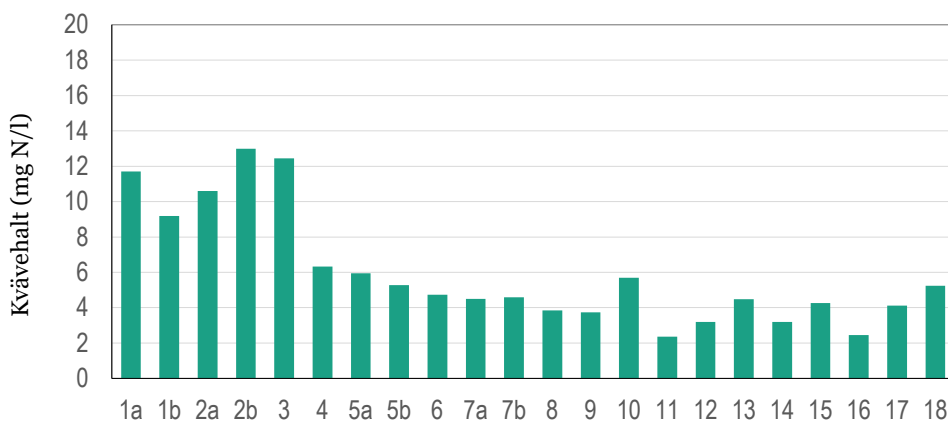
för Sverige 6,2 mg/l (Johnsson m.fl., 2019). Typhalten var högst i läckageregion 2b (för karta över läckageregionerna se Figur 3), medan det största läckaget beräknat som kg N/(ha·år) var högst i läckageregion 1b (47,3 kg N/(ha·år); Johnsson m.fl., 2019). Förlusterna var låga i mellersta och norra delen 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., 2019). 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).

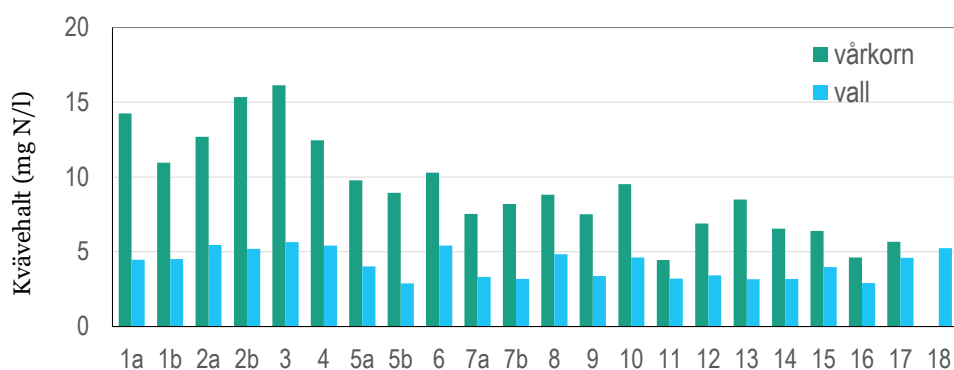
Växtsäsongens längd är av stor betydelse vid jämförelsen av läckage mellan olika grödor (Johnsson m.fl., 2019). De största grödskillnaderna är mellan flerårig vall och potatis med kort växtsäsong (Figur 13), där den senare även har stora mängder lätt nedbrytbart kväve som plöjs ned (Johnsson m.fl., 2019). 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), med hög andel ettåriga grödor, och minst i de extensivt brukade läckageregionerna där hög andel vall ledde till lågt läckage för åkermarken.

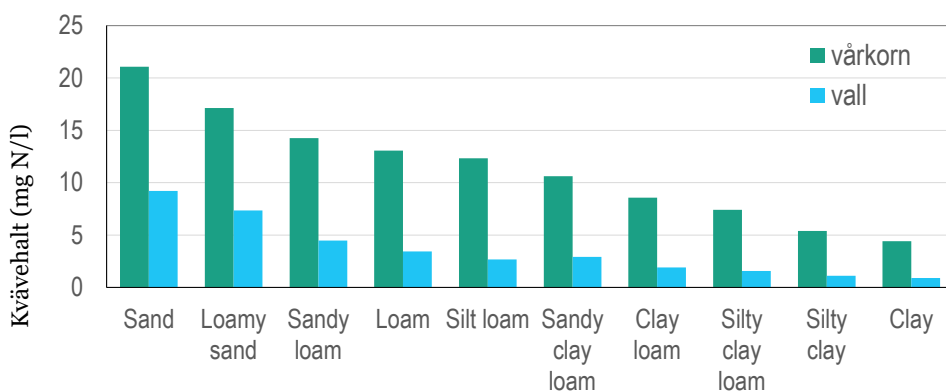
Effekter av de olika odlingsåtgärderna såsom fånggröda beskrivs i Johnsson m.fl. (2019).



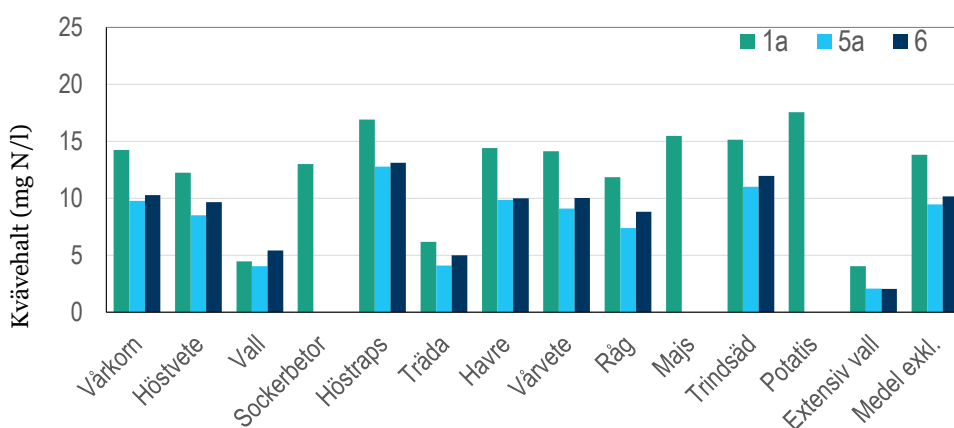
Figur 10. Medelhalt av kväve (mg N/l) för läckageregionerna beräknat som ett viktat medelvärde för samtliga jordarter och grödor.



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



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



Figur 13. Exempel på effekt av gröda: Kvävehalt (mg N/l) för samtliga grödor i läckageregion 1a, 5a och 6 för jordarten sandy loam. "Medel exkl." är medel för samtliga grödor exklusive vall och träda. När en gröda omfattade <1% av arealen i en läckageregion har "Medel exkl." använts (exempelvis potatis i region 5a och 6).

Fosforläckage

Fosfortyphalten för den beräknade åkerarealen år 2016 har beräknats till mellan 0,06 mg/l till 0,39 mg/l beroende av region (Figur 14) och var i medeltal för Sverige 0,20 mg/l. Typhalten var högst i läckageregion 6, medan det största läckaget beräknat som kg P/(ha·år) var högst i region 9 (1,17 kg P/(ha·år) Johnsson m.fl., 2019). 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., 2019). 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 och där olika effekter kan maskera varandra. Till skillnad från kväve har de nordligaste läckageregionerna med kraftig vårflood relativt höga förluster, trots ett mindre intensivt jordbruk.

Jordarten har ett stort genomslag på typhalten av fosfor (Figur 16; Johnsson m.fl., 2019). 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 tillfällen med hög nederbörd sker transport av både löst och partikelbunden fosfor i makroporer. 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 (jordar med låg lerhalt) 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.

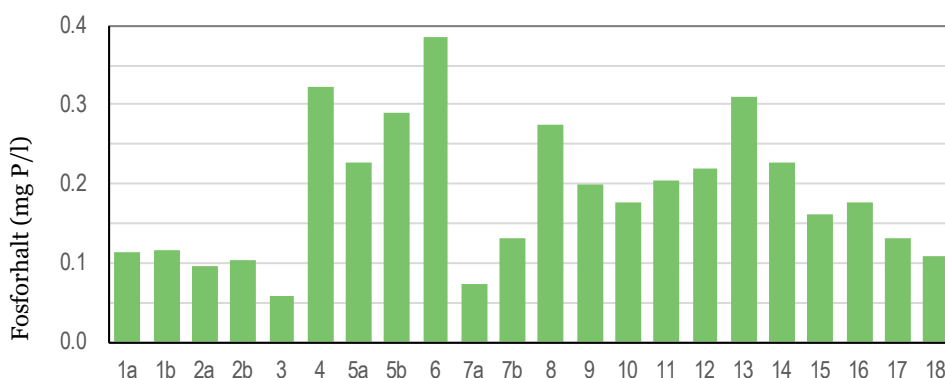
Fosforläckaget ökade med ökad fosforhalt i marken och ökad lutning (Figur 17; Figur 18). Ökad lutning påverkade till allra största delen förlusten av partikulär fosfor med ytavrinning (Johnsson m.fl., 2019).

Även grödfördelningen påverkade medelläckaget av fosfor i en läckageregion (Figur 16; Figur 17; Figur 18; Johnsson m.fl., 2019). Det var främst olika grödors förmåga att skydda marken för effekten av häftiga regn och ytavrinning som hade inverkan. Läckaget från vall beräknades vara lägst, framförallt beroende på mycket lägre ytförluster av fosfor. Vårsådda grödor lämnade marken bar under en större del av året än vall. Det hade stor inverkan på främst ytförlusterna, där barmark gynnade mobilisering av markpartiklarna, och fick därför stor påverkan i områden med mycket ytavrinning, som till exempel de nordligaste läckageregionerna med snösmältning och kraftig ytavrinning på våren. Höstsådda grödor, som täcker marken under en större

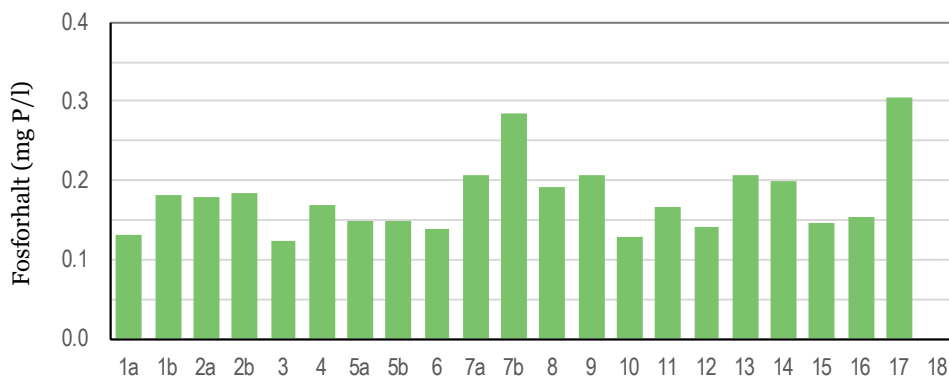
del av året jämfört med vårsådda grödor men är gles under höst och vår, hade inte lika skyddande effekt som vall. Skillnaden mellan vår- och höstsådda grödor (Figur 16) var tydligare sett till läckage i kg P/(ha·år) än i typhalterna i mg/l (Johnsson m.fl., 2019).

Effekten av skyddszon har tagits hänsyn till i beräkningarna, men eftersom åkerareal med skyddszon (det vill säga hela den påverkade arealen) uppgick till som mest 8 % av totala åkerarealen i en läckageregion hade den endast en mindre effekt på respektive regions totala fosforförlust. Däremot var effekten av skyddszonerna på den av skyddszon påverkade arealen betydande och ytförlusterna reducerades med mellan 13 och 42 % beroende på en kombination av jordart, gröda, lutning och nederbörd. Beräkningen av skyddszoner beskrivs utförligt i Johnsson m.fl. (2019).

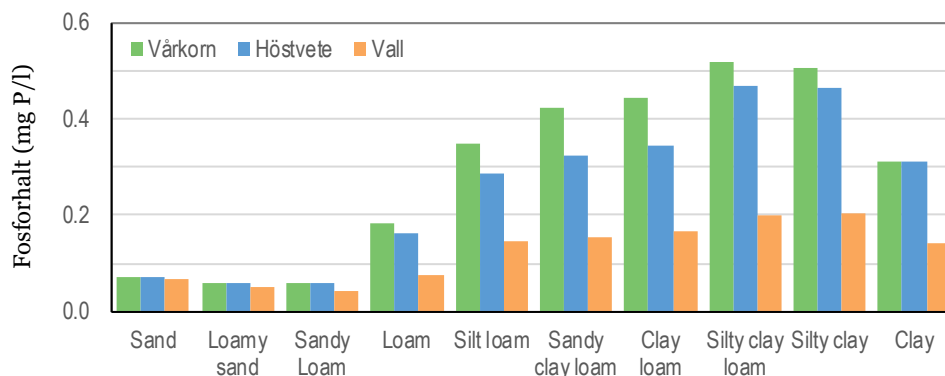
Läckaget från extensiv vall, som används som bakgrundsläckage, uppgick till mellan ca 15 % och 40 % av medelläckaget för den odlade grödmixen i läckageregionerna. Eftersom extensiv vall är en permanent gröda med ett permanent växttäck som skyddar markytan minskade generell ytavrinningen och ytförlusterna av fosfor i alla läckageregioner då extensiv vall simulerades jämfört med den odlade grödmixen. Ett lägre fosforinnehåll i marken antogs vid beräkningen av extensiv vall vilket också bidrog till de lägre förlusterna jämfört med den odlade grödmixen.



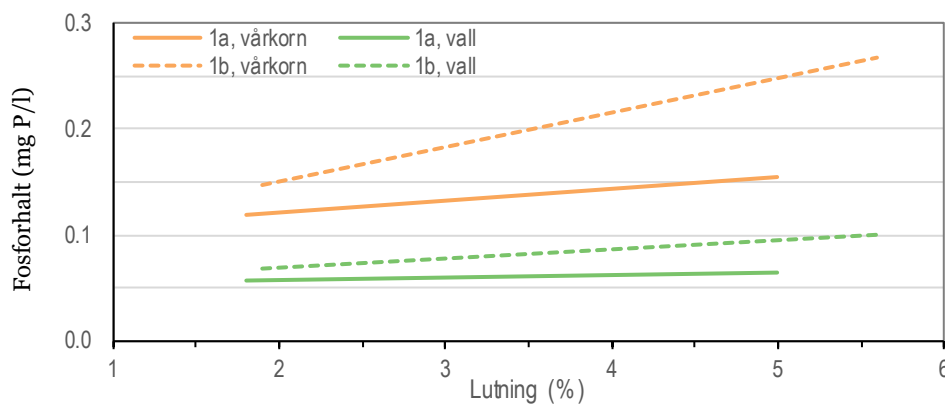
Figur 14. Medelhalt av fosfor (mg P/l) för läckageregionerna beräknat som ett viktat medelvärde för samtliga jordarter och grödor.



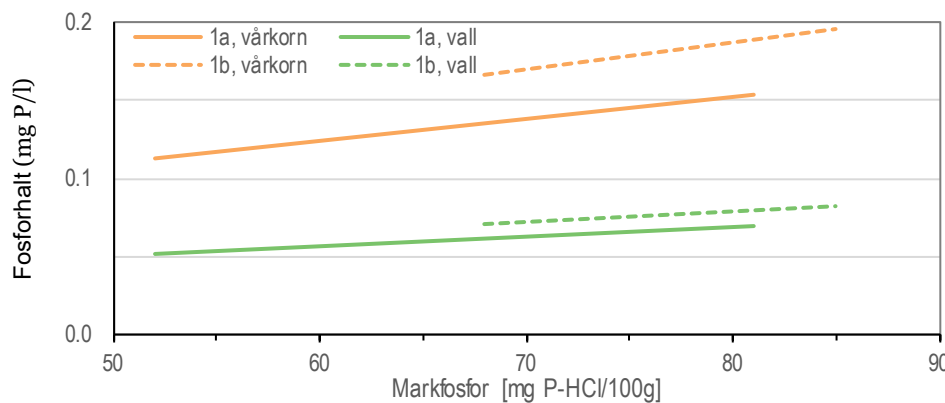
Figur 15. Exempel på effekt av läckageregion: Fosforhalt (mg P/l) för grödan vårkorn för jordarten loam i samtliga läckageregioner. I region 18 har inte vårkorn beräknats eftersom arealen var mindre än 1 % av jordbruksgrödorna i läckageregionen år 2016.



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



Figur 17. Exempel på effekt av lutning: Fosforhalt (mg P/l) beroende av markens lutning för grödorna vårkorn och vall i läckageregion 1a och 1b för jordarten loam.



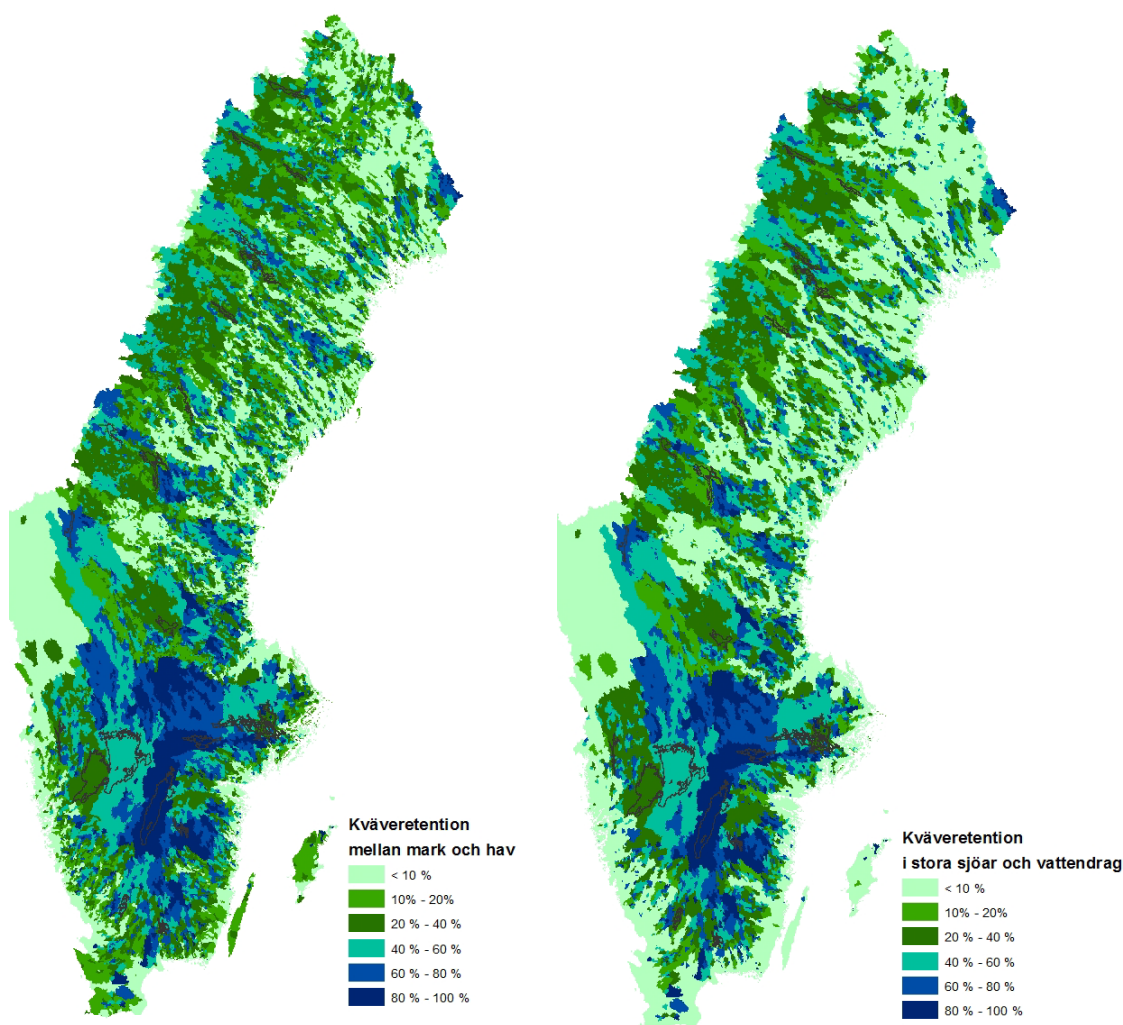
Figur 18. Exempel på effekt av markens fosforhalt: Fosforhalt (mg P/l) beroende av markens fosforhalt för grödorna vårkorn och vall i läckageregion 1a och 1b för jordarten loam.

Kväveretention

Retentionen har beräknats för diffus belastning och belastning från punktkällor. Figur 19 till vänster visar retentionen som sker mellan små diken och till havet vilket är den andel som tillämpas på de diffusa källorna. I Figur 19, till höger visar retentionen i stora sjöar och vattendrag vilken tillämpas på utsläpp från punktkällor men även på atmosfärsdeposition på sjöar. Mellan PLC6 och PLC7 levererades lokal retention till TBV. Med lokal retention avses den retention som sker inom ett specifikt avrinningsområde i tillägg till den retention som sker mellan området och havet. Mer information finns att läsa i Gustavsson, m.fl. 2019.

Retentionen beror främst av rinntiden alltså den tid som ett utsläpp transporteras från källan till kustvattnet. Därmed är retentionen till kustvatten generellt störst i områden vars utsläpp passerar de stora sjöarna, framförallt Vättern där vattnet har en mycket lång uppehållstid. Anledningen till att retentionen avtar närmare kusten är att den totala uppehållstiden är låg för utsläpp nära kustområden. Undantag förekommer då områden nära havet kan ha en hög lokal retention men med stora osäkerheter i resultaten. Observationer i dessa områden är ofta bristfälliga.

Retentionen beräknas utifrån koncentrationerna i vattendrag. För utvärdering av avvikelser i dessa beräkningar se Appendix 3.



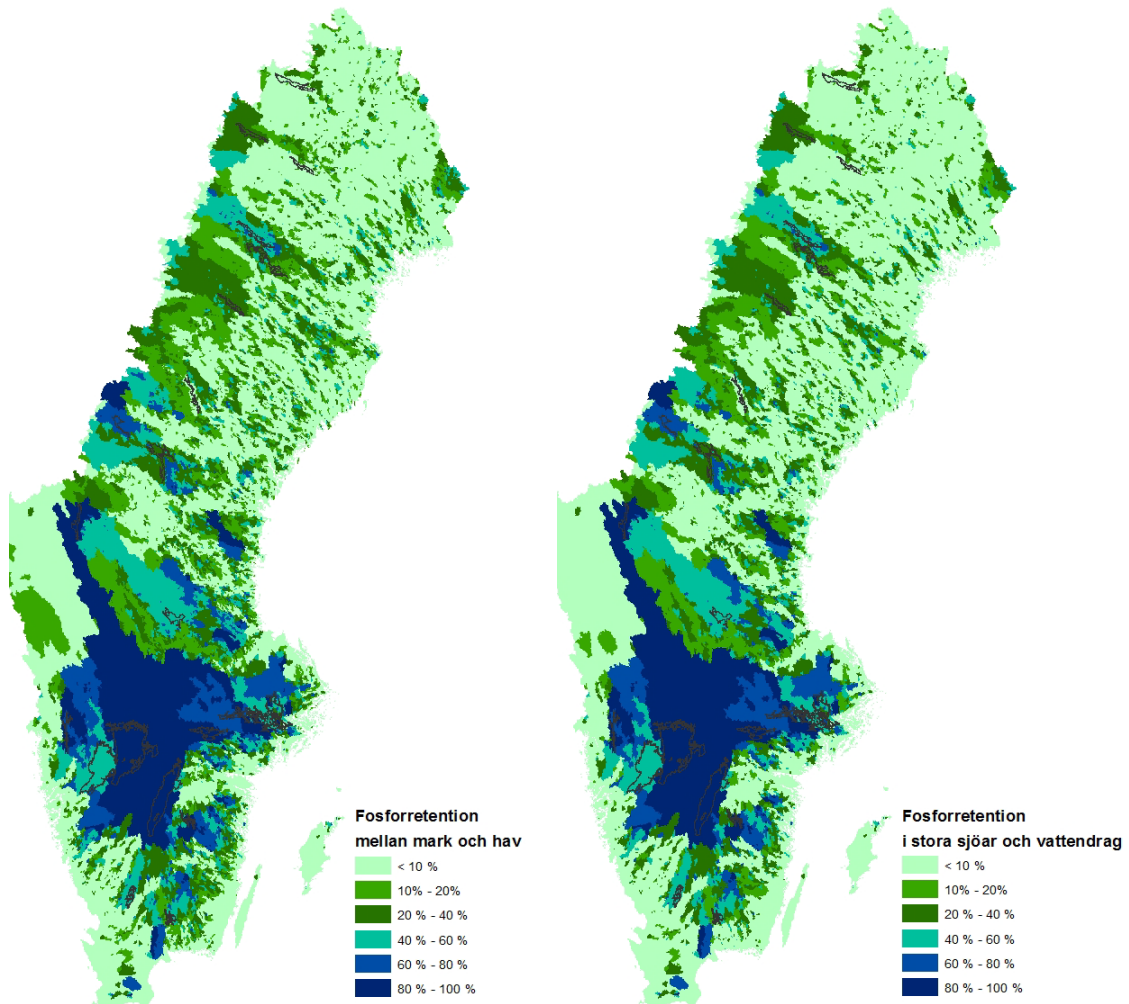
Figur 19. Kväveretention mellan mindre diken till kustvatten (vänster) samt stora sjöar och vattendrag till kustvatten till höger för perioden 1997–2016.

Fosforretention

På samma sätt som för kväve redovisas för fosfor två typer av retention. Den totala retentionen som sker från små diken ner till kustvattnet samt retention i större sjöar, och större vattendrag till kustvattnet redovisas i-Figur-20. Från PLC7 finns även lokal retention i TBV. Med lokal retention avses den retention som sker inom ett specifikt avrinningsområde i tillägg till den retention som sker mellan området och havet. Mer information finns att läsa i underlagsrapporten *Avrinning och Retention*, Gustavsson., m.fl. 2019.

Retentionen är som störst i och uppströms de stora sjöarna, samt kring fjällkedjan i norra Sverige. För fosforretentionen i norra Sverige kan man se en tydlig förändring i fjällkedjan där fosforretentionen är betydligt lägre i PLC7 än i PLC6. Inledande analyser har visat avvikande höga halter av fosfor från fjällmark i PLC6 vilket har lett till att retentionen felaktigt överskattats. Värt att

notera är att halterna av fosfor i dessa vattendrag är relativt låga och att den procentuella avskiljningen därmed kan få stora utslag av små variationer. Fosforretentionen i PLC7 påminner mer om den som redovisades i PLC5 i norra Sverige.



Figur 20 Fosforretention mellan mindre diken till kustvatten (vänster) samt stora sjöar och vattendrag till kustvatten till höger för perioden 1997–2016.

Retentionen beräknas utifrån koncentrationerna i vattendrag. För utvärdering av avvikelser i dessa beräkningar se Appendix 3.

Resultat

Brutto- och nettobelastning samt källfördelning av kväve

I avsnittet nedan presenteras resultaten som total belastning per HELCOM-havsbasäng. Samtliga resultat är flödesnormaliserade för perioden 1997–2016 om inget annat skrivs. Resultaten är avrundade till 10-tals ton och totalsummorna kan därför skilja sig från summan av alla avrundade tal presenterade i tabellerna. Precis som i den föregående rapporteringen (PLC6) har bruttobelastningen från jordbruksmark och utsläppet från små avloppsanläggningar beräknats som läckage från rotzonen respektive grundvattenytan, medan belastningen från övriga källor utgått från vad som når vattendraget. En översiktlig jämförelse mellan resultaten från PLC6 och PLC7 görs för belastningsdata för att lättare kunna relatera olika källor till varandra. Skillnaderna i beräknad belastning mellan de två rapporteringsåren kan dock bero på olika faktorer som kopplar till förändringar i belastning eller beräkningsmetodik eller en kombination av dessa. Detta gör att data inte blir helt jämförbara. Vissa skillnader kan utvärderas kvalitativt, till exempel betydningen av förändrad markanvändning, men skillnaderna är svårare att utvärdera kvantitativt fullt ut. För att avgöra storleksordningen på verkliga förändringar i belastningen mellan olika år, och på så sätt kvantitativt utvärdera effekter av till exempel åtgärder, kan beräkningar med PLC7-metodiken genomföras med data från tidigare år. Effekterna av skillnader i indata och metodik beskrivs mer utförligt i kapitlet ”Diskussion”.

Den totala nettobelastningen av kväve via vattendrag till havet har beräknats till 98 070 ton/år och direkta utsläpp till 10 120 ton/år (

Tabell 12). I PLC7 ingår diffus belastning och belastning från punktkällor endast från svenska tillrinningsområden till Klarälven respektive Torne älv, till skillnad från PLC6 där även belastningen från norska och finska källor till dessa älvar är medräknad. Observera att siffrorna hänför sig till HELCOM:s havsbassängsgränser.

I utsläppen från punktkällor ingår belastning från fiskodlingar. Totalt har 48 fiskodlingar inkluderats. Bruttobelastningen från dem har beräknats till 500 ton kväve/år, varav 80 % av utsläppen kommer från odlingar i inlandet och resterande från fiskodlingar vid kusten.

Tabell 12. Total belastning av kväve (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 1997–2016.

Område	Bruttobelastning inland	Nettobelastning inland	Utsläpp från reningsverk, industrier och fiskodlingar direkt till havet
Bottenviken	21 490	16 710	1 070
Bottenhavet	35 150	25 550	3 010
Egentliga Östersjön	40 700	22 560	3 590
Öresund	5 860	4 480	750
Kattegatt	40 650	26 240	1 460
Skagerrak	2 820	2 540	240
Summa	146 660	98 070	10 120

Bruttobelastningen av kväve från diffusa källor beräknas till 135 210 ton för år 2017 (Tabell 13). Detta är ca 2 500 ton lägre än vad som redovisades för PLC6 (år 2014). En del av detta härrör sig till att belastningen via Klarälven och Torne älv är mindre, men skillnader i metodik och underlag mellan beräkningarna gör det svårt att jämföra resultaten på den detaljeringsgrad som krävs för att utvärdera effekter av åtgärder mellan de olika åren.

Tabell 13. Bruttobelastning av kväve från diffusa källor (ton/år). Avrundat till närmaste 10-tal ton. Resultaten är avrundade till närmaste 10-tal ton och är flödesnormaliserade för perioden 1997–2016.

Område	Jordbruk	Skog & Hygge	Fjäll, sankmark, öppen mark	Deposition	Dagvatten	Små avlopp	Summa Diffusa källor
Bottenviken	1 200	10 170	6 850	1 580	40	140	19 980
Bottenhavet	3 960	17 810	6 700	3 280	170	600	32 520
Egentliga Östersjön	18 850	9 250	2 120	4 550	730	1 250	36 750
Öresund	5 100	90	140	40	150	70	5 590
Kattegatt	17 580	8 570	3 540	6 200	790	930	37 600
Skagerrak	1 540	640	250	120	70	140	2 770
Summa	48 220	46 530	19 590	15 780	1 950*	3 130	135 210

* Dagvattenbelastning är överskattad med ca 7 % (131 ton) pga. osäkerheter i uppgifterna om dagvattenrening, för mer info se diskussion, avsnittet "Metod- och dataskillnader i bestämningar av diffusa källor".

De totala utsläppen av kväve från punktkällorna industri och KARV 2017 (PLC7) (21 570 ton, se Tabell 14) ligger i ungefär samma storleksordning som år 2014 (PLC6) (21 680 ton).

Tabell 14. Bruttobelastning av kväve från punktkällor (2017, ton/år). Avrundat till närmaste 10-tal ton. KARV = kommunala avloppsreningsverk.

Område	Industri inland	Industri direkt	Fiskodling Inland	Fiskodling direkt	KARV inland	KARV direkt	Summa punktkällor
Bottenviken	680	400	<5	<5	830	670	2 580
Bottenhavet	380	940	290	90	1 950	1 970	5 630
Egentliga Östersjön	460	290	<5	<5	3 480	3 300	7 540
Öresund	50	10	- ¹	10	220	730	1 010
Kattegatt	590	110	100	- ¹	2 350	1 350	4 510
Skagerrak	10	20	- ¹	- ¹	40	220	290
Summa	2 180	1 770	400	100	8 870	8 250	21 570

⁻¹ Det finns inga utsläpp rapporterade för detta område.

Den diffusa bruttobelastningen av kväve från hela landet har beräknats till 135 210 ton/år (Tabell 13), vilket är ca 2500 ton lägre än i PLC6. Av dessa nådde 90 510 ton/år havet (nettobelastning) efter retention (Tabell 15). Skogsmarkens bidrag var störst i tillrinningsområdet till Bottenviken och Bottenhavet, medan jordbruksmarkens bidrag var störst i tillrinningsområden till de övriga havsbassängerna.

Tabell 15. Nettobelastning av kväve från diffusa källor (ton/år) avrundat till närmaste 10-tal ton. Avser år 2017, flödesnormaliserat 1997–2016.

Område	Jordbruk	Skog & Hygge	Fjäll, sankmark, öppen mark	Deposition	Dagvatten	Små avlopp	Summa Diffusa källor
Bottenviken	990	8 190	5 020	1 060	40	110	15 400
Bottenhavet	3 110	12 950	4 620	2 090	150	460	23 380
Egentliga Östersjön	12 010	4 890	1 150	1 570	500	690	20 810
Öresund	3 840	60	110	20	150	60	4 240
Kattegatt	12 070	4 990	2 260	3 640	650	570	24 190
Skagerrak	1 370	590	230	100	70	130	2 490
Summa	33 400	31 670	13 390	8 480	1 550	2 010	90 510

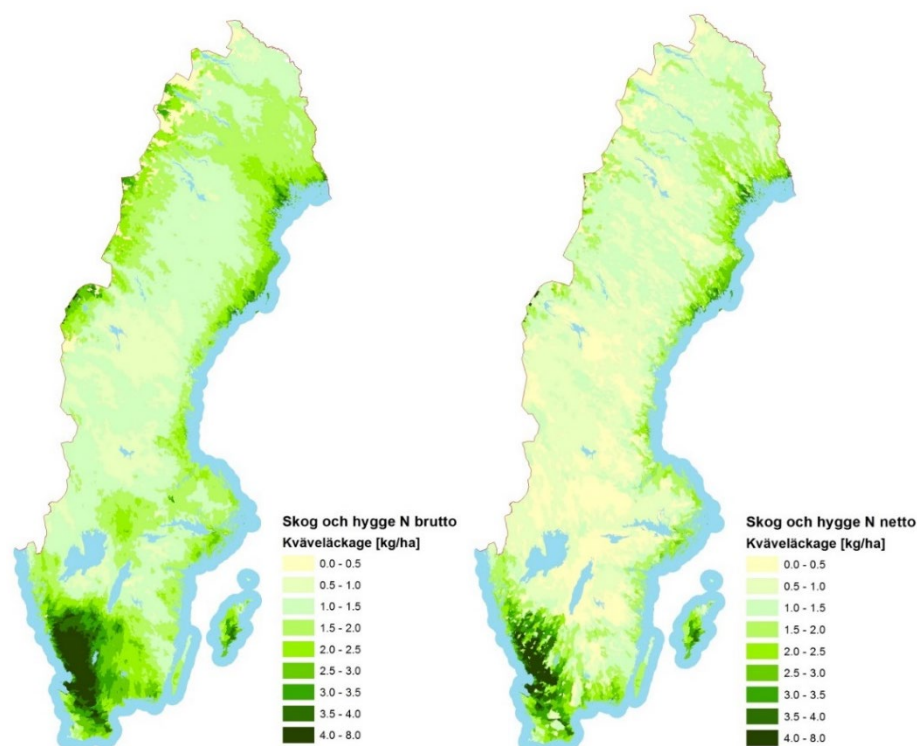
Bruttobelastningen från punktkällor har beräknats till 21 570 ton/år och nettobelastningen till 17 680 ton/år, varav 10 120 ton/år utgjorde direkta utsläpp till havet (Tabell 14 och Tabell 16). Utsläpp från kommunala avloppsreningsverk dominerade bland punktutsläppen, med störst belastning till Egentliga Östersjön och Kattegatt, där de största städerna finns samt till Bottenhavet. Tillrinningsområdet till Bottenhavet har även en hög andel nettobelastning från industrier.

Tabell 16. Nettobelastning av kväve från punktkällor från inland och direkta utsläpp totalt till havet (ton/år) avrundat till närmaste 10-tal ton. Avser år 2017, flödesnormaliserat 1997-2016. KARV= kommunala avloppsreningsverk.

Område	Industri	Fiskodling	KARV	Summa punktkällor
Bottenviken	930	10	1 440	2 380
Bottenhavet	1 240	340	3 600	5 170
Egentliga Östersjön	470	<5	4 870	5 350
Öresund	60	10	920	980
Kattegatt	490	60	2 970	3 510
Skagerrak	30	- ¹	260	290
Summa	3 220	410	14 050	17 680

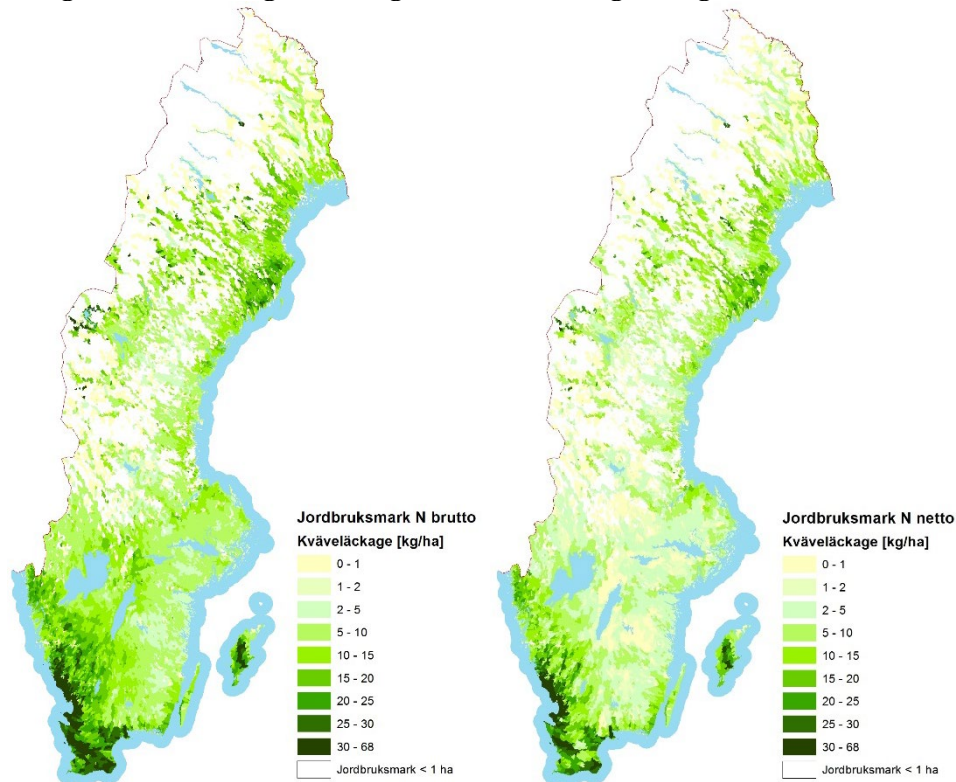
-¹ Det finns inga utsläpp rapporterade för detta område.

I Figur 21 redovisas den rumsliga variationen av de diffusa belastningarna från skog och hygge flödesnormaliserat för perioden 1997–2016. Sydvästra Sverige har den högsta belastningen från skogsmark. Det beror främst på att avrinningen är hög i det området. Typhalterna för skog är däremot högst i sydöstra Sverige, men den låga avrinningen gör att belastningen ändå inte blir så hög.



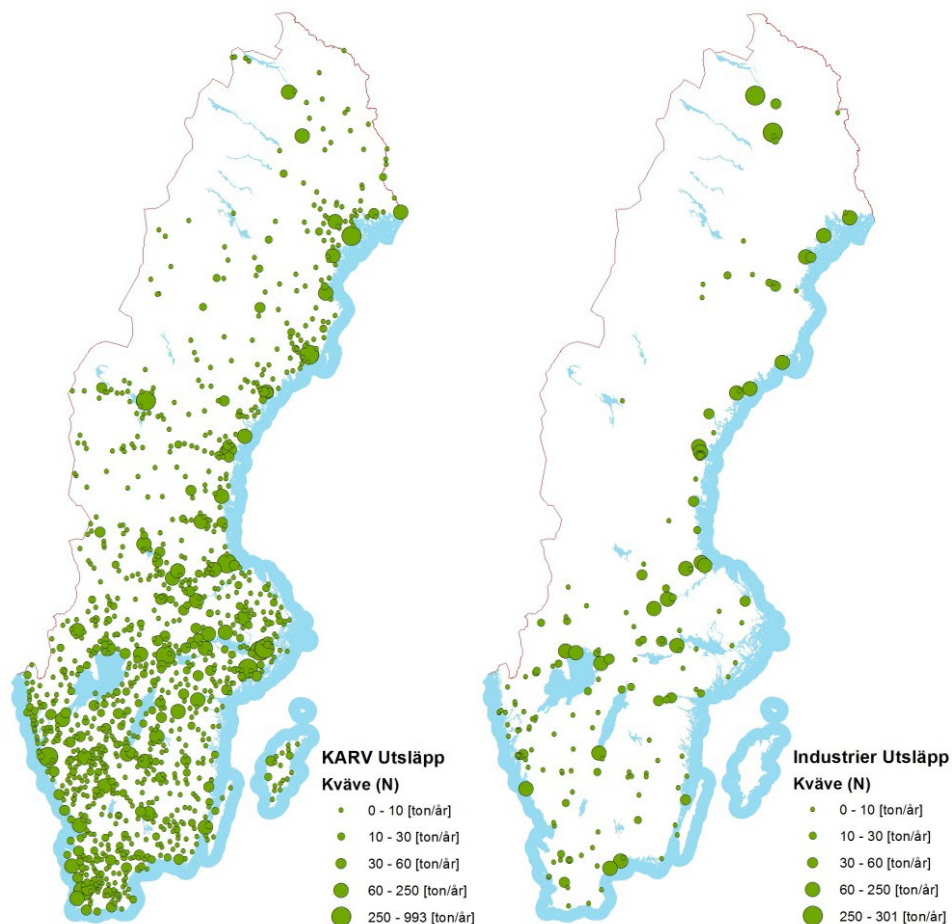
Figur 21. Brutto- och nettobelastning av kväve (kg/ha skog och hygge) från skogsmark och hygge i vattenförekomstområden. Flödesnormaliserat för perioden 1997–2016.

I Figur 22 redovisas jordbruksbelastning i kg/ha jordbruksmark och år utan (brutto) och med retention (netto), flödesnormaliserat för perioden 1997–2016. Områden med stor andel ettåriga grödor (bl.a. spannmål), lätta jordar (d.v.s. med låg lerhalt) och hög avrinning är de mest läckagebenägna avseende kväve.



Figur 22. Brutto- och nettobelastning av kväve (kg/ha jordbruksmark) från jordbruksmark i vattenförekomstområden. Flödesnormaliserat för perioden 1997–2016. Observera att kartan visar läckaget från jordbruksmark per areal jordbruksmark för hela vattenförekomstområdet. Detta kan ge en visuell överskattning av jordbrukets betydelse i områden med låg andel jordbruksmark.

I Figur 23 redovisas den rumsliga fördelningen av kväveutsläppen (bruttobelastning) från kommunala avloppsreningsverk (tillståndspliktiga B-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.

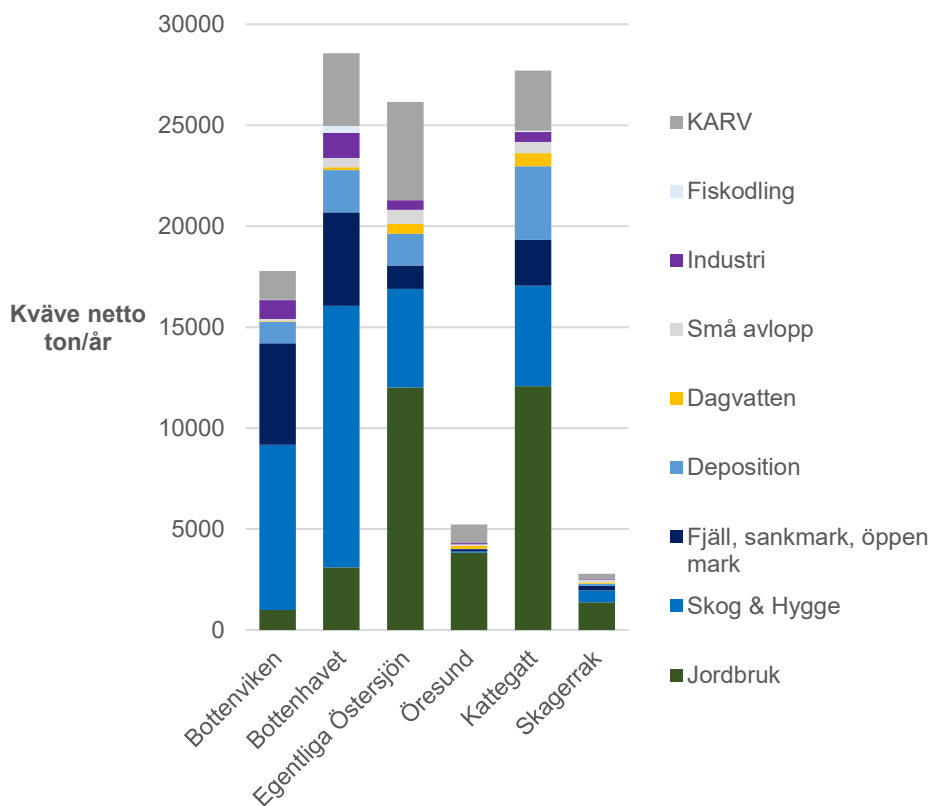


Figur 23. Utsläpp av kväve (bruttobelastning, ton/år) från kommunala avloppsreningsverk (KARV) respektive industrier 2017.

Källfördelning av nettobelastning av kväve på havet

Källfördelningen av nettobelastningen av kväve på havet i Figur 24 visar att belastningen från diffusa källor dominerar. Punktkällorna utgör ca 16 % av den totala bruttobelastningen. De största diffusa källorna till havet är jordbruksmark och skogsmark inklusive hyggen och utgör 31 % respektive 29 % 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 2017 (ton/år), flödesnormaliserat för perioden 1997–2016.

I Egentliga Östersjön är andelen av nettobelastningen från skogsmark, fjäll, sankmark och öppen mark 23%, samma andel som i PLC6 och i Kattegatt är andelen 26% i PLC7 jämfört med 27% i PLC6.

Retentionen för punktkällor är väsentligt lägre (retention 18 %, brutto 21 570 ton och netto 17 680 ton) än för diffusa källor (retention 33 %, brutto 135 210 ton, netto 90 510 ton) och innebär att större del av belastningen från punktkällorna når havet än från de diffusa källorna. Det har 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 det lokala vattendraget och dessutom från 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 de diffusa källorna betydligt större än från punktkällorna.

Antropogen belastning av kväve

Den antropogena belastningen har beräknats som differensen mellan den beräknade totala belastningen och bakgrundsbelastningen beräknad för

samma period. Samtliga resultat är flödesnormaliserade för perioden 1997-2016 om inget annat skrivs.

I Tabell 17 och Tabell 18 redovisas den antropogena brutto- och nettobelastningen av kväve. För jordbruks- och hyggesbelastningens brutto- respektive nettobelastning, har bakgrundsbelastningen för jordbruksmarken respektive från skogen subtraherats. För att beräkna den antropogena delen av dagvattenbelastningen har bakgrundsbelastningen från mark från respektive tätort (hanterad som öppen mark) subtraherats från den beräknade dagvattenbelastningen. Alla punktkällor räknas som antropogena liksom atmosfärsdeposition av kväve på sjöar.

Tabell 17. Antropogen bruttobelastning av kväve (ton/år) avrundat till närmaste 10-tal ton. Avser år 2017, flödesnormaliserat 1997–2016.

Område	Jordbruk	Hygge	Deposition	Dagvatten	Små avlopp	KARV	Industri	Fiskodlingar	Summa Antropogent brutto
Bottenviken	650	410	1 580	<5	140	1 500	1 080	10	5 370
Bottenhavet	2 010	1 080	3 280	20	600	3 920	1 330	380	12 620
Egentliga Östersjön	10 910	380	4 550	180	1 250	6 790	740	10	24 800
Öresund	3 300	<5	40	30	70	950	60	10	4 470
Kattegatt	10 060	380	6 200	320	930	3 710	700	100	22 400
Skagerrak	820	20	120	40	140	260	30	- ¹	1 440
Summa	27 740	2 280	15 780	600	3 130	17 120	3 950	500	71 090

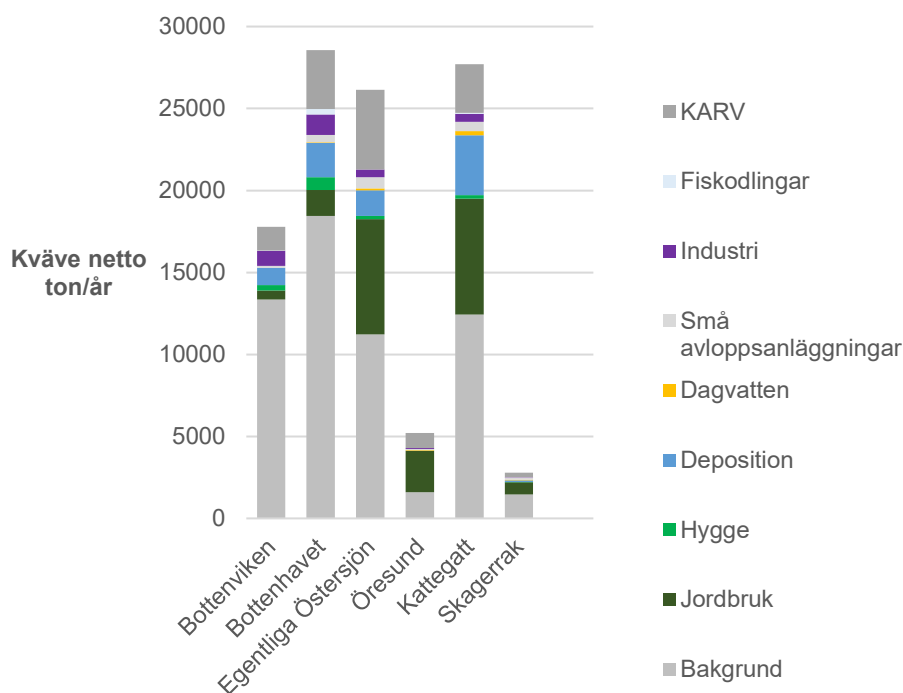
⁻¹ Det finns inga direktutsläpp från fiskodlingar rapporterade för detta område.

Tabell 18. Antropogen nettobelastning av kväve (ton/år) avrundat till närmaste 10-tal ton. Belastning lägre än 5 ton anges som <5. Avser år 2017, flödesnormaliserat 1997–2016.

Område	Jordbruk	Hygge	Deposition	Dagvatten	Små avlopp	KARV	Industri	Fiskodlingar	Summa Antropogen netto
Bottenviken	540	340	1 060	<5	110	1 440	930	10	4 430
Bottenhavet	1 580	790	2 090	20	460	3 600	1 240	340	10 110
Egentliga Östersjön	7 030	180	1 570	110	690	4 870	470	<5	14 920
Öresund	2 520	<5	20	30	60	920	60	10	3 620
Kattegatt	7 070	210	3 640	260	570	2 970	490	60	15 270
Skagerrak	730	20	100	40	130	260	30	- ¹	1 310
Summa	19 470	1 540	8 480	460	2 010	14 050	3 220	410	49 650

⁻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 läckage från mark med betydande belastning.

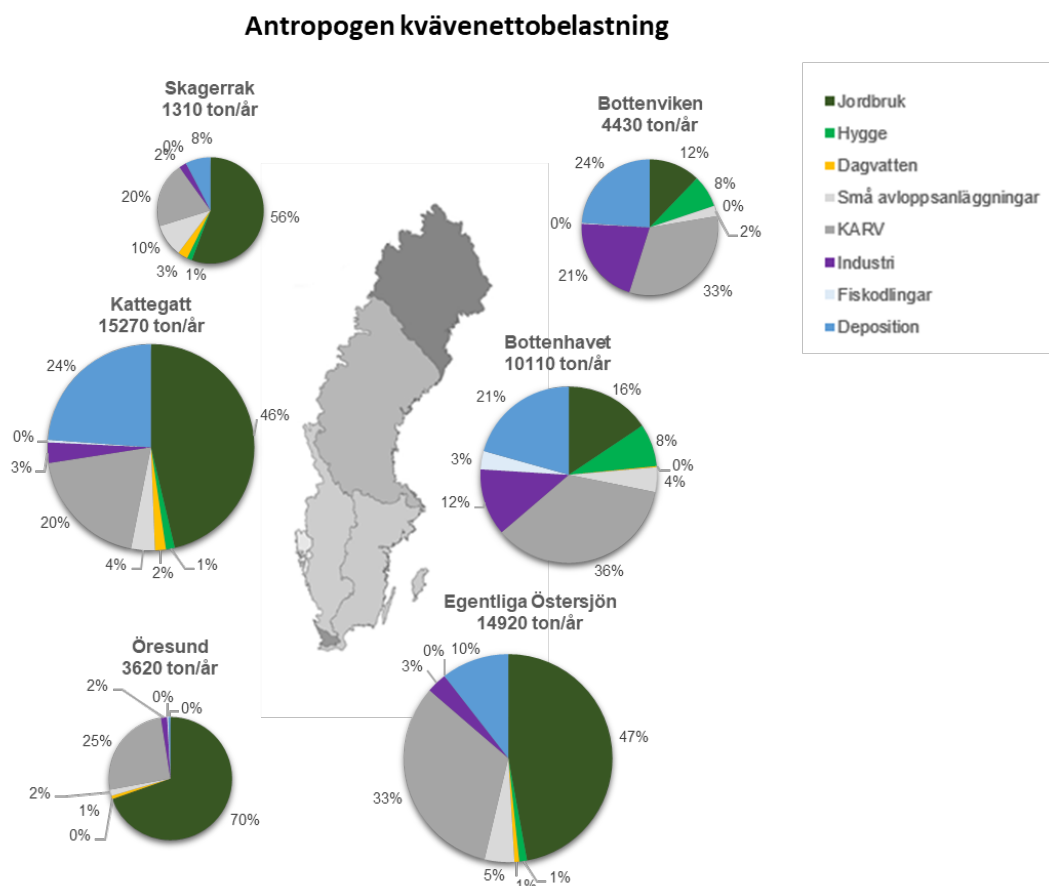


Figur 25. Källor till nettobelastning av kväve, summa bakgrund och antropogen andel per källa och per havsbassäng (ton/år). Avser år 2017, flödesnormaliserat för perioden 1997–2016.

Den antropogena nettobelastningen av kväve har beräknats till 49 650 ton/år inklusive direktutsläpp till havet. Detta är en lägre antropogen belastning än vad som beräknades för 2014 (PLC6, 55 200 ton/år), 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 läckage från jordbruket för 39 %, punktkällorna för 36 % och atmosfärsdepositionen på sjöar för 17 % (Figur 26). I PLC6 var motsvarande siffror 42 %, 33 % respektive 17 %. Det innebär inte automatiskt att jordbruksmarkens läckage står för en lägre andel av den belastning som kan åtgärdas jämfört med vad som beräknades 2014 (PLC6) eftersom siffrorna inte är direkt jämförbara på grund av de metodikförändringar som skett mellan beräkningstillfällena (se diskussionsavsnittet).

I tillrinningsområdet till Egentliga Östersjön motsvarar läckaget från jordbruksmarken 47 % av den antropogena belastningen. I tillrinningsområdet till Öresund och Kattegatt är motsvarande siffra 70 % respektive 46 %, (Figur 26).



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

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 1997–2016 om inget annat skrivs.

Den totala bruttobelastningen till sjöar och vattendrag i inlandet av fosfor har beräknats till 4 400 ton/år, nettobelastningen till havet till 2 940 ton/år och direkta utsläpp till havet till 360 ton/år för hela Sverige (Tabell 19). I tabellerna nedan inkluderas utsläpp från fiskodlingar. Bruttobelastningen från dem har beräknats till 60 ton fosfor/år, varav 86 % av utsläppen kommer från odlingar i inlandet och resterande från fiskodlingar vid kusten (Tabell 10).

Tabell 19. 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 1997–2016.

Område	Bruttobelastning inland	Nettobelastning inland	Utsläpp från reningsverk, industrier och fiskodlingar direkt till havet
Bottenviken	650	580	60
Bottenhavet	1 160	920	120
Egentliga Östersjön	1 230	690	100
Öresund	70	60	20
Kattegatt	1 150	570	50
Skagerrak	140	130	10
Summa	4 400	2 940	360

I

Tabell 20 redovisas bruttobelastningen från diffusa källor och i Tabell 21 bruttobelastningen från punktkällor belägna i inlandet respektive med direkta utsläpp till havet.

Bruttobelastningen av fosfor från diffusa källor har beräknats till 4 190 ton år 2017. Bruttobelastningen är 100 ton lägre än 2014 (PLC6; 4 290 ton), trots att det till PLC7 har tillkommit data för internbelastning (40 ton). Observera också att i PLC7 ingår bara diffus belastning och belastning från punktkällor bara från svenska tillrinningsområden till Klarälven respektive Torne älv, till skillnad från PLC6 där även belastningen från norska och finska källor till dessa älvar var medräknad. Förändringar som har genomförts av metodiken och indata, samt dess effekter på belastningen beskrivs i diskussionsavsnittet nedan.

Tabell 20. 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 mark	Deposition	Interna källor	Dagvatten	Små avlopp	Summa Diffusa källor
Bottenviken	50	300	220	30	- ¹	10	10	640
Bottenhavet	230	490	240	50	- ¹	30	60	1 100
Egentliga Östersjön	700	160	40	30	40	90	120	1 180
Öresund	50	<5	<5	<5	- ¹	10	10	70
Kattegatt	550	220	90	40	- ¹	80	90	1070
Skagerrak	80	20	10	<5	- ¹	10	10	140
Summa	1 650	1 190	610	160	40	230²	300	4 190

⁻¹ Det finns inga utsläpp rapporterade för detta område.

² Dagvattenbelastning är överskattad med ca 7 % (16 ton) pga. osäkerheter i uppgifterna om dagvattenrening, för mer info se diskussion, avsnittet "Metod- och dataskillnader i bestämningar av diffusa källor".

Tabell 21. Bruttobelastning av fosfor från punktkällor (ton/år) avrundat till närmaste 10-tal ton. KARV = kommunala avloppsreningsverk.

Område	Industri inland	Industri direkt	Fiskodling inland	Fiskodling direkt	KARV inland	KARV direkt	Summa punktkällor
Bottenviken	<5	50	<5	<5	10	10	70
Bottenhavet	<5	90	30	10	20	20	180
Egentliga Östersjön	10	30	<5	<5	40	70	160
Öresund	<5	<5	0 ¹	<5	<5	20	30
Kattegatt	40	10	10	- ¹	30	40	140

Skagerrak	<5	<5	- ¹	- ¹	<5	10	10
Summa	50	190	50	10	110	160	570

⁻¹ Det finns inga utsläpp rapporterade för detta område.

De totala utsläppen av fosfor från punktkällorna industri, kommunala avloppsreningsverk och fiskodlingar är 570 ton/år 2017, vilket innebär en minskning med 70 ton sedan år 2014.

I Tabell 22 och Tabell 23 redovisas nettobelastningen till havet från diffusa källor respektive punktkällor. Interna källor är fosfor som läcker från ett fåtal inkluderade sjöbottnar.

Tabell 22. Nettobelastning av fosfor från diffusa källor (ton/år) avrundat till närmaste 10-tal ton. Avser år 2017, flödesnormaliserat 1997–2016. Belastning lägre än 5 ton anges som <5.

Område	Jordbruk	Skog & Hygge	Fjäll, sankmark, öppen mark	Deposition	Interna källor	Dagvatten	Små avlopp	Summa Diffusa källor
Bottenviken	50	270	190	30	- ¹	10	10	570
Bottenhavet	190	390	170	40	- ¹	30	50	870
Egentliga Östersjön	380	90	20	10	30	60	70	670
Öresund	40	<5	<5	<5	- ¹	10	10	60
Kattegatt	280	100	40	10	- ¹	60	50	540
Skagerrak	70	20	10	<5	- ¹	10	10	130
Summa	1 010	870	440	90	30	180	200	2 820

⁻¹ Inga interna källor är beräknade för dessa områden.

Tabell 23. Nettobelastning av fosfor från punktkällor från inlandet och direkt utsläpp totalt till havet) (ton/år) avrundat till närmaste 10-tal ton. Avser år 2017, flödesnormaliserat 1997–2016. KARV = Kommunala avloppsreningsverk.

Område	Industri	Fiskodling	KARV	Summa Punktkällor
Bottenviken	50	<5	10	70
Bottenhavet	100	40	40	170
Egentliga Östersjön	40	<5	90	120
Öresund	<5	<5	20	30
Kattegatt	20	<5	60	80
Skagerrak	<5	- ¹	10	10

Summa	210	40	230	480
--------------	------------	-----------	------------	------------

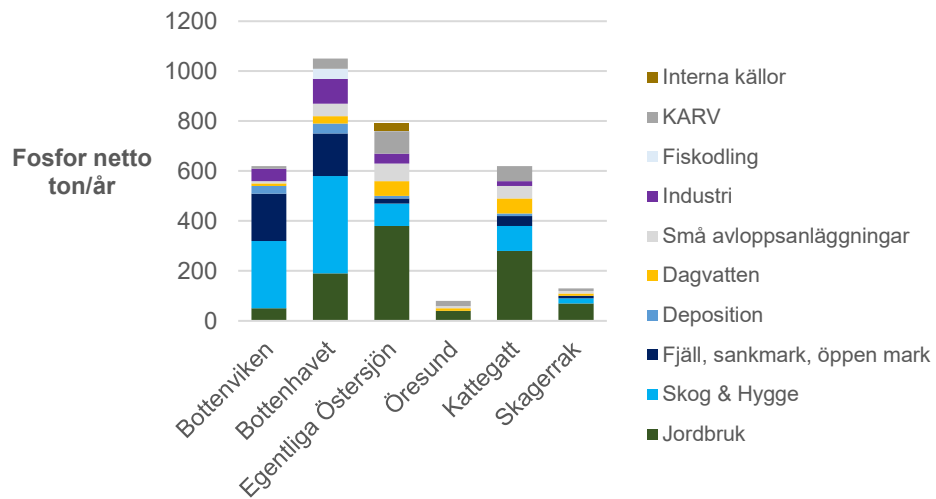
⁻¹ Det finns inga utsläpp rapporterade för dessa områden.

Den diffusa bruttobelastningen av fosfor från hela landet har beräknats till 4 190 ton/år, vilket är ca 100 ton lägre än beräknat för 2014 (PLC6). Av dessa nådde 2 820 ton/år havet (nettobelastningen) och utgjordes framför allt av belastning från jordbruksmark och skogsmark inklusive hyggen, 1 010 ton respektive 870 ton. Retentionen från diffusa källor var 33 %, och jordbruksmark motsvarar därmed 35 % och skogsmark 30 % av den totala nettobelastningen, se Tabell 22. Skogsmarkens bidrag (utom hyggen) antas dock vara naturlig bakgrundsbelastning. Bruttobelastningen från punktkällor har beräknats till 570 ton/år och nettobelastningen till 480 ton/år (retention 16 %), varav 360 ton/år utgjordes av direkta utsläpp till havet. Små avlopp stod för 7 % av den totala nettobelastningen (Tabell 22). I tillrinningsområdet till Egentliga Östersjön svarade små avlopp för 11 % av den totala nettobelastningen, vilket är något högre än för 2014 (9%, PLC6).

Källfördelning av nettobelastning av fosfor på havet

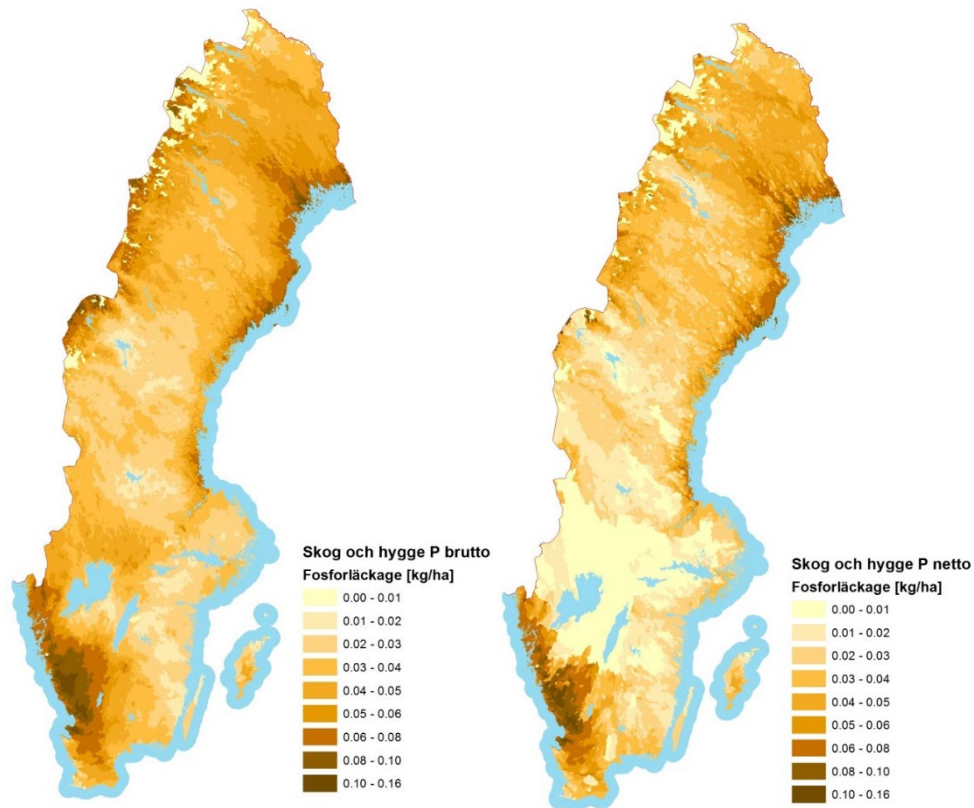
Källfördelningen av nettobelastningen av fosfor på havet i Figur 27 visar att belastningen från diffusa källor dominerar. I norra Sverige är de naturliga källorna skogsmark, fjäll, sankmark och öppen mark mycket betydande, medan i södra Sverige (Egentliga Östersjön, Öresund och Kattegatt) dominerar jordbruksmarkens läckage tillsammans med skogsmark, sankmark och öppen mark.

Retentionen för punktkällor är väsentligt lägre (retention 16 % på total belastning) än för diffusa källor (retention 33 % på total belastning) vilket innebär att en större del av belastningen från punktkällorna än från de diffusa källorna når havet. Det beror på samma orsaker som för kväve; att punktkällor till stor del ligger närmare kusten (speciellt industrierna) och att retentionen för punktkällor enbart beräknas i större sjöar och vattendrag eftersom utsläppen i de flesta fall sker till större recipienter, medan de diffusa källorna har retention från det lokala vattendraget och dessutom från större sjöar och vattendrag till havet. Resultaten visar hur viktigt det har varit att genomföra åtgärder på punktkällorna eftersom utsläppen till stor del belastar Östersjön direkt. Samtidigt är belastningen från de diffusa källorna betydligt större än belastningen från punktkällorna.



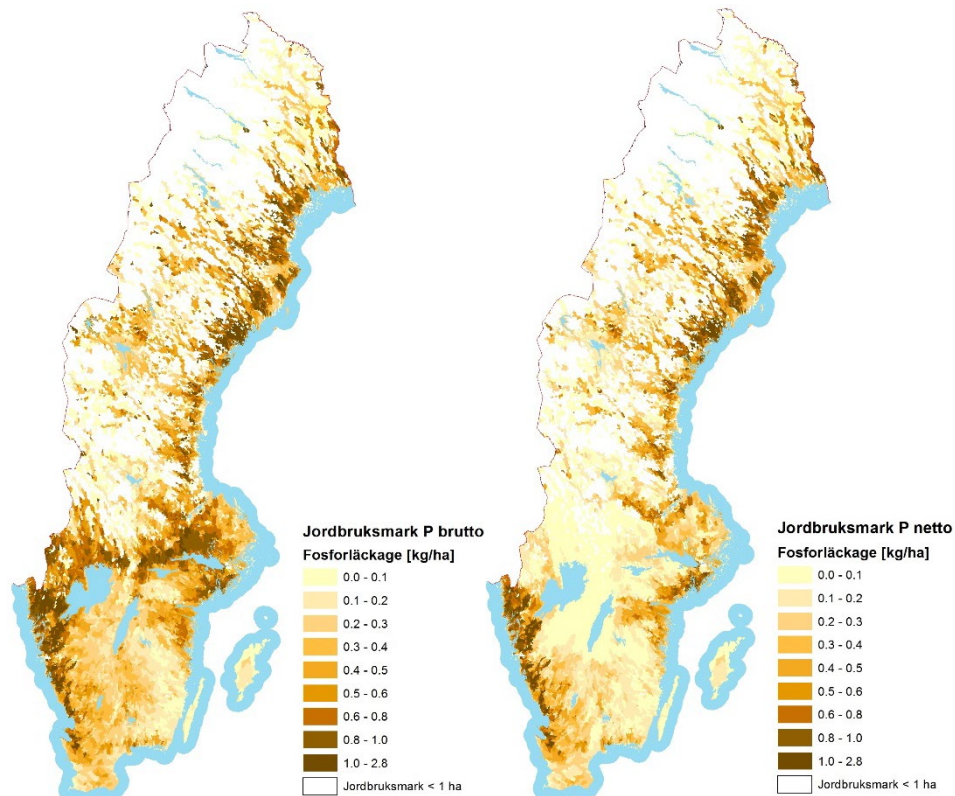
Figur 27. Källfördelning av samtliga källor till nettobelastning av fosfor (ton/år) avseende år 2017, flödesnormaliserat för perioden 1997–2016.

I Figur 28 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 typhalt i södra Sverige jämfört med i norra Sverige.



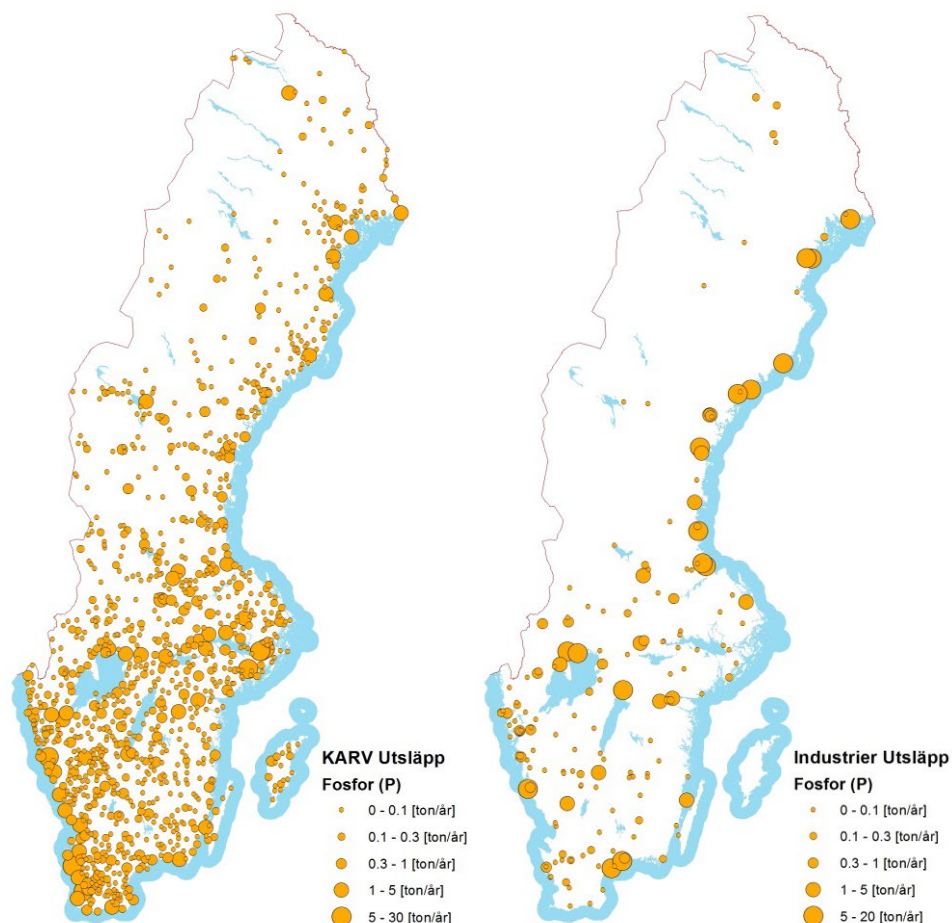
Figur 28. Brutto- och nettobelastning av fosfor (kg/ha skog och hygge) från skogsmark och hygge i vattenförekomstområden. Flödesnormaliserat för perioden 1997–2016.

I Figur 29 redovisas brutto- och nettobelastningen av fosfor från jordbruksmark i kg/ha jordbruksmark och år. För fosforförlusterna spelar de platsgivna faktorerna, så som nederbörds- och avrinningsmönster, lutning och markens egenskaper, större roll än odlingsfaktorerna (Johnsson m.fl., 2019). Områden med stor avrinning och hög lutning liksom jordar med makroporflöde och hög erosionskänslighet ger högre läckage.



Figur 29. Brutto- och nettobelastning av fosfor (kg/ha jordbruksmark) från jordbruksmark i vattenförekomstsområden. Flödesnormaliserat för perioden 1997–2016. Observera att kartan visar läckaget från jordbruksmark per areal jordbruksmark för hela vattenförekomstområdet. Detta kan ge en visuell överskattning av jordbrukets betydelse i områden med låg andel jordbruksmark.

Den rumsliga fördelningen av fosforutsläppen (bruttobelastning) från kommunala avloppsreningsverk (tillståndspliktiga B-anläggningar samt C-anläggningar) och industrier (A- och B-anläggningar) redovisas i Figur 30. För reningsverk är den geografiska fördelningen av belastningen relativt jämn över hela landet utom i glesbebyggda områden. Reningsverk med störst belastning finns dock i kustnära lägen och nära stora sjöar. Industrierna med störst belastning av fosfor ligger framförallt, med några undantag, längs med norra Sveriges kust och norr om Vänern.



Figur 30. Punktutsläpp av fosfor (bruttobelastning, ton/år) från kommunala avloppsreningsverk (KARV) och industrier år 2017.

Antropogen belastning av fosfor

Den antropogena belastningen har beräknats som skillnaden mellan total belastning och skattad bakgrundsbelastningen. I Tabell 24 och Tabell 25 redovisas den antropogena delen av brutto- och nettobelastningen för de diffusa källorna jordbruksmark, hyggen och dagvatten, d.v.s. när bakgrundsbelastningen för jordbruksmarken, skogsmarken och hårdgjord yta har dragits ifrån. Den interna belastningen (interna källor) från sedimentet,

beräknad för fem sjöar inom Egentliga Östersjöns havsbassäng är medräknad i summan antropogena källor. Alla punktkällor räknas som antropogena källor.

Tabell 24. Antropogen bruttobelastning av fosfor (ton/år). Avrundat till närmaste 10-tal ton. Belastning lägre än 5 ton anges som <5. Avser år 2017, flödesnormaliserat 1997–2016.

Område	Jordbruk	Hygge	Dagvatten	Små avlopp	Interna källor	KARV	Industri	Fiskodlingar	Summa Antropogen brutto
Bottenviken	30	<5	10	10	- ¹	10	50	<5	120
Bottenhavet	150	10	30	60	- ¹	40	100	40	420
Egentliga Östersjön	520	<5	80	120	40	110	<5	<5	910
Öresund	30	<5	10	10	- ¹	20	<5	<5	80
Kattegatt	390	<5	60	90	- ¹	80	50	10	680
Skagerrak	60	<5	<5	10	- ¹	10	<5	- ¹	90
Summa	1 170	20	190	300	40	270	240	60	2 290

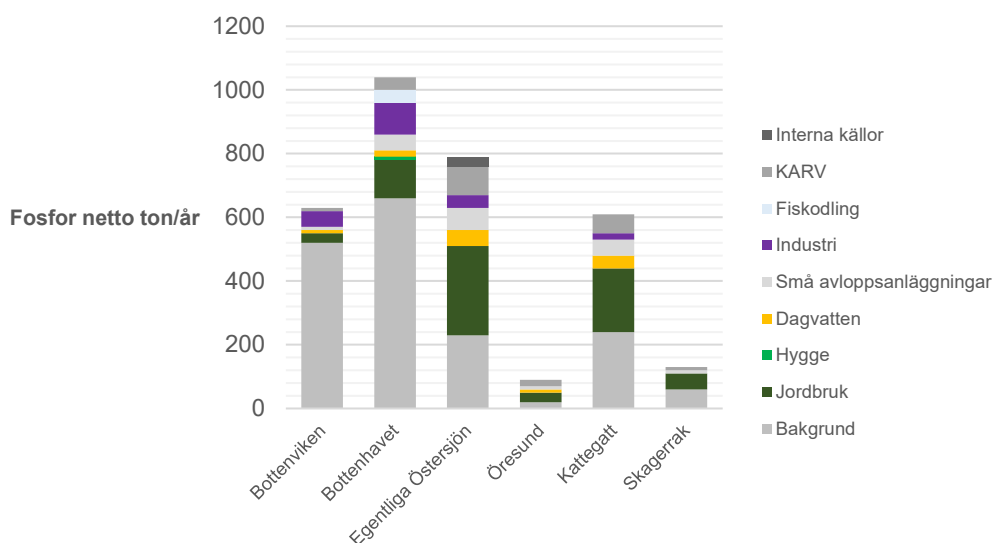
-¹ Det finns inga utsläpp rapporterade för dessa områden.

Tabell 25. Antropogen nettobelastning av fosfor (ton/år). avrundat till närmaste 10-tal ton. Belastning lägre än 5 ton anges som <5. Avser år 2017, flödesnormaliserat 1997–2016.

Område	Jordbruk	Hygge	Dagvatten	Små avlopp	Interna källor	KARV	Industri	Fiskodlingar	Summa Antropogen netto
Bottenviken	30	<5	10	10	- ¹	10	50	<5	120
Bottenhavet	120	10	20	50	- ¹	40	100	40	370
Egentliga Östersjön	280	<5	50	70	30	90	40	<5	560
Öresund	30	<5	10	10	- ¹	20	<5	<5	70
Kattegatt	200	<5	40	50	- ¹	60	20	<5	380
Skagerrak	50	<5	<5	10	- ¹	10	<5	- ¹	80
Summa	710	20	140	200	30	230	210	40	1 580

-¹ Det finns inga utsläpp rapporterade för dessa områden.

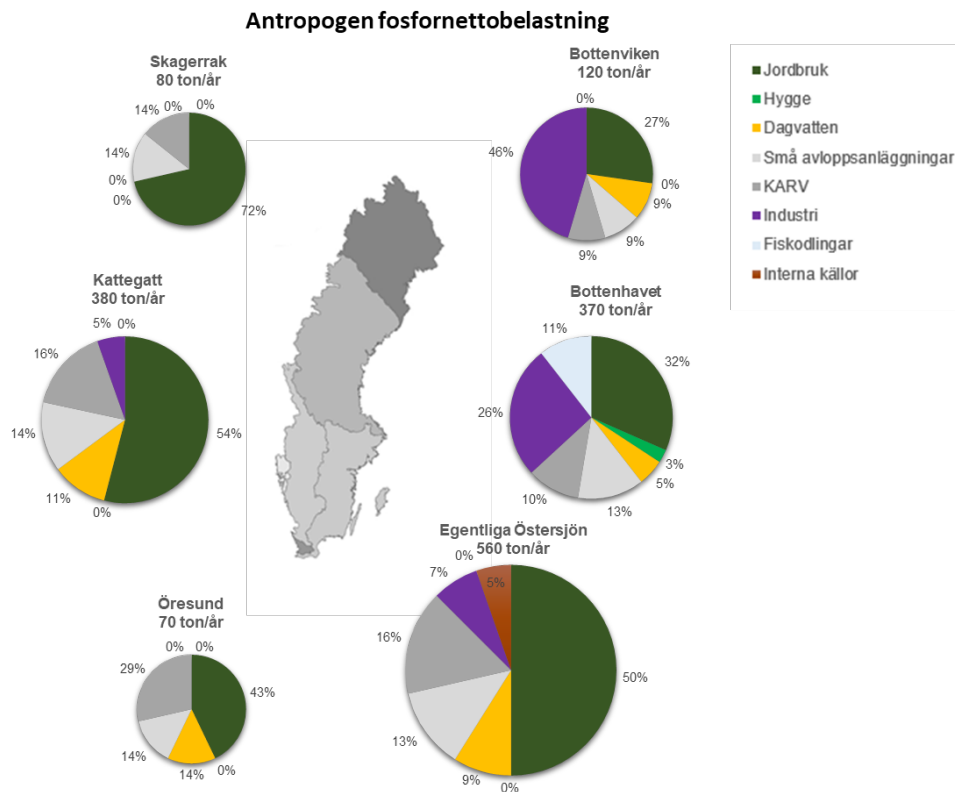
Figur 31 illustrerar total bakgrundsbelastning i förhållande till antropogen belastning. Bakgrundsbelastningen dominerar nettobelastningen i Bottenhavet och Bottenviken på grund av de stora arealerna av naturlig mark; skogsmark fjäll, öppen mark och sankmark. Till övriga havsbassänger utom Öresund bidrar det naturliga läckaget från mark med en betydande andel av belastningen.



Figur 31. Källor till nettobelastning av fosfor, summa bakgrund och antropogen belastning per havsbassäng (ton/år).

Den antropogena nettobelastningen av fosfor har beräknats till 1 580 ton/år (Tabell 25) inklusive direktutsläpp till havet. Detta är en högre antropogen belastning än vad som beräknades för 2014 (1 330 ton/år PLC6), vilket till viss del beror på metodikförändringar (se detaljer i diskussionsavsnittet nedan). Den större antropogena jordbruksbelastningen av fosfor i PLC7 jämfört med PLC6 beror på att den beräknade bakgrundsbelastningen av fosfor från jordbruksmark skiljer sig mycket åt metodikmässigt mellan de två beräkningarna (se beskrivning av beräkningen av extensiv vall i kapitlet "Data och underliggande beräkningar" samt i diskussionsavsnittet "Jämförelse med tidigare beräkningar – förändringar mellan PLC7 jämfört med PLC6 och PLC6.5"). Belastningen från interna källor ingår i summan 2017 (Egentliga Östersjön) och bidrar med ytterligare ca 30 ton. Det har dock skett en liten minskning av fosforutsläppen från punktkällor till havet med 30 ton totalt sedan 2014 (PLC6).

Jordbruksbelastningen svarar för 45 % av den totala antropogena nettobelastningen av fosfor, små avlopp för 13 %, dagvatten för 9 % och punktkällorna svarar tillsammans för 30 %. I PLC6 var motsvarande värde för den antropogena jordbruksbelastningen 35 %. Skillnaden mellan beräkningarna beror till stor del av de metodikförändringar som gjorts för bakgrundsberäkningarna av fosfor från jordbruksmark, och innebär inte automatiskt att jordbruksmarkens läckage står för en högre andel av den belastning som kan åtgärdas jämfört med vad som beräknades 2014 (PLC6). Nettobelastningen från punktkällorna har minskat jämfört med 2014 (50 ton) och står för en mindre andel av den totala belastningen 2017 (31 %) jämfört med vad som beräknades 2014 (41 %, PLC6). Atmosfärsdepositionen på sjöytor antas vara en naturlig bakgrundskälla till fosfor. I tillrinningsområden till Egentliga Östersjön och Kattegatt motsvarar belastningen från jordbruksmarken 50 respektive 54 % av den antropogena belastningen (Figur 32).



Figur 32. 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).

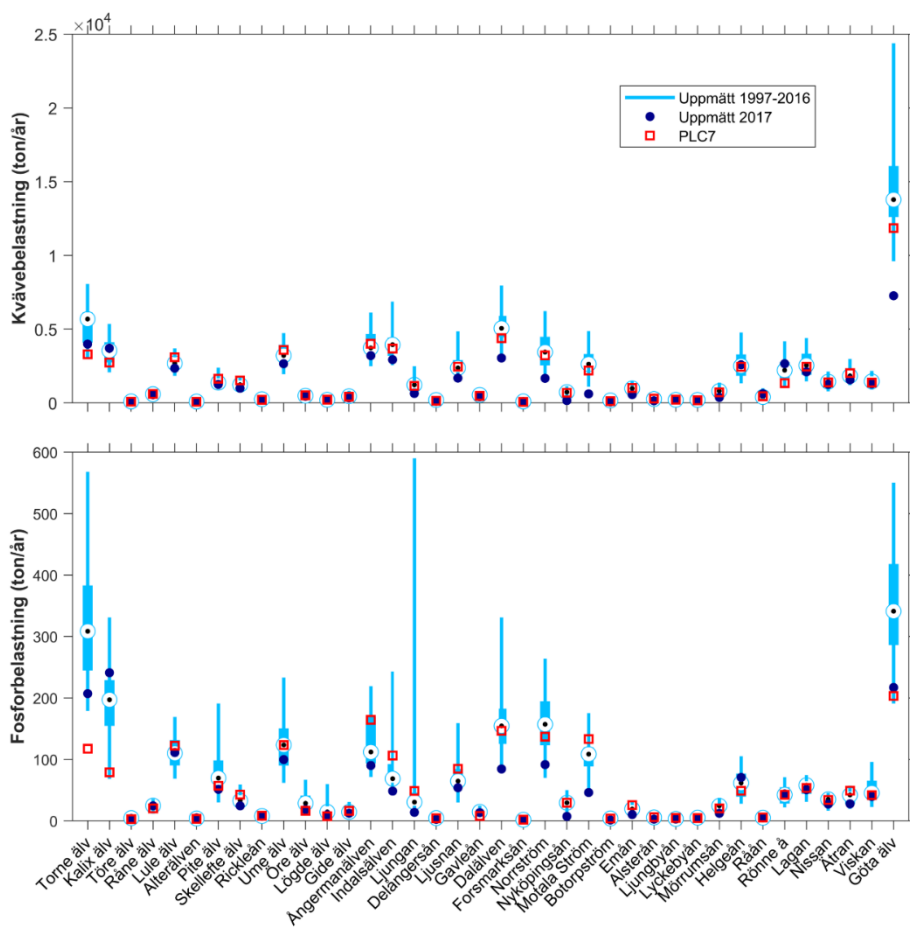
Jämförelse mellan mätdata för perioden 1997–2016 och flödesnormaliserad belastning beräknad avseende 2017

I Figur 33 och Figur 34 presenteras PLC7:s nettobelastning (avseende år 2017 beräknad utifrån normaliserade vattenflöden över perioden 1997–2016), i förhållande till uppmätt belastning av kväve och fosfor i flodmynningarna 1997–2016 samt 2017 för de 38 huvudavrinningsområden som övervakas och rapporteras till HELCOM. Eftersom den beräknade belastningen är flödesnormaliserad för 1997–2016, men använder belastningskällor avseende 2017 kan en direkt jämförelse med uppmätta data inte göras. Därför görs jämförelsen både med belastningen för hela perioden (vilket flödet representerar) samt för år 2017 (vilket källorna representerar). I den beräknade nettobelastningen avseende år 2017 för Motala Ström är internbelastningen medräknad i summan.

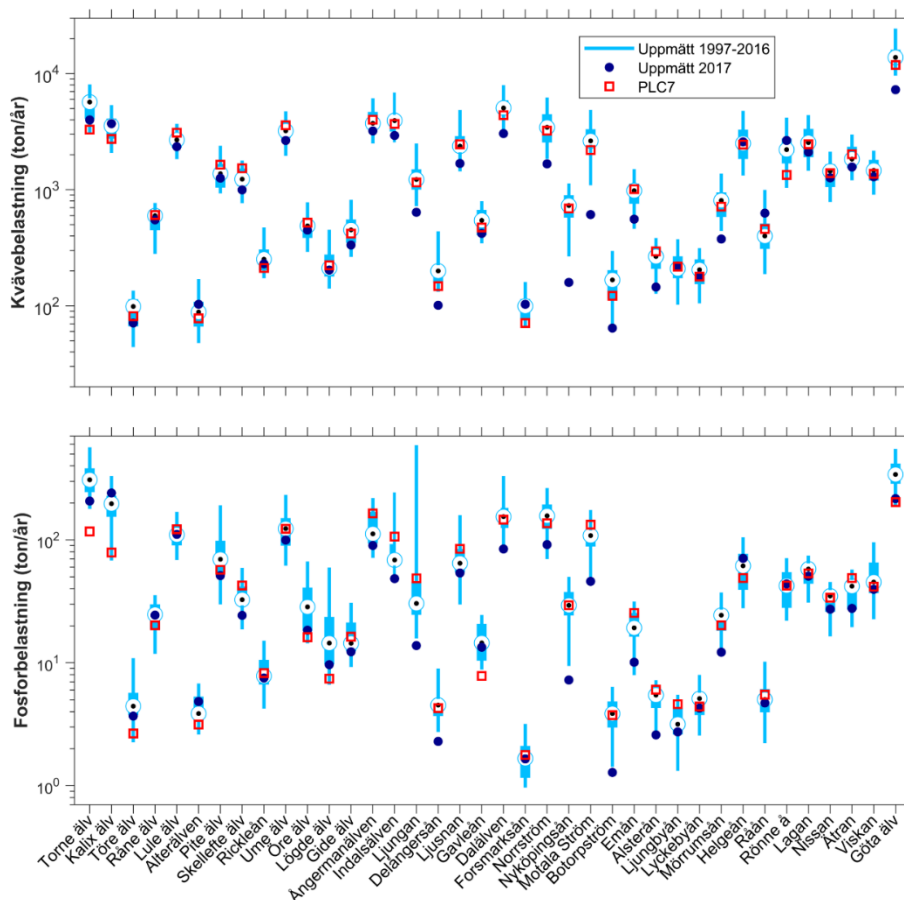
Överensstämmelsen mellan beräknad (PLC7 i figurerna) och uppmätt belastning är mycket bra för kväve, där den beräknade belastningen ligger inom intervallet för den uppmätta belastningen 1997–2016 i alla områden (Figur 33). Figur 34 illustrerar samma jämförelse av belastningen men med logskala på y-axeln för att visualisera överensstämmelsen i små områden som har lägre belastning, t.ex. för att kunna se regionala mönster när det gäller över- och underskattning i PLC7-beräkningarna.

För fosfor, är överensstämmelsen god i de flesta områden, men den beräknade belastningen ligger under intervallet för uppmätta data 1997–2016 i två områden (Torne älv och Gavleån, se Figur 34). Variationen i uppmätt belastning under perioden för normalisering är större för fosfor än för kväve (variationskoefficienten var i medeltal 0,4 för fosfor och 0,3 för kväve). Det är även svårare att uppskatta fosforbelastningen med modellen än att uppskatta kvävebelastningen. Den flödesnormaliserade beräknade belastningen är låg i förhållande till uppmätt belastning i de tre områden som har störst uppmätt medelbelastning; Torne älv, Kalix älv, och Göta älv.

I de flesta flodmynningar, och speciellt i södra Sverige, var år 2017 ett år med låg uppmätt belastning av kväve och fosfor jämfört med perioden för normalisering 1997–2016 (Figur 33 och Figur 34). Det är sannolikt på grund av att vintern 2016–2017 var mycket torr och att det därför var mycket små vårflostoppar. Notera att även 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 33. Belastning av kväve och fosfor från flodmynningsdata för 1997–2016 (blå boxplot) samt för 2017 (mörkblå punkt) jämfört med beräknad flödesnormaliserad belastning i PLC7 (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 34. Belastning av kväve och fosfor från flodmynningsdata för 1997–2016 (blå boxplot) samt för 2017 separat (mörkblå punkt) jämfört med beräknad flödesnormaliserad belastning i PLC7 (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 år 2017 och beräknad belastning levererad till HELCOM avrinning och atmosfärisk deposition för enbart år 2017

I rapporteringen av PLC7 till HELCOM har belastningen beräknats med samma metodik som den långtidsnormaliserade belastningen, förutom att avrinningen och atmosfärisk deposition för enbart det enskilda året 2017 har använts, istället för perioden 1997–2016. Här redovisas jämförelsen mellan nettobelastningen till havet med avrinning och atmosfäriskt nedfall för år 2017 och uppmätt belastning som observerats i delprogrammet ”Flodmynningar” (del av den nationella miljöövervakningen, programområde Sötvatten).

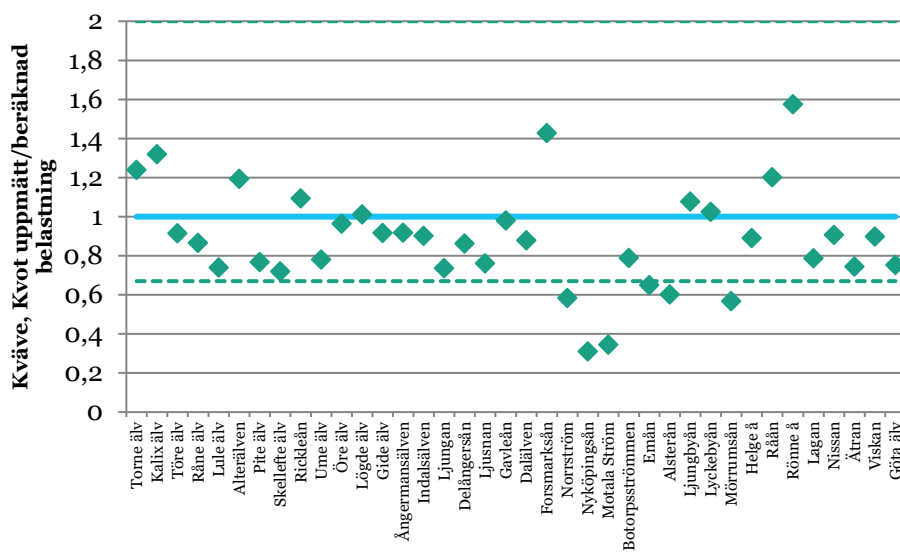
Jämförelsen är genomförd genom att beräkna kvoten mellan uppmätt belastning i flodmynningen år 2017 och beräknad total belastning per huvudavrinningsområde.

- 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.

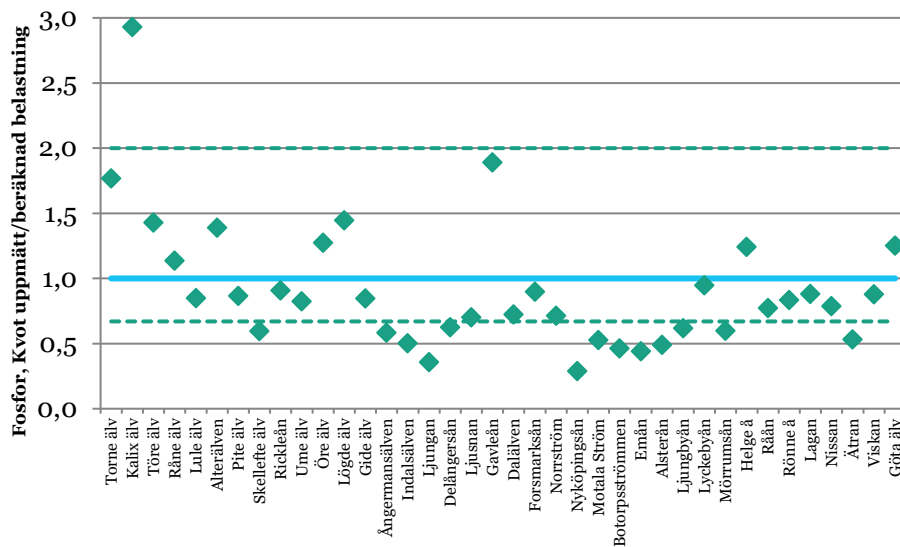
Figur 35 och Figur 36 visar resultaten av jämförelsen mellan uppmätt och beräknad belastning av kväve respektive fosfor. Överensstämmelsen är bättre än +/- 50 % i de flesta huvudavrinningsområden avseende kväve men något sämre med avseende på fosfor. Vi ser inga generella trender, men en större andel av huvudavrinningsområdena uppvisar högre beräknad belastning av kväve och fosfor jämfört med den uppmätta belastningen år 2017. En något större avvikelse kan också noteras för fosfor i Kalix älv (kvot 2,9). Kalix älv har stor uppmätt belastning år 2017 och den beräknade belastningen är låg, vilket ger den stora avvikelsen. Den uppmätta belastningen 2017 i Kalix älv är också i det högre spannet i förhållande till de övriga uppmätta värdena för flodmynningsdata för 1997–2016 (se Figur 34).

Avvikande beräknade värden kan också noteras gällande uppmätt belastning i Nyköpingsån (kväve och fosfor) och Motala Ström (kväve). I dessa vattendrag, som mynnar till Egentliga Östersjön, är den uppmätta belastningen tre respektive två gånger lägre än den beräknade. Detta kan delvis förklaras med låga vattenflöden i sydöstra Sverige till följd av en torr sommar 2017. Den beräknade fosforbelastningen på Egentliga Östersjön i PLC7 är överskattad då det i många av de övervakade flodmynningar i södra Sverige, från Nyköpingsån till Mörrumsån, uppmättes 2017 lägre fosforbelastning jämfört med den beräknade belastningen (Figur 36).

Generellt kan sägas att processer i naturen tar tid. Därmed kan man inte förvänta sig att det beräknade källfördelade utsläppet år 2017 stämmer överens med det uppmätta i mynningen under 2017 utan kommer att ha en bättre överensstämmelse först några år senare. Ämnestransporten från källa till hav kan ta mycket längre tid än ett år, speciellt i vattensystem med sjöar som har lång uppehållstid, och den observerade belastningen är summan av belastningar som skedd i närtid vid källor nära mynningen och belastning som skedd långt uppströms mycket längre tillbaka. I vissa fall kan det ta lång tid innan beräknade källors bidrag under ett år 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 35. Jämförelse mellan uppmätt belastning i flodmynningarna och nettobelastning av kväve per huvudavrinningsområde beräknad med avrinning enbart för år 2017. Kvot = 1 uppmätt och beräknad belastning är lika stora (blå linje); kvot = 2 uppmätt belastning 50 % högre än beräknad belastning (övre streckad grön linje) och kvot = 0,67 uppmätt belastning 50 % lägre än beräknad belastning (nedre streckad grön linje).



Figur 36. Jämförelse mellan uppmätt belastning i flodmynningarna och nettobelastning av fosfor per huvudavrinningsområde beräknad med avrinning enbart för år 2017. Kvot = 1 uppmätt och beräknad belastning är lika stora (blå linje); kvot = 2 uppmätt belastning 50 % högre än beräknad belastning (övre streckad grön linje) och kvot = 0,67 uppmätt belastning 50 % lägre än beräknad belastning (nedre streckad grön linje).

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. I Tabell 26 jämförs MAI med den beräknade belastningen av kväve och fosfor från landbaserade källor per havsbassäng i PLC7, avseende år 2017, flödesnormaliserat för perioden 1997–2016 (HELCOM 2013 samt förtydligande om MAI på www.helcom.fi).

Tabell 26. Svenska siffror för Maximum Allowable Input (MAI) för kväve och fosfor till Östersjöns olika havsbassänger samt den beräknade belastningen av kväve och fosfor per havsbassäng i PLC7, avseende år 2017, flödesnormaliserat för perioden 1997-2016 (ton/år).

	N-tot MAI Sverige	N-tot belastning PLC7	P-tot MAI Sverige	P-tot belastning PLC7
Bottenviken	17 924	17 780	826	640
Bottenhavet	33 350	28 560	1 125	1 040
Egentliga Östersjön	30 942	26 150	308	790
Öresund	6 224	5 230	105	90
Kattegatt	34 206	27 700	740	620

Total kvävebelastning till Bottenviken från landbaserade källor har beräknats till 17 780 ton. Till Egentliga Östersjön beräknades den totala kvävebelastningen till 26 150 ton avseende år 2017, flödesnormaliserat för perioden 1997–2016, och då utgörs drygt hälften av antropogena källor. Total kvävebelastning till Kattegatt har beräknats till 27 700 ton avseende år 2017, flödesnormaliserat 1997–2016, och även till Kattegatt utgörs nära hälften av antropogena källor. Resultaten i denna studie indikerar att kvävemålet är uppfyllt till samtliga bassänger, men då har dock inte belastningen från atmosfäriska nedfallet direkt på Östersjön tagits hänsyn till. BSAP följs upp i HELCOM genom summering av belastning uppmätt årligen i flodmyningarna (PLC Annual) och belastningen direkt på havet (punktkällor samt atmosfäriskt nedfall). En ökad belastning till följd av klimatvariationer enskilda år kan ge överskridanden.

Total nettobelastning av fosfor till Egentliga Östersjön har beräknats till 790 ton avseende år 2017, flödesnormaliserat för perioden år 1997–2016, varav antropogen nettobelastning är 560 ton. 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 (280 ton, 50 %). Ytterligare betydande bidrag av fosfor till Egentliga Östersjön har beräknats komma från kommunala avloppsreningsverk (16 %), små avlopp (13 %), industrier (7 %) och dagvatten (9 %).

Fosformålet i Egentliga Östersjön är mycket svårt att uppnå även om det finns åtgärdsutrymme i de antropogena källorna. Värt att notera är att det just för Egentliga Östersjön finns en tendens till överskattning av den beräknade

belastningen jämfört med den uppmätta (Figur 33). Den naturliga bakgrundsbelastningen har i PLC7 beräknats till 230 ton/år fosfor till Egentliga Östersjön, d.v.s. mycket hög i relation till belastningstaket enligt BSAP (se Resultat Figur 31 avsnitt Antropogen belastning av fosfor). Det innebär att nästan en fullständig reduktion av den antropogena belastningen måste göras för att nå reduktionsmålet. Det kommer även att behövas åtgärder i Östersjöns andra delbassänger. Den beräknade bakgrundsbelastningen av fosfor från jordbruksmark i PLC7 kan inte jämföras med tidigare beräkningsår (PLC5 och PLC6) på grund av metodförändringar i beräkningarna (se vidare avsnittet Jämförelse med tidigare beräkningar om markläckage från jordbruk).

Jämförelse med tidigare beräkningar – förändringar mellan PLC7 jämfört med PLC6 och PLC6.5

De beräkningar som genomfördes i samband med rapporteringen till PLC6 använde metodik och underlag som genomgått omfattande utveckling sedan tidigare beräkningar. Utvecklingen genomfördes 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

I PLC7 har resultaten tagits fram enligt den förbättrade metodiken från PLC6. Där det bedömdes som nödvändigt har projektet också inkluderat nyutvecklad metodik och underlag jämfört med PLC6. I Appendix 1 sammanställs samtliga förändringar i metodik och underlagsdata som genomförts mellan PLC7 och PLC6. Nedan ges fler beskrivningar av förändringarna i metodik för specifika underlag där utvärdering av effekter har varit möjligt.

Metod- och dataskillnader mellan PLC7 och PLC6 i bestämningar av diffusa källor

Markanvändningen

Eftersom samma baskarta, vägkartan för år 2014 används i både PLC6 och PLC7, beror förändringarna i arealerna (avsnitt "Förädlade indata") på de övriga kartunderlagen för jordbruk, hygge, tätorter samt Norge och Finland. Av dessa förändringar är det arealen jordbruksmark och hygge som främst kan antas vara verkliga förändringar. Den eventuella effekten av bytet av kartunderlag för Norge och Finland från CLC2006 v 17 till CLC 2012 v.18.5.1 har inte undersökts närmare. Dessutom påverkas arealerna av en förändrad områdestäckning. Det gäller främst Bottenviken eftersom de finska delarna av Torne älv inte har inkluderats.

Avrinning

Avrinningen har beräknats med S-HYPE och en ny period (Gustavsson m.fl. 2019). Det finns skillnader i avrinning mellan PLC6 och PLC7 på vissa håll i

landet men generellt är skillnaderna små då majoriteten av perioden överlappar.

Modellen som användes för beräkningen av avrinning i PLC6 var SMED-HYPE som beräknar avrinning likadant som S-HYPE 2012 version 1.2. 1 Avrinningen som sammanställts inom PLC6 beräknades för vattenförekomstområdesskala, d.v.s. 23 100 områden.

Beräkningar av markläckage (typhalter) och belastningseffekter

Jordbruk:

Arealen jordbruksmark minskar i Sverige, men förändringen mellan år 2013 och 2016 är liten (Jordbruksverket, 2017). För PLC-beräkningarna har den totala jordbruksarealen faktiskt ökat något (116 km², 0,4 %) mellan PLC6 och PLC7 medan den brukade jordbruksarealen minskat med 160 km² (0,5 %), vilket stämmer väl överens med den minskning mellan 2013 och 2016 som redovisas i Sveriges officiella statistik (Jordbruksverket, 2017). Förändringarna varierar mellan avrinningsområdena till de olika havsbassängerna, men tydligast är en viss ökning av arealen i Bottenvikens avrinningsområde och en minskning i Skagerraks avrinningsområde. Metodiken för beräkning av jordbruksarealen i PLC7 har justerats marginellt jämfört med PLC6, men det antas inte ge någon påverkan på arealerna (Widén-Nilsson, 2019).

Jordartsfördelningen i varje SUBID har i PLC7 beräknats för endast åkerarealen i varje SUBID. Detta har lett till en högre andel tyngre jordar (högre lerhalt) i beräkningen av läckaget från jordbruksmark än i PLC6. Det bidrar till en något lägre kvävebelastning och en något högre fosforbelastning på havet eftersom tyngre jordar har lägre kväveläckage och högre fosforläckage än lättare jordar (lägre lerhalt). Preliminära tester visar att storleksordningen på belastningsförändringarna är ungefär 2 % nationellt.

Fosforbelastningen i ett enskilt område beror av jordbruksmarkens medellutning i området. Den finare områdesindelningen i PLC7 har lett till en större spridning i lutningsvärdena i TBV vilket var förväntat (Tengdelius Brunell m.fl., 2017). Eftersom beräkningarna redovisas för vattenförekomstområdesnivå även i PLC7 antas dock inte förändringen ha någon nämnvärd påverkan på de resulterande fosforbelastningarna.

Förutom förändringar i jordbruksareal och avrinning påverkas den totala belastningen från jordbruket av förändringar i jordbrukstyphalten. Förändringar i jordbrukstyphalterna beror på dels verkliga förändringar i indata, d.v.s. ändringar i jordbruksstatistiken till följd av ändrad brukning, dels på metodutveckling av själva beräkningen. Hur mycket av förändringen som beror på vad kan inte avgöras exakt utan att räkna om tidigare års belastning med PLC7-metodik. Exempelvis gör metodutvecklingen av beräkningen av kväveläckaget från vall (Johnsson m.fl., 2019) att kvävetyphalterna för alla grödor förändrats till följd av förändrade växtföljdseffekter. För fosfor har en metodutveckling av beskrivningen av placering av stallgödsel (Johnsson m.fl., 2019) gett ett lägre fosforläckage från vall. Det nya antagandet om organisk fosfor i balans (Johnsson m.fl., 2019), i analogi med kväveberäkningen, ger också lägre fosforläckage för alla läckageregioner. Beräkningen av fosforläckaget är också känslig för förändringar i jordartsfördelningen på grund av tröskeeffekter mellan olika jordarter när det gäller makroporflöde, ytavrinning och olika jordarters känslighet för att släppa partikulärt bunden

fosfor. I PLC7-beräkningarna har näringshalterna i stallgödsel uppdaterats (SCB, 2017b). En utvärdering av effekten på kväveläckaget av detta har utförts för några regioner baserat på PLC6-beräkningarna (Andrist Rangel m.fl., 2017). Förändringen av uppdaterade stallgödseldata orsakade ett minskat läckage i 7 av 8 testade regioner. Förändringen varierade från -1,8 till 0,3 kg N/ha i medeltal i de beräknade regionerna, vilket motsvarade -8 till 3 % skillnad mot förut.

Den förändrade antropogena belastningen från jordbruket beror både på förändrad totalbelastning och på förändrad bakgrundsbelastning. Beräkningen av bakgrundsbelastningen har förändrats för både kväve och fosfor mellan PLC6 och PLC7. Bakgrundsläckaget av kväve beräknas något högre med PLC7-metodik än med PLC6-metodik vilket nu ger en lägre antropogen kvävebelastning från jordbruket. Bakgrundsläckaget av fosfor beräknas istället vara mycket lägre med PLC7-metodik än med PLC6-metodik, vilket ger betydligt högre antropogen fosforbelastning från jordbruket. En viktig orsak till den stora skillnaden i bakgrundsbelastning av fosfor från jordbruksmark mellan PLC6 och PLC7 beror på skillnaden i beräkningsmetodik för extensiv vall mellan de båda beräkningstillfällena. Konceptuellt utvecklades beräkningen av extensiv vall mellan PLC5 och PLC6 för att ta hänsyn till hur växtbiomassa dör och inlagras i marken under vintern på ett mer realistiskt sätt än vad som gjordes i PLC5. Denna förbättring förde tyvärr med sig en förmodad alltför stor förlust av partikulär fosfor som ledde till en ökning av bakgrundsbelastningen i PLC6. För att korrigera detta har fosformodellen utvecklats ytterligare. I samband med PLC6.5-beräkningen (Ejhed m.fl., 2018) gjordes en omräkning av den extensiva vallen med den senaste modellversionen, som också har använts för PLC7. Osäkerheten i beräknad bakgrund är dock fortsatt stor eftersom att det endast finns mycket få mätdata på bakgrundsläckage. Från de två tillgängliga mätplatserna har det inte varit självklart vilket system som läcker mest fosfor, det odlade systemet eller bakgrundssystemet (Aronsson m.fl., 2018).

Vid jämförelser av antropogen belastning från jordbruket mellan olika år är det förändringar i odlingsåtgärderna som kommer ge en variation mellan åren. Bakgrundsbelastningen antas inte variera mellan åren om inte klimatet ändras eftersom bakgrundssystemet antas vara oförändrad över tiden. Vid en omräkning av tidigare år med PLC7-metodik skulle alltså bakgrundsbelastningen vara oförändrad mellan år 2014 (PLC6) och år 2017 (PLC7) och därmed skulle den antropogena fosforbelastningen år 2014 (PLC6) bli högre.

Skog, hygge, sankmark, fjäll, öppen mark

Fosforläckaget från öppen mark är 7 % lägre i PLC7. Vid 300 mm avrinning motsvarar det ca 11 ton nationellt. För skog, hygge, sankmark och fjäll samt för kväve från öppen mark beror belastningsskillnaderna på förändrade arealer och förändrad avrinning. De förändrade arealerna i Bottenviken beror också på att en mindre del av Finlands bidrag till Torne älv inkluderats jämfört med i PLC6-rapporten.

Hyggesarealen har ökat med 2 % jämfört med PLC6. Förändringen är dock så pass liten att den inte tydligt märks i den antropogena belastningen för skog.

Beräkningar av dagvatten (tätorter)

Tätorternas utsträckning är något större i PLC7 än i PLC6, främst p.g.a. en ny definition för tätortskartan (SCB, 2016). Markanvändningen inom tätorterna har oförändrat definierats av SMD-kartan (Widén-Nilsson m.fl., 2019). Senast tillgängliga läckageschabloner för kväve och fosfor i StormTac-databasen (2018) är oförändrade jämfört med PLC6. Enkätdata rörande dagvattenrening har kompletterats sedan PLC6. Fortfarande är det dock en så liten andel av dagvattnet som renas att det inte har någon större betydelse för belastningen på bassängnivå. Kommunenkätens uppgifter om eventuell dagvattenrening per tätort har matchats mot tätortskartan i de fall där kommunkod utgör ett attribut. Det uppmärksammades dock efter rapportering till HELCOM att för tätorter som ingår i flera kommuner (till exempel Stockholm) anges endast den största kommunen för hela tätorten, vilket gör att den dagvattenbehandling som Stockholms kommun angett för tätorten Stockholm i beräkningarna gäller för hela tätorten även om den ligger i till exempel Solna. Detta leder enligt kontrollberäkningar till en överskattad dagvattenbelastning (brutto) för fosfor och kväve med ca 7 %. Eftersom felet ligger väl inom osäkerheten med avseende på använda indata, har dessa omräknade siffror inte tagits med i rapporten (Widén-Nilsson och Westerberg, 2013).

Öppen mark används som bakgrunds nivå för tätorternas dagvattenbelastning och fosfortyphalten för öppen mark är något lägre i PLC7 än i PLC6. Det har bidragit till en något högre antropogen dagvattenbelastning av fosfor i PLC7 än i PLC6.

Små avloppsanläggningar

Ingen metodförändring eller förändrade schabloner är införda sedan PLC6-beräkningarna. Antalet fastigheter med små avloppsanläggningar har ökat något sedan PLC6 (ca 6 000 har tillkommit), vilket förklarar den lilla belastningsökningen. Eftersom fastighetstaxeringen, där SMED hämtar uppgifter om VA-tillstånd, inte anger typ av anläggning vet vi bara att det skett en nettoökning av antalet fastigheter med små avlopp, men vi vet inte vad för typ av rening de har. Eventuella åtgärder i form av förbättrad rening eller anslutning till kommunala reningsverk fångas dåligt upp i beräkningarna, då antalet anläggningar är mycket stort och åtgärdstakten är låg. Statistiken rörande reningsteknik från kommunerna släpar dessutom efter. SMED har heller ingen möjlighet i beräkningarna att göra skillnad på bra eller dåliga anläggningar av samma typ, så om en dålig markbädd ersatts av en ny väl fungerande markbädd påverkas inte beräkningarna. Störst beräknad belastningsförändring uppstår när en avloppsanläggning med vattentoalett ansluten och med enbart slamavskiljare som reningsteknik åtgärdas.

Metod- och dataskillnader för punktkällor mellan PLC7 och PLC6

Förändringar i utsläpp från punktkällor gällande kväve

Det finns tydliga skillnader i förändringarna mellan branscher där den största minskningen i utsläpp av kväve går att se hos kategorin industrier som minskat sina utsläpp med 370 ton från 4 320 ton till 3 950 ton mellan rapporteringarna PLC6 och PLC7. Däremot har avloppsreningsverken ökat sina utsläpp av kväve

med 220 ton från 16 900 ton 2014 till 17 120 ton 2017. Denna ökning kan jämföras med en minskning av utsläppen av kväve på 1700 ton för reningsverken som skedde mellan rapporteringar PLC 5 (2006) och PLC6. Samma metodik användes i alla dessa tre rapporteringar.

De områden som har fått den kraftigaste ökningen av utsläpp av kväve från punktkällor jämfört med 2014 är Bottenviken (380 ton) och Bottenhavet (130 ton) medan det område som har den kraftigaste minskning av utsläpp av kväve (440 ton) är Kattegatt. Industrier och reningsverk har tillsammans ökat utsläppen av kväve till Bottenviken med 370 ton fördelat på 210 ton från industrier och 160 ton från KARV. Den största ökningen av utsläpp av kväve från reningsverken (290 ton) går till Bottenhavet medan utsläppen från reningsverken till Kattegatt har minskat med 150 ton. Även industrier minskar sina utsläpp till Kattegatt med 260 ton och till Bottenhavet med 230 ton mellan rapporteringarna PLC6 och PLC7.

Det är vid de största reningsverken (Henriksdalsverket och Ryaverket) som de kraftigaste förändringarna i utsläpp av kväve har skett men förändringarna dem emellan är divergenta. Henriksdalsverket (Egentliga Östersjön) har ökat sina utsläpp med 260 ton medan Ryaverket (Kattegatt) har minskat sina utsläpp med 150 ton. Den kraftiga minskningen av utsläpp från KARV till Kattegatt går alltså att härleda till Ryaverket. Mellan PLC5 och PLC6 hade Henriksdalsverket minskat sina utsläpp med 60 ton och Ryaverket med 98 ton kväve. Se fler jämförelser mellan utsläppen 2017 (PLC7) och 2014 (PLC6) i diskussionen, avsnitt metodskillnader för punktkällor.

Förändringar i utsläpp från punktkällor som ingår i både PLC7 och PLC6

En anläggningsvis jämförelse har gjorts med punktkällorna som ingick i PLC6 och PLC7 (Tabell 27). En uppdatering av punktkällornas kust/inland-klassning genomfördes inför PLC7 (Svanström och Braun, 2013). Detta ledde till att 78 anläggningar (51 mindre reningsverk C-anläggningar, 15 reningsverk B-anläggningar, 9 industrier och 2 fiskodlingar) som i PLC6 var klassade som kust fick inlandklassning till PLC7. Vidare blev ett inlandsklassat reningsverk B i PLC6 klassad som en kustanläggning i PLC7. I tabell 27 används kust/inland-klassningen som användes till PLC7 för alla anläggningar. Totalsummorna visar på en minskning av kväveutsläppen med drygt 110 ton och fosfor med 70 ton mellan år 2014 (PLC6) och år 2017 (PLC7 denna rapport). En stor förändring mellan PLC6 och PLC7 är att ett stort antal mindre kommunala avloppsreningsverk (C-anläggningar) som ingick i populationen 2014 (kust=33 stycken, inland=9 stycken) inte fanns med i populationen för 2017. En förklaring till denna skillnad är att dessa mindre avloppsreningsverk har lagts ner och förmodligen anslutits till större avloppsreningsverk. Att mindre avloppsreningsverk har anslutits till större avloppsreningsverk (B-anläggningar) kan ha bidragit till att de större avloppsreningsverken vid kusten har ökat sina utsläpp av kväve och fosfor. Data från fiskodlingars utsläpp har tagits fram från emissionsdeklarationerna i SMP i både PLC6 och PLC7. För de fiskodlingar som inte har rapporterat utsläppsdata i emissionsdeklarationen i PLC7 har utsläppsdata beräknats enligt metod från HELCOM guidelines.

Tabell 27. Jämförelse av punktkällor mellan PLC6 (2014) och PLC7 (2017) med avseende på antal och belastning (avrundat till närmaste 10-tal för N-tot och heltal för P-tot).

Kust/Inland	Källa	Antal	N-tot (ton)			P-tot (ton)		
			2014	2017	Skillnad (%)	2014	2017	Skillnad (%)
Ingår enbart i PLC6:								
Kust	KARV B	5	50	-	-	0	-	-
Kust	KARV C	33	40	-	-	1	-	-
Kust	Industri	10	10	-	-	4	-	-
Kust	Fiskodlingar	-	-	-	-	-	-	-
Inland	KARV B	6	80	-	-	1	-	-
Inland	KARV C	9	10	-	-	0	-	-
Inland	Industri	25	190	-	-	2	-	-
Inland	Fiskodlingar	2	-	-	-	0	-	-
Delsumma		90	380	-	-	8	-	-
Ingår enbart i PLC7:								
Kust	KARV B	2	-	0	-	-	0	-
Kust	KARV C	-	-	-	-	-	-	-
Kust	Industri	3	-	0	-	-	0	-
Kust	Fiskodlingar	3	-	10	-	-	2	-
Inland	KARV B	9	-	30	-	-	1	-
Inland	KARV C	-	-	-	-	-	-	-
Inland	Industri	17	-	60	-	-	1	-
Inland	Fiskodlingar	8	-	80	-	-	5	-
Delsumma		42	-	180	-	-	9	-
Ingår i både PLC6 och PLC7:								
Kust	KARV B	118	7 650	8 160	+7	156	159	+2
Kust	KARV C	50	80	80	+4	3	2	-24
Kust	Industri	58	2 000	1 770	-12	227	189	-17
Kust	Fiskodlingar	10	90	90	4	10	9	-3
Inland	KARV B	325	8 040	7 900	-2	103	88	-15
Inland	KARV C	604	950	940	-0	23	22	-4
Inland	Industri	125	2 120	2 110	-0	52	53	1
Inland	Fiskodlingar	27	360	320	-11	61	41	-33
Delsumma		1 317	21 300	21 390	0	635	564	-13
Totalsumma		2014: 1 407 2017: 1 359	21 680	21 570	0	643	573	-12
				-110			-70	

Metod- och dataskillnader mellan PLC7 och PLC6 i beräkning av retention

Retentionen beräknas på samma sätt mellan PLC7 och PLC6 förutom att den geografiska skalan har förändrats. Retentionen beräknas på den finaste skalan även i TBV (men presenteras på Vattenförekomstområde) och belastningen aggregeras upp. I PLC6 viktades retentionen för vattenförekomster vilket gjorde att resultatet lokalt sett kan skilja sig en del mellan den viktade beräkningen i PLC6 och på SUBID-nivå i PLC7. I PLC7 beräknades retentionen i ca 39 600 områden jämfört med tidigare 37 700 områden men aggregeras i TBV till ca 24 500 vattenförekomstområden. Retentionen redovisas i Gustavsson m.fl. (2019).

För fosforretentionen i norra Sverige kan man se en tydlig förändring i fjällkedjan där fosforretentionen är betydligt lägre i PLC7 än i PLC6. Inledande analyser har visat avvikande höga halter av fosfor från fjällmark i PLC6 vilket har lett till att retentionen felaktigt överskattats. Värt att notera är att halterna av fosfor i dessa vattendrag är relativt låga och att den procentuella avskiljningen därmed kan få stora utslag av små variationer. Fosforretentionen i PLC7 påminner mer om den som redovisades i PLC5 i norra Sverige.

Metod- och dataskillnader jämfört med PLC6.5

Vattenmyndigheterna använder i sitt arbete med påverkans- och åtgärdsanalys en omräkning av PLC6 som kallas PLC6.5. Det är en anpassning av PLC6-beräkningarna till de nya vattenförekomstområdena enligt SVAR_2016 (Ejhed m.fl., 2018) och alltså samma områdesindelning som PLC7-beräkningarna redovisas för. Eftersom vissa indata till PLC6.5 endast viktades om från PLC6 istället för att räknas om förväntas PLC7-data ha en något högre tillförlitlighet än PLC6.5.

Följande huvudsakliga likheter och skillnader mellan PLC7 och PLC6.5 finns:

- Data redovisas enligt 2016 års vattenförekomstområden i båda beräkningarna
- Underlagsdata till PLC7 har tagits fram med PLC7-metodik och PLC7-data, medan underlagsdata till PLC6.5 i huvudsak viktats om från PLC6-data.
- Bakgrundsläcket av fosfor från jordbruksmark har beräknats med samma versioner av ICECREAM och ICECREAMDB i både PLC7 och PLC6.5, till skillnad från PLC6. Antaganden om organiska pooler i balans är dock nya för PLC7, till skillnad från PLC6.5.
- Beräkning av kumulativ retention och kumulativ nettobelastning till en viss vattenförekomst introducerades i PLC6.5-beräkningen och har nu även beräknats med PLC7-data.

Tillförlitlighetsklassificering - hänsyn till lokala förhållanden

PLC-beräkningarna utgör ett mycket viktigt underlag för vattenförvaltningsarbetet i Sverige. De innehåller nationellt konsistent framtagna data med hög upplösning. PLC-data används i många olika

tillämpningar, både nationellt och lokalt. Vid lokala tillämpningar utgör de en grund som sedan kan förfinas med insamling av mer högupplösta lokala data. Sedan PLC6 har PLC-beräkningarna förutom belastningen till havsbassängerna också haft ett fokus på en ökad geografisk upplösning. Trots omfattande förbättringar i PLC6, men även till viss del i PLC7 kan inte PLC7-data användas okritiskt när det gäller de finare skalorna och när det gäller vissa källor.

Tabell 28 och den efterföljande punktlistan syftar till att ge en översiktlig beskrivning av de största osäkerheterna på de olika skalor som har använts eller redovisas i PLC7-beräkningarna. Beräkningsnivån SUBID inkluderas inte i tabellen. Den efterföljande punktlistan indikerar vilken i region eller på vilket sätt data är behäftade 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 eller på osäkerhet i dataunderlaget som datakällan tagits fram utifrån än gulmarkerade som i sin tur är mer känsliga än grönmärkade data. Vid användning av data krävs en noggrann värdering av de lokala tillstånden i förhållande till hur PLC7-data har beräknats.

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

Följande olika skalor redovisas i Tabell 28:

- Sverige
- Vattendistrikt (5 st.)/ Tillrinningsområden till havsbassänger (6 st.)
- Läckageregioner för jordbruksmark (22 st.)
- Huvudavrinningsområden (119 st.)
- Redovisningsområden (1 062 st.), medianstorlek ca 357 km² (0,8 – 9 775 km²)
- Vattenförekomstområden (24 453 st.), medianstorlek ca 11 km² (0,0003 km² – 5 961 km²). Vattenförekomstområdena består av ett eller flera SUBID:n (39 635 st. med medianstorlek ca 6,5 km² inom spannet 0,000076 km² – 4 067 km²) men SUBID inkluderas inte i tabellen.

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. Osäkerhetsbedömningen bygger också på kunskap om osäkerheterna för de olika källorna. 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 28. Översiktlig bedömning av grad av försiktighet som behöver iaktas vid tillämpning av slutgiltiga PLC7-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.

Beräknade data / underlagsdata	Sverige	Vattendistr. / "Bassäng"	Läckageregioner	Huvudavrinningsomr.	Redovisningsomr.	Vattenförekomstomr.
Slutgiltigt resultat: Belastning och källfördelning N	Grön	Grön	Grön	Grön	Gul	Orange
Slutgiltigt resultat: Belastning och källfördelning P	Grön	Grön	Grön	Grön	Gul	Orange
Arealer skog, sankmark, fjäll, öppen mark, vatten, tätortsgränser, jordbruksmark inklusive grödfördelning	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön
Arealer hyggen	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Gul
Skogs-, sankmarks-, fjäll- och hyggestyphalter, N och P	Grön	Grön	Gul	Gul	Gul	Orange
Typhalter för läckage från öppen mark, N och P	Gul	Gul	Gul	Orange	Orange	Orange
Jordbruk, beräknad bruttobelastning, N och P	Grön	Grön	Grön	Grön	Gul	Orange
Jordbrukstyphalter, N	Grön	Grön	Grön	Gul	Gul	Gul
Jordbrukstyphalter, P	Grön	Grön	Grön	Gul	Gul	Orange
Jordbruksmarkens jordart, Jordbruksmarkens lutning	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Gul
Jordbruksmarkens P-halt	Grön	Grön	Grön	Grön	Gul	Orange
Bakgrundsläckage jordbruk, N och P	Gul	Gul	Gul	Gul	Gul	Orange
Dagvatten, Beräknad bruttobelastning	Gul	Gul	Gul	Gul	Gul	Orange
Små avlopp, Beräknad bruttobelastning	Gul	Gul	Gul	Gul	Gul	Orange
Deposition av N på vatten och jordbruksmark	Grön	Grön	Grön	Grön	Gul	Gul
Deposition av P på vatten	Gul	Gul	Orange	Orange	Orange	Orange
Internbelastning	Grön	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange
KARV B + Industri (inkl. avfallsanläggningar + energi) + Fiskodling	Grön	Grön	Grön	Gul	Gul	Gul
KARV C	Gul	Gul	Gul	Orange	Orange	Orange
Avrinning (års- och långtidsmåadsmedel)	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Gul
Retention	Grön	Grön	Grön	Grön	Gul	Orange
Bakgrundsretention	Gul	Gul	Gul	Gul	Gul	Orange

Förklaringar till främst de gula och orangea klassificeringarna i Tabell 28 anges nedan. Observera att textmassan inte är ett mått på osäkerheten. Exempelvis skrivs här extra mycket om skogstyphalterna och jordbruksmarkens jordart eftersom särskilda utvärderingar gjorts av dessa inom PLC7-projektet:

- **Slutgiltigt resultat: Belastning och källfördelning N:** Den beräknade belastningen stämmer väl överens med uppmätta data för huvudavrinningsområden av olika storlek i så måtto att den beräknade belastningen ligger inom intervallet för den uppmätta belastningen 1997–2016 i nästan alla områden (Figur 33 och Figur 34).
- **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 Torne älv, Kalix älv och Göta älv (Figur 34), och överskattad i vissa viktiga vattendrag till Egentliga Östersjön.
- **Arealer skog, sankmark, fjäll, öppen mark, vatten, tätort, jordbruksmark:** Hög upplösning.
- **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 skogsåterväxten.
- **Skogs-, sankmarks- fjäll- och hyggestyphalter för N och P**
 - Mätningar av kväve- och fosforläckage i sydöstra Sverige har inte ingått i framtagningen av typhalterna. Nya mätningar i detta område har dock kunnat användas för att utvärdera läckagen (Jutterström m.fl., 2019).
 - 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 framtagen med $R^2 = 0,44$ i sydvästra Sverige och delar av Dalälvens biflöden, samtidigt som oberoende data visar $R^2 = 0,59$ och förhöjda PLC-halter (Fröberg m.fl., 2016). Även utvärderingen mot nya mätdata har indikerat en tendens till överskattning av PLC-halterna, även om antagandet att halterna är högre i sydost återigen har bekräftats (Jutterström m.fl., 2019). Överskattningen av PLC-halterna jämfört med uppmätta halter har visat sig vara högst i regionen Mellersta östra, men antalet observationer i området är för lågt för att säkert kunna bedöma tillförlitligheten och vidare undersökningar behövs. I norra Sverige beräknas läckaget med en höjdberoende ekvation framtagen med $R^2 = 0,25$ (Löfgren och Brandt, 2005). Medianen av de PLC-beräknade halterna har visat en god överensstämmelse uppmätta halterna i norra Sverige (Jutterström m.fl., 2019). Skillnaden mellan 25 och 75 percentilen av uppmätta kvävehalter i de flesta skogsregioner har indikerat en variation på 1,5 kg TN/(ha år) vid 300 mm avrinning (Jutterström m.fl., 2019).
 - Fosfor: Beräknas med en konstant typhalt i södra Sverige. Den nya utvärderingen har visat att fosforhalterna är högre i sydöstra

Sverige än i sydvästra, precis som för kväve (Jutterström m.fl., 2019). Den har också indikerat att fosforhalterna påverkas mer vid extrem torka än kvävehalterna. (PLC-beräkningarna ska representera långtidsmedelvärden.) PLC-beräkningarna överskattar läckaget något i sydvästra Sverige medan det underskattar läckaget något i sydöstra Sverige (Dacke, 2018; Jutterström m.fl., 2019). I norra Sverige beräknas läckaget med en höjdberoende ekvation som togs fram med $R^2 = 0,11$ (Löfgren och Brandt, 2005). Medianen av de PLC-beräknade halterna stämmer väl överens med de uppmätta halterna i norra Sverige (Jutterström m.fl., 2019). Skillnaden mellan 25 och 75 percentilen av uppmätta fosforhalter i de flesta skogsregioner har indikerat en variation på 0,03 kg TP/(ha år) vid 300 mm avrinning (Jutterström m.fl., 2019).

- 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.
- **Typhalter för 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.
- **Jordbrukstyphalter, N och P:** I ett antal små, jordbruksdominerade avrinningsområden har PLC7-läckaget utvärderats mot uppmätta halter i vattendragen. Vissa skillnader som antogs bero på skillnader i avrinning eller jordartsfördelning mellan beräkning/indata och faktiska förhållanden noterades. Andra skillnader kunde inte förklaras och behöver undersökas närmare för att kunna förklara skillnaderna och därmed på sikt kunna förbättra beräkningarna. Grödor som odlas på mindre än en 1 % av läckageregionens åkerareal beräknas inte som en enskild gröda utan tilldelas regionens medelläckage.
- **Jordbrukstyphalter, N:** God överensstämmelse när förhållandena överensstämmer med läckageregionens. Kväveberäkningarna är känsliga för skillnader i jordbruksstatistik mellan regionen och de lokala förhållandena. De beräknade läckagekoefficienterna kunde väl beskriva uppmätt årsmedelutlakning av kväve från de fält som ingår i miljöövervaknings-programmet Observationsfält på åkermark (Linefur m.fl., 2018). Ett r^2 -värde på 0,79 erhöles vid en jämförelse av koefficientmedelvärden och uppmätta medelkoncentrationer från de enskilda fälten.

- **Jordbrukstyphalter, 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 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.
I läckagekoefficienterna tas inte hänsyn till att utfrysning av fosfor (Liu m.fl., 2013) kan ske från växande gröda under vintern, vilket kan innebära att förlusten från vall och andra höstsådda grödor är underskattade.
De beräknade läckagekoefficienterna kunde väl beskriva uppmätt årsmedelutlakning av totalt fosfor från de fält som ingår i miljöövervaknings-programmet Observationsfält på åkermark (Linefur m.fl., 2018). Ett r^2 -värde på 0,75 erhöles vid en jämförelse av koefficientmedelvärden och uppmätta medelkoncentrationer från de enskilda fälten.
- **Jordbruksmarkens jordart:** Digitala åkermarkskartan (Söderström och Piikki, 2016) har överlagrats PLC6-kartan (Djodjic, 2015). Båda kartorna baseras på 15 000 jordprover och SGU:s jordartskarta och för digitala åkermarkskartan även gammastrålning och höjddata. Jämförelse med oberoende mätdata har visat att 61 % av jordproverna klassificerats korrekt i den digitala åkermarkskartan till skillnad från 44 % i PLC6-kartan (Widén-Nilsson m.fl., 2019). Det vanligaste felet är att jordartsklassen blivit klassificerad som en texturmässigt närliggande jordart istället för den korrekta (Widén-Nilsson m.fl., 2019; Djodjic, 2015). Risken för felbedömning mellan texturmässigt avlägsna jordar är dock låg (Widén-Nilsson m.fl., 2019; Djodjic, 2015). Även om tillförlitligheten har ökat jämfört med PLC6 behöver en osäkerhetsanalys genomföras innan jordartsfördelningen med säkerhet kan nyttjas i enskilda SUBID:n.
Digitala åkermarkskartan täcker 90 % av jordbruksmarken i Sverige (Söderström och Piikki, 2016). I norra Sverige, där digitala åkermarkskartan inte har täckning, är osäkerheterna större på grund av få jordprover i regionen.
Jordartsfördelningen har endast beräknats för PLC7:s åkerareal. En större andel delavrinningsområdena med jordbruksareal, 16 %, har därför tilldelats läckageregionens jordartsfördelning i brist på data jämfört med PLC6 (9 %) eftersom SUBID:n som bara har betesareal också får läckageregionens jordartsfördelning med PLC7-metodik.
- **Jordbruksmarkens lutning:** Av SUBID:na med jordbruksareal har 11 % tilldelats läckageregionens medellutning. Främsta orsaken är att områdena endast har betesareal. För att undvika extrema

lutningar baserade på mycket liten areal har även områden med mycket liten åkerareal eller mycket få höjddatavärden tilldelats läckageregionens medellutning.

- **Jordbruksmarkens fosforhalt:** Baserat på mätningar i 5172 punkter (Djodjic och Orback, 2013). Av SUBID:na med jordbruksmark har 3 % tilldelats respektive läckageregions medelvärde i brist på data. Vid beräkning av bakgrundsbelastningen är motsvarande andel 9 %. 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 tillämpningar 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. (2019). Som möjliga mätdata för jämförelse med beräknade halter finns endast två mätplatser där all odling har upphört och därför har antagits kunna representera bakgrund. Man får istället basera bedömningen av beräkningsresultaten på modellens processbeskrivningar och de antaganden som gjorts om systemet i parameteriseringen. Detta måste beaktas vid värderingen av den antropogena belastningen.
- **Dagvatten**
 - **Beräknad belastning:** Rimlig storleksordning. Den antropogena delen av belastningen har större osäkerhet eftersom den beror av bakgrundsberäkningen som utgörs av den osäkra belastningen från öppen mark.
 - **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. Dagvattenreningen i kommunöverskridande tätorter har tilldelats reningen för tätortens till ytan största kommun (se Metod- och dataskillnader i bestämningar av diffusa källor).
 - **Årsmedelnederbörd och avrinningschabloner:** God överensstämmelse för främst nederbörden men även för avrinningschablonerna.
 - **Belastningsschabloner:** Medelbra underlag baserat på mätningar på tyytor. Vissa ytor, som vägytor, har bättre underlag än andra ej hårdgjorda ytor såsom trädgårdar och parkmarker.
 - **Markanvändningsdata:** Baseras på gamla satellitbilder (SMD, referensår 2000) med låg geografisk upplösning (25*25 m pixel och minsta karteringsenhet 1 hektar), vilket skapar stora osäkerhet främst i föränderliga storstadsmiljöer.
- **Små avloppsanläggningar**

- **Beräknad belastning:** Mycket svårt att jämföra beräknad belastning med mätningar för främst de markbaserade anläggningarna. Retentionen från små avlopp beräknas likadant som för övriga diffusa källor, men kan troligtvis skilja sig mycket på anläggningsnivå.
- **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 främst markbaserade anläggningar är osäkra och just markbaserade anläggningarna är många till antalet. Reningsschablonerna för övriga anläggningstyper har högre tillförlitlighet, bäst för källsorterande system.
- **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 1994-2013, 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 den kan vara något underskattad. Det krävs dock mer studier av orsaken till variationerna för att fastställa en ny depositions mängd. Andelen torrdeposition av total deposition av fosfor till olika ytor, inklusive vattenytor, förefaller vara relativt stor. Nuvarande mätningar av våtdeposition inkluderar en del av denna torrdeposition, men sannolikt kan torrdepositionen till vattenytor vara avsevärt större (Karlsson och Phil Karlsson, 2018).
- **Internbelastning:** Den beräknade internbelastningen gäller endast 5 sjöar med nettointernbelastning i Egentliga Östersjöns avrinningsområde. Internbelastningen i sjöar har en liten betydelse för belastningen på havet, men kan ha en större påverkan lokalt. PLC7-projektet har undersökt möjligheterna att ta fram en enkel metod för att beräkna internbelastningen i sjöar. Det har dock inte visat sig vara möjligt på grund av brist på tillräcklig mängd mätdata.
- **KARV AB, Industrier (inkl. avfallsanläggningar samt energi) och Fiskodlingar:** Verksamheterna mäter och lägger själva in sina medelhalter. Data granskas och rättas när uppenbara felaktigheter upptäcks. Medelvärdet baseras på varierande antal mätningarna och eftersom variationerna troligen är stora finns det osäkerhet i inrapporterade data.
 - KARV 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-anläggningar:** 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):** Reglerade områden har en ökad osäkerhet då HYPE har en mycket enkel regleringsrutin. I väldigt små områden ökar osäkerheterna då mindre lokala regn får effekt på avrinningen men kan missas i modellens indata av nederbörd.
- **Retention:** Beräkningarna har utvärderats mot uppmätt halt och vattenflöde i mindre och större avrinningsområden, se även underlagsrapporterna för retention och avrinning Gustavsson m.fl. (2019). I mindre områden med få vattendrag och liten sjövolym är osäkerheter vad gäller retention större. Det är främst bristen på observationer i dessa områden som ger svårigheter att kvantifiera retention i mark. Lokalt finns det stora osäkerheter i beräkningen. En ökad upplösning ställer krav på möjligheterna att kvantifiera retentionen i olika delar av systemet. Huruvida retentionen antas ske i mark, grundvatten, lokala sjöar, vattendrag eller större sjöar kan ge upphov till osäkerheter då det inte finns tillräckligt med mätdata att utvärdera mot.

Referenser

- Andersson, A., Eriksson, J. & Mattson, L. 2000. Phosphorus accumulation in Swedish agricultural soils. Naturvårdsverket rapport 5110, Stockholm
- Andrist Rangel, Y., Redner, A., Fägerlind, K., Larsson, K., Mårtensson K., Johnsson, H. 2017. Utvärdering av införande av normgödsling samt effekten av uppdaterade näringshalter i stallgödsel - Omräkning av resultat från Gödselmedelsundersökningen 2007-2013 och av läckageberäkningar för 2013. SMED Rapport Nr 3 2017.
- Aronsson, H., Norberg, L., Blomberg, M, Torstensson, G., 2018. Utlakningsförsök med vintergrön mark 1993-2017. Ekohydrologi 151. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för mark och miljö, Uppsala.
- 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.
- Dacke, E. 2018. Markfuktighetsförhållanden och jordartsfördelningens påverkan på kväve- och fosforförluster från skog och sankmark. Examensarbete. Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU).
- Djodjic, 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.
- Djodjic, F. och Orback, C. 2013. Förbättrad karta över P-halt i jordbruksmark. SMED Rapport Nr 139 2013.
- Djodjic, F. och Widén-Nilsson, E. 2013. Översyn av beräkningen av bakgrundsförlust av fosfor. SMED Rapport Nr 138 2013.
- Ek, M., Junestedt C., Larsson C., Olshammar M. och Ericsson M. 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.
- Ejhed, H., Widén-Nilsson, E., Tengdelius Brunell, J., Hytteborn, J. 2016. Näringsbelastning på Östersjön och Västerhavet 2014. Sveriges underlag till Helcoms sjätte Pollution Load Compilation, Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:12.

- Ejhed H., Tengdelius Brunell, J., Widén-Nilsson, E., Hytteborn, J. 2018. PM metodbeskrivning av omräkning av PLC6-belastning på ny vattenförekomstindelning 2016 - Version PLC6.5
- Ekstrand, S., Eriksson, M., Olshammar, M., Mahlander, C., Lindgren, C. 2003. Slutrapport Beräkningsmetodik för mindre punktkällor. SMED Rapport Nr 17 2003.
- Eriksson, J., Andersson, A. och Andersson, R. 1997. Tillståndet i svensk åkermark. Naturvårdsverket rapport 4778.
- Eriksson, J., Mattsson, L. och Söderström, M. 2010. Tillståndet i svensk åkermark och gröda. Data från 2001-2007. Naturvårdsverket. Rapport 6349. Stockholm.
- ESDB (European Soil Database) 2018. <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/resource-type/european-soil-database-soil-properties>.
- 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).
- Huser, B., Löfgren, S., Markensten, H. 2016. Internbelastning av fosfor i svenska sjöar och kustområden - en kunskapsöversikt och förslag till åtgärder för vattenförvaltningen. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö, rapport 2016:6.
- Gustavsson, H., Tengdelius Brunell, J. och Temnerud, J. 2019. Avrinning och Retention till PLC7. SMED Rapport 2 2019.
- Johnsson, H., Mårtensson, K., Lindsjö, A., Persson, K., Andrist Rangel, Y., Blombäck, K. 2019. Läckage av näringsämnen från svensk åkermark. Beräkningar av normalläckage av kväve och fosfor för 2016. SMED Rapport Nr 5 2019.
- Jordbruksverket, 2017. Jordbruksmarkens användning 2016. Slutlig statistik. Statistiska meddelanden, JO 10 SM 1701.
- Jordbruksverket, 2019. Det här är block och blockareal, <http://www.jordbruksverket.se/27797.html>. (Hämtad 2019-02-23).

Jordbruksverket och SCB, 2016. Normskördar för skördeområden, län och riket 2016. Statistiska meddelanden, JO 15 SM 1601.

Lantmäteriet, 2013. Produktbeskrivning: GSD-Väggkartan, vektor. Datum: 2013-01-28. Dokumentversion: 3.8. 36 sidor.

Liu, J., Khalaf, R., Ulén, B., Bergkvist, G. 2013. Potential phosphorus release from catch crop shoots and roots after freezing-thawing. *Plant and Soil*. 371:1-2, 543-557, DOI 10.1007/s11104-013-1716-y.

Jutterström, S., Stadmark, J., Löfgren, S., Widén-Nilsson, E., Hellgren, S. 2019. Utvärdering av typhalter för skog och sankmark m.fl. markslag i PLC Periodical. Underlagsrapport till Pollution Load Compilation 7. SMED Rapport Nr 6 2019.

Karlsson P E och Pihl Karlsson G. 2018. Deposition av fosfor till Östersjön - Kunskapsläge och möjligheter till löpande mätningar. SMED Rapport Nr 18 2018.

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.

Liljeberg, M., Ejhed, H., Gustavsson, H., Johnsson, H., Tengdelius Brunell, J., Widén-Nilsson, E. 2013. Hantering av kopplingen mellan markanvändning och läckagekoefficienter och avrinning för PLC6. SMED Rapport 136 2013.

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.

Linefur, H., Norberg, L., Andersson, S. och Blomberg, M. 2018. Växtnäringsförluster från åkermark 2016/2017 - Årsredovisning för miljöövervakningsprogrammet Observationsfält på åkermark. *Ekohydrologi*; 156. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för mark och miljö, Uppsala.

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.

Löfgren, S. och Westling, 2002. Modell för att beräkna kväveförluster från växande skog och hyggen i Sydsverige. Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), institutionen för miljöanalys, rapport 2002:1.

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

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

Olshammar, M. 2018. Utsläpp från små avloppsanläggningar 2017. SMED-rapport 6, 2018.

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.

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. Krondroppsnetzets övervakning av luftföroreningar 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 Krondroppsnetzets 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.

SCB, 2015. Kväve- och fosforbalanser för jordbruksmark och jordbrukssektor 2013. Statistiska meddelanden, MI 40 SM 1501.

SCB, 2016. Tätorter 2015. Befolkning och arealer. Statistiska meddelanden. MI 38 SM 1601.

SCB, 2017a. Odlingsåtgärder i jordbruket 2016 Träda, slättervall, jordbearbetning, fånggrödor samt spridning av kalk på åkermark. Statistiska meddelanden, MI 30 SM 1703.

SCB, 2017b. Gödselmedel i jordbruket 2015/2016. Mineral- och stallgödsel till olika grödor samt hantering och lagring av stallgödsel. Statistiska meddelanden, MI 30 SM 1702.

Skogsstyrelsen, 2019. Skogsstyrelsens Skogsdataportal – beskrivning. 15 s. <https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/sjalvservice/karttjanster/skogsdataportalen/beskrivning-av-skogsstyrelsens-skogsdataportal.pdf> (Hämtad 2019-02-20).

SMHI, 2019a. Vattenwebb. <https://www.smhi.se/klimatdata/hydrologi/vattenwebb/ladda-ner-modelldata-hela-sverige-1.116165> (Hämtad 2019-04-17).

- SMHI, 2019b. Kalibrering och utvärdering av S-HYPE.
<https://www.smhi.se/klimatdata/hydrologi/vattenwebb/om-data-i-vattenwebb/kalibrering-och-utvardering-av-s-hype-1.26735> (Hämtad 2019-04-17).
- SMHI, 2019c Nationell utvärdering av S-HYPE.
<https://vattenwebb.smhi.se/modeldiff/> (Hämtad 2019-04-17).
- SMHI, 2019d. Hydrologiska grundnätet.
<https://www.smhi.se/professionella-tjanster/professionella-tjanster/vattenmiljo/hydrologiska-grundnatet-1.27699> (Hämtad 2019-04-17).
- Stormtac, 2018. Stormtac-databasen, ww.stormtac.com.
- Svanström, S. och Braun, H. 2013. Förbättrade koordinater för tillståndspliktiga anläggningar i svenska miljörapporteringsportalen. SMED rapport nr 119 2013
- Söderström, M. och Piikki, K. 2016. Digitala åkermarkskartan – detaljerad kartering av textur i åkermarkens matjord. Precisionsodling Sverige, Teknisk Rapport nr 37. Institutionen för mark och miljö, Skara. 21 s.
- 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.
- Tengdelius Brunell, J., Ejhed, H., Gustavsson, H., Hytteborn, J., Liljeberg, M., Stålnacke, J., Svanström, S., Widén-Nilsson, E. 2017. Analys av förändrad områdesindelning - Konsekvenser av ändrad områdesindelning för beräkning och resultatpresentation till PLC7. SMED Rapport Nr 5 2017.
- Westman, Y., Olsson, H., Pettersson, O., Wingqvist, E-M., Björkert, D. 2016. Arbete med SVAR version 2016, Svenskt Vattenarkiv, en databas vid SMHI, SMHI 2017-11-27
https://www.smhi.se/polopoly_fs/1.130023!/SVAR_Rapport_2016.pdf.
- Westman, Y. 2017. Leveransbeskrivning Aro_y_2016_3, SMHI Basverksamheten, Information och Statistik, Vatteninformation, 2017-09-12,
https://www.smhi.se/polopoly_fs/1.126763!/Leveransbeskrivning_Aro_y_2016_3.pdf.
- Widén-Nilsson, E. och Westerberg I. 2013. Osäkerhetsanalys av kvävenettobelastning (PLC5). SMED rapport Nr 112 2013.

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, E., Djodjic, F., Hellgren, S., Hellsten, S., Olshammar, M., Sandström, S., Tengdelius Brunell, J. 2019. Kartdata till PLC7. Underlagsrapport till Pollution Load Compilation 7 rörande markanvändning, vattenförekomstområden, regionindelning, jordbruksmarkens jordart, lutning och fosforhalt samt medelvärdesberäkningar. SMED Rapport Nr 7 2019

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.

Appendix 1

Skillnader mellan metodik och indata i PLC7 jämfört med PLC6.

Indata	Metodik/mätdata PLC7 referensår 2017	Metodik/mätdata PLC6 referensår 2014
Minsta beräkningsenhet i TBV	SUBID konstruerade från SVAR 2016_3, ca 39 600 st	Vattenförekomstområden konstruerade från SVAR 2012, ca 23 100 st.
Normaliseringsperiod	1997-2016 Till HELCOM görs en omberäkning med 2017 års avrinning och atmosfärisk deposition samt en omskalning av källfördelningen för att matcha 2017 års flodmynningsbelastning.	1994-2013 Till HELCOM görs en omberäkning med 2014 års avrinning och en omskalning av källfördelningen för att matcha 2014 års flodmynningsbelastning.
Markanvändning geografiska data:		
Hydrologisk indelning	6 havsbassänger HELCOM 119 huvudavrinningsområden 113 kilar mellan avrinningsområden 1 062 Redovisningsområden 24 453 vattenförekomstområden 39 634 SUBID-områden (SVAR 2016_3)	6 havsbassänger HELCOM 119 huvudavrinningsområden 113 kilar mellan avrinningsområden 1 062 Redovisningsområden Ca 23 100 vattenförekomstområden Ca 39 000 SUBID (SVAR 2012_2)
Läckageregioner	22 st; gränserna anpassade till SUBID-indelningen	22 st, gränserna anpassade till vattenförekomstindelningen
Regionsindelning skog och öppen mark	5 st för skog, 6 st för öppen mark, gränserna anpassade till SUBID-indelningen	5 st för skog, 6 st för öppen mark, gränserna anpassade till vattenförekomstindelningen
Jordbruksareal	2017 års jordbruksblock i kombination med 2016 års jordbruksblock och 2016 års stödsökta grödor. 16 grödor (inklusive extensiv vall).	2014 års jordbruksblock i kombination med 2013 års jordbruksblock och 2013 års stödsökta grödor. 16 grödor (inklusive extensiv vall).
Hyggen	Hyggesarealer för 2011-2015 i södra Sverige (Sv, So) och 2006-2015 i norra Sverige (Mv, Mo, No)	Hyggesarealer för 2008-2012 i södra Sverige (Sv, So) och 2003-2012 i norra Sverige (Mv, Mo, No)
Tätorter	SCB:s tätortskarta (år 2015). Metodikförändringar i tätortskartan	SCB:s tätortskarta (år 2010).
Norge och Finland	Corine Land Cover version CLC 2012 v.18.5.1	Corine Land Cover version CLC2006 v 17
Jordbruksmarkens jordarter	Digitala åkermarkskartan, där den finns och jordartskartan för PLC6 för övrigt. Jordartsfördelningen för SUBID och läckageregioner framtagen för åkermarkens areal enligt PLC7 (i huvudsak 2017 års jordbruksblock)	Jordartskartan enligt PLC6. Jordartsfördelningen för vattenförekomstområdena framtagen för jordbruksmarkens areal.
Jordbruksmarkens lutning	Kontinuerliga värden beräknade baserat på 2 m-höjddata (bättre täckning i PLC7) för alla åkermarksblock i SUBID:t. Områden med mycket liten åkerareal eller få höjddatavärden tilldelas höjddatavärden för läckageregionens medellutning.	Kontinuerliga värden beräknade baserat på 2 m-höjddata för alla åkermarksblock i vattenförekomstområdet. Områden med mycket liten åkerareal eller få höjddatavärden korrigeras ej.
Läckagedata:		
Öppen mark P	0,024 mg/l (anpassning till jordbruksmarkens beräknade bakgrundsläckage)	0,026 mg/l (anpassning till jordbruksmarkens beräknade bakgrundsläckage)
Jordbruk, både N och P	NLeCCS version PLC7 Målavrinning 1997-2016 beräknad med S-HYPE. Beräkningsperiod 1986-2015 Meteorologiska tidsserier uppdaterade	NLeCCS version PLC6 Målavrinning 1994-2013 beräknad med S-HYPE Beräkningsperiod 1984-2013 Jordartskartan enligt PLC6

	Jordartskarta: Digitala åkermarkskartan kombinerat med jordartskartan enligt PLC6 Ny gröda trindsäd Justering av trädans förekomst i grödkombinationen Gödsling, normskörd, odlingsåtgärder, kvävefixering, grödarealer, arealer skyddszon och fånggröda år 2016	Gödsling, normskörd, odlingsåtgärder, kvävefixering, grödarealer, arealer skyddszon och fånggröda år 2013
Jordbruk N	SOILNDB version Soilndb_cli_4.5.0 Justerad regional anpassning av kvoten simulerad skörd – målskörd. Justering av vallbrotteffekten på den efterföljande grödan	SOILNDB version Soilndb_cli_4.4.0
Jordbruk P	ICECREAMDB version 2.5.0 (ICECREAM version 3.2.1) (ICECREAM 3.2.1) Dynamisk funktion för växtens vissning tillagd i ICECREAM. Data för gödsling inhämtades från samma regionala nivå. Stallgödselgivan tillförs till både yta och marklager 2. Vidareutvecklad parameterisering och kalibrering. Antagande om balans i markens organiska pool Regionalisering av biomassatillväxten med koppling till regionernas klimat	ICECREAMDB version 2.0_Beta_19 (ICECREAM 3.1.19)
Övriga diffusa källor		
Deposition	För jordbruksmark för perioden 2002-2012 och för vatten för åren 1994-2013. Deposition på jordbruksmark korrigerad jämfört med PLC6.	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.
Dagvatten	Schablonhalter från StormTac 2018, viktad för kväve med deposition. Kommunenkät om dagvattenrening hela Sverige 2014, kompletterad 2018. Tätortsgräns enligt ovan. Nederbörd medelvärde 1997-2016	Schablonhalter från StormTac 2014-01-22, viktad med deposition. Kommunenkät om dagvattenrening hela Sverige 2014. Tätortsgräns enligt ovan. Nederbörd 1994-2013.
Små avlopp	Fastighetstaxeringen 2017 (SCB) Kommunenkät från 2015, kompletterad 2017.	Fastighetstaxeringen 2014 (SCB)
Internbelastning	För mer information se Gustavsson m.fl. (2019)	För mer information se Tengdelius Brunell m.fl. (2016)
Kommunala avloppsreningsverk (KARV) och industrier		
KARV AB	Data från SMP år 2017. Uppdatering av anläggningarnas klassning för inland/kust.	Data från SMP år 2014. Utsläppskoordinaterna har granskats (Svanström och Braun, 2013).
KARV C	Uppdaterade uppgifter om existens, reningsteknik och storlek enligt Länsstyrelsernas granskning av PLC6-data under 2018. Uppdatering av anläggningarnas klassning för inland/kust.	Uppdaterade uppgifter om existens, reningsteknik och storlek enligt enkätstudier (Brånvall och Svanström, 2010 samt Olshammar m.fl., 2015b). Fosforschablonen har valts lägre än till PLC5 med hänsyn till den förändrade användningen av tvättmedel. Utsläppskoordinaterna har granskats (Svanström och Braun, 2013).
Industrier	Data från SMP år 2017. Uppdatering av anläggningarnas klassning för inland/kust.	Data från SMP år 2014. Utsläppskoordinaterna har granskats (Svanström och Braun, 2013).
Fiskodlingar	Data från SMP år 2017. Uppdatering av anläggningarnas klassning för inland/kust.	Data från SMP år 2014. Utsläppskoordinaterna har granskats (Svanström och Braun, 2013).
Avrinning		

Avrinning	S-HYPE version 2016_1_0_0 1997-2016 till den denna rapport och för år 2017 till HELCOM	S-HYPE version 2012_1_2_1 vars avrinning aggregeras till vattenförekomstområden för 1994-2013 till den svenska rapporten och för år 2014 till HELCOM
Retention		
Retention	SMED-HYPE, (HYPE version 5.5.0), modelluppsättning SMED-HYPE. Retentionen beräknas för ca 36 000 SUBID	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
Lokal retention	Nytt för PLC7	Fanns ej
Mätdata	1094 mätstationer använda för kalibrering av halter i vattendrag	700 mätstationer använda för kalibrering av halter i vattendrag.

Appendix 2

PM: Beräkning av utsläpp från små avloppsanläggningar med SMED-metodik

Författare: Hanna Gustavsson, SMHI och Mikael Olshammar, IVL

Bakgrund

Helcom, Helsingforskommissionen, arbetar med konventionen om skydd av havsmiljön i Östersjöområdet. Konventionen har sedan inrättandet 1974 arbetat med att minska mängden näringsämnen till havet. Genom samordnad övervakning har Helcom samlat information om belastning och källor för näringsämnesbelastning i Östersjön. Inom ramen för Helcom PLC-periodical (Pollution Load Compilation) sammanställer SMED, Svensk miljöemissionsdata, sedan början av 2000-talet emissionsdata (totalkväve, N-tot och totalfosfor, P-tot) från olika diffusa källor och punktkällor och beräknar dess bidrag till kustvatten. Bland de diffusa källorna kvantifierar SMED mängden utsläpp från små avloppsanläggningar till havet baserat på; antal boende, avloppsanläggningarnas reningsteknik och retentionen d.v.s. den mängd kväve och fosfor som reduceras/fastläggs från källa till hav (Hansson m.fl., 2019). Även andra ämnen släpps ut från små avloppsanläggningar som t.ex. smittämnen, läkemedelsrester och organiskt material. Dessa ämnen kan påverka människors hälsa och miljön. Det ingår dock inte i SMED:s uppdrag att beräkna dessa utsläpp.

Bruttobelastningen är den mängd föroreningar som släpps ut från avloppsanläggningen. En del anläggningar släpper ut det renade avloppsvattnet direkt till vattendrag medan det i andra fall infiltreras i mark. Genom naturliga processer i mark, grundvatten, vattendrag och sjöar reduceras föroreningarna i olika grad innan de når havet. Mängden som når havet kallas nettobelastning. Andelen föroreningar som reduceras/fastläggs mellan avloppsanläggningarna och havet är svår att kvantifiera genom mätningar. I stället använder SMED modeller, vilka ger en förenklad beskrivning av verkligheten. Mätningar i vattendrag och sjöar används för att kalibrera och verifiera modellernas förmåga att uppskatta koncentrationer och retentionen mellan källor och hav.

Under 2009 genomförde SMED ett projekt för att utvärdera och förbättra beräkningsmetodiken för markretention av fosfor från små avloppsanläggningar (Olshammar, 2009). Projektet kom till slutsatsen att osäkerheterna att kvantifiera markretentionen mellan reningsanläggningarna och närmaste vattendrag var stora. I det undersökta området var den uppmätta fosforbelastningen på vattendraget ungefär hälften av den teoretiskt beräknade utgående belastningen från avloppsanläggningarna. Osäkerheten ligger dock inte bara i retentionen utan också i att uppskatta belastningen på och utsläppen från infiltrationsanläggningarna. Projektet hade information om hur många

personer som bodde i varje hus, men inte kunskap om vilken hemmavaro de hade under mätningarna. Vi hade heller inte tillgång till några mätningar från anläggningarna.

Även om vi hade haft fullständig information om persondagrar och hemmavaro per fastighet samt mätningar från anläggningarna så hade vi sannolikt inte fått samma resultat om studien genomförts i ett annat område, eftersom retentionen är beroende av faktorer som jordart, topografi och växtlighet.

Utifrån projektresultaten och tillgängliga data såg SMED då ingen möjlighet att nationellt skala upp en modifierad beräkningsmetodik inkluderande markretention. Därför har SMED behållit en beräkningsmetodik som kvantifierar de utgående mängderna av kväve och fosfor från de små avloppsanläggningarna (bruttobelastning) genom en kombination av nyttjandegrad och reningsteknik. Retention av fosfor beräknas sedan i modellen under transporten från närmaste vattendrag och ut till havet, men dessa beräkningar tar alltså inte hänsyn till eventuell markretention.

I skrivande stund genomför Formas (det svenska forskningsrådet för miljö, areella näringar och samhällsbyggande) en systematisk översikt kring markretention av fosfor från små avloppsanläggningar, för att öka kunskapen om retentionens betydelse. Projektet förväntas vara klart i slutet av 2020.

Modellberäkningar av utsläpp från små avlopp

Små avlopp definieras, från och med PLC6 (2014), som avloppsanläggningar dimensionerade för upp till och med 200 personekvivalenter (pe). I PLC5 (2006) omfattades enbart anläggningar upp till 25 pe. En personekvivalent motsvarar den mängd syreförbrukande organiskt material i vattnet (BOD) som en person avger schablonmässigt på ett dygn (70 g BOD₇/pe, d).

Enligt SMEDs nuvarande metodik belastar små avlopp kustnära områden med ca 200 ton fosfor per år. När det gäller belastningen av kväve och fosfor som når haven skiljer man på belastningen av mänsklig (antropogen) påverkan och belastningen som skulle ha skett oavsett mänsklig påverkan (bakgrund). Belastningen från små avloppsanläggningar inkluderas i den antropogena belastningen till havet och utgör ca 13 % av den totala antropogena nettobelastningen för fosfor från hela landet. Skillnader i belastning från små avlopp varierar regionalt till följd av att vissa områden bidrar mer än andra. Den totala nettobelastningen av fosfor som når havet från alla källor är 1 580 ton/år.

Den totala mängden utsläpp av fosfor och kväve från små avlopp, baserade på beräkningen ovan, det SMED kallar bruttobelastningen, gäller för det som släpps ut från avloppsanläggningen. Det representeras av den röda streckade pilens start i Figur 2.

Tabell 29. Belastning (kg/år) från små avlopp, från källan (brutto) och till havet (netto), från PLC5, PLC6 och PLC7. Siffrorna är avrundande.

	Fosfor (kg/år)		
	Brutto (från källan)	Netto (till havet)	Retention från källa till hav.
PLC7	302 503	203 110	32,9 %
PLC6	295 297	197 364	33,2 %
PLC5	244 235	167 370	31,5 %

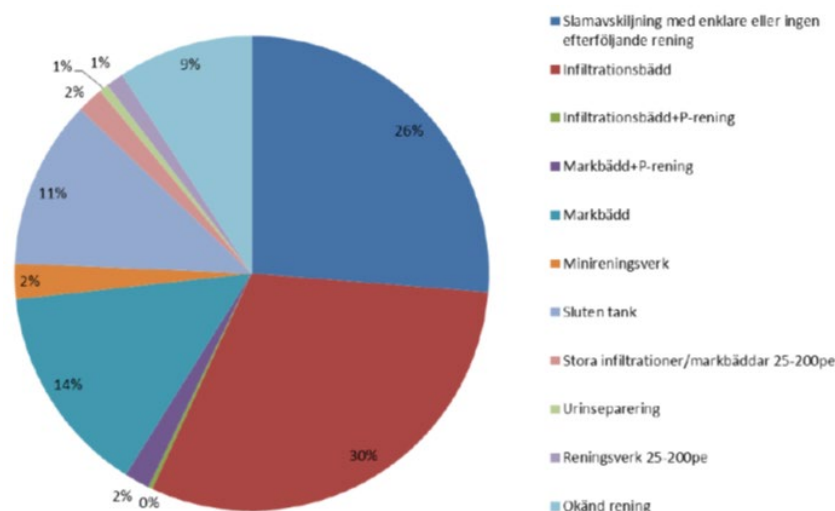
Enligt modellen som används fastläggs eller fördröjs 31–33 % (nationellt) av fosforutsläppen från små avloppsanläggningar på vägen ner mot havet. Tabell 1 visar beräknad belastning från små avlopp från PLC5 till PLC7. Ökningen från PLC5 till PLC6 beror främst på att kategorin små avlopp ändrades från att omfatta anläggningar upp till 25 pe (PLC5) även omfatta större anläggningar upp till 200 pe (PLC6).

De utgående mängderna av kväve och fosfor från de små avloppsanläggningarna beräknas genom en kombination av nyttjandegrad och installerad reningsteknik. Nyttjandegrad (persondagar/år) per fastighet baseras på fastighetstaxeringen för permanentboende och utifrån en brukarenkät för fritidshus (Olshammar m.fl., 2015a). För permanentboende antas hemmavaron vara 65 % (Naturvårdsverket, 1995).

Reningsteknik och reningsschabloner

Mellan PLC6 (rapporteringsår 2014) och PLC7 (rapporteringsår 2017) genomförde SMED en undersökning för att uppdatera uppgifter om små avloppsanläggningar (Olshammar m.fl., 2015a). Den webbenkät som skickades ut till samtliga Sveriges kommuner, i maj 2015, ökade tidigare svarsfrekvens från 137 kommuner (2010) till 245 kommuner. Samma webbenkät användes vid en kompletterande telefonintervjustudie hösten 2017 (Olshammar, 2018). Totalt har 93 % av Sveriges kommuner svarat på enkäten.

I enkäten svarade kommunerna på frågan om antalet fastigheter med små avloppsanläggningar med vattentolett ansluten och anläggningar med enbart BDT-avloppsvatten (bad, disk och tvätt) inom kommunen. För anläggningar med vattentolett efterfrågades även reningstekniken för anläggningarna. Hela 84 % av kommunerna skickade in kompletta svar, en klar förbättring jämfört med tidigare underlag, se reningsteknikfördelning i Figur 37.



Figur 37. Reningsteknikfördelning för små avlopp i Sverige (upp till 200 pe).

Mellan PLC6 (2014) och PLC7 (2017) har SMED även uppdaterat reningsschablonerna (reduktionsgraden) för avskiljning BOD₇ (Biochemical Oxygen Demand - ett mått på hur mycket lösligt syre som behövs för mikroorganismer att bryta ned organiskt material i vatten under sju dygn), N-tot och P-tot i olika typer av avloppsanläggningar (Olshammar m.fl., 2015a) (Tabell 5). För några anläggningstyper har reningsschablonerna justerats ned något för fosfor. Studier visar nämligen att fällningskemikalier som bidrar till avskiljning av fosfor inte fylls på och att fosforfilter inte byts som de ska, vilket leder till sämre avskiljning än vad anläggningarna har kapacitet för.

Tabell 2. 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
Infiltrationer/markbäddar	90±5	25±10	50±30
Infiltrationer/markbäddar + P-rening	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 övre grundvattenytan i markbaserade anläggningar. Siffrorna avser genomsnittlig avskiljning under anläggningens livstid och intervallet anger en genomsnittlig variation.

Antal avloppsanläggningar och persondagar

Även uppskattningen av antalet avloppsanläggningar och persondagar har stor betydelse för beräkningarna. Antalet fastigheter med små avloppsanläggningar med toalettavlopp påkopplat, vilket de kommuner som svarat angett är 665 968 st. Denna siffra är nära det antal på 697 207 st som SCB tagit fram ur fastighetstaxeringen för 2017. Då har några kommuner (ca 45) inte rapporterat in sina avlopp. Dessa kommuner, flertalet i Norrlands inland med få invånare, förväntas dock inte ha så många avlopp och ligger inte i belastningskänsliga områden. SMED har i sina beräkningar använt uppgifterna från SCB.

SCB-statistiken visar att antalet fastigheter med små avloppsanläggningar i Sverige ökat med 6 283 st år 2014–2017.

SCB har även tagit fram antalet persondagar som de små avloppsanläggningarna med permanentboende används. Det är utifrån dessa uppgifter och nyttjandet av fritidsfastigheter med små avloppsanläggningar som bruttobelastningen har beräknats. Schablonhalter för inkommande avloppsvatten till små avloppsanläggningar har använts enligt Ek m.fl. (2011), se Tabell 3 nedan.

Tabell 3. Schabloner för belastning per person och dygn inkommande till små avloppsanläggningar (Ek m.fl., 2011).

	WC och BDT-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 [l/p·d]	170	120
BOD ₇ [mg/l]	380	220
N-tot [mg/l]	81	10
P-tot [mg/l]	10	1,3

Beräkning av retention för diffusa källor (ex. små avlopp) och större punktkällor

Närsalter följer med vatten genom mark mot vattendrag och sjöar från olika markanvändningar, som jordbruk eller skog och från små avlopp. Enligt SMEDs metodik klassas allt markläckage, även utsläpp från små avloppsanläggningar, som diffusa källor i och med att de i metodiken inte har en specifik utsläppspunkt. I Figur 2 visas ett exempel enligt SMEDs metodik genom en schematisk bild över hur läckaget rinner från diffusa källor.

Modellen (SMED-HYPE) beräknar hur mycket av näringsämnena som tas upp, fastnar eller fördröjs på vägen till vattendragen genom processer i mindre vattendrag och sjöar samt större vattendrag och sjöar. Hur mycket av näringsämnena som når vattendraget beror, förutom retentionen i vatten, också på hur stor markretentionen är.

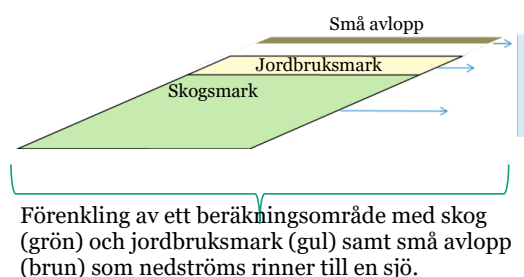
SMED-HYPE beskriver i nuläget sedimentation och fastläggning i mindre diken och ytvatten och simulerar inte direkt markretention. Detta stämmer dock bara delvis. En viss del av den fastläggning som i naturen sker i marken, inkluderas rent beräkningstekniskt i retentionen inom områdets mindre diken, vattendrag och sjöar men SMED har alltså inte inkluderat en schablonretention för kväve- och fosforförluster eller fördröjningar i mark. Under årens lopp har SMED undersökt möjligheterna för att kvantifiera fastläggningen från anläggning till ytvatten, men inte hittat någon tillräckligt tillförlitlig generell metod. För implementering på lokal nivå skulle en sådan metod också kräva platsspecifika data som de små avloppens position och anläggningsspecifik reningsteknik. SMED har i nuläget inte heller tillgång till dessa uppgifter.

Läckaget från infiltrationsanläggningen (röd streckad pil) i Figur 2, infiltrerar i markprofilen och rinner vidare via grundvatten till mindre sjöar och eller vattendrag. Där tillkommer läckage från exempelvis jordbruk (blå pilar i figuren). De båda läckagen följer tillsammans vattnets väg via vattendrag och sjöar vidare mot kusten. Näringsämnen transporteras alltså i viss mån genom marken och i dräneringsrör (vilket inte syns i figuren). Studier över hur stor andel av fosfor från små avlopp som fastläggs eller fördröjs under vägen, främst i mark, eller hur länge fosfor fördröjs eller fastläggs har hittills inte varit tillräckligt tillförlitliga. Därför har SMED inte kunnat inkludera dessa processer explicit i modellen. Markretentionen finns inte med i modellen eftersom tillförlitlig metod och data för att beräkna den saknas. Däremot beräknas retentionen i vattendragen innan de rinner ut i havet där beräknade halter valideras och kalibreras mot uppmätta.



Figur 38. Schematisk bild över hur utsläpp från diffusa källor som små avloppsanläggningar och jordbruk rinner genom mark till vattendrag och sjöar. För en del anläggningstyper passerar inte avloppsvattnet mark, utan utsläppet sker till vattendrag direkt. Modellen beräknar hur mycket av näringsämnena som fastnar eller fördröjs på genom processer i mindre vattendrag och sjöar samt större vattendrag och sjöar.

Retentionen som används för PLC-periodical beräknas med hjälp av en semidistribuerad, nationellt uppsatt vattenkvalitetsmodell, SMED-HYPE, se Figur 3. Att den är semidistribuerad innebär att Sveriges yta delas in i en mängd olika beräkningsytor med en areal fördelad på olika markanvändningar. Modellen tar inte hänsyn till hur markanvändningarna och källorna förhåller sig till varandra geografiskt. Det innebär att metodiken i sin nuvarande form inte tar hänsyn till om små avloppsanläggningar ligger nära eller långt ifrån vattendrag, utan betraktar all belastning från diffusa källor på samma sätt eftersom det i nuläget saknas uppgifter om koordinater för alla små avloppsanläggningar. Metodiken i dess nuvarande skepnad beskriver som nämnts ovan heller inga processer som sker i markprofilen.



Förenkling av ett beräkningsområde med skog (grön) och jordbruksmark (gul) samt små avlopp (brun) som nedströms rinner till en sjö.

Figur 39. Schematisk bild över hur en semidistribuerad modell delar in markanvändningen i beräkningsytor med olika markanvändningar.

Vid rapportering till Helcom beräknas varje avrinningsområdes totala belastning (bruttobelastningen) utifrån ett specifikt markläckage tillsammans med en avrinning. Detta aggregeras till en schablonuppskattad belastning från små avlopp och en rapporterad belastning från större punktkällor. Hur stor andel som till slut når havet beräknas av vattenkvalitetsmodellen SMED-HYPE. Den totala koncentrationen av näringsämnen som följer med vattnet beräknas utifrån specifik avrinning och vattenföring i vattendrag. Modellen beräknar koncentrationer av läckage från alla markanvändningar och källor (förutom internbelastning av fosfor). Alla källor slås sedan ihop vartefter de tillkommer i systemet. Modellens beräknade koncentrationer utvärderas sedan i vattendrag i de områden där det finns mätningar, allt från mindre områden utan sjöar till större områden.

I brist på mätningar efter utsläpp från små avloppsanläggningar fram till vattendragen sker ingen beräkning av markretention i modellen. I den mån utvärderingar mot uppmätta koncentrationer visar att markretention sker i verkligheten, med lägre koncentrationer i vattendragen som följd, antar modellen att förlusten ligger i diken och mindre vattendrag. Det är naturligtvis en kraftig förenkling, eftersom utsläpp i verkligheten antingen passerar diken eller markprofil. I den metodik SMED använder placeras alltså den retention som i verkligheten sker i marken i beräkningsboxen för mindre diken, åfåror, mindre sjöar samt i större sjöar och vattendrag.

Retentionen beror på en kombination av bl.a. klimatförhållanden och belastning och varierar över tid till följd av skillnader i utsläpp mellan olika år samt skillnader i nederbörd och temperatur

Från små avlopp når de belastande näringsämnena antingen direkt ett mindre vattendrag eller marken, och därifrån sker processer i mark, grundvatten, vattendrag och sjöar. Ca 50 % av de små avloppen är s.k. markbaserade anläggningar (infiltrationsanläggningar och markbäddar) från vilka avloppsvattnet infiltrerar genom en omättad zon i marken, ner till den mättade zonen, grundvattnet, och vidare till diken, vattendrag och sjöar. Belastningen på recipienterna från små markbaserade avlopp har stor lokal variation beroende på anläggningarnas placering och utformning.

Osäkerhet och variation

I den nationella modell som används inom PLC görs en del generaliseringar och antaganden. Beräkningarna kan därför få stora osäkerheter då de nyttjas på den finaste skalan (lokalt) då antaganden har gjorts på ett sådant sätt att osäkerheterna tar ut varandra på den större skalan. PLC-data måste därmed användas med stor försiktighet på den lokala skalan.

Som nämnt ovan innehåller modellerna som används inom PLC en del generaliseringar och antaganden som gör att beräkningarna innebär osäkerheter om de nyttjas på en lokal skala. Den osäkerhet som diskuteras är framförallt de antaganden kring reduktionsschabloner för kväve- och fosforförluster (i anläggningarna) och fördröjningar i mark som inte inkluderas i SMEDs metodik. På den större skalan gör antaganden att osäkerheterna tar ut varandra. SMED har under årens lopp undersökt möjligheterna för att kvantifiera fastläggningen från anläggning till ytvatten, men inte funnit någon tillförlitlig generell metod. Däremot finns det stor kvalitativ kunskap om vilka

faktorer som är viktiga. Hur mycket fosfor som fastläggs och fördröjs varierar dock mellan olika anläggningar och är beroende på en mängd olika faktorer som anläggningens placering, närhet till vatten, topografi, jordart samt markens innehåll av järn, aluminium och kalcium för att nämna några.

Hur kan dessa förenklingar tänkas slå på den lokala skalan? I ett hypotetiskt fall antar vi att en större del av utsläppen från små avlopp, jämfört med andra diffusa källor exempelvis läckage från jordbruksmark, binds till partiklar i marken och fördröjs eller tas upp i växtlighet, än vad modellen visar. Det kan leda till att de näringsämnen som syns i observationer (mätningar) i mindre och större vattendrag i ett sådant område främst kommer från jordbruksmark. Om man i det tänkta fallet räknar ut summan av bägge dessa bidrag (belastning från små avlopp och jordbruk som den röda plus de blå pilarna i Figur 2) till vattendragen, borde utsläppet via infiltrationsanläggningen vara mindre än vad som antagits i modellen och markläckaget från jordbruk stå för en större andel. Om så är fallet leder det till att fosforbidraget från små avloppsanläggningar riskerar att överskattas (Olshammar m.fl., 2015a).

Fosfor i marken frigörs på längre sikt

När vi modellerar främst markretentionen av fosfor är det viktigt att väga in tidskalan. Fosfor som byggs in i biomassa frigörs igen vid mineralisering om denna inte skördas och transporteras iväg. Inbindning av fosfor i mark beror på markkemiska processer där tillgången på syre är en viktig faktor. Även vilka fosforkoncentrationer som finns i grundvattnet och i vilken form fosfor förekommer är faktorer som har betydelse för inbindning. Marken kan till en del ses som ett utjämnande system. Även om en markbaserad avloppsanläggning upphör att användas, kommer delvis reversibla reaktioner bidra till att fosfor läcker till vattenmiljön.

De forskningsstudier som SMED tagit del av, eller själva genomfört rörande markretention av fosfor från markbaserade avloppsanläggningar, visar att det råder enighet om att fosfor binds betydligt bättre i den omättade syresatta zonen ovan grundvattenytan än i den mättade zonen under grundvattenytan. Det råder dock oenighet och stor osäkerhet kring vilken långsiktig fastläggning som sker i de olika zonerna (Olshammar m.fl., 2015a).

För att en infiltrationsanläggning ska fungera tillfredsställande ska avståndet mellan infiltrationsytan och övre grundvattenytan vara minst 1 meter under större delen av året och ytbelastningen mindre än $100 \text{ l/m}^2 \times \text{d}$ (Naturvårdsverkets allmänna råd 87:6). Dessa förutsättningar varierar dock i verkligheten pga. felaktiga placeringar utan tillräckligt skyddsavstånd till grundvattnet, undermåliga installationer och driftproblem som igensatta spridarledningar.

Ett tankeexperiment för inkluderad markretention

Tabell 24 visar ett räkneexempel över hur andra antaganden skulle kunna påverka beräknad antropogen belastning av fosfor. I tabellens övre del visas resultaten som tagits fram med gällande metodik.

I räkneexemplet antas hälften av de små avloppsanläggningarna ha markbaserad rening och resterande hälften ha direktutsläpp till dike. För de markbaserade anläggningarna adderas en teoretisk antagen markretention av

fosfor på 20 %, utöver den retention som redan är medräknad i vattendraget. Det innebär alltså att den belastning som når vattendraget minskar med 20%. Resterande anläggningar som har utsläpp till dike har ingen tillkommande retention utan samma som tidigare. Införande av 20% markretention för hälften av anläggningarna och bibehållen metodik för hälften leder till en total minskning på 30 ton på havet nationellt.

Det innebär att den totala bruttobelastningen från små avlopp nationellt sett blir 270 ton (Tabell 4, nedre del av tabellen). Med samma retention som tidigare blir nettoutsläppet för små avlopp till havet 180 ton i stället för 200 ton. Det gör att den totala antropogena belastningen till havet för små avlopp minskas från 13% till 12% av den totala nationella belastningen.

Tabell 30. Antropogen bruttobelastning av fosfor (ton/år) avrundat till närmaste 10-tal ton. Brutto- och netto förändrad innebär en ökad *teoretisk* markretention på 20 % i hälften av alla anläggningar. Avser år 2017, flödesnormaliserat 1997–2016.

	Brutto	Netto	Retention (%)	Brutto förändrad	Netto förändrad	Retention (%)
Jordbruk	1 170	710	39	1 170	710	39
Hygge	20*	20*	0	20	20	0
Dagvatten	190	140	26	190	140	26
Små avlopp	300	200	33	270	180	33
Interna källor	40	30	25	40	30	25
KARV	270	230	15	270	230	15
Industri	240	210	13	240	210	13
Fisk-odlingar	60	40	33	60	40	33
Summa Antropogen	2 290	1 580	31	2 260	1 560	31

* Till följd av avrundningen av siffrorna syns inte skillnaden mellan brutto- och nettobelastning för Hyggen

Slutsats

Inför nästa rapportering till Helcom Periodical kommer SMED att kunna ta del av bl.a. resultaten från Formas systematiska översikt av markretentionens betydelse för fosforläckaget. Med mer tillförlitliga studier kan SMED utvärdera möjligheterna att förbättra metodiken avseende markretention, vilket kan leda till att källfördelningen av fosforläckage på havet förändras. Till dess att studier finns tillgängliga och har utvärderats bibehålls samma metodik som används tidigare. Osäkerheterna i belastningsberäkningarna för små avlopp beror dock bara till en del på osäkerheter i reningseffektivitet och markretention utan också i hur stor belastning de olika anläggningarna egentligen har och inom detta område tror SMED det är lättare att förbättra underlaget via nya studier som kommer föreslås innan nästa rapportering.

Referenser

Ek, M., Junestedt C., Larsson C., Olshammar M. och Ericsson M., 2011. Teknikenkät – enskilda avlopp 2009. SMED Rapport Nr 44.

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

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

Naturvårdsverkets 2003. Små avloppsanläggningar - Hushållspillvatten från högst 5 hushåll.

Olshammar, M., Persson, T., Oneill, C. och Djordjic, F., 2009, Förbättrad beräkningsmetodik för retention av fosfor från enskilda avlopp, SMED-rapport 28

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. Utsläpp från små avloppsanläggningar 2017. SMED-Rapport 6 2018.

Formas: <https://formas.se/analys-och-resultat/rapporter/2019-05-03-systematisk-oversikt-om-markretention-av-fosfor-fran-enskilda-avlopp.html>

Appendix 3

PM för avvikelseanalys för PLC7

Författare: Författare: Ida Westerberg och Magnus Rahmberg, IVL, Hanna Gustavsson, SMHI

Introduktion

Detta PM presenterar en statistisk analys av avvikelserna mellan beräknad och modellerad avrinning från S-HYPE, samt beräknad och modellerad näringsämneskoncentration från SMED-HYPE. I analysen undersöks avvikelsernas storlek, deras fördelning över landet samt en statistisk analys av om ingående data (t.ex. markanvändning, regleringsgrad, o.s.v.) kan förklara varför det är större/mindre avvikelser i vissa områden. De ingående data och den statistiska metoden beskrivs båda under avsnittet Statistisk avvikelseanalys nedan.

Notera att den avrinning som vi analyserar här är den totala avrinningen för hela uppströmsområdet, medan den avrinning som används i TBV är den lokala avrinningen. Den lokala avrinningen är dock inte möjlig att utvärdera i större omfattning eftersom mycket få vattenföringsstationer har så små tillrinningsområden att de är representativa för den skala för vilken den lokala avrinningen beräknas.

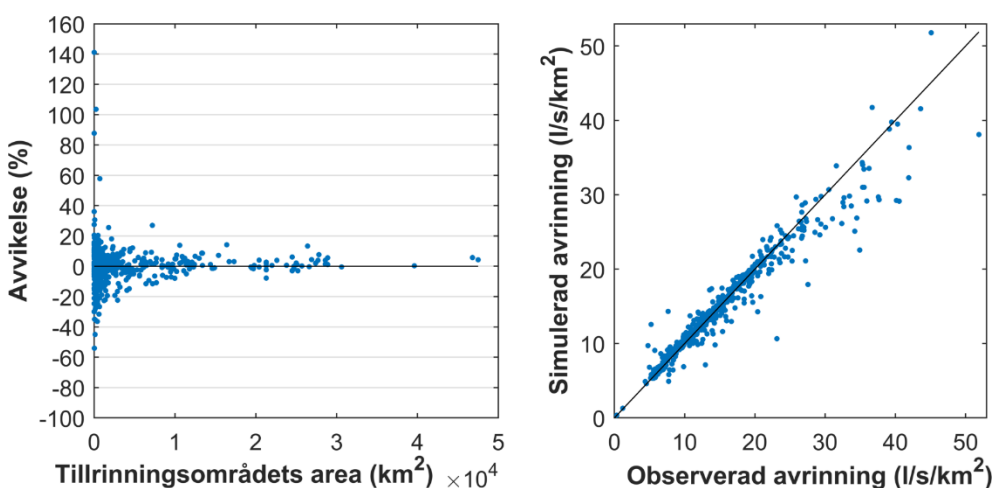
Avvikelseanalyseras för års- och månadsmedelvärden av avrinning, kvävekoncentrationer, och fosforkoncentrationer för perioden 1997–2016. För avrinningen finns kontinuerliga observerade data tillgängliga, medan de observerade medelvärdena för kväve- och fosforkoncentrationer baseras på färre mätningar.

I medeltal finns det enbart ett observerat mätvärde tillgängligt per månad för kväve och fosforkoncentrationer. Det gör att medelvärdet för de observerade data har en osäkerhet som kan påverka jämförelsen med de kontinuerliga simulerade värdena. Det observerade medelvärdet kan speciellt bli osäkert om de verkliga koncentrationerna i vattendraget har en stor tidsvariabilitet som inte blir representativt provtagen (d.v.s. förhållandevis många/få extremt höga/låga värden i prov jämfört med vattendrag). Detta gäller speciellt fosforkoncentrationer som normalt har större tidsvariabilitet än kvävekoncentrationer. Korrelationen mellan medianvärde och medelvärde var mycket stark (0,994 för kväve och något lägre, 0,986 för fosfor), vilket tyder på att extremt höga/låga värden inte har stor påverkan på de observerade medelvärdet.

Geografisk fördelning av avvikelserna

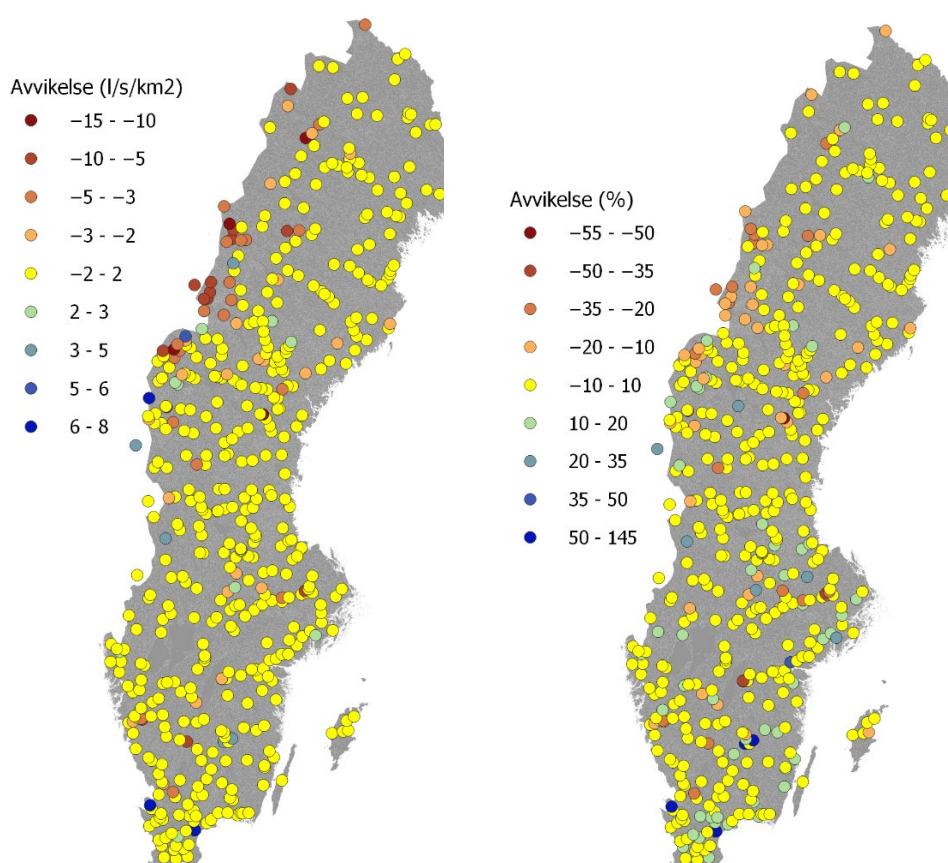
Avrinning

En analys av avvikelserna för årsmedelavrinningen 1997–2016 visar att överensstämmelsen generellt är god (inom $\pm 10\%$ i 76 % av områdena, och inom $\pm 25\%$ i 96 % av områdena). De relativa avvikelserna är som störst för vattenföringsstationer med små tillrinningsområden, men även här ligger de flesta områden inom $\pm 25\%$ avvikelse (Figur 1, vänster bild). Avvikelse i små områden är mest representativa för den lokala simulerade avrinningen som används inom TBV (se diskussion i introduktionsavsnittet ovan). Avvikelse är beräknade så att negativt värde betyder underskattning och positivt värde betyder överskattning. Det är generellt större underskattning i områden med hög observerad avrinning (figur 1, höger bild). Medelvärdet för avvikelserna är nära noll, 0,7 %.



Figur 1. Relativ avvikelse av årsmedelvattenföring för perioden 1997–2016 mot tillrinningsområdets area (vänster bild). Där avvikelsen är negativ är det simulerade värdet lägre än det observerade. Simulerad mot observerad avrinning (höger bild).

Den geografiska fördelningen för avvikelserna visar inga tydliga mönster, förutom att det i delar av fjällkedjan finns många områden med stora negativa absoluta avvikelser (Figur 2). Det förklaras delvis av att den observerade avrinningen också är hög i dessa områden (vilket ger större avvikelser i absoluta tal). Det stämmer även med mönstret i Figur 1 (höger bild) som visar större underskattning i områden med hög avrinning. Det fåtal områden som har höga positiva relativa avvikelser finns alla i södra Sverige där den observerade avrinningen är lägre.

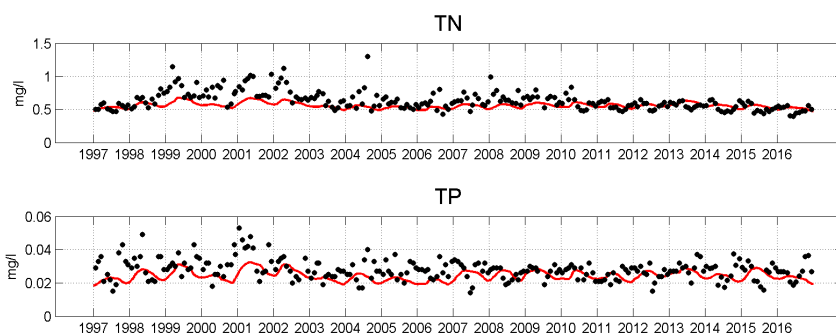


Figur 2. Avvikelse av årsmedelvattenföring för perioden 1997–2016 i absolut skala (l/s/km², vänster bild) och relativ skala (% av observerat värde, höger bild). Där avvikelserna är negativa är det simulerade värdet lägre än det observerade.

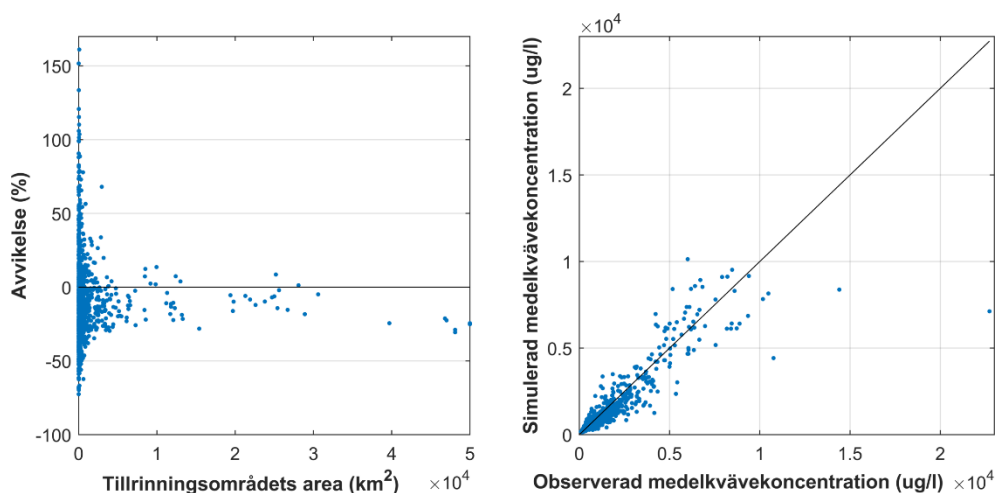
Totalkväve

Avvikelse i medelårskoncentrationen för totalkväve 1997–2016 är inom ± 25 % för 65 % av områdena och inom ± 50 % för 93 % av områdena, (Figur 4, vänster sida). De relativa avvikelserna är högre i små områden. För områden med medelhöga observerade koncentrationer (>1 000 och <4 000 mikrogram/l) är fler områden underskattade än överskattade (Figur 4, höger bild). Det syns ingen systematisk underskattning för höga observerade koncentrationer (>4 000 och <10 000 mikrogram/l), men det fåtal områden med de allra högsta observerade koncentrationerna (>10 000 mikrogram/l) är alla underskattade. Medelavvikelsen är -8 % eller -160 mikrogram/l.

I många tidsserier av observationer i vattendrag kan man se en nedåtgående trend av kvävehalter i sjöar och vattendrag. Figur 3 visar ett sådant exempel för Mälarens mynning i Östersjön. Vid modelleringen med SMED-HYPE i PLC-periodical är det källor för det specifika året 2016 som beräknats. Därmed är det svårt att få en bra uppskattning i modellen för hela den beräknade perioden 1997–2016. Överensstämmelsen för källor 2016 är relativt god för 2011–2016 men underskattas för perioden innan dess.

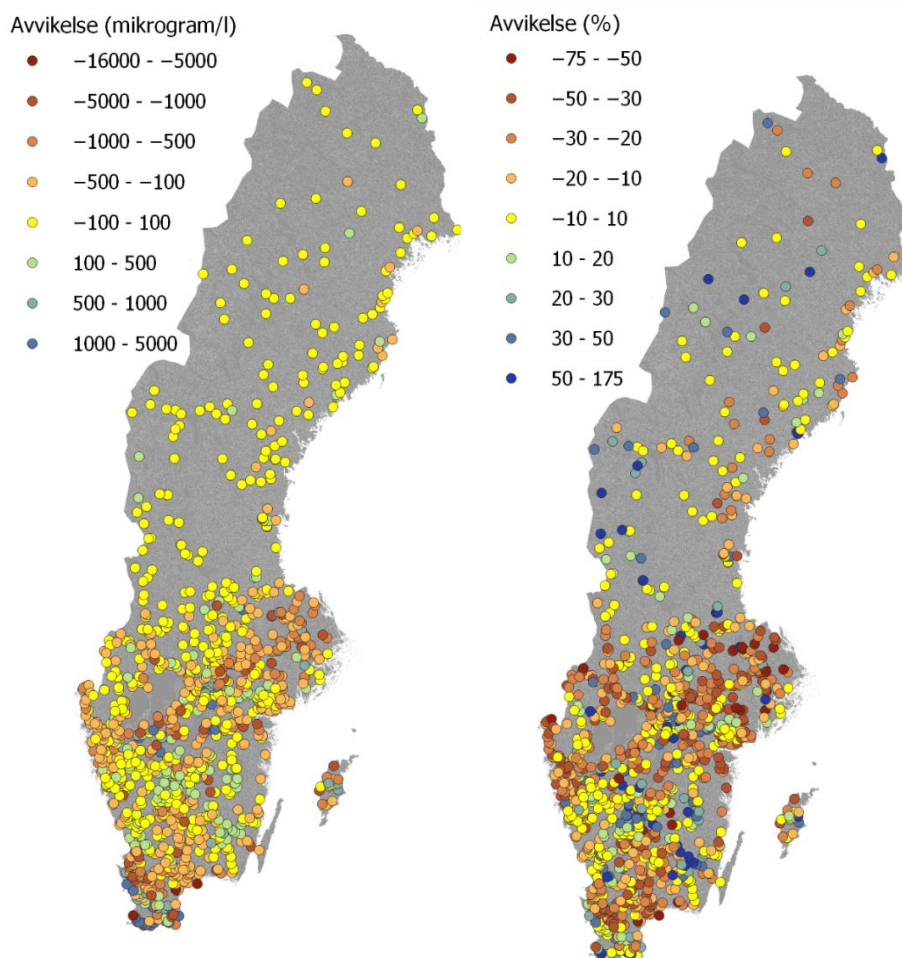


Figur 3. Modellberäknad (röd) och observerad (svart) totalkväve (TN mg/l, ovan) och totalfosfor (TP mg/l, nederst) vid Stockholm centralbron under perioden 1997-2016.



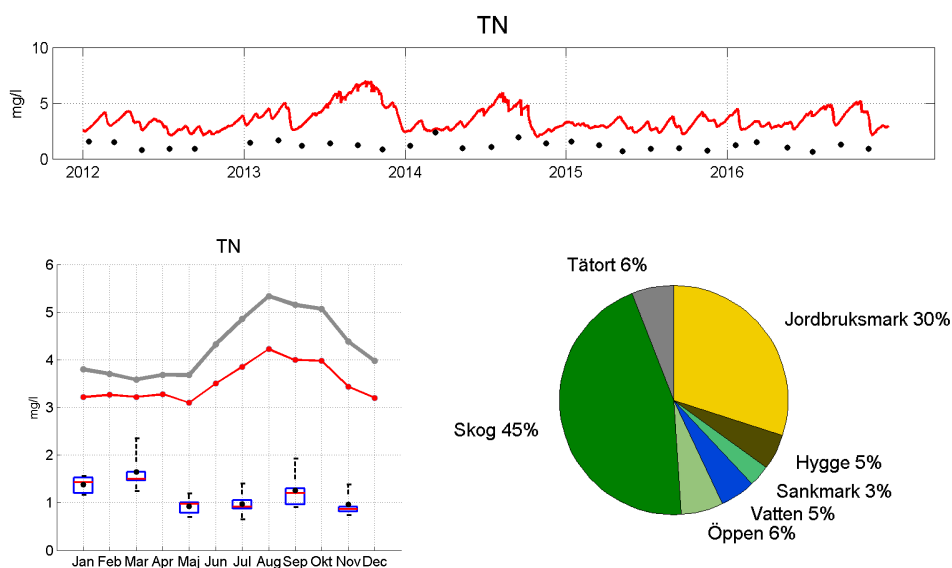
Figur 4. Relativ avvikelse för medelkoncentration av kväve för perioden 1997–2016 mot tillrinningsområdets area (vänster bild). Där avvikelsen är negativ är det simulerade värdet lägre än det observerade. Simulerad mot observerad medelkvävekoncentration (höger bild).

Avvikelserna är störst i södra Sverige (Figur 5). Koncentrationsavvikelserna för totalkväve ligger inom ± 100 mikrogram/l i 39 % av områdena och inom ± 500 mikrogram/l i 82 % av områdena. Höga negativa avvikelser förekommer främst i södra delen av landet där de observerade halterna också är högre. Det syns en svag tendens med relativa avvikelser som är positiva i Norrlands inland och mer negativa vid kusten.



Figur 5. Avvikelse av årsmedelkoncentration av totalkväve för perioden 1997–2016 i absolut skala ($\mu\text{g/l}$, vänster bild) och relativ skala (% av observerat värde, höger bild). Där avvikelsen är negativ är det simulerade värdet lägre än det observerade. Notera att färgskalan är anpassad till fördelningen för varje variabel så att den här är olik mot figur 2 och 8. Gult innebär alltid bäst överensstämmelse.

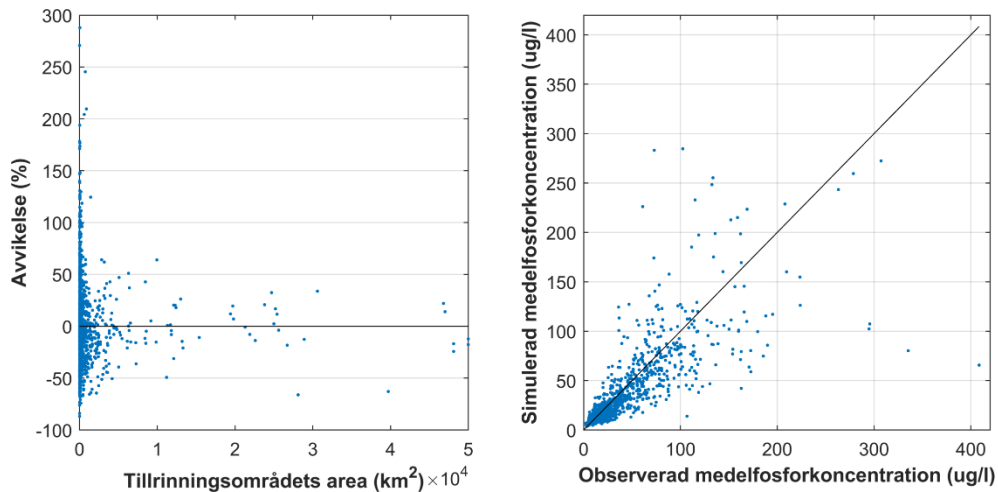
I området med högst relativ avvikelse på 161 % (Broån i Dalälvens avrinningsområde) visar inte de beräknade och uppmätta koncentrationerna samma mönster (Figur 6). Ett annat område med hög relativ avvikelse på 63 % (Ståstorpsån i Skåne) domineras av läckage från jordbruksmark och har en tydlig fasförskjutning mellan den simulerade och observerade tidserien (visas inte i figur). Båda dessa områden har små tillrinningsområden ($<100 \text{ km}^2$), vilket gör att osäkerheter i dataunderlaget (till exempel kopplade till hur representativa data är för små områden) får ett större genomslag på modelleringen. Dessutom görs retentionsberäkningarna med SMED-HYPE med regional kalibrering, utan att optimera resultaten i varje enskilt område.



Figur 6. Simulerad (röd linje) och observerad (svarta punkter) tidserie för Broån (subid 10427), Dalälvens huvudavrinningsområde, med en relativ avvikelse på 161 %. Överst visas simulerad och observerad koncentration för varje dag under perioden 2012–2016, nedan visas medelkoncentrationen (brutto som grå linje och netto som röd linje) av totalkväve för varje dag över hela året för samma period (till vänster, där observerade värden visas som boxplottar) och markanvändningen för hela tillrinningsområdet (till höger).

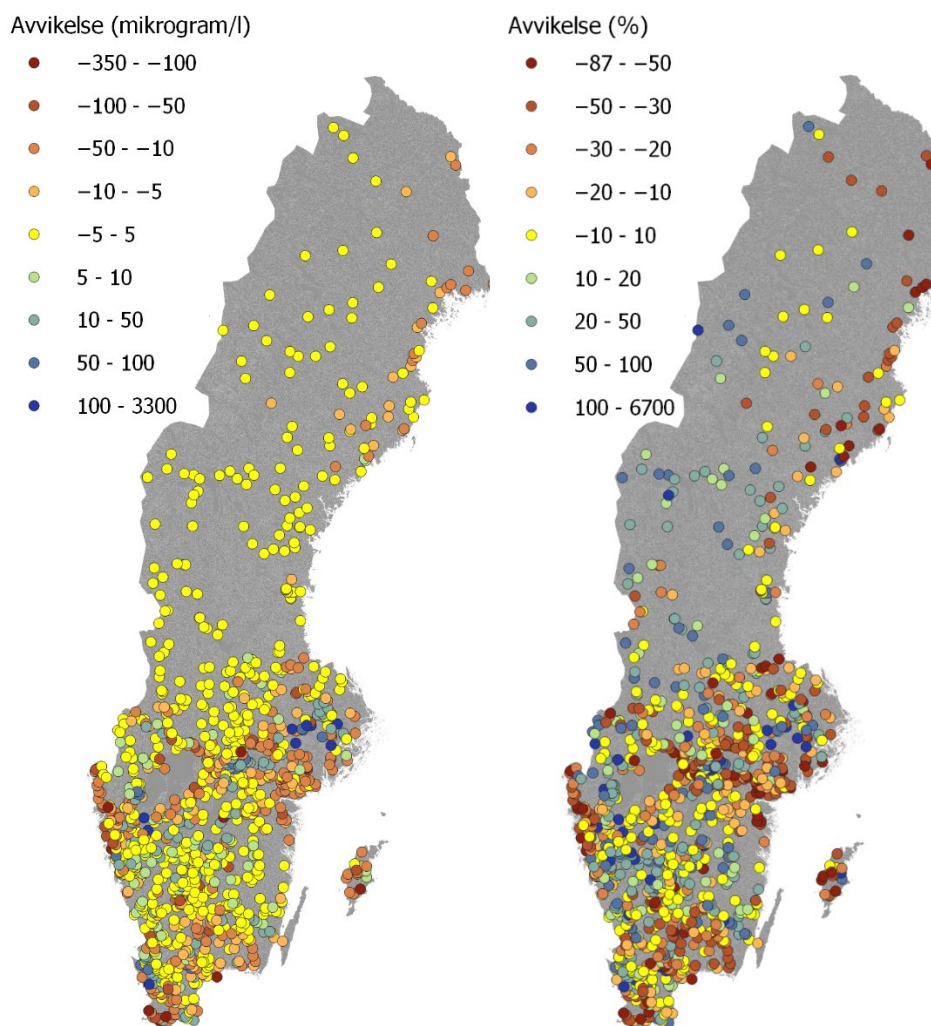
Totalfosfor

Avvikelserna i medelårskoncentrationen för totalfosfor 1997–2016 är inom ± 25 % för 51 % av områdena, inom ± 50 % för 81 %, och inom ± 85 % för 95 % av områdena, (Figur 7, vänster sida). De relativa avvikelserna är högre i små områden. Liksom för avrinningen är underskattningen av medelfosforkoncentrationen större i områden med höga observerade värden (Figur 7, höger bild). Medelavvikelsen är 1,4 % eller -2,4 mikrogram/l (efter att några få områden med extrema avvikelser har uteslutits).



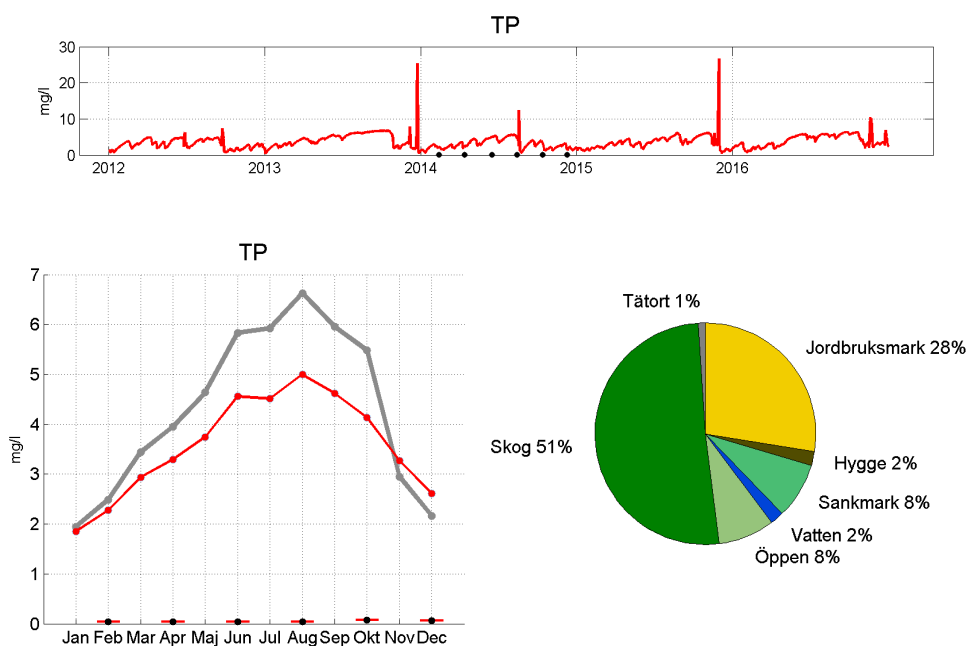
Figur 7. Relativ avvikelse för medelkoncentration av fosfor för perioden 1997–2016 mot tillrinningsområdets area (vänster bild). Skalan på y-axeln har justerats så att några få områden med extremt höga avvikelser inte visas för att kunna se övriga områden bättre, jämför figur 8 nedan. Där avvikelsen är negativ är det simulerade värdet lägre än det observerade. Simulerad mot observerad medelfosforkoncentration (höger bild).

Avvikelserna är generellt störst i södra Sverige och nära norra Norrlandskusten (Figur 8). Tendensen med positiva avvikelser (överskattning) i Norrlands inland och negativa avvikelser (underskattning) längs Norrlandskusten är tydligare för fosfor än för kväve. De högsta avvikelserna förekommer i mindre avrinningsområden med låg vattenföring och med stora industrier eller avloppsreningsverk.



Figur 8. Avvikelse av årsmedelkoncentration av totalfosfor för perioden 1997–2016 i absolut skala ($\mu\text{g/l}$), vänster bild) och relativ skala (% av observerat värde, höger bild). Där avvikelsen är negativ är det simulerade värdet lägre än det observerade. Notera att färgskalan är anpassad till fördelningen för varje variabel så att den här är olik mot figur 2 och 5. Gult innebär alltid bäst överensstämmelse.

Vid låga flöden kan stora punktkällor, som industrier och avloppsreningsverk få en felaktigt hög beräknad koncentration. Felet beror på en felaktigt hög tillsatt koncentration från punktkällan. Många punktkällor redovisar en total belastning under året, men SMED-HYPE kräver indata för punktkällorna i form av koncentration och vattenföring. Därför behöver belastningen delas upp i vattenföring och koncentration. Ett exempel på en felaktigt ansatt koncentration redovisas i Figur 9 för totalkoncentrationen av fosfor, där en för hög koncentration i utsläppen från en industri uppströms får effekt nedströms.



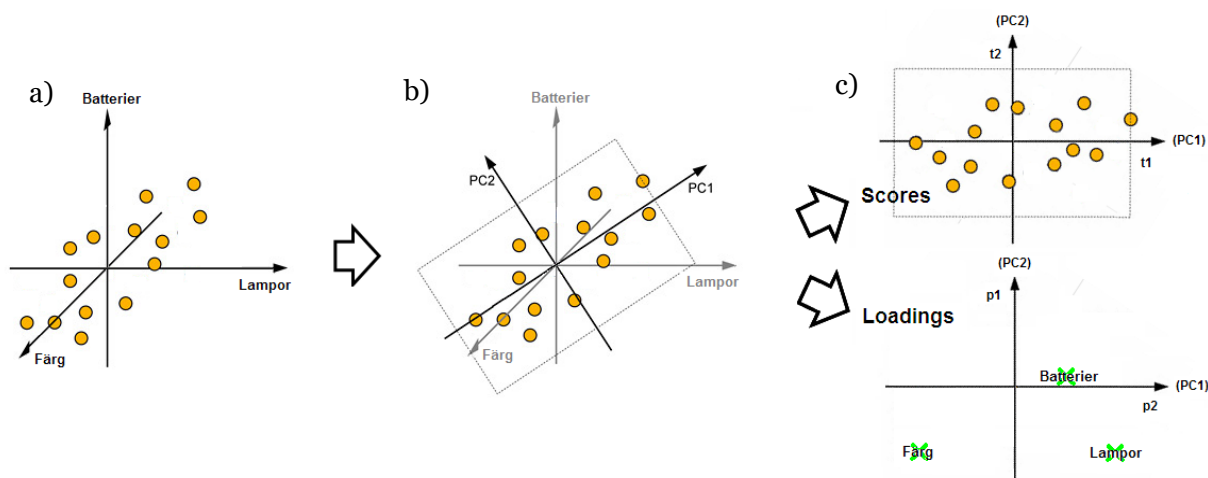
Figur 9. Simulerad (röd linje) och observerad (svarta punkter) tidserie för Nossan, bron vid Stora Djupsås (subid 3846), Göta älvs huvudavrinningsområde, med en relativ avvikelse på >6000 % till följd av en felaktigt ansatt vattenföring från en industri uppströms. Överst visas uppmätt och beräknad koncentration för varje dag under perioden 2012–2016, nedan visas medelkoncentrationen (brutto-grå och netto-röd) av totalkväve för varje dag över hela året för samma period (till vänster, där observerade värden visas som boxplottar) och markanvändningen för hela tillrinningsområdet (till höger).

Statistisk avvikelseanalys

Utöver den geografiska avvikelseanalysen ovan har vi använt oss av multivariat statistisk analys med metoderna PCA (Principal Component Analysis) och PLS (Partial Least Squares) för att analysera avvikelsen i avrinning. Avvikelserna för totalkväve och totalfosfor var i nuläget inte möjliga att analysera med PCA och PLS eftersom ingående variabler (markanvändning, jordart, m.m.) för varje mätstations uppströmsområde inte finns tillgängliga från TBV eller kunde tas fram inom ramen för denna analys.

PCA är ett kraftfullt verktyg för att se mönster såsom avvikande data, trender och grupper i dataset, och PLS används för att skapa modeller som beskriver förhållandet mellan x- och y-variabler. PCA och PLS reducerar multidimensionella dataset till färre dimensioner genom att projicera ner data på ett fåtal s.k. principalkomponenter som beskriver så mycket som möjligt av variationen i data. En PCA-modell beräknas bara med x-variabler och beräknas på ett sådant sätt att modellen beskriver så mycket som möjligt av variansen i datasetet, medan PLS även tar hänsyn till korrelation med y-variabler. Resultaten från PCA- och PLS-modeller visualiseras ofta i *score*-diagram och *loadings*-diagram, där *score*-diagrammen innehåller information om fördelningen av observationerna och *loadings*-diagrammen visar förhållandet

mellan de ingående variablerna. Ett exempel på hur dessa diagram beräknas ges i figur 10 nedan.



Figur 10. Geometrisk tolkning av PCA – exempel.

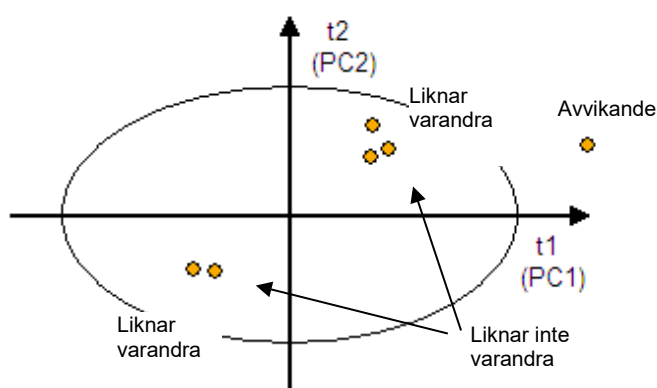
a) 14 kommuner har rapporterat i hur stora mängder av färg, batterier och lampor som samlats in per person och år. Varje kommun har således ett värde för vart och ett av de tre avfallsslagen, vilket ger dem en position i den n-dimensionella (3 i detta fall) rymd som utgörs av de tre avfallsslagen. Varje kommun representeras av en gul punkt i figuren ovan.

b) Ett antal (här 2) principalkomponenter placeras i den n-dimensionella rymden så att de beskriver så mycket som möjligt av variationen i datasetet.

c) *Score*-diagrammet visar projektionen av proverna på planet som bildas av de två principalkomponenterna. *Loadings*-diagrammet visar varje variabels påverkan på principalkomponenterna, vilken beräknas med hjälp av vinkeln mellan principalkomponenten och den aktuella variabeln.

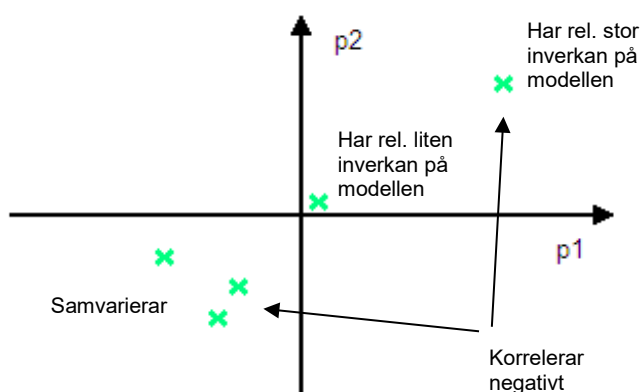
Tolkning av de statistiska modellerna

Två av diagrammen som kan användas för att extrahera information om variablerna och proverna är *score*-diagram och *loadings*-diagram. I ***score*-diagrammet** kan man se provernas positioner i det nya koordinatsystemet som principalkomponenterna bildar. Man kan då studera relationen mellan proverna, hitta grupper av prover och avvikande prover. Prover som ligger nära varandra liknar varandra medan prover som ligger långt från varandra är mer olika varandra. I figur 11 visas ett exempel på ett *score*-diagram.



Figur 11. Exempel på ett score-diagram där de tre proverna som grupperar sig upp till höger i diagrammet har liknande egenskaper och där de två proverna som finns i nedre vänstra hörnet också liknar varandra. Dessa två grupper av prover har motsatta egenskaper. Provet längst ut till höger kan ses som ett avvikande prov (*outlier*).

Loadings-diagrammet visar relationen mellan variablerna; variabler som ligger nära varandra samvarierar. *Loadings*-diagrammet beskriver också variabelernas inverkan på de principalkomponenter som man studerar; ju längre ut på axlarna en variabel befinner sig desto större inverkan har den på modellen. I figur 12 visas ett exempel på ett *loadings*-diagram.



Figur 12. Exempel på ett loadings-diagram. De tre variablerna i nedre vänstra hörnet samvarierar, variabeln nära origo har liten påverkan på modellen och variabeln upp i högra hörnet korrelerar negativt till de tre variablerna i nedre vänstra hörnet och har relativt stor påverkan på modellen.

Avvikelserna är beräknade som simulerat värde minus observerat värde (se Figur 2, 5 och 8 vänster sida) för både PCA- och PLS-analyserna. Generellt sett var förklaringsgraden låg för både PCA- och PLS-analyserna.

Avrinningsområdesvariabler

De ingående x-variablerna beskrivs i Tabell 1. Observera att eftersom en del av variablerna har använts som indata till S-HYPE-modellen är alla variabler därför inte helt oberoende av avvikelsen (y). Information om den havsbassäng varje område tillhör har använts vid tolkningen av resultaten.

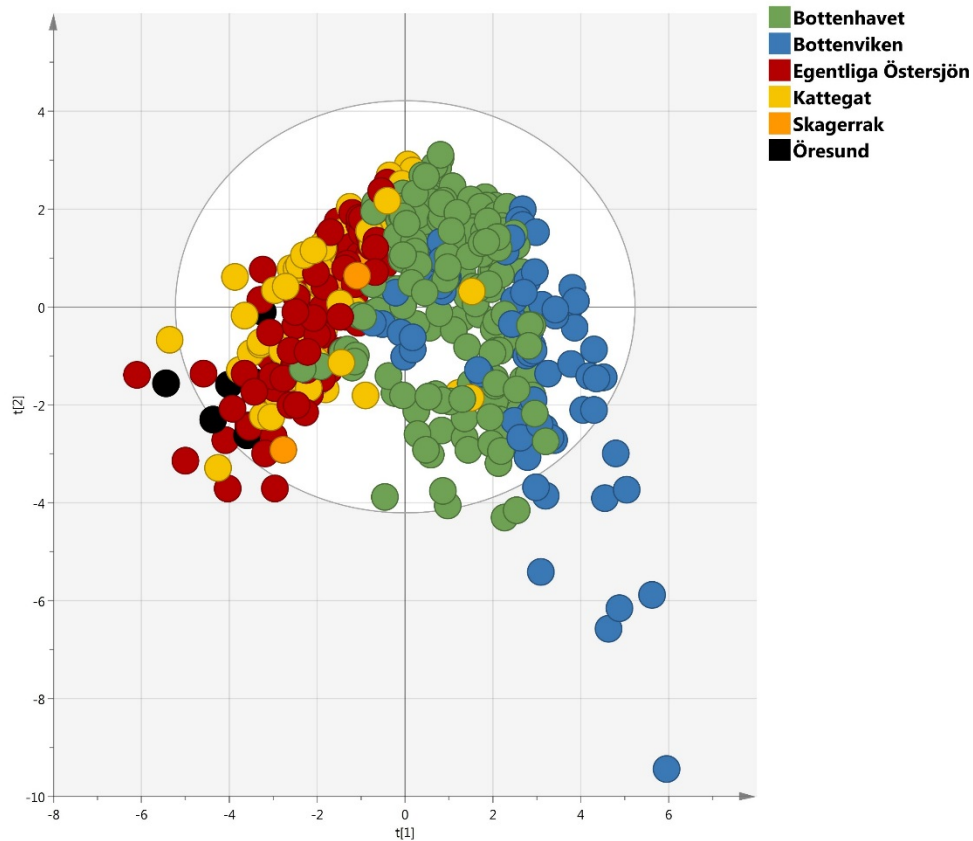
Tabell 31. Avrinningsområdesvariabler som används som x-variabler i PCA och PLS-analysen. De flesta variabler gäller hela avrinningsområdet fram till den aktuella mätpunkten medan några endast gäller för delavrinningsområdet där mätpunkten finns (se förklaring).

Variabelnamn	Förklaring
x_rt90	x-koordinat för delavrinningsområdets centrum (-)
y_rt90	y-koordinat för delavrinningsområdets centrum (-)
Area	Avrinningsområdets area (km ²)
HedmarkOvrig	Andel av avrinningsområdet med hedmark och övrig mark (-)
KalfjällTunna-Jordar	Andel av avrinningsområdet med kalfjäll och tunna jordar (-)
Skogsmark	Andel av avrinningsområdet med skogsmark (-)
Jordbruksmark	Andel av avrinningsområdet med jordbruksmark (-)
Glaciar	Andel av avrinningsområdet med glaciär (-)
MyrVatmark	Andel av avrinningsområdet med myr och våtmark (-)
HardgjordaYtor	Andel av avrinningsområdet med hårdgjorda ytor (-)
SjoVdrag	Andel av avrinningsområdet med sjö och vattendrag (-)
Tatort	Andel av avrinningsområdet med tätort (-)
Vattenanv	Vattenanvändning (uttag - tillförsel) (m ³ /s): Punktkällors tillförsel eller uttag av vatten i S-HYPE, t.ex. avloppsverk och industrier
AntDammDelaro	Antal dammar i delavrinningsområdet (-)
AntDammTotaro	Antal dammar i hela avrinningsområdet (-)
SpecQeffekt	Specifik flödeseffekt (W/m ²), hur stor effekt som vattnet har på en viss yta och därmed dess kapacitet att förändra vattendraget geomorfologiskt.
Regl	Regleringsgrad (%), förhållandet mellan regleringsvolymen och den till regleringsmagasinet, under ett medelår, tillrinnande vattenmängden.

Resultat för avvikelse i årsmedelavrinning

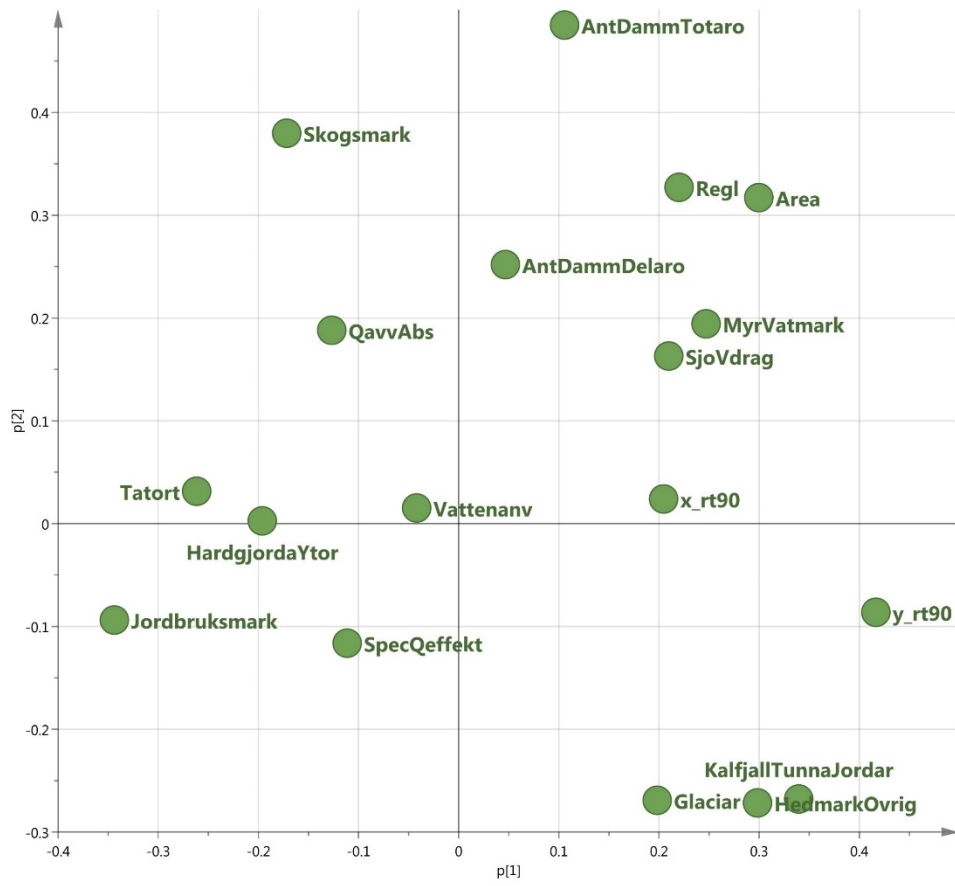
Avvikelse i årsmedelavrinning analyserades med PCA. Förklaringsgraden för PCA-modellen är relativt låg (53 %) och det ingår tre signifikanta principalkomponenter. En PLS-analys gjordes också men gav för låg förklaringsgrad (39 %) för att det skulle vara meningsfullt att tolka resultaten. I PCA-analysen grupperar sig observationerna efter vilken havsbassäng de är knutna till, med störst skillnad mellan Bottenhavet, Bottenviken och de övriga havsbassängerna tillsammans (Figur 13). Höga negativa avvikelser återfinns i den nedre högra kvadranten. Andelen skogsmark har en hög positiv

samvariation med den absoluta avvikelsen i årsmedelavrinning medan det är en negativ korrelation med andel hedmark och kalfjäll (Figur 14). Det stämmer väl med den geografiska fördelningen med negativa avvikelser främst i fjällkedjan i Norrland (Figur 2).



Figur 13. Resultat för PCA-analys av avvikelse i årsmedelavrinning. Figuren visar ett s.k. score-diagram där samvariationen i observerade data presenteras. Scorevärdena är färgade efter vilken havsbassäng som observationerna tillhör.

HedmarkOvrig, KalfjällTunnaJordar, Skogsmark och Glaciär är de viktigaste variablerna som samvarierar med avvikelsen i årsmedelvattenföring (Qavv_abs, d.v.s. simulerat minus observerat värde, Figur 14). Den variabel som är har minst samvariation med avvikelsen är vattenanvändning (Vattenanv).



Figur 14. *Loadings*-diagram för de ingående variablerna, som visar samvariationen mellan de ingående x-variablerna och avvikelsen i årsmedelavrinning.

Näringsbelastningen på Östersjön och Västerhavet 2017

Sveriges underlag till HELCOM:s sjunde Pollution Load Compilation

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2019:20
ISBN 978-91-88727-53-4

Havs- och vattenmyndigheten
Postadress: Box 11 930, 404 39 Göteborg
Besök: Gullbergs strandgata 15, 411 04 Göteborg

www.havochvatten.se

**Havs
och Vatten
myndigheten**

