

**Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status  
- underlag till vattenmyndigheternas förslag till åtgärdsprogram**



Utgiven av: Vattenmyndigheterna  
Författare: Mikael Gyllström, Martin Larsson, Jens Mentzer,  
Jan F Petersson, Mathias Cramér, Peo Boholm och  
Ernst Witter  
Upplaga: Publiceras endast digitalt

---

Länsstyrelsen Norrbottens län  
971 86 Luleå  
Telefon 010-225 50 00

Länsstyrelsen Västernorrlands län  
871 86 Härnösand  
Telefon 0611-34 90 00

Länsstyrelsen Västmanlands län  
721 86 Västerås  
Telefon 021-19 50 00

Länsstyrelsen Kalmar län  
391 86 Kalmar  
Telefon 010-223 80 00

Länsstyrelsen Västra Götalands län  
403 40 Göteborg  
Telefon 010-224 40 00

Hemsida [www.vattenmyndigheterna.se](http://www.vattenmyndigheterna.se)

## Förord

Vattenförvaltningen gäller alla Sveriges 26 000 vattenförekomster. Detta ställer krav på lokal anpassning av miljökvalitetsnormer, åtgärder och konsekvenser i form av kostnader och miljöeffekter. Med detaljerade underlag kan domstolar, kommuner, länsstyrelser och centrala myndigheter fatta beslut som leder till att åtgärder genomförs. De fem vattenmyndigheterna har med hjälp av länsstyrelsernas beredningssekretariat därför genomfört en nationell åtgärdsanalys på vattenförekomstskala.

Åtgärders kostnadseffektivitet i att uppnå en minskad belastning av fosfor och kväve varierar med en mängd faktorer, exempelvis marklutning, jordart, avrinning, och andra lokala förutsättningar. En åtgärd på högproduktiv åkermark i Skåne, till exempel, kan ge en större effekt än, men är samtidigt dyrare än samma åtgärd på mindre produktiv mark. Genom att utnyttja statistik och databaser som har en geografisk variation har lokalt anpassade reduktionspotentialer och åtgärdskostnader för 15 åtgärder tagits fram. Åtgärdsanalysen gör inte gällande att vara helt korrekt för varje enskild vattenförekomst men är en bra utgångspunkt för prioritering av åtgärder efter kostnadseffektivitet. Analysen kan också ligga till grund för styrmedelsbeslut och politiska avvägningar som åtgärdsprogrammet kan komma att kräva.

Denna rapport beskriver metoder för att ta fram de åtgärdsbehov och åtgärder som presenteras i vattenmyndigheternas samrådsversion av åtgärdsprogrammen. Rapporten kommer att uppdateras och publiceras efter samrådet.

## Innehållsförteckning

Förord .....	3
Åtgärdsplanering enligt vattendirektivet .....	5
Metod för beräkning av åtgärdsbehov .....	7
Åtgärdsbehov av fosfor sjöar och vattendrag.....	7
Åtgärdsbehov i kustvatten .....	8
Åtgärdsbehov i utsjövatten .....	9
Metod för beräkning av enskilda åtgärders effekt, potential, kostnad och kostnadseffektivitet .....	10
Syfte och bakgrund .....	10
Strukturkalkning .....	14
Anpassade skyddszoner .....	16
Fosfordammar .....	17
Anpassad stallgödselspridning .....	19
Kalkfilterdiken.....	21
Skyddszoner.....	23
Tvåstegsdiken .....	25
Ökad rening av fosfor till 0,1 mg/l vid avloppsreningsverk .....	26
Öka P-rening i avloppsreningsverk (ospecificerat).....	28
Installera kemisk P-fällning för bräddat avloppsvatten .....	29
Nytt kväverenningssteg i avloppsreningsverk.....	30
Extra kolkälla i avloppsreningsverk .....	30
Efterdenitrifikation för extra nitrifikation i avloppsreningsverk .....	31
Mer cirkulation i avloppsreningsverk.....	31
Extra nitrifikation i avloppsreningsverk.....	32
Öka N-rening i avloppsreningsverk (ospecificerat) .....	32
Enskilda avlopp .....	32
Våtmarker .....	40
Summering av åtgärder (marginaleffektsberäkning).....	43
Syftet med marginaleffektsberäkningarna .....	43
Metod för beräkning av marginaleffekt.....	43
Resultat.....	51
Åtgärdsbehov.....	51
Åtgärder .....	52
Metod för prioritering av åtgärder.....	64
Referenser .....	67

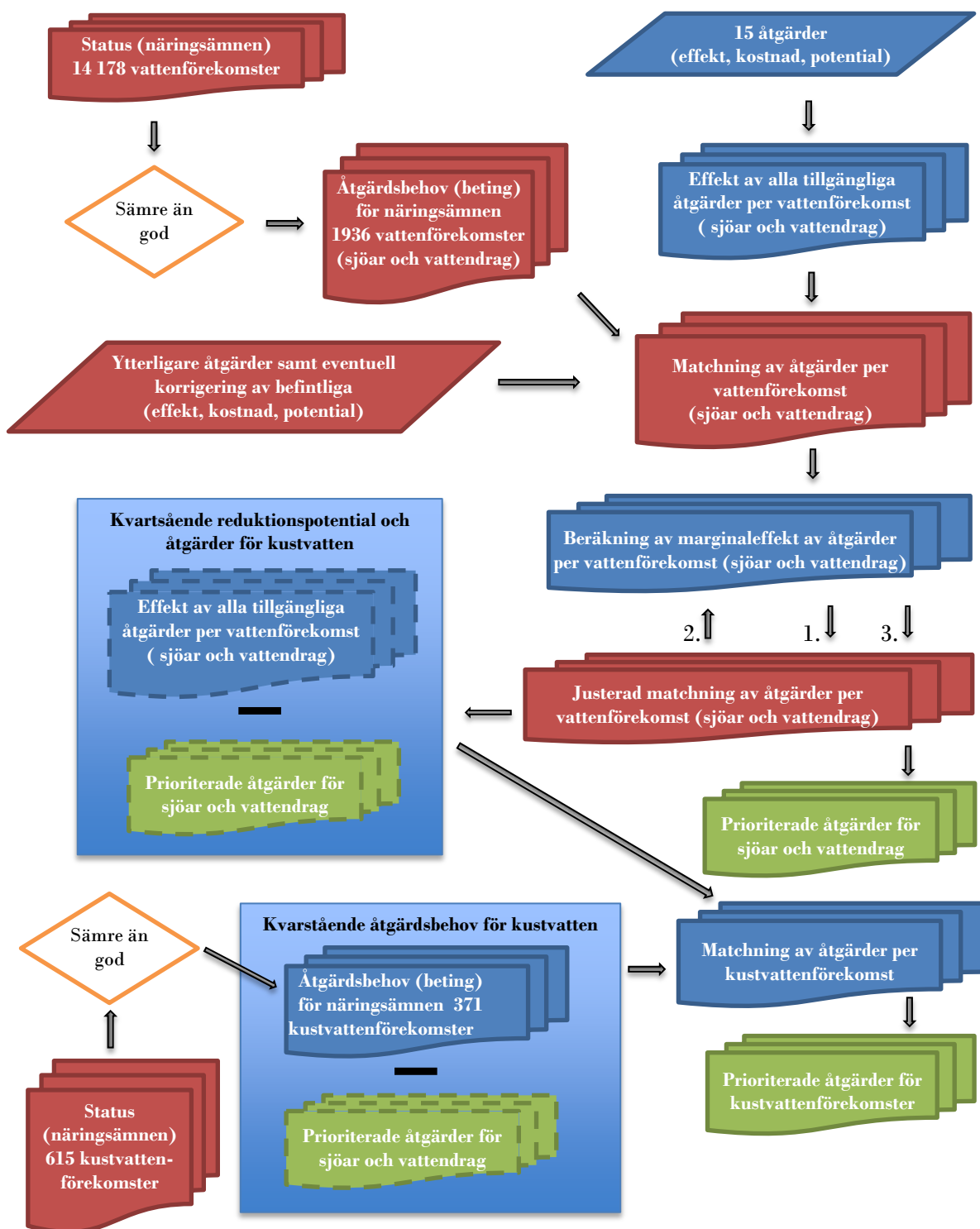
## Åtgärdsplanering enligt vattendirektivet

Åtgärdsprogrammen som ska ligga till grund för att nå god ekologisk status enligt Vattendirektivet ska vara baserade på prioritering av den mest kostnadseffektiva kombinationen av åtgärder.

Enligt statusklassificeringen är det över 500 sjöar och ca 1100 vattendrag som inte når god ekologisk status på grund av för höga fosforhalter. Dessutom är ca 500 kustvattenförekomster klassificerade som sämre än god status med avseende på näringsämnen. Den dominerande källan till övergödningen är diffusa förluster av fosfor och kväve från åkermark, men enskilda avlopp, reningsverk, dagvatten och industrier är också påverkanskällor som behöver åtgärdas i stor omfattning. Utdikning och torrläggning av landskapet har dessutom inneburit att retentionen av näringsämnen minskat drastiskt de senaste 150 åren.

Eftersom åtgärdsbehovet och påverkansbilden ser olika ut för varje vattenförekomst behöver det konkretiseras vilka åtgärder som är lämpliga att genomföra lokalt för att nå god ekologisk status. Beräkning av kostnadseffektivitet där lokala förhållanden tas i beaktande är då nödvändigt. Även i bedömningen av eventuella undantag från miljökvalitetsnormerna, som sätts för enskilda vattenförekomster, behövs en lokal bedömning av såväl åtgärdsbehoven som vilka åtgärder som är möjliga och deras uppskattade effekt i relation till behoven för att nå miljömålen.

För vattenförekomster med måttlig, otillfredsställande eller dålig ekologisk status behöver åtgärder föreslås så att god ekologisk status kan uppnås. För övergödning är det i första hand den fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorn näringsämnen som utgör grunden för beräkning av åtgärdsbehovet och föreslagna åtgärder. Proceduren för hur åtgärderna beräknats, från statusklassificering till de åtgärder som ingår i åtgärdsprogrammet beskrivs översiktligt i Figur 1. Figuren kan delas upp i två delar. Första delen mynnar ut i åtgärder för sjöar och vattendrag baserat på åtgärdsbehovet av minskad fosforbelastning (grön box: prioriterade åtgärder för sjöar och vattendrag). Därefter beräknades åtgärder för kusten baserat på eventuellt kvarstående åtgärdsbehov för kustvattenförekomsterna för både fosfor och kväve (mynnar ut i den gröna boxen: prioriterade åtgärder för kustvattenförekomster). Eftersom bedömningsgrunderna för fosfor och kväve i kustvattnet är osäkra har inte åtgärder föreslagits för att matcha hela åtgärdsbehovet överallt. Tills vidare sattes en övre gräns vid 4000 kronor per kilogram minskad fosforbelastning. Åtgärder som hade en sämre kostnadseffektivitet i åtgärdsanalysen togs inte med förutom för alla enskilda avlopp som inte uppnår godkänd standard enligt gällande lagstiftning. För kväve föreslås dessutom minskade utsläpp från avloppsreningsverken.



**Figur 1.** Arbetsgång för framtagande av åtgärder (röda boxar markerar moment som huvudsakligen genomförts av länsstyrelsernas beredningssektariat, blå markerar de som väsentligen genomförts av vattenmyndigheterna och gröna boxar symboliserar resultatet, d v s åtgärder som ingår i åtgärdsprogrammen). Streckade boxar är kopior på andra boxar.

## Metod för beräkning av åtgärdsbehov

Ekologisk status bedöms i första hand utifrån de biologiska kvalitetsfaktorerna. De åtgärder som behövs för att förbättra biologin riktar sig dock ofta, till exempel då miljöproblemet är övergödning, inte direkt mot organismerna utan mot en belastning av det eller de ämnen som leder till att statusen för organismerna i vattnen försämras. Som ett första steg i att beskriva hur stort behovet av åtgärder är för att uppnå god ekologisk status används därför den bedömning av den fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorn näringsämnen (kväve eller fosfor) som kopplar både till statusen för de biologiska kvalitetsfaktorerna men även till påverkan och som därför möjliggör en bedömning av hur stora belastningsminskningar som behövs för att uppnå god ekologisk status.

För de vattenförekomster som inte uppnår god ekologisk status utförs först en individuell bedömning av skillnaden mellan halten av näringsämnen idag och den halt som motsvarar god ekologisk status. Denna skillnad benämns *förbättringsbehov* och beskriver behovet från den enskilda vattenförekomstens ”perspektiv”.

Vattenförekomsterna är dock inte isolerade enheter. Inlandsvattnen sitter ihop och påverkar varandra inom avrinningsområden och även kustvattenförekomsterna. En åtgärd har därför ofta en effekt i flera vattenförekomster och att använda summan av de enskilda förbättringsbehoven skulle därför överskatta omfattningen av de åtgärder som behövs. Med utgångspunkt i de enskilda förbättringsbehoven utförs därför ytterligare en analys som tar hänsyn till avrinningsområdesperspektivet för inlandsvattnen och påverkan på kustvattnen, och som resulterar i *åtgärdsbehov*<sup>1</sup>. Åtgärdsbehoven beskriver den mängd kväve eller fosfor som behöver tas bort för att vattenförekomsterna ska uppnå god status med avseende på kvalitetsfaktorn näringsämnen. Till skillnad från förbättringsbehovet utgör åtgärdsbehovet för ett avrinningsområde summan av de enskilda vattenförekomsternas åtgärdsbehov.

Åtgärdsbehovet, beräknas först för vattendrag och sjöar med början uppströms och sedan ner till mynningen i åtgärdsområdenas avrinningsområde. Därefter beräknas det kvarstående åtgärdsbehovet för kustvattenförekomsterna och till sist eventuellt ytterligare åtgärdsbehov för att minska tillförseln till utsjön så att god status kan uppnås i kusten.

I enstaka fall förekommer det vattenförekomster där inte kvalitetsfaktorn näringsämnen är klassificerad men där andra, biologiska kvalitetsfaktorer, visar på övergödning. I sådana fall har generellt ett åtgärdsbehov på 10 procent av tillförd mängd fosfor eller kväve tillämpats.

Genomförda åtgärder som inneburit en minskning av tillförseln av fosfor och kväve mellan 2009 och 2014 har inte beaktats då dessa inte varit inrapporterade i VISS. Detta kan ha betydelse i några få vattenförekomster där mycket åtgärder genomförts under den aktuella perioden.

### Åtgärdsbehov av fosfor sjöar och vattendrag

Åtgärdsbehovet beräknas för varje enskild vattenförekomst eller i undantagsfall för grupper av vattenförekomster. I ett avrinningsområde påverkar uppströms liggande

---

<sup>1</sup> En annan term för åtgärdsbehovet av fosfor och kväve är beting.

vattenförekomster alla vattenförekomster nedströms i avtagande grad ända till dess recipienten utanför avrinningsområdet nås. Den kan vara en större sjö eller en kustvattenförekomst. Det innebär att åtgärdsbehovet beräknas i sekvens från uppströms områden ner till mynningen. Undantaget är för vattenförekomster med stora förbättringsbehov där åtgärder ibland också behövt fördelas på uppströms liggande vattenförekomster, vilket är orsaken till att det kan finnas ett åtgärdsbehov även i vattenförekomster som inte har ett eget förbättringsbehov.

Förbättringsbehovet beräknas från skillnaden i uppmätt (eller modellbaserad) halt och den halt som krävs för att nå god status enligt bedömningsgrunderna för statusklassificeringen (Naturvårdsverket, 2007a). Denna koncentrationsskillnad uttrycks som procent av den uppmätta halten. Eftersom åtgärdsbehovet uttrycks i mängd fosfor har förbättringsbehovet räknats om till en mängd genom att multiplicera den med fosforbelastningen (kg P/år) på vattenförekomsten. Fosforbelastningen har tagits fram genom att antingen:

- multiplicera den uppmätta fosforkoncentrationen med uppmätt eller modellerat vattenflöde (S-HYPE) eller
- genom att använda en modellberäknad belastning (resultat från PLC5, FUT eller S-HYPE).

Vid användning av data från S-HYPE (SMHI, 2014) har företrädesvis årsmedelvärden för en sexårsperiod använts. Modelldata från FUT (Ejhed m fl, 2011) och PLC5 (Brandt m fl, 2008) representerar utsläpps- och påverkansdata från ett enskilt år men är klimatnormaliserade för en 20-årsperiod.

Vid beräkningen av åtgärdsbehovet har hänsyn tagits till att åtgärder som genomförs för att minska fosforbelastningen på en vattenförekomst även minskar belastningen på nerströmsliggande vattenförekomster. Hänsyn har även tagits till retention i sjöar som i de flesta fall hämtats från S-HYPE. För att fördela åtgärdsbehovet mellan vattenförekomster i ett avrinningsområde har en Excel-modell använts (tilläggsprogrammet *Problemlösaren*). Modellen innehåller optimeringsfunktioner som innebär att det totala åtgärdsbehovet inom ett avrinningsområde med många vattenförekomster kan minimeras.

## Åtgärdsbehov i kustvatten

De åtgärder som föreslås för att nå god ekologisk status med avseende på näringsämnen i sjöar och vattendrag kommer att minska tillförseln av fosfor och kväve till kusten. För kustvattenförekomsterna beräknas därför det kvarstående åtgärdsbehovet ut efter det att effekten av åtgärder riktade mot sjöar och vattendrag räknats bort. En betydande del av tillförseln av fosfor och kväve till kustvattenförekomsterna kommer från utsjön, men i beräkningarna av åtgärdsbehovet per vattenförekomst beaktas endast den del som kommer från land.

För kusten utgår beräkningen av åtgärdsbehovet, på samma sätt som för sjöar och vattendrag, från skillnaden mellan uppmätt (eller modellbaserad) halt och den halt som krävs för att nå god status enligt bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket, 2007b; Hansson m fl, 2013). För kustvattnen beräknas åtgärdsbehov för både fosfor och kväve.

Åtgärdsbehovet i tillförd mängd från land beräknas genom att multiplicera den relativa skillnaden i uppmätt halt och halt för god status med den tillförda mängden från land.



För den tillförda mängden från land har modellresultat från FUT använts för fosfor medan S-HYPE-resultat har använts för kväve.

### **Åtgärdsbehov i utsjövatten**

Utsjöpåverkan behöver minska för att nå god ekologisk status i många kustvattenförekomster. Om de reduktionsmål som satts upp inom HELCOM uppnås i alla länder runt Östersjön är antagandet här att det är tillräckligt för att minska påverkan från utsjön så att god ekologisk status kan nås i kustvattenförekomsterna.

För åtgärdsbehovet i utsjövatten har de land- och bassängspecifika minskningarna av tillförsel som är överenskomna inom HELCOM använts. För Sveriges del innebär det att kvävetillförseln till egentliga Östersjön och Kattegatt behöver minska med 2915 ton respektive 826 ton. För fosfor är Sveriges reduktionsbehov till egentliga Östersjön 265 ton.

# Metod för beräkning av enskilda åtgärders effekt, potential, kostnad och kostnadseffektivitet

## Syfte och bakgrund

För att kunna genomföra en prioritering av åtgärder och analysera behovet av undantag per vattenförekomst behövs, utöver en bedömning av kostnadseffektivitet, även en bedömning av i vilken omfattning åtgärderna kan genomföras inom en vattenförekomst.

En beräkning av *reduktionspotential* och kostnadseffektivitet för 15 åtgärder och för samtliga vattenförekomster har därför genomförts (tabell 1). Det finns troligen fler åtgärder som skulle kunna ingå i beräkningarna men det har inte varit möjligt att inkludera alla tänkbara åtgärder. De åtgärder som prioriterats är de som bedömts ha stor potential att minska fosfor eller kvävebelastningen på vattnen och som är möjliga att genomföra i praktiken. Ytterligare ett kriterium har varit att det ska gå att göra en rimlig uppskattning av kostnader och effekter, vilket sannolikt diskvalificerar flera kostnadseffektiva åtgärder.

Eftersom arbetsprocessen har varit att följa vattnets väg genom att först beräkna vad som behövs för, inlandsvattnen och sedan i nästa steg kustvattnen så kommer texten nedan att ha fokus på fosfor eftersom detta vanligen är det begränsande ämnet i inlandsvattnen och därmed var det ämne som analyserades först. Samma angreppssätt har dock använts för bedömningarna av åtgärdernas kväveeffekter.

Utgångspunkten för beräkningarna och bedömningarna har alltså varit att visa på den största möjliga potential att minska fosforförlusterna en åtgärd har inom en vattenförekomst. Uppskattningarna är därför inte begränsade till de åtgärder som det finns styrmedel för idag eller vad som är rimligt ekonomiskt eftersom denna bedömning görs i ett senare steg i vattenförvaltningsprocessen. Uppskattningarna är dock begränsade såtillvida att det till exempel förutsatts att jordbruksproduktion fortfarande ska kunna genomföras och att punktkällor och enskilda avlopp kommer finnas kvar.

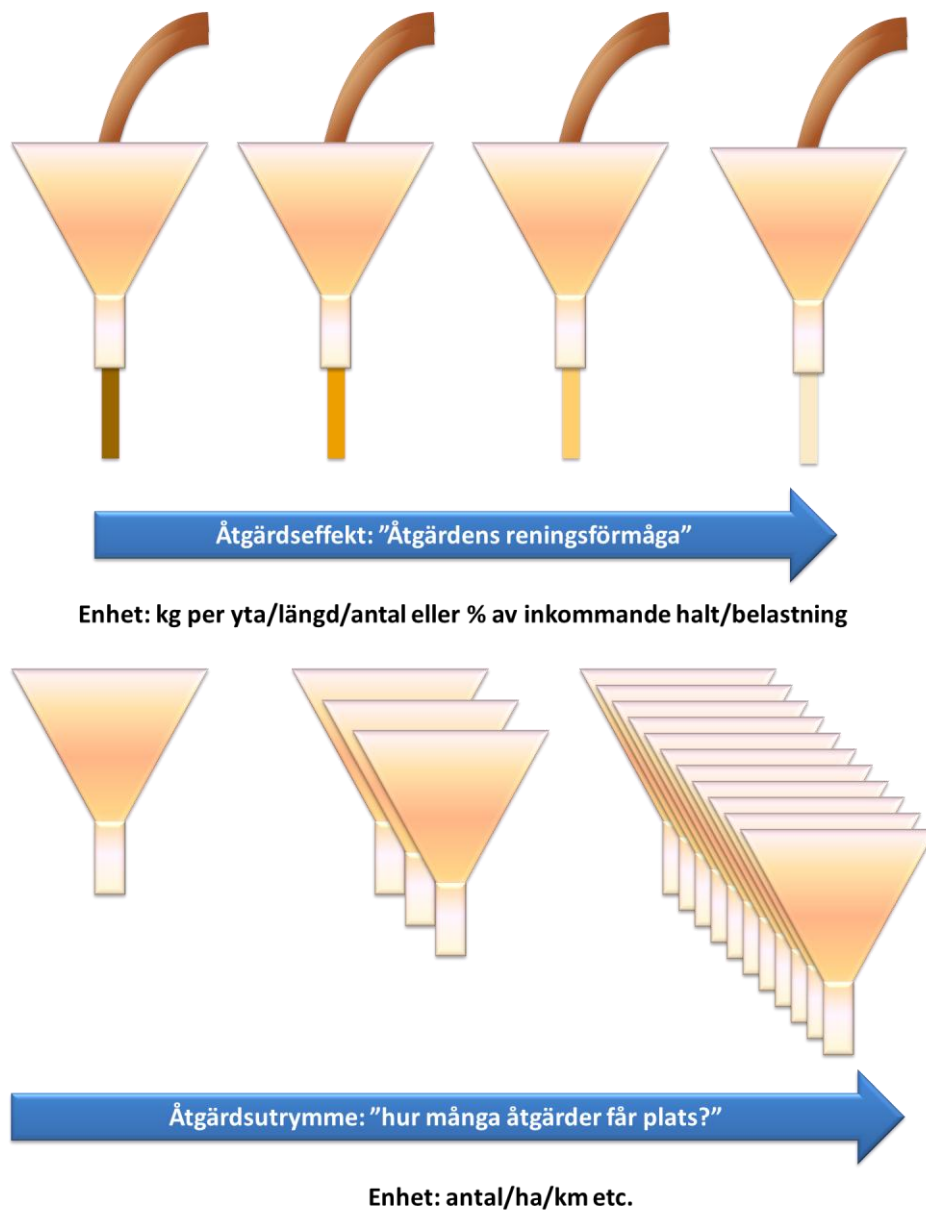
Begreppet reduktionspotential myntades under arbetets gång. Det står för en bedömning av den maximala potential en åtgärd bedöms ha att minska fosforhalten i sjöar, vattendrag och kustvatten och uttrycks i kg totalfosfor eller totalkväve per år. Reduktionspotentialen är en produkt av tre huvudfaktorer: fosfor- eller kvävebelastningen i vattenförekomsten, åtgärdens utrymme och dess effekt (Figur 2). Med utrymme menas hur mycket av åtgärden som bedöms kunna utföras i en vattenförekomst. Om den påverkan som ska åtgärdas är diffus från till exempel jordbruk eller skog så är bedömningen av utrymmets storlek mycket svårare än för punktkällor för vilka det ofta finns en uppgift om antal, var de finns och utsläppsmängd. Det är betydligt svårare att bedöma hur många hektar som kan strukturkalkas med någon betydande effekt, hur många kilometer skyddszon mot åkermark som kan anläggas och så vidare. Åtgärdseffekten definieras i vårt material som den reduktion som åtgärden kan utföra per storleksenhet, till exempel hur stor andel av fosforläckaget som minskas per areaenhet strukturkalkad åker. Båda dessa faktorer (såväl som belastningen) kan variera oberoende mellan vattenförekomster och har framräknats separat. Reduktionspotentialen beräknas sedan som

$$\text{Reduktionspotential} = \text{belastning} \times \text{åtgärdsutrymme} \times \text{åtgärdseffekt}$$

På samma vis beräknades kostnaden som en produkt av åtgärdsutrymmet och en bedömning av kostnadseffektiviteten för en åtgärd.

**Tabell 1.** Förteckning över de åtgärder som vattenmyndigheterna tagit fram underlag för och länk till information om åtgärdskategorierna i VISS åtgärdsbibliotek

<b>Åtgärdskategoriens namn</b>	<b>Åtgärdskategoriens ID i VISS</b>
Minskat fosforläckage vid spridning av stallgödsel	<a href="#">VISSMEASURETYPE000933</a>
Strukturkalkning	<a href="#">VISSMEASURETYPE000719</a>
Anpassade skyddszoner på åkermark	<a href="#">VISSMEASURETYPE000794</a>
Kalkfilterdiken	<a href="#">VISSMEASURETYPE000720</a>
Skyddszoner i jordbruksmark - gräsbevuxna, oskördade	<a href="#">VISSMEASURETYPE000723</a>
Skyddszoner i jordbruksmark - gräsbevuxna, oskördade, avstånd 0-2 meter	<a href="#">VISSMEASURETYPE000926</a>
Skyddszoner i jordbruksmark - gräsbevuxna, oskördade, avstånd 2-6 meter	<a href="#">VISSMEASURETYPE000927</a>
Skyddszoner i jordbruksmark - gräsbevuxna, oskördade, avstånd 6-10 meter	<a href="#">VISSMEASURETYPE000928</a>
Skyddszoner i jordbruksmark - gräsbevuxna, oskördade, avstånd 10-15 meter	<a href="#">VISSMEASURETYPE000929</a>
Skyddszoner i jordbruksmark - gräsbevuxna, oskördade, avstånd 15-20 meter	<a href="#">VISSMEASURETYPE000930</a>
Tvästegsdiken	<a href="#">VISSMEASURETYPE000714</a>
Våtmark - fosfordamm	<a href="#">VISSMEASURETYPE000726</a>
Våtmark för näringsretention	<a href="#">VISSMEASURETYPE000725</a>
Åtgärdande av EA till normal skyddsnivå	<a href="#">VISSMEASURETYPE000923</a>
Åtgärdande av EA från normal skyddsnivå till hög skyddsnivå	<a href="#">VISSMEASURETYPE000925</a>
Ökad rening av P till 0,1 mg/l vid avloppsreningsverk	<a href="#">VISSMEASURETYPE000784</a>
Öka P-rening i avloppsreningsverk (ospecificerat)	<a href="#">VISSMEASURETYPE000911</a>
Installera kemisk P-fällning för bräddat avloppsvatten vid avloppsreningsverk	<a href="#">VISSMEASURETYPE000910</a>
Extra kolkälla efterdenitrifikation	<a href="#">VISSMEASURETYPE000914</a>
Extra kolkälla fördenitrifikation	<a href="#">VISSMEASURETYPE000913</a>
Öka recirkulation (om fördenitrifikation)	<a href="#">VISSMEASURETYPE000916</a>
Installera efterdenitrifikation (om nitrifikation finns)	<a href="#">VISSMEASURETYPE000915</a>
Installera nytt kvävereningssteg	<a href="#">VISSMEASURETYPE000912</a>
Öka nitrifikation (bassängvolym/bärarmaterial)	<a href="#">VISSMEASURETYPE000917</a>
Öka N-rening i avloppsreningsverk (ospecificerat)	<a href="#">VISSMEASURETYPE000918</a>



**Figur 2.** Illustration av begreppen åtgärdseffekt och åtgärdsutrymme.

Att beskriva åtgärders effekt och utrymme på en lokal skala är en uppgift som kan bli väldigt komplex eftersom det är många faktorer som potentiellt kan tas med i beräkningarna och som kan interagera på flera sätt. Målet har varit att ta fram ett material som är bättre än de nationella schabloner som finns och som ska kunna uppdateras och förbättras i samverkan med till exempel andra myndigheter och forskare när ny information och kunskap framkommer.

Ett pragmatiskt angreppssätt valdes, där information från olika geografiska databaser och schabloner över kostnad och effekt för respektive åtgärd kombinerades. Beräkningarna utgick sedan från ett antal antaganden för varje åtgärd. Dessa antaganden består främst i att anpassa nationella schabloner, främst från Jordbruksverket, till det

specifika området och i de fall bra ingångsdata saknats har en grov uppskattning genomförts utifrån egen kunskap och litteraturuppgifter.

Arbetsgången har varit att:

- identifiera vilken information som är nödvändig för att beräkna åtgärdsutrymmet (t.ex. andel lerjord eller längden vattendrag i anslutning till åkermark),
- identifiera vilken information som är avgörande för att lokalanpassa information om åtgärders effekt och kostnad (till exempel andel av fosforförlusten som sker via ytavrinning respektive via dräneringsledningarna, andel jordar med PAL -klass >3 och alternativt markvärde baserat på arrendepriser), och
- bygga antaganden runt denna information baserat på litteraturuppgifter.

Om information saknats för något dataunderlag så har en uppskattning genomförts utifrån ett logiskt resonemang och dokumenterats.

Det har av olika skäl inte varit möjligt att lokalanpassa alla ingående delar av bedömningarna för samtliga åtgärder. En mer detaljerad beskrivning av hur åtgärdsutrymme, effekt och kostnad beräknats för åtgärderna följer nedan i separata kapitel för varje åtgärd, men en översikt av vilka delar av åtgärdsbedömningarna som genomgått någon form av lokal anpassning presenteras i Tabell 2.

**Tabell 2.** Översikt av vilka av åtgärdernas egenskaper som anpassats till en högre geografisk upplösning från nationella schabloner. Belastningen, som också är en viktig faktor i beräkningen av reduktionspotentialen är alltid en lokal uppgift per vattenförekomst

Åtgärdskategori	Utrymme	Effekt	Kostnad
Minskat fosforläckage vid spridning av stallgödsel	Lokal anpassning	Lokal anpassning	Nationell schablon
Strukturkalkning	Lokal anpassning	Lokal anpassning	Nationell schablon
Anpassade skyddszoner på åkermark	Nationell schablon	Lokal anpassning	Nationell schablon
Kalkfilterdiken	Lokal anpassning	Lokal anpassning	Nationell schablon
Skyddszoner i jordbruksmark - gräsbevuxna, oskördade	Lokal anpassning	Lokal anpassning	Lokal anpassning
Tvåstegsdiken	Lokal anpassning	Lokal anpassning	Nationell schablon
Våtmark - fosfordamm	Två klasser	Lokal anpassning	Nationell schablon
Våtmark för näringsretention	Nationell schablon	Lokal anpassning	Lokal anpassning
Åtgärdande av EA till normal skyddsnivå	Lokal anpassning	Lokal anpassning	Lokal anpassning
Åtgärdande av EA från normal skyddsnivå till hög skyddsnivå	Lokal anpassning	Lokal anpassning	Lokal anpassning

Åtgärdskategori	Utrymme	Effekt	Kostnad
Ökad rening av P till 0,1 mg/l vid avloppsreningsverk	Lokal anpassning	Lokal anpassning	Lokal anpassning
Öka P-rening i avloppsreningsverk (ospecificerat)	Lokal anpassning	Nationell schablon/ lokal anpassning	Nationell schablon
Installera kemisk P-fällning för bräddat avloppsvatten vid reningsverk	Nationell schablon	Nationell schablon	Nationell schablon
Öka N-rening i avloppsreningsverk (ospecificerat)	Nationell schablon	Nationell schablon	Nationell schablon
Extra kolkälla efterdenitrifikation	Lokal anpassning	Lokal anpassning	Lokal anpassning
Extra kolkälla fördenitrifikation	Lokal anpassning	Lokal anpassning	Lokal anpassning
Öka recirkulation (om fördenitrifikation)	Lokal anpassning	Lokal anpassning	Lokal anpassning
Installera efterdenitrifikation (om nitrifikation finns)	Lokal anpassning	Lokal anpassning	Lokal anpassning
Installera nytt kväveringssteg	Lokal anpassning	Lokal anpassning	Lokal anpassning
Öka nitrifikation (bassängvolym/bärrmaterial)	Lokal anpassning	Lokal anpassning	Lokal anpassning
Öka N-rening i avloppsreningsverk (ospecificerat)	Lokal anpassning	Lokal anpassning	Lokal anpassning

## Strukturkalkning

Strukturkalkning är en åtgärd för att minska fosforförlusterna från lerhaltig åkermark (Bång m fl, 2012). Den kan också leda till en minskning av sedimenttransporten och därmed förbättra siktdjupet i sjöar och minska igenslamning av fiskars lekplatser. Den minskar dessutom läckaget av partikulärt bundna bekämpningsmedel som till exempel glyfosat (Ulén m fl, 2012). Genom att tillsätta en kalkprodukt som innehåller bränd kalk (kalciumoxid, CaO) eller släckt kalk (Ca[OH]<sub>2</sub>), förbättras markstrukturen (Falk Ögaard m fl, 2008, Ulén m fl, 2012). I flera försök har skördeökningar uppmätts efter strukturkalkning (Siman, 1997; Berglund och Blomquist, 2002). Den praktiska erfarenheten från lantbrukare är också att det till exempel är enklare att reda till såbruk på hösten på besvärliga lerjordar vilket leder till färre överfarter och minskad bränsleförbrukning. Effekten av strukturkalkning kan vara långvarig och Mattson (2001) konstaterade att ”det finns fortfarande skördeeffekter av den kalkning som genomfördes på 40-talet”.

## Åtgärdsutrymme

Åtgärdsutrymmet är beräknat för lerjordar med en halt på ca 15 procent baserat på SGUs jordartskarta och åkerarealen från jordbruksverkets blockdatabas, vilket är den gräns som SGUs jordartskarta har för lerjordar.

## Effekt

I ett fältförsök på en lerjord med en lerhalt på 60 procent minskade fosforläckaget med 30 procent från 0,67 till 0,47 kg P/ha (Lindström och Ulén, 2011) och i ett mindre avrinningsområde i Västmanland med styva leror minskade förlusterna från 0,78 till mellan 0,34 och 0,48 kg P per hektar, det vill säga en minskning på mellan 38 och 56 procent (Stjernman Forsberg m fl, 2013). För att ta hänsyn till att effekten troligtvis är något lägre på jordar med lägre lerhalt än de som använts i dessa försök har en reduktionseffekt på 30 procent antagits.

## Reduktionspotential

Reduktionspotentialen beräknades med hjälp av:

- åtgärdsutrymmet, det vill säga arealen åker med lerhalt över 15 procent i hektar.
- den specifika belastningen från jordbruksmark från SMED/FUT
- reduktionseffekt 30 procent.

Reduktionspotentialen för en vattenförekomst beräknas då enligt:

Areal åker med lerjord × specifik belastning för avrinningsområdet × reduktionseffekt

## Exempel

Till vattenförekomsten Lillån avvattnas lokalt en åkerareal på 8577 ha varav 7777 ha är lerjordar. Den specifika belastningen från jordbruksmark är 0,61 kg fosfor per hektar och år. Reduktionspotentialen kan då beräknas enligt:

$$7777 \text{ ha} \times 0,61 \text{ kgP ha}^{-1}\text{år}^{-1} \times 0,3 = 1423 \text{ kgP år}^{-1}$$

## Åtgärds kostnad

Strukturkalkning kan leda till skördeökningar som kompenserar för de uppkomna kostnaderna. Tills vidare används den nationella schablonen från [åtgärdsbiblioteket](#)<sup>2</sup> (0 kr ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>) utan lokal anpassning.

## Osäkerheter och begränsningar

Uppskattningen av åtgärds potential, åtgärdsutrymmet och åtgärds kostnader har följande osäkerheter och begränsningar:

- Det finns få försök där åtgärdens effekt på fosforförluster och skörd undersökts, i synnerhet:
  - med avseende på lerhalt och lermineralogi.
  - vad gäller olika kalkprodukter. Ren släckt eller bränd kalk har ibland används och det är osäkert hur effekten av den är jämfört med de kommersiella strukturkalkprodukterna.
- SGU:s jordartskarta har en grov upplösning i vissa delar av landet (1:100 000) vilket innebär en osäkerhet i uppskattning av åtgärdsutrymmet på vattenförekomstnivå.

---

<sup>2</sup> Åtgärdsbiblioteket är en databas i VISS med uppgifter om de åtgärder som huvudsakligen har använts för vattenmyndigheternas åtgärdsprogram ([www.viss.lansstyrelsen.se](http://www.viss.lansstyrelsen.se))

Sammantaget är det möjligt att effekten av strukturkalkning är underskattad med avseende på minskade fosforförluster och ökad skörd på jordar som är mest mottagliga och överskattad det på mindre mottagliga jordar som t ex en del lätt- och mellanleror.

## Anpassade skyddszoner

Syftet med anpassade skyddszoner är att minska fosforförlusterna via ytavrinning från åkermarken. De leder också till en minskad tillförsel av sediment till vattnen vilket innebär förbättrat siktdjup i sjöar och minskad igenslamningen av fiskars lekplatser. Skyddszoner minskar dessutom förlusterna av partikulärt bundna bekämpningsmedel till vatten. Anpassade skyddszoner anläggs där synlig erosion uppkommer frekvent till exempel längs erosionsstråk inne på fält, längs åkerdiken och vid brunnar som fungerar som ytvattenintag. På en anpassad skyddszon odlas framför allt vallgräs.

Orsaken till att anpassade skyddszoner har större reduktionspotential än vanliga skyddszoner är att de anpassade skyddszonerna är tänkta att placeras överallt där det förekommer erosion och ytavrinning. Vanliga skyddszoner ligger endast efter vattendrag som är markerade på terrängkartan eller som är vattenförande året om medan anpassade skyddszoner placeras efter åkerdiken och vid brunnar som fungerar som ytvattenintag till dräneringssystemet.

## Åtgärdsutrymme

Åtgärdsutrymmet grundar sig på antagandet att 70 procent av alla fosforförluster som sker via ytavrinning är åtgärdbara med anpassade skyddszoner.

## Effekt

Reduktionseffekt för anpassade skyddszoner är satt till 50 procent på den del av belastningen som sker via ytavrinning. Detta baseras på forskningsförsök som visar på minskade förluster av totalfosfor på mellan 27 och 97 procent (Uusi-Kämppe m fl, 2000). Andelen av fosforförluster som sker via ytavrinning är hämtade från SMED/PLC5 och den specifika belastningen (de totala förlusterna från åkermark) är hämtad från den fördjupade utvärderingen av miljömålen (SMED/FUT).

## Reduktionspotential

Reduktionspotentialen beräknades med hjälp av

- åtgärdsutrymmet, det vill säga 70 procent av fosfor som förloras via ytavrinning från jordbruksmark,
- den specifika belastningen från jordbruksmark från SMED/FUT,
- andelen av förlusten som sker via ytavrinning från SMED/PLC5 och
- reduktionseffekten 50 procent.

## Exempel

Till vattenförekomsten Lillån avvattnas lokalt en jordbruksareal på 8577 ha. Den specifika belastningen från jordbruksmark är 0,61 kg fosfor per hektar och år och 22 procent av förlusterna sker via ytavrinning. Reduktionspotentialen för vattenförekomsten blir då:

$$8577 \text{ ha} \times 0,61 \text{ kgP ha}^{-1}\text{år}^{-1} \times 0,22 \times 0,7 \times 0,5 = 403 \text{ kgP år}^{-1}$$



### Åtgärdskostnad

Tills vidare används den kostnaden från [åtgärdsbiblioteket](#) (983 kr per 50 ha = 20 kr ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>) utan lokal anpassning. Kostnaden beräknas för all åkermark, inte enbart de 70 procent som är "åtgärdsbara".

#### Exempel

För exemplet Lillån blir kostnaden då:

$$8577 \text{ ha} \times 20 = 171\,540 \text{ kr år}^{-1}$$

### Osäkerheter och begränsningar

- Hur stor andel av fosforförlusterna som sker via ytavrinning och erosion (hämtad från SMED/PLC5) har betydande osäkerhet och sannolikt stor lokal variation. Det innebär att det antagna åtgärdsutrymmet och kostnaden är osäker.
- Åtgärden kompletteras men kan också delvis ersättas av åtgärden skydds zoner längs vattendrag (se nedan).

### Fosfordammar

Fosfordammar är små dammar som anläggs högt upp i vattensystemet, främst i syftet att avskilja fosfor. De leder också till fastläggning av sediment vilket innebär förbättrat siktdjup i sjöar och minskad igenslamningen av fiskars lekplatser. Ytterligare effekter är retention av partikulärt bundna bekämpningsmedel och ökad biologisk mångfald. Fosfordammar är mindre än våtmarker och placeras nära den åkermark som läcker fosfor, i eller längs med diken i jordbrukslandskapet. De har mindre tillrinningsområde än de flesta våtmarker och anläggs med en djupare del i början av dammen som fungerar som sedimentationsfälla, följt av en grundare del med vegetation.

### Åtgärdsutrymme

Andelen åkermark där avrinnande yt- och dräneringsvatten kan rinna igenom fosfordammar inom ett avrinningsområde kommer inte att vara 100 procent om de ska vara effektiva (det vill säga ligga högt upp i systemet, inte ha för stor eller liten yta i förhållande till sitt avrinningsområde men ändå ha så hög belastning av fosfor som möjligt).

För att uppskatta åtgärdsutrymmet för fosfordammar, det vill säga hur stor andel av åkermarken som kan komma att omfattas av denna åtgärd, förutsattes att möjligheterna att anlägga fosfordammar kan relateras till längden diken och mindre vattendrag i förhållande till åkerarealen i avrinningsområden. En hög andel diken och mindre vattendrag i relation till arealen åkermark bör öka sannolikheten att hitta bra lägen och täcka upp olika delar av avrinningsområdet. Längden diken och mindre vattendrag uppskattades med hjälp av fastighetskartans hydrografiska skikt och åkerarealen hämtades från Jordbruksverkets blockdata (2013).

Ett 30-tal små avrinningsområden med ett brett spann av andel dikeslängd per åkerarea valdes ut från olika delar av landet för att kalibrera metoden. Kalibreringen utfördes manuellt genom att två personer studerade kartor över de utvalda områdena och teoretiskt "placerade ut" så många dammar de ansåg rimligt längs vattenvägarna.

Resultaten jämfördes sedan mellan personerna för att harmonisera den subjektiva bedömningen. Kvoten dikeslängd/åkerareal jämfördes med arealen åker där avrinnande

vatten kan passera genom fångdammar per område. Andelen areal avvattnad åkermark i förhållande till kvoten dikeslängd/åkerareal delades därefter in i två klasser. I områden med en kvot under 7 meter dike/hektar åker kunde uppskattningsvis i medeltal 30 procent av åkerarealen avvattnas till fosfordammar och för områden över denna kvot var motsvarande andel 50 procent.

Åtgärdsutrymmet skattades sedan genom att alla vattenförekomsternas lokala avrinningsområden klassades till en av de två grupperna med hjälp av kvoten dikeslängd/åkerareal.

### **Effekt för fosfor**

En reduktion motsvarande den i Kynkääniemi, m fl (2013) användes i beräkningarna, det vill säga 28 procent för DP och 40 procent för PP. Dammar som anläggs i "verkligheten" och inte i forskningssyfte kommer sannolikt inte att anläggas lika optimalt eller skötas lika intensivt, men å andra sidan har Kynkääniemi m fl (2013) antagit att retentionen under de första åren är betydligt lägre än senare varför studiens resultat förmodligen underskattar reduktionspotentialen på längre sikt.

Eftersom reduktionen är olika för DP respektive PP har uppskattningar av fördelningen mellan dessa hämtats från underlag till SMED/PLC5 där fördelningen bland annat beror av urlakningsregion, jordart och grödofördelning. Beräkningarna förenklades genom att grödofördelningen utelämnades, istället användes ett medeltal för alla grödor för varje specifik kombination av urlakningsregion och jordart.

### **Effekt för kväve**

För kväve baseras reduktionen på resultat från ett antal mindre anlagda våtmarker (Weisner och Thiere, 2009; Kynkääniemi m fl, 2013). Utifrån dessa sattes kväveretentionen till 50 % högre än den för våtmarker (se förklaring under rubriken våtmarker). Reduktionen per läckageregion framgår av Bilaga 2.

### **Reduktionspotential för fosfor**

Reduktionspotentialen beräknades med hjälp av åtgärdsutrymmet (d.v.s. 0,3 eller 0,5 × åkerarealen i hektar), den specifika belastningen från jordbruksmark från SMED/FUT fördelad på DP och PP och reduktionsgraderna för DP och PP.

#### **Exempel**

Reduktionspotentialen i en vattenförekomst med 8 577 ha åkermark, längd dike/ha åkermark < 7m/ha, en specifik fosforförlust på 0,61 kg P ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>, andel DP = 40 procent och andel PP = 60 procent:

$$(8577 \text{ ha} \times 0,3 \times 0,61 \text{ kgP ha}^{-1} \text{ år}^{-1} \times 0,4 \times 0,28) + (8577 \text{ ha} \times 0,3 \times 0,61 \text{ kgP ha}^{-1} \text{ år}^{-1} \times 0,6 \times 0,40) = 552 \text{ kgP år}^{-1}$$

### **Reduktionspotential för kväve**

Reduktionspotentialen för kväve beräknades med hjälp av åtgärdsutrymmet (d.v.s. 0,3 eller 0,5 × åkerarealen i hektar), antagandet att varje fosfordamm har ett tillrinningsområde 100 hektar och är 0,2 hektar stora samt reduktionseffekten (se bilaga 2).

### Exempel

Reduktionspotentialen i en vattenförekomst i läckageregion 6 med 8 577 ha åkermark, längd dike/ha åkermark < 7m/ha,

$$(8577 \text{ ha} \times 0,3 \times 0,01 \times 0,2 \times 122 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ år}^{-1}) = 630 \text{ kgN år}^{-1}$$

Reduktionspotentialen beräknades med hjälp av åtgärdsutrymmet (d.v.s. 5% av jordbruksarealen)  $\times$  reduktionseffekten (se bilaga 2).

### Åtgärdskostnad

Tills vidare används den nationella schablonen från åtgärdsbiblioteket (49 400 kr ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>) utan lokal anpassning.

För att uppskatta kostnaden för fosfordammar har följande antagande använts:

- medelstorlek 0,2 ha
- avrinningsområdet till varje fosfordamm är i medeltal 100 ha (d.v.s. fosfordammens yta är ca 0,2 procent av avrinningsområdets storlek)

### Exempel

Kostnaden för det lokala avrinningsområdet till vattenförekomsten i exemplet blir då:

$$\left(\frac{8577 \text{ ha} \times 0,3}{100 \text{ ha}}\right) \times 0,2 \text{ ha} \times 49400 \text{ kr ha}^{-1} \text{ år}^{-1} = 254\,000 \text{ kr}$$

### Osäkerheter och begränsningar

- Det finns få mätningar av fosfordammars effektivitet i Sverige. I en studie av fosfordammar i Norge (Braskerud, 2001) varierade retentionen mellan 21 och 44 procent för totalfosfor (TP). Den enda fosfordamm som studerats noggrant i Sverige har en yta motsvarande 0,27 procent av avrinningsområdet (Kynkääniemi m fl, 2013). Koncentrationen TP i inkommande flöde var 300 µg/l varav 100 µg/l var löst fosfor (DP). Belastningen på dammen var 193 kg TP per år. Den totala fosforreduktionen var 36 procent (28 procent för löst fosfor och 40 procent för partikulärt bunden fosfor, PP).
- Beräkningen av åtgärdsutrymmet är en approximering och åtgärdsutrymmet kan lokalt vara under- eller överskattat.
- Beräkningen av åtgärdsutrymmet och åtgärdskostnader tar inte hänsyn till djupet på dikena där fosfordammarna är tänkt att kunna placeras. Djupet kan avsevärd öka anläggningskostnaderna jämfört med schablon eller i vissa fall även göra åtgärden praktiskt ogenomförbar.

### Anpassad stallgödselspridning

För att minska förlusterna av fosfor vid spridning av stallgödsel finns det ett antal åtgärder som kan vara aktuella; gödsling enligt Jordbruksverkets rekommendation (Bång m fl, 2012; Jordbruksverket, 2013), undvika höga engångsgivor av fosfor (Djodjic och Kyllmar, 2011), nedmyllning av gödsel på obrukad mark i anslutning spridningstillfället (Bång m fl, 2012), nedmyllning av gödsel i växande gröda, undvika tillförsel av stallgödsel under senhösten då tillväxten avtagit.

Mängden kväve och fosfor i stallgödsel kopplat till enskilda vattenförekomster har beräknats av Jordbruksverket baserat på statistik av antalet djur från 2010 (se Bilaga 1).

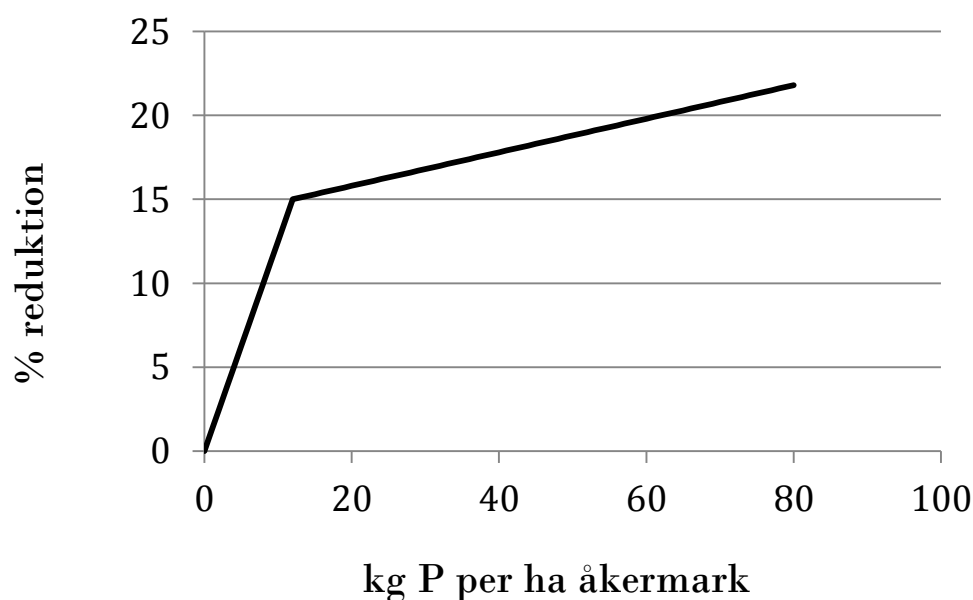
Vattenförekomster med mindre än 5 ha åkermark samt vattenförekomster där andelen åkermark är mindre än 5 % av den totala ytan har uteslutits från analysen.

### Åtgärdsutrymme

Åtgärdsutrymmet per vattenförekomst har antagits relaterat till mängden fosfor som produceras med stallgödsel utifrån schabloner kopplade till djurantal från olika djurslag (Jordbruksverket, 2013). Del-åtgärden "undvika tillförsel av stallgödsel under senhösten då tillväxten avtagit" gäller framförallt tillförsel av flytgödsel på vallar. Denna åtgärd är huvudsakligen kopplad till gårdar med mjölkproduktion.

### Effekt

Effekten sattes till en minskning med 10 procent av den specifika förlusten från jordbruksmarken (från SMED/FUT:en) för ett avrinningsområde med genomsnittligt antal djurenheter per ha åkermark.<sup>3</sup> Schablonen baseras på åtgärderna gödsling enligt rekommendation och att undvika höga engångsgivor i enlighet med beräkningarna i Lillåprojektet (Larsson och Gyllström, 2013). I ett genomsnittligt avrinningsområde producerades 8 kg P per hektar om den fördelas över hela åkerarealen. Det samband mellan P i stallgödsel och reduktion som ansattes framgår av Figur 3. Den maximala reduktionen som kan erhållas med denna åtgärd är 22 % av den specifika belastningen.



Figur 3. Samband mellan producerad mängd fosfor i stallgödsel och antagen reduktionseffekt.

<sup>3</sup> Avrinningsområden med mindre än 5 % åkerareal samt områden med mindre än 5 ha åker uteslötts

### Reduktionspotential

Reduktionspotentialen beräknades med hjälp av åtgärdsutrymmet, d.v.s. mängden P från stallgödsel  $\times$  den specifika belastningen från jordbruksmarken  $\times$  reduktionsschablonen.

#### Exempel

För Lillån där åkerarealen är 8577 ha och den specifika belastningen är 0,61 kg/ha och där den genomsnittliga P-tillförseln med stallgödsel var 8 kg/åkermark vilket resulterar i en reduktionsschablon på 10 % blir reduktionspotentialen:

$$(8577 \text{ ha} \times 0,61 \text{ kgP ha}^{-1} \text{ år}^{-1} \times 0,1) = 523 \text{ kgP år}^{-1}$$

### Åtgärdskostnad

Tills vidare används den nationella schablonen från åtgärdsbiblioteket (1650 kr per kg reducerat P  $\text{år}^{-1}$ ) utan lokal anpassning.

#### Exempel

Kostnaden för det lokala avrinningsområdet till vattenförekomsten i exemplet blir då:

$$523 \text{ kg P år}^{-1} \times 1650 \text{ kr} = 863\,000 \text{ kr år}^{-1}$$

### Osäkerheter och begränsningar

Beräkningen av åtgärdsutrymmet bygger på antaganden som innehåller ett antal osäkerheter. En är att stallgödseln sprids inom det avrinningsområde där djuren är registrerade. Det innebär i så fall att åtgärdsutrymmet är överskattat för vissa vattenförekomster och underskattat i samma grad för de vattenförekomster där stallgödseln sprids. Eftersom åtgärden egentligen består av fyra olika åtgärder finns det osäkerheter i åtgärdsutrymmet kopplat till var och en av de olika del-åtgärderna.

För gödsling enligt Jordbruksverkets rekommendation är åtgärdsutrymmet en kombination av tillgänglig mängd stallgödsel fosfor och markens fosforinnehåll (P-AL). Ingen hänsyn har emellertid tagits till markens fosforinnehåll då tillräckligt detaljerad data saknas. I områden med låga P-AL-tal i marken är åtgärdsutrymmet således överskattat medan det är underskattat i områden med höga P-AL-tal.

### Kalkfilterdiken

Åtgärden kalkfilterdiken har här definierats att gälla sådana som anläggs enbart i samband med nytäckdikning eller omtäckdikning på lerjordar. Strukturkalk blandas in i jorden vid återfyllning av täckdiken. Den kalkinblandade jorden kan binda fosfor i det infiltrerande vattnet från markytan och ger dessutom en porös återfyllnad som förbättrar dräneringens funktion på täta lerjordar. Ytterligare en effekt kan vara att den förbättrar infiltrationen och minskar risken för stående ytvatten och för ytavrinning och erosion.

### Åtgärdsutrymme

Åtgärden är främst aktuell på lerjordar och den är endast tillräckligt kostnadseffektiv om den sker i samband med om- eller nytäckdikning. Detta är samma antaganden som Jordbruksverket anfört tidigare där de också konstaterar att *“En stor del, cirka 1,2 miljoner ha av totalt 2,8 miljoner hektar, av Sveriges åkermark är dränerad men de flesta av*

dessa täckdikessystem är gamla och behöver underhållas, kompletteras eller göras om. Jordbruksverkets vattenenhet har bedömt att behovet av ny- och kompletteringstäckdikning uppgår till cirka 1 miljon hektar. Om 1 miljon ha är i behov av täckdikning eller nytäckdikning och dessa har samma fördelning av jordart som Sveriges åkerareal, så motsvarar det 590 000 ha med lerjordar med behov av om- eller nytäckdikning” (Bång m fl, 2012). Detta motsvarar 74 procent av lerjordarna i Sverige. Jordbruksverkets uppskattning av andelen lerjord av åkermarken är något hög. Vid en jämförelse av arealen för de lerjordar som tagits fram enligt antagandena i åtgärden strukturkalkning med den totala åkerarealen blir resultatet att ca 30 procent utgörs av lerjordar. Om- eller nydikningsbehovet skulle då bli ca 300 000 ha. Detta motsvarar ca 38 procent av lerjordarna eller drygt 3 procent per år under 12 år mellan 2015 och 2027.

### Effekt

I ett svenskt fältförsök (Lindström och Ulén, 2003) var effekten 0,2 kg P per hektar, motsvarande ca 16 procent reduktion av fosfor och i ett 7-årigt litauiskt försök var fosforreduktionen ca 50 procent (Saulys och Bastiene, 2008). Här antas en nettoreduktion av totalfosfor på 25 procent precis som i åtgärdsbiblioteket (baserat på 35 procent bruttoreduktion i kalkfilterdiket men att förluster också sker via andra vägar än via kalkfilterdiket).

### Reduktionspotential

Reduktionspotentialen beräknades med hjälp av

- åtgärdsutrymmet, d.v.s. 38 procent av arealen åker med lerhalt över 15 procent (arealen framtagna enligt metoden för strukturkalkning) i ha.
- den specifika belastningen från jordbruksmark från SMED/FUT
- reduktionsschablonen för åtgärds-kategorin från [åtgärdsbiblioteket](#).

Reduktionspotentialen för en vattenförekomst beräknas då enligt:

Arealen åker med lerjord × andelen åker som behöver omtäckdikas (38 procent på 12 år) × specifik belastning för ARO:t × reningsgraden (25 procent)

### Exempel

Exempelområdet Lillån har en jordbruksareal på 8577 ha varav 7777 ha är lerjordar. Den specifika belastningen från jordbruksmark är 0,61 kgP per ha och år. Om 38 procent av arealen omtäckdikas till 2027 blir effekten:

$$7777 \text{ ha} \times 0,38 \times 0,61 \text{ kgP ha}^{-1}\text{år}^{-1} \times 0,25 = 712 \text{ kgP år}^{-1}$$

### Åtgärds-kostnad

Tills vidare används den nationella schablonen från [åtgärdsbiblioteket](#) (630 kr ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>) utan lokal anpassning.

Kostnaden beräknas enligt:

$$\text{Kostnad} = \text{Åtgärdad areal åker} \times \text{kostnadsschablon}$$

### Exempel

Kostnaden för exempelområdet ovan blir:

$$7777 \text{ ha} \times 0,38 \times 630 \text{ kr ha}^{-1} \text{ år}^{-1} = 1\,861\,814 \text{ kr år}^{-1}$$

## Osäkerheter och begränsningar

Effekten baseras på resultat från endast två försök med en relativ stor spridning i uppnådd minskning i fosforförluster. Åtgärdens effektivitet på olika jordarter är inte undersökt och reduktionspotentialen kan därför vara både över- eller underskattad (se även åtgärdsbeskrivningen för strukturkalkning).

## Skyddszoner

Åtgärden definieras som gräsbevuxna skyddszoner längs vattendrag där det inte finns något krav på att växtmaterialet ska skördas (i enlighet med dagens stödregler för skyddszoner). Dessa får anläggas längs vattendrag som är blåmarkerade på fastighetskartan eller har rinnande vatten året runt.

Åtgärden är uppdelad i fem delar som motsvarar skyddszoner med olika bredd (2, 6, 10, 15 och 20 meter). Orsaken till detta är att olika skyddszonsbredd kan vara aktuella för olika vattenförekomster beroende på de olika skyddszonernas (med olika bredd) kostnadseffektivitet i relation till andra åtgärder samt till områdets åtgärdsbehov.

Resultat från modellen FyrisSkz har använts, där SLU genomfört en beräkning av effekten och kostnaderna av skyddszoner på uppdrag av vattenmyndigheterna. En teknisk beskrivning av modellen kan hittas här: <http://fyriszkz.slu.se/>

I den redogörs även mer utförligt hur åtgärden definieras och beräknats.

## Åtgärdsutrymme

Med hjälp av lantmäteriets vägkarta (blå kartan) och blockdata från Jordbruksverket uppskattades den totala möjliga längden och påverkansarean från åkermark mot vattendrag. En uppskattning av hur mycket skyddszon som redan finns gjordes även med hjälp av information om miljöstöd. Informationen om åkerarealen och stödsökt areal skyddszon baseras på data från 2005.

## Effekt för fosfor

Belastning av fosfor på skyddszonerna beräknas utifrån läckageregion, jordart, fosforklass, lutningsklass, gröda samt andel ytavrinning. Effekten av skyddszonerna beror sedan på skyddszonens bredd och fältets lutning så att reduktionen kan variera mellan 13 och 72 procent.

## Effekt för kväve

Effekten av skyddszonerna är beräknad utifrån skillnaden i medelläckage av kväve från jordbruksmark i den läckageregion som området tillhör och läckaget från en ogödslad vall (Bilaga 3; Johnsson m.fl. 2008).

## Reduktionspotential för fosfor

Reduktionspotentialen i FyrisSKZ (Larsson m fl, 2013) beräknades med hjälp av:

- åtgärdsutrymme, d v s den potentiella skyddszonslängden längs vattendrag. Den beror bland annat på grödmixen i området, längd strandlinje till sjöar och vattendrag med angränsande jordbruksmark, samt befintlig längd skyddszoner.
- specifika förlusten av fosfor från jordbruksmark via ytavrinning, samt

- skyddszonens reduktionseffekt som bland annat beror på skyddszonens bredd, fältets lutning intill vattendraget, ytavrinningsvattnets fosforkoncentration och reduktionseffektiviteten av skyddszonen.

Reduktionspotentialen för en vattenförekomst beräknas då enligt:

Exempelområdet Lillån har potentiell skyddszonsareal (med 20 meter bred skyddszon) på 603 hektar. När olämpliga grödor (t ex vall) och befintliga skyddszoner är subtraherade kvarstår 481 hektar. Reduktionseffekten varierar mellan 0,06 upp till 0,55 kg P per hektar skyddszon med en medeffekt på 0,34. Det innebär att reduktionspotentialen för skyddszoner i området är 164 kg P.

### Reduktionspotential för kväve

Reduktionspotentialen för kväve (se Bilaga 3) baseras på samma åtgärdsutrymme som för fosfor multiplicerat med reduktionseffekten för kväve.

$$491 \text{ ha} \times 7,7 \text{ kgN ha}^{-1}\text{år}^{-1} = 3781 \text{ kgN år}^{-1}$$

### Åtgärdskostnad

En lokal kostnad har uppskattats med hjälp av ett alternativt markvärde baserat på arrendepriiser, tillsammans med uppskattningar av kostnaderna för användning av etableringen av skyddszonerna (maskinkostnader vid sådd, utsäde och arbete).

### Omräkning av FyrisSkz till vattenförekomstnivå

FyrisSkz presenterar sina resultat för den version av delavrinningsområden som används i PLC5. För att kunna summera eller bryta ned detta till de lokala avrinningsområdena för varje vattenförekomst så har en omfördelning gjorts. I de fall resultaten behövde fördelas ut på områden som är mindre än resultatsområdena i FyrisSkz så har detta gjorts efter andelen åkermark i respektive område.

Resultaten presenteras som kostnad och effekt för en 2 meter bred skyddszon, kostnad och effekt för en 6 meter bred skyddszon osv för 10, 15 och 20 meter breda skyddszoner. Dessa har räknats om för att kunna bedöma 5 oberoende åtgärder som speglar skyddszonernas marginaleffekt och marginalkostnad. De "första" två metrarna av de 20 meter som beräknats i FyrisSkz är de mest kostnadseffektiva. Medan de sista 5 metrarna i en 20 meter bred zon är de minst kostnadseffektiva.

Det finns alltså kostnad och effekt för en 2 meter bred skyddszon. Sen finns kostnad och effekt för att lägga till 4 meters bredd till denna skyddszon, kostnad och effekt för ytterligare 4 meters bredd, ytterligare 5 meter och slutligen ytterligare 5 meter. På detta vis kan åtgärden jämföras med andra åtgärder och deras kostnadseffektivitet genom att välja att bara ta med den/de bredd(er) som är kostnadseffektiva jämfört med andra åtgärder i vattenförekomsten.

För att använda den totala effekten eller kostnaden av en 20 meter bred skyddszon behöver uppgifterna för de fem bredderna (0-2, 2-4, 6-10, 10-15 och 15-20 meter) adderas. För att till exempel få den totala kostnaden och effekten av en 10 meter bred skyddszon summeras kostnad och effekt för de tre första bredderna.



## Osäkerheter och begränsningar

Även om skyddszoner är en etablerad åtgärd och relativt väl undersökt finns det ett antal osäkerheter i underlaget:

- det är relativt osäkert hur stora fosforförlusterna är via ytavrinning jämfört med hur mycket som förloras genom marken och via dräneringen,
- korrigeringen för placering av skyddszoner i icke-optimala lägen genom att minska skyddszonernas effektivitet från 50 till 25 procent är ett osäkert antagande liksom hur stor del av fältet som bidrar med ytavrinningsvatten och
- reduktionseffekten av skyddszoner uppvisar en stor variation i forskningsresultaten

## Tvästegsdiken

Tvästegsdiken har utvidgade dikeskanter som ett slags plåtår på sidorna istället för släta sidor från dikesbotten till marknivå. De kan anläggas i de diken med svag lutning som oftast utgör en del av ett markavvattningsföretag. Vid höga flöden stiger vattennivån upp och rinner över de gräsbevuxna plåtåren. På så sätt minskar flödehastigheten och det sker en ökad sedimentation av partiklar och därmed retention av fosfor. En ökad stabilitet i de gräsbevuxna dikeskanterna samt en lägre flödehastighet minskar dessutom risken för ras och erosion i diket. Förutom ökad reduktionen av fosfor och kväve finns det synergieffekter så som ökad biologisk mångfald samt ökad möjlighet att lokalt minska översvämningar.

### Åtgärdsutrymme

Den maximala längden för anläggning av tvästegsdiken beräknades från längden vattendrag i jordbruksmark enligt fastighetskartans hydrografiska skikt. Längden som utgörs av vattenförekomst räknades bort. Därefter antogs att 10 % av denna längd kan omvandlas till tvästegsdike.

Exempel: I Lillåns avrinningsområde finns det 125 100 meter dike som inte är vattenförekomst vilket innebär ett åtgärdsutrymme motsvarar:

$$0,1 * 125\ 000\ meter = 12\ 510\ meter$$

### Effekt för fosfor

Effekten av tvästegsdiken sätts till 2 procent per meter tvästegsdike av den specifika belastningen av fosfor från jordbruksmarken i området.

#### Exempel

Reduktionspotentialen för Lillån med en specifik belastning på 0,61 kg fosfor per hektar blir:

$$(12\ 510 \times 0,02 \times 0,61\ kgP\ \text{år}^{-1}) = 153\ kgP\ \text{år}^{-1}$$

### Effekt för kväve

Effekten av tvästegsdiken sätts till 1 procent per meter tvästegsdike av medelläckaget från jordbruksmarken i läckageregionen (Johnsson m fl, 2008).

#### Exempel

Reduktionspotentialen för Lillån som ligger i läckageregion 6 (9 kg N/ha i medelläckage):

$$(12\ 510 \times 0,01 \times 9,2\ kgN\ \text{år}^{-1}) = 1151\ kgP\ \text{år}^{-1}$$

### Åtgärdskostnad

Tills vidare används den nationella schablonen från [åtgärdsbiblioteket](#) (44 kr m<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>) utan lokal anpassning.

### Exempel

Kostnaden för det lokala avrinningsområdet till vattenförekomsten i exemplet blir då:

$$12\,500\text{ m} \times 44\text{ kr m}^{-1}\text{ år}^{-1} = 550\,000\text{ kr år}^{-1}$$

### Osäkerheter och begränsningar

Erfarenheten av denna åtgärd är begränsad vilket gör beräkningarna av åtgärdsutrymme och åtgärdens kostnadseffektivitet osäker.

- Beräkningen av åtgärdsutrymme bygger på antagandet att 10% av vattendragslängden kan omvandlas till tvåstegsdiken.
- Det finns inga försöksresultat för att verifiera effekten för fosfor.

### Ökad rening av fosfor till 0,1 mg/l vid avloppsreningsverk

Vattenmyndigheternas analys och data av åtgärder för rening av fosfor och kväve från avloppsreningsverk bygger i stora delar på arbeten av IVL (Ek m fl, 2009) och Naturvårdsverket (2012).

Målsättningen med åtgärderna för avloppsreningsverk är att skapa ett grundmaterial som bygger på samma förutsättning och antaganden. Grundmaterialet, med sina grova antaganden och förenklingar, kan sedan kvalitetssäkras och förbättras genom att flera olika aktörer ges möjlighet att ge feedback.

IVL och Naturvårdsverket har samlat in teknikenkäter från reningsverken i flera omgångar (i synnerhet för verk i södra Sverige) och även använt miljörapportering i form av miljörapporter. Huvuddelen av uppgifterna är från före 2010 men även äldre och yngre uppgifter förekommer. Häri ligger en stor brist eftersom flera reningsverk uppdaterat sin reningprocess men framförallt har kvaliteten på utsläppsdata som avloppsreningsverken rapporterar blivit bättre med åren. Det finns också flera avloppsreningsverk som det saknats information om befintlig teknik och genomsnittsschabloner har då använts.

I det nationella underlaget har två åtgärds kategorier använts för avloppsreningsverken beroende på om det fanns uppgifter om befintlig teknik eller inte. Åtgärds kategorin ”Ökad rening av P till 0,1 mg/l vid avloppsreningsverk” har använts för avloppsreningsverk där det fanns en uppgift på befintlig teknik. Detta gäller i första hand större avloppsreningsverk (B-anläggningar) söder om Dalälven. Större reningsverk utan uppgift om befintlig teknik samt mindre avloppsreningsverk (C-anläggningar) har åtgärds kategorin ”Öka P-rening i avloppsreningsverk (ospecificerat)” använts. För dessa har genomsnittsschabloner använts.

Den nämnda kvalitetssäkringen har dock försökt adressera de ovan redovisade bristerna. Kvalitetssäkringen behöver fortsätta ytterligare under samrådet. Det ska dock noteras att åtgärds kostnaderna och reduktionerna inte ska användas som underlag för prövning. Vid prövning behöver bättre data tas fram och, såsom lagstiftningen föreskriver, ska avloppsreningsverken provas i varje enskilt fall.

Åtgärderna tar sin utgångspunkt i att minska fosforutsläppen till 0,1 mg/L i utgående vatten. En nivå som ca 20 procent av avloppsreningsverken uppnådde 2012.

### **Åtgärdsutrymme**

Åtgärden är egentligen en kombination av tre olika åtgärder, nämligen efterfällning, ökad dosering av fällningskemikalier samt ett avancerat filter. Dessa tre åtgärder har applicerats på reningsverken utifrån vilket reningsteknik som verket har. En del verk har bedömts behöva alla tre och andra har bara behövt en av åtgärderna. Med hjälp av den föreskrivna kombinationen av de tre åtgärderna kommer avloppsreningsverket uppnå fosforrening med 0,1 mg/liter.

### **Åtgärdseffekt**

Fosforreduktionen har beräknats som skillnaden mellan befintlig halt (obs genomsnitt av utsläppt halt 2006-2010) och 0,1 mg totalfosfor/liter. Utifrån halten och vattenflödet har sedan utsläppsreduktionen beräknats i ton.

### **Åtgärder och kostnader**

Nedan beskrivs de tre åtgärderna som ingår i kombinationen mer ingående.

**Installation av efterfällning:** En effektiv efterfällning är en förutsättning för att komma ner till de låga utsläppssiffror som är målet i denna åtgärdsanalys. Alla verk som 2009 saknade en efterfällning har därför antagits behöva en. Att verket har plats och bemanning för en sådan utgör ett grundantagande. Kostnaden för nyinsatt efterfällning är baserad på budgetberäkningar för tre flöden, och interpolation mellan dem. Här har antagits att det finns utrymme för utbyggnaden, vilket inte alls alltid är fallet.

Åtgärdskostnaderna har räknats upp till 2013 års penningvärde (oktober) med hjälp av konsumentprisindex.

**Ökad dosering av fällningskemikalier:** Utgångspunkten har varit erfarenheterna från Uppsala reningsverk som uppnår högt ställda krav på fosforreduktion. Uppsala använder ca 30 ml PIX-111/m<sup>3</sup> i efterfällningen. 10 ml/m<sup>3</sup> av dessa 30 är för att nå de extra låga halterna som krävs. 10 ml PIX-111, eller liknande produkter, kostar ca 0,014 kr vid köp av större mängder. Åtgärdskostnaderna har räknats upp till 2013 års penningvärde (oktober) med hjälp av konsumentprisindex. I analysen antas 0,2 mg fosfor/liter uppnås med hjälp av denna delåtgärd.

Verk som redan har en befintlig efterfällning antas utan extra kostnad kunna hantera det extra tillskottet av slam. Det kan möjligen finnas en risk att alltför stor återföring av överskott av fällningsmetaller kan skapa en brist på fosfor i biologin, men det bortses ifrån här.

**Installation av 2-media sandfilter eller motsvarande:** 2-media sandfilter är den mest avancerade åtgärden som föreslås här. Det rör sig alltså inte om en vanlig sandfälla utan en mer avancerad reningsteknik. Eftersom denna filterteknik ofta är dyr att installera är det också denna åtgärd som fördyrar åtgärdskostnaden. IVL:s kostnadsuppskattningar bygger på budgetofferter för installation av 2-media sandfilter för tre olika flöden. För flöden däremellan har kostnaderna tagits fram med interpolering. Förutsättningen var att det fanns utrymme, vilket inte alltid gäller i verkligheten. Åtgärdskostnaderna har räknats upp till 2013 års penningvärde (oktober) med hjälp av konsumentprisindex. Utvecklingen går framåt och flera tekniska lösningar kan idag uppnå halter på 0,1 mg i utgående vatten. Ovanstående sandfilter bör således betraktas som en typåtgärd.

### **Osäkerheter och begränsningar**

Osäkerheter och antaganden inom denna åtgärdskategori är mindre än inom ”Öka P-rening i avloppsreningsverk (ospecificerat). Det kvarstår dock en hel del osäkerheter.

- Felaktigt ifyllda och inaktuella teknikenkäter.
- Inaktuell data på utsläpp.
- Åtgärdernas lämplighet, samt uppskattade kostnader och effekter är relevanta i genomsnitt men kan vara felaktiva i det enskilda fallet.
- Utvecklingen av ny teknik gör kostnader och effekter inaktuella.

### **Öka P-rening i avloppsreningsverk (ospecificerat)**

I inledningen under rubriken ”Ökad rening av fosfor till 0,1 mg/l vid avloppsreningsverk” finns en del allmän information som även berör denna åtgärd.

#### **Åtgärdsutrymme**

Denna åtgärdskategori har i de nationella beräkningarna använts för större avloppsreningsverk som det saknades uppgifter om befintlig teknik (framförallt norr om Dalälven) samt mindre reningsverk (C-anläggningar).

Det finns stora svårigheter att uppskatta åtgärder för avloppsreningsverk utan att veta något om befintlig process. Att sedan göra kostnads- och effektschabloner är förenade med ännu större osäkerhet. Data för följande grupper ska således betraktas som högst osäkra innan kvalitetssäkring genomförts.

#### **Åtgärdseffekt och kostnader**

**Större reningsverk utan data:** För tillståndspliktiga avloppsreningsverk utan data har genomsnitteffekten för de 253 verk som det fanns tillgång till data för använts. Effekten beräknades avrundat till 520 kg. Åtgärdskostnaderna är en enkel schablon av genomsnittlig åtgärdskostnad för avloppsreningsverken med en föreskriven åtgärd. Kostnaden beräknas då avrundat till 1 976 000 kr.

**Mindre avloppsreningsverk:** För anmälningspliktiga avloppsreningsverk, dvs. C-verksamheter, har inte kravet på 0,1 mg/l ansetts rimligt. Den antagna åtgärden för dessa verk är endast installation av ett efterfällningssteg med 95 % rening. Detta är en relativt omfattande åtgärd för flera mindre reningsverk. Vilket också återspeglar sig i de uppskattade åtgärdskostnaderna. De nationella beräkningarna gör inte gällande att denna åtgärd skulle vara aktuell eller lämplig överallt. Vilken faktiskt åtgärd som är relevant i det enskilda fallet bör utredas vid respektive verk. Åtgärden ska betraktas som typåtgärd i ett nationellt underlag och kan lokalt representera flera olika rimliga åtgärder.

Åtgärdskostnaderna har beräknats genom att används halva genomsnittskostnad för ett nytt efterfällningssteg för de fem minsta tillståndspliktiga avloppsreningsverken (enligt BOD belastning). Åtgärdskostnaden beräknas då avrundat till ca 216 000 kr.

De mindre reningsverken lokalisering och utsläpp har hämtats ur SMED:s underlag och är således mer än fem år gammal. I vissa fall har reningsverket lagts ner eller ändrat utsläppen betydligt. Dessa förändringar hoppas kunna fångas upp i den kvalitetssäkring som pågår.

### **Osäkerheter och begränsningar**

Osäkerheterna och antaganden är betydande för denna åtgärdskategori. Flera variabler bygger på ett nationellt genomsnitt och inte på data från det enskilda avloppsreningsverket. Detta innebär att åtgärderna inte kan anses vara giltiga i det

enskilda fallet. Kvalitetsgranskning har genomförts och behöver ytterligare kvalitetsgranskas under samrådet.

## **Installera kemisk P-fällning för bräddat avloppsvatten**

Ett avloppsreningsverk kan inte ta emot obegränsat med avloppsvatten. De dimensioneras för att klara av ett visst flöde. Många verk måste dock av olika anledningar leda förbi (brädda) spillvattnet orenat. I vissa fall kan det bero på driftstörningar i verket. Den vanligaste orsaken är dock att regnvatten leds i samma ledningsnät som avloppsvattnet. Vid mycket nederbörd kan avloppsreningsverket inte hantera den höga belastningen och måste då brädda. Bräddning sker vanligtvis redan på ledningsnätet, exempelvis vid en pumpstation. De bräddningar som adresseras med denna åtgärd är endast de som sker vid reningsverket.

I flera verk står bräddvattenutsläppet för några procent av verkets årliga utsläpp av fosfor. För vissa verk kan denna typ av utsläpp vara betydligt högre än så, i alla fall tillfälligt. Flera svenska avloppsreningsverk har installerat en enkel kemisk fällning för att begränsa dessa utsläpp. Vid GRYAAB i Göteborg kan vissa av de befintliga bassängerna avdelas vid behov, men andra verk har byggt bassänger endast avsedda för detta ändamål. Uppskattningarna för denna åtgärd vilar på generella antaganden om både kostnader och effekter. Åtgärden bygger exempelvis på antagandet att det finns utrymme att anlägga nya bassänger för fällning.

### **Åtgärdseffekt**

Beräkningarna bygger på ett antagande om att en procent av inkommande fosfor bräddas. I verkligheten varierar bräddningen mellan ledningsverk och år. Det finns många som inte bräddar någonting vissa år men också en del som bräddar en avsevärd mängd varje år. I de nationella åtgärderna har ingen hänsyn tagits till detta men i lokal kvalitetssäkring kan detta göras. Åtgärden innebär att fällningen kan reducera 95 procent av den fosfor som bräddas. Om 95-procentig reduktion uppnås beror självklart på utformning av fällningssteget, exempelvis på bassängvolym mm. Exempelvis kan en bräddvattenrening anordnas genom att, vid behov, avdela några av de befintliga bassängerna för ändamålet. Då bör både kostnaderna och effekterna justeras efter dessa förutsättningar.

### **Åtgärdsutrymme**

Alla tillståndspliktiga avloppsreningsverk har antagits behöva en bräddvattenrening i det nationella underlaget. Det finns dock vissa avloppsreningsverk som redan idag har reningssteget. Någon hänsyn till detta har inte gjorts i det nationella underlaget utan det bör hanteras inom ramen för kvalitetssäkring.

### **Åtgärds kostnad**

Kostnaden för att införa en bräddvattenrening har antagits vara densamma som en ny fosforfällning som IVL beräknat (Ek m fl, 2009). För de större avloppsreningsverk (B-anläggningar) som saknade data i den nationell underlaget, användes en kostnad som motsvarar genomsnittet för de beräknade 253 verken, dvs. 502 000 kr. För mindre reningsverk (C-anläggningar) antas ingen bräddvattenrening behövas.

## Nytt kväverenningssteg i avloppsreningsverk

### Åtgärdsutrymme

Åtgärdsutrymmet har identifierats utifrån teknikenkäter om befintlig teknik och utsläppsnivåer som genomförts av IVL och Naturvårdsverket med anledning av regeringsuppdraget om styrmedel för avloppsreningsverk 2012. Även tidigare teknikenkäter har använts som underlag.

Åtgärdseffekter och kostnader bygger också på denna källa.

### Åtgärdseffekt och kostnader

Schabloner har använts för att uppskatta investeringskostnader för konstruktion av ny kväverening (Ek m fl, 2009). Investeringskostnaderna baseras på antagande om fullständig nitrifikation och blir därmed beroende av inkommande mängd totalkväve. Kostnader för ökat energibehov är baserat på formeln  $0,8((2 \times 0,7 \times N_{in}) + (4 \times 0,2 \times N_{in}))$  (Ek m fl, 2009). Det är en teoretiskt beräknad kostnad för den extra energi som åtgår för luftning. Kostnaden för energi per år är inkluderad i formeln för beräkning av driftkostnader.

Antaganden: Att det finns tillräckligt utrymme för utbyggnad av bassänger för N-rening.

### Osäkerheter och begräsningar

Det finns en del osäkerheter i avloppsreningsverkens rapporterade utsläpp, samt även i uppgifterna från teknikenkäterna.

Stora osäkerheter i kostnader för investeringar. Observera att kostnadsuppskattningarna är medelvärden och för investeringskostnaden kan det skilja med en faktor upp till 2 för enskilda verk beroende på skilda förutsättningar.

## Extra kolkälla i avloppsreningsverk

### Åtgärdsutrymme

Åtgärdsutrymmet har identifierats utifrån teknikenkäter om befintlig teknik och utsläppsnivåer som genomförts av IVL och Naturvårdsverket med anledning av regeringsuppdraget om styrmedel för avloppsreningsverk 2012. Även tidigare teknikenkäter har använts som underlag.

Åtgärdseffekter och kostnader bygger också på denna källa.

### Åtgärdseffekt och kostnader

För verk med fördenitrifikation (FDN) anses kolkällan räcka om BOD/N in är 5,5 eller mer. Verk med delvis Bio-P kräver minst 6,0 och verk med fullständig Bio-P kräver 6,5. För verk med FDN bestämdes behovet av extra kolkälla som den mängd BOD som behövdes för att nå önskad BOD/N-kvot (5,5, 6,0 eller 6,5). För verk med efterdenitrifikation (EDN) bestämdes behovet av extra kolkälla som  $4 \times$  antal ton extra N som behövde tas bort för att nå 80 % total N-minskning. Priset för ny kolkälla sattes till 4 000 kr/ton, och investeringen för förrådkärl och tillsatspumpar sattes till 500 000 kr. Denna investering antogs endast behövas för verk med FDN, eftersom verk med EDN redan doserar kolkälla. Extra slamproduktion beräknades som hälften av tillsatt BOD (COD) och kostnaden för behandling av den till 4 000 kr/ton slam (TS).

Antaganden: Att det finns tillräckligt med utrymme för kolkälledosering och extra kapacitet för slamhantering.

### **Osäkerheter och begräsningar**

Det finns en del osäkerheter i avloppsreningsverkens rapporterade utsläpp, samt även i uppgifterna från teknikenkäterna.

Det finns även en viss spridning mellan vilken BOD/N-kvot som ett verk behöver för kväverening. Investeringskostnaden kommer se olika ut på olika verk.

## **Efterdenitrifikation för extra nitrifikation i avloppsreningsverk**

### **Åtgärdsutrymme**

Åtgärdsutrymmet har identifierats utifrån teknikenkäter om befintlig teknik och utsläppsnivåer som genomförts av IVL och Naturvårdsverket med anledning av regeringsuppdraget om styrmedel för avloppsreningsverk 2012. Även tidigare teknikenkäter har använts som underlag.

Åtgärdseffekter och kostnader bygger också på denna källa.

### **Åtgärdseffekt och kostnader**

Verk som endast har nitrifikation behöver inte en helt ny kväverening, utan har fått efterdenitrifikation till 80 % kvävereduktion.

### **Osäkerheter och begräsningar**

Det finns en del osäkerheter i avloppsreningsverkens rapporterade utsläpp, samt även i uppgifterna från teknikenkäterna.

## **Mer cirkulation i avloppsreningsverk**

### **Åtgärdsutrymme**

Åtgärdsutrymmet har identifierats utifrån teknikenkäter om befintlig teknik och utsläppsnivåer som genomförts av IVL och Naturvårdsverket med anledning av regeringsuppdraget om styrmedel för avloppsreningsverk 2012. Även tidigare teknikenkäter har använts som underlag.

Åtgärdseffekter och kostnader bygger också på denna källa.

Åtgärden antas vara nödvändig på verk som har fördenitrifikation och tillräckligt hög BOD/N-kvot för att klara 80 % reduktion, men som inte utnyttjar möjligheten att recirkulera nitrat i tillräckligt hög grad.

### **Åtgärdseffekt och kostnader**

De nya tillkommande pumparna dimensioneras utifrån befintlig kvävereduktion, vilket också påverkar investeringskostnad och energibehov.

Verket antas idag ha en pumpkapacitet om 1,5 x inkommande avloppsvatten, samt att det finns utrymme för extra pumpar och ökat flöde samt att det finns extra kapacitet för slamhantering.

### **Osäkerheter och begräsningar**

Det finns en del osäkerheter i avloppsreningsverkens rapporterade utsläpp, samt även i uppgifterna från teknikenkäterna.

Det finns även osäkerhet i antaganden om befintlig recirkulation. Det finns en viss spridning mellan vilken BOD/N-kvot som ett verk behöver för kväverening.

## Extra nitrifikation i avloppsreningsverk

### Åtgärdsutrymme

Åtgärdsutrymmet har identifierats utifrån teknikenkäter om befintlig teknik och utsläppsnivåer som genomförts av IVL och Naturvårdsverket med anledning av regeringsuppdraget om styrmedel för avloppsreningsverk 2012. Även tidigare teknikenkäter har använts som underlag.

Åtgärdseffekter och kostnader bygger också på denna källa.

Åtgärdseffekt och kostnader Ny parallell volym för nitrifikation med bärarmaterial för att öka nitrifikationen med 5 mg NO<sub>3</sub>/l. Här används olika uppskattade kostnader och energibehov för:

- extra blåsmaskiner (3 intervall baserat på vattenflöde),
- investering i bassängvolym (5 storleksintervall),
- bärarmaterial och luftarutrustning (3 storleksintervall).

Dessutom finns ett tillägg för konsult- och planeringskostnader. Driftkostnaderna beror av energiförbrukningen. Här antas tre olika nivåer nitrifikation behövas. För verk över 70 % N-reduktion antas 2,5 mgNO<sub>3</sub>/l behövas och för verk över 80 % N-reduktion 1,25 mgNO<sub>3</sub>/l.

### Osäkerheter och begräsningar

Det finns en del osäkerheter i avloppsreningsverkens rapporterade utsläpp, samt även i uppgifterna från teknikenkäterna.

Det antas finnas tillräckligt med utrymme för utbyggnad med parallell volym. Stora osäkerheter i kostnader för investeringar och drift. Observera att kostnadsuppskattningarna är medelvärden och för investeringskostnaden kan det skilja med en faktor upp till 2 för enskilda verk beroende på skilda förutsättningar. Osäkerhet finns rörande verkligt behov av extra nitrifikation på de enskilda verken.

## Öka N-rening i avloppsreningsverk (ospecificerat)

### Åtgärdsutrymme

Denna åtgärd har lagts till alla avloppsreningsverk som saknades i Naturvårdsverkets underlag.

### Åtgärdseffekt och kostnader

Åtgärden är en schablonåtgärd som bygger på genomsnittet av de beräknade åtgärderna. Åtgärden har lagts på alla avloppsreningsverk som det saknas information om befintlig teknik.

### Osäkerheter och begräsningar

Mycket stor osäkerhet eftersom det rör sig om en nationell schablon. Någon anpassning efter befintlig teknik etc. har inte varit möjligt eftersom data saknats. Åtgärden bör kvalitetsgranskas.

## Enskilda avlopp

Enskilda avlopp, eller som de också benämns ”små avloppsanläggningar”, avser här avloppsanläggningar dimensionerade för upp till och med 200 personekvivalenter (Havs- och Vattenmyndigheten, 2013a). Termen innefattar en blandning av olika tekniklösningar



som avser att rena avloppsvatten. Avloppsvattnet kan vara från toaletter, från så kallat BDT-avloppsvatten (avloppsvatten från bad, disk och tvätt) eller en kombination av de båda avloppstyperna.

I Sverige bedöms det idag finnas strax under en miljon hushåll som använder enskilda avloppslösningar och av dessa har ungefär 700 000 vattentoalett ansluten till avloppet. Det finns idag inte en fullständig förteckning över exakt var alla dessa enskilda avlopp finns eller vilken teknik ett visst avlopp använder sig av. Det finns kommuner som har detaljerade inventeringar med information om tekniklösning och geografiskt läge, men många har bara mer övergripande information, gamla eller icke fullständiga inventeringar.

Grundkravet enligt lag är att anläggningen ska klara normal skyddsnivå vilket bland annat innebär att den förväntas uppnå minst 70 procent rening av totalfosfor men beroende på bland annat avloppets lokalisering kan det ställas krav på hög skyddsnivå där minst 90 procent rening av totalfosfor samt 50 procent rening av totalkväve förväntas uppnås (NFS 2006:7). Idag är det ett stort antal enskilda avlopp som inte ens uppnår grundkravet. Exakt vilken reningsgrad en viss avloppslösning kan prestera varierar mellan såväl som inom en viss tekniktyp och eftersom information om reningsgraden för samtliga enskilda avlopp inte finns tillgänglig har en genomsnittlig reningsgrad per tekniklösning använts (SMED, 2011a).

Som utgångspunkt för beräkningen av åtgärdsutrymmet och reduktionsmöjligheter användes statistik från SCB över antal hushåll med enskild avloppsanläggning och folkbokföringsdata från år 2011, fördelningen av tekniklösningar per kommun, uppskattat utsläpp av totalkväve och totalfosfor per person och dygn, samt genomsnittlig reningsgrad per tekniklösning (SMED, 2011a). Det tillvägagångssätt som använts är detsamma som redogörs för av SMED (2011a), där även de osäkerheter som medföljer denna typ av beräkningar beskrivs.

Med hjälp av denna statistik har först belastningens storlek från enskilda avlopp i dagsläget uppskattats. Sedan beräknades reduktionspotentialen och åtgärdskostnaden för följande scenarion: 1) att alla enskilda avlopp i området som i dagsläget inte uppfyller kraven för normal skyddsnivå åtgärdas så att de klarar dessa krav och 2) att alla enskilda avlopp som inte uppfyller kraven för hög skyddsnivå åtgärdas så att de klarar dessa krav. För att sedan vid åtgärdsrioritering kunna bedöma kostnadseffektiviteten av att åtgärda upp till normal respektive hög skyddsnivå beräknades skillnaden i reduktionspotential och kostnad mellan de två scenarierna. Resultatet från denna beräkning användes som scenario 3 som beskriver åtgärden att alla enskilda avlopp i ett givet område uppfyller normal skyddsnivå och åtgärdas upp till hög skyddsnivå. Scenarierna 1 och 3 är de som sedan använts i åtgärdsrioritering då de kan bedömas oberoende (med avseende på till exempel kostnadseffektivitet) och vid behov adderas (man får då resultatet för scenario 2) för ett visst område.

Alla beräkningar är samlade i en Microsoft Access databas, och om det finns bättre data över teknikfördelningen eller antal avlopp i ett område kan beräkningarna relativt enkelt göras om med de nya ingångsvärdena och en bättre bedömning erhållas.

### **Åtgärdsutrymme**

Åtgärdsutrymmet definierades för scenario 1 som det antal enskilda avlopp som inte uppnår normal skyddsnivå i dagsläget. Åtgärdsutrymmet för scenario 2 och 3 definieras som antalet avlopp som inte uppnår hög skyddsnivå i dagsläget. För att avgöra hur många enskilda avlopp som inte uppnår kraven jämfördes den genomsnittliga effekten för en teknikkategori (Tabell 4) med kraven i NFS 2006:7 (Tabell 3). Detta tillvägagångssätt

ignorerar det faktum att det finns en stor variation i funktionen inom en teknikkategori som beror av ett flertal faktorer som till exempel anläggningens ålder och dess skötsel. Men utan ett fullständigt, detaljerat dataunderlag är detta det tillvägagångssätt som bedömts vara praktiskt genomförbart. Det bör dock noteras att de markbaserade lösningarna med infiltration eller markbädd med de genomsnittliga reningsgrader som anges i SMED 2011:44 inte klarar kraven för normal skyddsnivå om de inte kompletteras med P-fällningsteknik eller P-filer. Detta trots att dessa lösningar förmodligen bedöms tillräckliga i många enskilda fall. På samma sätt är det väldigt få lösningar som klarar kraven för kväverening med denna bedömningsmetod. I princip är det bara slutna tank eller urinseparerande tekniker som enligt schablonerna klarar kraven. Det är alltså viktigt att komma ihåg att beräkningarna bygger på väldigt ”strikt” krav, vilket leder till en överskattning av reduktionspotentialen för att åtgärda alla enskilda avlopp till normal skyddsnivå.

**Tabell 3.** Krav på reningsgrad som använts för att avgöra om en teknikkategori uppfyller kraven för normal respektive hög skyddsnivå

Skyddsnivå	Krav reningsgrad totalfosfor	Krav reningsgrad totalkväve
<b>Normal</b>	70%	*
<b>Hög</b>	90%	50%

\* Det finns inget krav på reningsgrad för kväve för normal skyddsnivå i NFS 2006:7 men det bedöms att de tekniker som klarar normal skyddsnivå i snitt renar cirka 30 % av totalkväve (SMED 2011:44).

#### Effekt

Schablonvärden för reningsgrad per teknikkategori hämtades från SMED (2011:44). För några teknikkategorier saknades uppgifter på reningsgrad i denna rapport och dessa uppgifter inhämtades från IVL som sköter beräkningarna för enskilda avlopp inom SMED-konsortiet. De schabloner som använts är därför helt jämförbara med metodiken i SMED:s beräkningar av PLC5 i den fördjupade utvärderingen av miljömålen (SMED 2011b).

**Tabell 4.** Schabloner för reningsgrad per teknikkategori SMED (2011:44)

Teknik	Ämne	reningsgrad	källa
<b>Slamavskiljare + infiltration</b>	Fosfor	50 %	SMED 2011a
<b>Slamavskiljare + markbädd</b>	Fosfor	40 %	SMED 2011a
<b>Slamavskiljare + markbädd/ infiltration + P-fällning/ P-filer</b>	Fosfor	85 %	SMED 2011a
<b>Endast slamavskiljare</b>	Fosfor	15 %	SMED 2011a
<b>Endast BDT</b>	Fosfor	45 %	SMED 2011a
<b>Minireningsverk</b>	Fosfor	80 %	SMED 2011a
<b>Samfällighetslösning m. kemisk och biologisk rening</b>	Fosfor	90 %	IVL Mikael Olshammar, pers. komm.
<b>Samfällighetslösning m. kemisk rening</b>	Fosfor	90 %	IVL Mikael Olshammar, pers. komm.
<b>Samfällighetslösning m.</b>	Fosfor	10 %	IVL Mikael Olshammar, pers.

Teknik	Ämne	reningsgrad	källa
<b>biologisk rening</b>			komm.
<b>Sluten tank</b>	Fosfor	90 %	HaV RU konsekvensanalys 2013
<b>Urinseparerande teknik</b>	Fosfor	90 %	HaV RU konsekvensanalys 2013
<b>Slamavskiljare + infiltration</b>	Kväve	30 %	SMED 2011a
<b>Slamavskiljare + markbadd</b>	Kväve	25 %	SMED 2011a
<b>Slamavskiljare + markbadd/ infiltration + P-fällning/ P- filter</b>	Kväve	30 %	SMED 2011a
<b>Endast slamavskiljare</b>	Kväve	10 %	SMED 2011a
<b>Endast BDT</b>	Kväve	28 %	SMED 2011a
<b>Minireningsverk</b>	Kväve	40 %	SMED 2011a
<b>Samfällighetslösning m. kemisk och biologisk rening.</b>	Kväve	25 %	IVL Mikael Olshammar, pers. komm.
<b>Samfällighetslösning m. kemisk rening.</b>	Kväve	20 %	IVL Mikael Olshammar, pers. komm.
<b>Samfällighetslösning m. biologisk rening.</b>	Kväve	25 %	IVL Mikael Olshammar, pers. komm.
<b>Sluten tank</b>	Kväve	90 %	HaV RU konsekvensanalys 2013
<b>Urinseparerande teknik</b>	Kväve	90 %	HaV RU konsekvensanalys 2013

### Beräkning av belastning i dagsläget

Eftersom statistiken från SCB är på delavrinningsnivå och teknikuppgifterna på kommunnivå kombinerades dessa med antagandet att teknikfördelningen är likadan i hela kommunen, vilket är en felkälla i beräkningarna. De delavrinningsområden som helt ligger inom en kommun fick ärva den procentuella fördelningen av tekniker från teknikenkäten. För de delavrinningsområden som tillhör flera kommuner beräknades ett arealviktat medel av de ingående kommunernas teknikfördelningar. Teknikfördelningen antogs dessutom vara densamma för fritidshus och permanentbostäder vilket förmodligen utgör ännu en felkälla i beräkningarna.

Utsläppen per år från hushållen *till* de enskilda avloppen beräknades från belastning per person och dag multiplicerat med antalet persondagar och andelen av varje teknikslag (Figur 3). Schablonen 180 persondagar per fritidshus användes och för permanentboende multiplicerades antalet folkbokförda på fastigheter med enskilt avlopp med 365 dagar. Observera att det i schablonen för belastning av kväve och fosfor per person och dag för permanentboende ingår ett antagande om 65 procents hemmavaro under de 365 dagarna (Tabell 5). På detta sätt erhålls en uppskattning av den mängd kväve och fosfor som per delavrinningsområde belastar de enskilda avloppen uppdelat på teknikkategorierna.

Reningen av ovan beräknade belastning och den resulterande belastningen *från* de enskilda avloppen per delavrinningsområde beräknades genom att, per teknikslag, multiplicerades den ingående belastningen för varje teknikslag med (1- reningsgraden) för

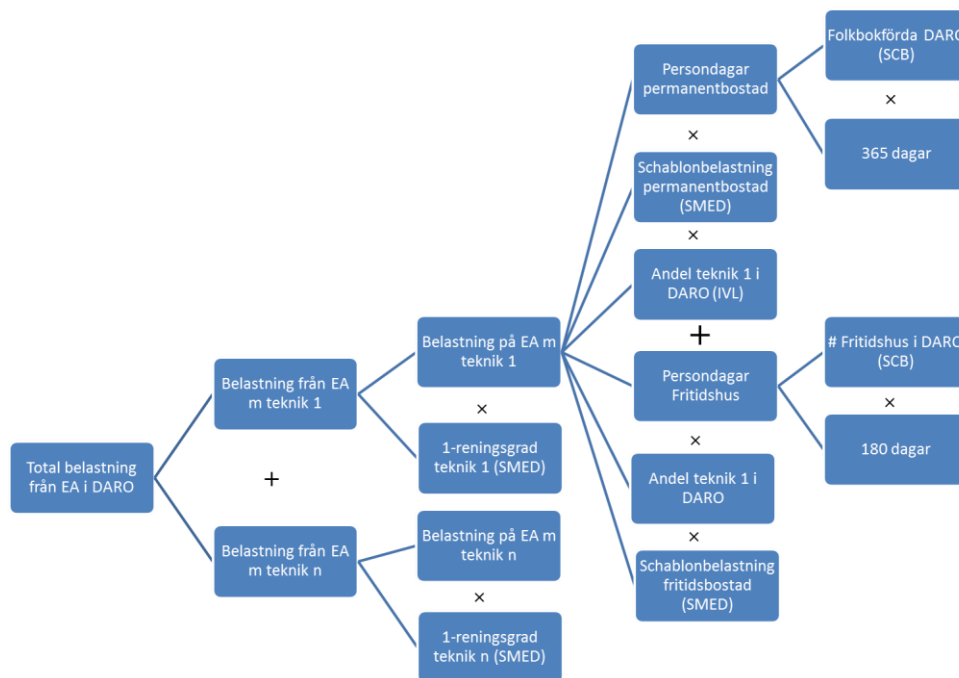
teknikslaget. Belastningarna från varje teknikslag summerades sedan till den totala bruttobelastningen per delavrinningsområde (Figur 3).

Slutligen aggregerades belastningarna till bruttobelastning per vattenförekomst.

Observera att den beräknade belastningen från de enskilda avloppen är helt utan retention i mark innan de når vattendragen. Detta är en förenkling som sannolikt leder till en överskattning av belastningen eftersom retentionen för ett enskilt avlopp i princip kan ligga mellan 0 och 100 % beroende på var avloppet är beläget.

**Tabell 5.** Schabloner för emission av totalfosfor och totalkväve från boende i olika typer av hushåll (SMED 2011a)

Bostadskategori	Ämne	Belastning (g/person & dag)	kommentar
Permanentbostad	Totalfosfor	1,1	baserat på 65 % hemmavaro
Permanentbostad	Totalkväve	9,7	baserat på 65 % hemmavaro
Permanentbostad med endast BDT-utsläpp	Totalfosfor	0,12	baserat på 65 % hemmavaro
Permanentbostad med endast BDT-utsläpp	Totalkväve	1	baserat på 65 % hemmavaro
Fritidsbostad	Totalfosfor	1,7	motsvarande 100 % hemmavaro
Fritidsbostad	Totalkväve	13,7	motsvarande 100 % hemmavaro
Fritidsbostad med endast BDT-utsläpp	Totalfosfor	0,15	motsvarande 100 % hemmavaro
Fritidsbostad med endast BDT-utsläpp	Totalkväve	1,2	motsvarande 100 % hemmavaro



Figur 3. Beräkningsmodell för belastning från enskilda avlopp.

### Reduktionspotential för åtgärderna "Åtgärdande av enskilda avlopp till normal skyddsnivå" och "Åtgärdande av enskilda avlopp från normal skyddsnivå till hög skyddsnivå"

Det är inte möjligt att bedöma vilken teknik som skulle väljas för att uppfylla kraven i enskilda fall och ett antal antaganden har använts.

Ett möjligt angreppssätt är att anta att åtgärden motsvarar den rening som lagen kräver för normal eller hög skyddsnivå. Då skulle effekten av scenario 1 för fosfor beräknas som differensen mellan summan av dagens belastning från de enskilda avlopp som inte klarar normal skyddsnivå och summan av den belastning som skulle komma från samma avlopp med en 70-procentig reningsgrad. Som redan påpekats är det dock ofta så att de tekniker som i medeltal klarar normal skyddsnivå, oftast skjuter över målet. Att ange den, oftast lägre, effekten som krävs för normal skyddsnivå i kombination med kostnadsuppskattningen för dessa tekniker kommer leda till en felaktigt uppskattad kostnadseffektivitet. Därför har antaganden om teknikval och hur stor skillnaden i reningsgrad blir genomförts per teknikkategori. Åtgärder som uppgraderar existerande tekniklösningar har prioriterats och antingen har billigast möjliga åtgärd, eller ett medel av tillgängliga åtgärder som kan tänkas komma på fråga använts (tabell 6).

I dagsläget utgör den genomsnittliga andelen enskilda avlopp som kopplas till kommunala avloppssystemet lite drygt 10 % av alla enskilda avlopp som åtgärdas i hela Sverige (Hampe Mobärg; Maskinentreprenörerna, muntlig kommunikation). Det är rimligt att anta att en andel av de enskilda avloppen även i framtiden kommer att kopplas till befintliga VA-verksamhetsområden. En nivå motsvarande den dubbla av dagens (ca 20 procent) har använts i beräkningarna av scenarierna. Andelen enskilda avlopp som kommer omvandlas till kommunalt VA kommer dock inte vara jämnt fördelad över hela landet, utan beror av koncentrationen enskilda avlopp i ett område samt dess närhet till ett existerande verksamhetsområde. Därför fördelades andelen som omvandlas genom att

skapa två buffertzoner runt tätorter och småorter. Den inre zonen runt tätorter gavs en radie av 5 km och den yttre zon en radie av ytterligare 5 km. För småorter antogs båda zonerna ha hälften så stor radie; 2,5 km. En större andel anslutningar av enskilda avlopp har antagits i den inre zonen än i den yttre, 30 % respektive 5 %. Utanför den yttre zonen antas anslutningsfrekvensen vara försumbar och andelen ansattes där till noll. Med dessa antaganden kommer i genomsnitt ca 22 % av alla enskilda avlopp kopplas till kommunalt VA. Detta är en grov uppskattning men bedöms ge en mer realistisk fördelning än att använda det nationella medeltalet överallt, oavsett om det är i Norrlands inland eller nära en större ort. För den andel enskilda avlopp som antas kopplas till kommunalt VA så används de schabloner för kostnad och reningsgrad som återfinns i åtgärdsbiblioteket i VISS. För kommunalt reningsverk antas en reningsgrad av 100 % för N och P. Detta är förstås inte en korrekt reningsgrad för ett kommunalt reningsverk, men då målet är att beskriva den direkta belastningen på närliggande vattenförekomst intill det åtgärdade enskilda avloppet så antas att belastningen här har upphört.

Reduktionspotentialen för scenario 1 (att alla enskilda avlopp som idag inte uppnår kraven för normal skyddsnivå åtgärdas till en teknik som klarar dessa krav) beräknades genom att, per teknikkategori, anta en åtgärd till reningsgraden för en teknik, eller ett medel av flera alternativa tekniker, som klarar kraven och multiplicerade (1-ny reningsgrad) med den belastning från hushållen till de enskilda avloppen som redan beräknats per tekniklösning och delavrinningsområde. Den utgående belastningen från avloppen med antagen förbättrad teknik summerades sedan först per delavrinningsområde och sedan till vattenförekomst. Differensen mellan belastningen i dagsläget och belastningen efter att avloppen åtgärdats utgör reduktionspotentialen för Scenario 1.

På samma sätt räknades potentialen ut för scenario 2 (att alla enskilda avlopp som inte uppfyller kraven för hög skyddsnivå åtgärdas till en teknik klarar dessa krav).

Slutligen beräknades reduktionspotentialen för scenario 3 (åtgärden att alla enskilda avlopp i ett givet område uppfyller normal skyddsnivå och åtgärdas upp till hög skyddsnivå) som differensen mellan scenario 2 och scenario 1.

#### **Åtgärds kostnad för åtgärderna "Åtgärdande av enskilda avlopp till normal skyddsnivå" och "Åtgärdande av enskilda avlopp från normal skyddsnivå till hög skyddsnivå"**

Kostnadsschablonerna som använts utgår från uppgifter i konsekvensanalysen till Havs- och Vattenmyndighetens rapportering av regeringsuppdraget om styrmedel för en hållbar åtgärdstakt av små avloppsanläggningar (2013). Det är inte möjligt att bedöma vilken teknik som skulle väljas för att uppfylla kraven i enskilda fall och precis som för uppskattningen av reduktionspotentialen har antaganden gjorts per teknikkategori. Åtgärder som uppgraderar existerande tekniklösningar har prioriterats och antingen har billigast möjliga åtgärd, eller ett medel av tillgängliga åtgärder som kan tänkas komma på fråga, använts (tabell 6).

Tabell 6. Kostnadsschabloner för åtgärder av enskilda avlopp

Åtgärd	Kostnad (kr / EA och år)	Kommentar	Referens
Infiltration åtgärdad till normal skyddsnivå	4995	Kostnad för P-fällningsteknik	HaV RU konsekvensanalys 2013
Markbädd åtgärdad till normal skyddsnivå	5033	Medel av alternativen P-fällning (4995) och P-filter (5070)	HaV RU konsekvensanalys 2013
Slamavskiljare åtgärdad till normal skyddsnivå	9020	Medel av alternativen ny markbaserad anläggning med P-fällning (9133) och ny markbaserad lösning med P-filter (8907). Avdrag för en slamtömning per år (1459) har gjorts i båda fallen eftersom denna kostnad fanns även med endast slamavskiljning.	HaV RU konsekvensanalys 2013
Samfällighetslösning med biologisk rening åtgärdad till normal skyddsnivå	3036	Antog att kostnaderna för ledningsnät LTA inte tillkom och att investerings + driftkostnad motsvarade kostnad för prestandaförbättringar	HaV RU konsekvensanalys 2013
Infiltration åtgärdad till hög skyddsnivå	5785	Medel av kostnader för uppgradering till sluten tank / urinseparerande lösning	HaV RU konsekvensanalys 2013
Markbädd åtgärdad till hög skyddsnivå	5894	Medel av kostnader för uppgradering till sluten tank / urinseparerande lösning	HaV RU konsekvensanalys 2013
Markbädd med P-fällning åtgärdad till hög skyddsnivå	3378	Medel av kostnader för uppgradering till sluten tank / urinseparerande lösning	HaV RU konsekvensanalys 2013
Slamavskiljare åtgärdad till hög skyddsnivå	11924	Medel av kostnad för installation av sluten tank / urinseparerande lösning	HaV RU konsekvensanalys 2013
MRV åtgärdad till hög skyddsnivå	4376	Antog att ökad kontroll och service leder till uppfyllelse av kraven, vilket inte alltid är ett korrekt antagande	HaV RU konsekvensanalys 2013
Samfällighetslösning med kemisk och biologisk rening åtgärdad till hög skyddsnivå	3036	Samma kostnad som för lösning med endast biologisk rening åtgärdad till normal skyddsnivå	HaV RU konsekvensanalys 2013
Samfällighetslösning med kemisk rening åtgärdad till hög skyddsnivå	3036	Samma kostnad som för lösning med endast biologisk rening åtgärdad till normal skyddsnivå	HaV RU konsekvensanalys 2013

Åtgärd	Kostnad (kr / EA och år)	Kommentar	Referens
Samfällighetslösning med biologisk rening åtgärdad till hög skyddsnivå	3036	Samma kostnad som för lösning med endast biologisk rening åtgärdad till normal skyddsnivå	HaV RU konsekvensanalys 2013

Antalet enskilda avlopp per tekniklösning och delavrinningsområde multiplicerades med kostnaden enligt tabell 6 och kostnaderna summerades sedan för alla tekniklösningar inom ett delavrinningsområde och slutligen summerades kostnaden per vattenförekomst. Kostnadseffektiviteten för scenario 3 beräknades per vattenförekomst som:

$$\frac{\text{(kostnaden för scenario 2 – kostnaden för scenario 1)}}{\text{(belastningsminskningen för scenario 2 – belastningsminskningen för scenario 1)}}$$

## Våtmarker

Våtmarker (för näringsretention) anläggs främst för att rena kväve, men beroende på utformningen kan de också ha en betydande effekt på avskiljningen av fosfor. Till skillnad mot fosfordammar är våtmarkerna större och med större ett tillrinningsområde.

### Åtgärdsutrymme

Åtgärdsutrymmet för våtmarker sattes till 5 procent av jordbruksmarken (åkermark samt betesmark) baserat på en analys av lämpliga våtmarksområden i Lillåns avrinningsområde. Ingen geografisk differentiering har ansatts för denna åtgärd eftersom det krävs lokalkunskap som kan identifiera lämpliga områden och hur mycket mark som kan antas rinna genom våtmarken. Rent teoretiskt kan betydligt mer våtmarker anläggas men 5 procent får ändå anses som en relativt hög andel. Våtmarkerna antas vara placerade så att avrinningen från hela vattenförekomsten passerar genom våtmarker.

### Effekt för fosfor

Retentionen av fosfor i våtmarkerna baseras på koncentrationen i ingående vatten till våtmarker större än 1 hektar enligt ett samband från våtmarker anlagda för näringsretention (Weisner och Thiere, 2009; Johannesson, 2011). Resultatet är att en våtmark där ingående vatten har en koncentration på 50 µgP/l har en retention på 1,25 kg/ha våtmark, motsvarande retention där ingående vatten har fosforkoncentrationer på 100 µg, 200 och 300 µg är 2,59, 5,55 och 8,1 kgP/ha våtmark. Koncentrationer för ingående vatten hämtades från S-HYPE (<http://vattenwebb.smhi.se/>).

### Effekt för kväve

För kväve baseras reduktionen på ett samband mellan ingående kvävekoncentration och reduktionseffekt för ett antal anlagda våtmarker (Weisner och Thiere, 2009). Kvävekoncentrationer för ingående vatten hämtades från det genomsnittliga åkermarksläckaget i 22 läckageregioner (Johnsson m fl, 2008). Effekten är därefter reducerad med 30 % för att beakta att vatten med lägre koncentration av kväve från andra markslag också kommer ingå i det vatten som passerar våtmarken. Reduktionen per läckageregion framgår av Bilaga 2.



### Reduktionspotential för fosfor

Reduktionspotentialen beräknades med hjälp av åtgärdsutrymmet (d v s 5% av jordbruksarealen) × koncentrationen i ingående vatten reduktionen.

#### Exempel

Reduktionspotentialen för Lillån med 8 577 ha jordbruksmark och en fosforkoncentration på 241 µgP l<sup>-1</sup> enligt S-HYPE (som ger en reduktion på ca 6,85 kg P ha<sup>-1</sup> våtmark):

$$(8577 \text{ ha} \times 0,05 \times 6,85 \text{ kgP ha}^{-1} \text{ år}^{-1}) = 2938 \text{ kgP år}^{-1}$$

### Reduktionspotential för kväve

Reduktionspotentialen beräknades med hjälp av åtgärdsutrymmet (d.v.s. 5% av jordbruksarealen) × reduktionseffekten (se bilaga 2).

#### Exempel

Reduktionspotentialen för Lillån med 8 577 ha jordbruksmark som ligger i läckageregion 6 och har en reduktion på 81 kg N ha<sup>-1</sup> våtmark):

$$(8577 \text{ ha} \times 0,05 \times 81 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ år}^{-1}) = 35\,737 \text{ kgN år}^{-1}$$

### Åtgärdskostnad

Kostnaden för våtmarker har beräknats med en antagen avskrivningstid på 30 år med följande poster:

1. Investeringskostnader:
  - a. anläggning och grävning: 200 000 kr
  - b. försämrat markvärde och försämrad arrondering: 30 000 kr
2. Löpande kostnader: 650 kr/ha ([se VISS](#))
3. Produktionsbortfall:
  - a. Beräknad utifrån att 60 % av våtmarken anläggs på åkermark och 40 % på ej stödberättigad mark: 2248 kr/ha (min 401; max 3577)

Anläggningskostnaden (1a.) beror framför allt på de lokala förutsättningarna och varierar beroende på hur mycket som behöver grävas och hur mycket jord som behöver flyttas på.

De löpande kostnaderna (2.) består av att hålla våtmarken i optimalt skick för näringsretention. Under en 20-års-period kan renovering av vissa delar och röjning av vegetation behövas liksom reparation av eventuella rör och brunnar.

Värdet för produktionsbortfall, försämrat markvärde och försämrad arrondering beräknas utifrån alternativ markanvändningskostnad. Kostnaden är uppdelad i 8 regioner, s.k. produktionsområden (enligt SCB:s PO8-indelning) och varierar mellan 670 kr/ha i övre Norrland och 6100 kr/ha och år i Götalands södra slättbygder.

Den summerade årliga kostnaden blir för respektive region:

18554 kr	Götalands södra slättbygder
16238 kr	Götalands mellanbygder
15210 kr	Götalands norra skogsbygder
14236 kr	Svealands slättbygder
14234 kr	Götalands skogsbygder
13412 kr	Mellersta Sveriges skogsbygder
13105 kr	Nedre Norrland
12926 kr	Övre Norrland

Kostnaden för det lokala avrinningsområdet till vattenförekomsten i exemplet blir då:

$$8897 * 0,05 \times 14\,236 \text{ kr ha}^{-1} \text{ år}^{-1} = 6\,333\,000 \text{ kr}$$

### **Osäkerheter och begränsningar**

Åtgärdsutrymmet för våtmarker som satts till 5 procent av arealen jordbruksmark behöver verifieras mot de regionala målen för att anlägga våtmarker i odlingslandskapet inom ramen för miljömålet ”myllrande våtmarker”. Lokalt kan åtgärdsutrymmet vara under- eller överskattat.

I en del fall kan åtgärden att anlägga en våtmark ersättas med åtgärden anläggning av fosfordamm. Detta har inte beaktats vid beräkning av åtgärdsutrymmet.

## Summering av åtgärder (marginaleffektsberäkning)

### Syftet med marginaleffektsberäkningarna

De åtgärder vars potentiella effekt uppskattats av vattenmyndigheterna är beräknade separat och baserar sig på dagens belastning utan hänsyn till vilka andra åtgärder som kan komma att utföras i avrinningsområdet. Detta tillvägagångssätt ger en stor flexibilitet där det blir möjligt att kombinera åtgärder utifrån olika prioriteringsgrunder. Det är viktigt att uppmärksamma att om effekten av alla åtgärder som är möjliga i ett område summeras rakt av, överskattas den totala potentiella åtgärdseffekten som då kan bli helt orealistisk (teoretiskt till och med större än totalbelastningen i området). Om åtgärder på åkern har minskat den inkommande belastningen till våtmarker kommer våtmarkernas effekt vara mindre än den ursprungliga bedömningen, samma fosfor kan inte renas flera gånger! Syftet med marginaleffektsberäkningen är att för en given uppsättning åtgärder inom ett område uppskatta vilken effekt åtgärderna har på varandra och justera de enskilda åtgärdseffekterna så att en bättre uppskattning av den totala åtgärdseffekten i området uppnås. Eftersom kostnaderna för åtgärderna inte ändras av marginaleffektsberäkningarna kommer dessutom kostnadseffektiviteten för många åtgärder att påverkas. Åtgärder långt från källan kommer som regel att få en försämrad kostnadseffektivitet efter marginaleffektsjustering. Detta kan, åtminstone teoretiskt, leda till att åtgärd X som var mer kostnadseffektiv än åtgärd Y innan justering blir mindre kostnadseffektiv än åtgärd Y efter justering. Justeringen av marginaleffekt leder alltså även till en förbättrad uppskattning av åtgärdernas kostnadseffektivitet och av marginalkostnaden för att uppnå god ekologisk status.

### Metod för beräkning av marginaleffekt

Åtgärderna rangordnades efter fosfors och vattnets väg i landskapet, det vill säga utifrån hur de påverkar varandra. Åtgärder på åkern får nivå 1, åtgärder mellan åker och dike nivå två, åtgärder i diken nivå tre och åtgärder i vattendrag nivå fyra. Åtgärder riktade mot enskilda avlopp och andra åtgärder som inte sker på åkermark rangordnas också men belastar inte åkermarken och är därför lite vid sidan av så till vida att effekten av dessa åtgärder syns först i nivå 4. Observera att denna rangordning inte riktigt är detsamma som uppströmsåtgärders effekt på nedströmsåtgärder i traditionell mening, det vill säga i ett avrinningsområdesperspektiv, det är en rangordning inom varje lokalt avrinningsområde, inte mellan de lokala avrinningsområdena. För nivå 4 hade det varit bra om effekter av åtgärder i uppströms liggande vattenförekomster kunnat införlivas i beräkningarna men det bedömdes som allt för tidskrävande och komplicerat för att hinnas med under denna vattencykel.

Metoden är en grov uppskattning som bygger på det faktum att jordbruksåtgärderna är uppbyggda så att deras effekt är direkt proportionell mot den specifika belastningen (total bruttobelastning per areaenhet uttryckt som kg per hektar) från jordbruket i området.

Varje nivå's effekt på totalbelastningen kan beräknas och den specifika belastningen kan därmed justeras för nästa nivå och på samma sätt också effekten av åtgärderna i efterföljande nivåer.

Marginaleffekten beräknades genom att den lokala belastningen reducerades med effekten av åtgärderna i den första nivån och en ny specifik belastning räknades ut. Denna användes för justering av åtgärdseffekter i andra nivån. Den justerade effekten av åtgärderna i andra nivån drogs även den av från den lokala belastningen. En ny specifik belastning beräknades åter igen och utgjorde sedan underlag för beräkningen av

åtgärdernas effekt i nivå 3. Beräkningarna utfördes per lokalt avrinningsområde till varje vattenförekomst. En källa till osäkerhet i beräkningarna är att det inte är möjligt att veta exakt var de potentiella åtgärderna kommer att utföras inom området och därmed hur stor påverkan åtgärderna kan komma att få på varandra. Det innebär sannolikt att marginaleffekten är något överskattad för jordbruksåtgärderna och den totala reduktionspotentialen något underskattad. För åtgärder i nivå 4 som sker i de större vattendragen och sjöarna kan belastningen även komma från uppströms liggande vattenförekomster. Om hänsyn inte tas till detta kommer marginaleffekten att överskattas. På ett schablonmässigt sätt har därför hänsyn till att belastningen på nivå 4 inte alltid endast kommer från det lokala avrinningsområdet beaktats när marginaleffekten på åtgärder i nivå 4 beräknats. Däremot har inte hänsyn till minskning av belastning orsakad av eventuella åtgärder i uppströms belägna vattenförekomster beaktats. Det kan leda till en överskattning av åtgärdseffekterna i områden där våtmarkerna står för en stor andel av reduktionspotentialen i en vattenförekomst och med många åtgärder i uppströms liggande vattenförekomster.

**Tabell 7.** Åtgärder som ingått i beräkningarna och vilken nivå de tilldelats i beräkningarna

nivå	förklaring nivå	Åtgärds-kategoriens ID i VISS	Åtgärds-kategoriens namn
1	Åtgärder på åker	VISSMEASURETYPE000933	<a href="#">Minskat fosforläckage vid spridning av stallgödsel</a>
1	Åtgärder på åker	VISSMEASURETYPE000719	<a href="#">Strukturkalkning</a>
2	Åtgärder mellan åker och dike	VISSMEASURETYPE000794	<a href="#">Anpassade skyddszoner på åkermark</a>
2	Åtgärder mellan åker och dike	VISSMEASURETYPE000720	<a href="#">Kalkfilterdiken</a>
2	Åtgärder mellan åker och dike	VISSMEASURETYPE000926	<a href="#">Skyddszoner i jordbruksmark - gräsbevuxna, oskördade, avstånd 0-2 meter</a>
2	Åtgärder mellan åker och dike	VISSMEASURETYPE000927	<a href="#">Skyddszoner i jordbruksmark - gräsbevuxna, oskördade, avstånd 2-6 meter</a>
2	Åtgärder mellan åker och dike	VISSMEASURETYPE000928	<a href="#">Skyddszoner i jordbruksmark - gräsbevuxna, oskördade, avstånd 2-6 meter</a>
2	Åtgärder mellan åker och dike	VISSMEASURETYPE000929	<a href="#">Skyddszoner i jordbruksmark - gräsbevuxna, oskördade, avstånd 10-15 meter</a>
2	Åtgärder mellan åker och dike	VISSMEASURETYPE000930	<a href="#">Skyddszoner i jordbruksmark - gräsbevuxna, oskördade, avstånd 15-20 meter</a>
3	Åtgärder i diken	VISSMEASURETYPE000714	<a href="#">Tvåstegsdiken</a>
3	Åtgärder i diken	VISSMEASURETYPE000726	<a href="#">Våtmark - fosfordamm</a>
4	Åtgärder i vattendrag	VISSMEASURETYPE000725	<a href="#">Våtmark för näringsretention</a>
10	Åtgärder ej på jordbruksmark som påverkar även i mindre vatten och biflöden	VISSMEASURETYPE000923	<a href="#">Åtgärdande av EA till normal skyddsnivå</a>
10	Åtgärder ej på jordbruksmark som påverkar även i mindre	VISSMEASURETYPE000925	<a href="#">Åtgärdande av EA från normal skyddsnivå till hög skyddsnivå</a>

nivå	förklaring nivå	Åtgärdskategoriens ID i VISS	Åtgärdskategoriens namn
	vatten och biflöden		
10	Åtgärder ej på jordbruksmark som påverkar även i mindre vatten och biflöden	VISSMEASURETYPE000924	<a href="#">Åtgärdande av EA till hög skyddsnivå</a>
11	Åtgärder ej på jordbruksmark som påverkar främst i större vattendrag/vattenförekomst	VISSMEASURETYPE000893	<a href="#">Anlägga våtmark vid avloppsreningsverk</a>
11	Åtgärder ej på jordbruksmark som påverkar främst i vattenförekomst /större vatten	VISSMEASURETYPE000793	<a href="#">Restaurering i sjöar: Fällning av P med AL-salt</a>
11	Åtgärder ej på jordbruksmark som påverkar främst i vattenförekomst /större vatten	VISSMEASURETYPE000910	<a href="#">Installera kemisk P-fällning för bräddat avloppsvatten</a>
11	Åtgärder ej på jordbruksmark som påverkar främst i vattenförekomst /större vatten	VISSMEASURETYPE000911	<a href="#">Öka P-rening i avloppsreningsverk (ospecificerat)</a>
11	Åtgärder ej på jordbruksmark som påverkar främst i vattenförekomst /större vatten	VISSMEASURETYPE000784	<a href="#">Ökad rening av P till 0,1 mg/l vid avloppsreningsverk</a>
20	Åtgärder som ej påverkar och ej påverkas av marginaleffekt		T.ex. åtgärder på punktkällor som släpper ut i havet.

### Praktiskt utförande av beräkningarna för underlagen till åtgärdsprogrammet

För framtagandet av Åtgärdsprogram 2015 genomfördes marginaleffektsberäkningarna på de åtgärder som i VISS markerats som prioriterade av länsstyrelserna och som hade uppgifter om åtgärdsstorlek, effekt och kostnad (viss komplettering av saknade kostnadsuppgifter genomfördes). Alla beräkningar utfördes i en Microsoft Access databas.

Alla åtgärder som inte hade uppgift om vattenförekomst-ID kopplades till den vattenförekomst där åtgärden utförs. Punktkällor som angivits med uppgift om ID i miljöreda kopplades till vattenförekomst med hjälp av uppgifter ur miljöreda. I de fall en sådan koppling saknades i miljöreda eller om anläggningen endast hade uppgifter om läge angivet med koordinater så kopplades punktkällorna till vattenförekomst med en GIS-analys. En bedömning av huruvida anläggningarna belastade ett tillflöde till en vattenförekomst, vattenförekomsten eller havet gjordes med hjälp av uppgifter i miljöreda eller i ovan nämnda GIS-analys.

Åtgärdena kopplades sedan till marginaleffektsnivå per åtgärdskategori enligt uppgifterna i Tabell 7.

Den totala effekten av alla åtgärder inom varje nivå summerades sedan per vattenförekomst. Åtgärdena inom nivå 1 är jordbruksåtgärder och deras sammanlagda effekt subtraherades därför från den totala bruttobelastningen från jordbruket i varje vattenförekomst (hädanefter kallad ”jordbruksbelastningen”). Varje åtgärd i nivå två multiplicerades sedan med kvoten mellan den justerade jordbruksbelastningen efter att

effekten av åtgärder i nivå ett subtraherats och den ursprungliga jordbruksbelastningen (Tabell 8). Jordbruksbelastningen minskades sedan återigen, nu med den justerade summan av åtgärderna i nivå två. Den för andra gången justerade åtgärdsbelastningen (ursprunglig belastning minus summan av åtgärder i nivå ett och minus summan av de marginaljusterade effekterna av åtgärderna i nivå två) användes sedan på samma sätt för att justera åtgärder i nivå tre.

När margineffekten för nivå fyra beräknas behöver även hänsyn tas till åtgärder som inte utförts på jordbruksmark eftersom även dessa har effekt i vattendragen. Dessutom behöver hänsyn tas till att på denna nivå kan en del av belastningen i vattenförekomsten komma från uppströms liggande vattenförekomster.

Eftersom hänsyn nu behöver tas till alla åtgärder, inte bara jordbruksåtgärder, minskas istället den totala belastningen i vattenförekomsten med summan av åtgärderna i nivå ett, de marginaljusterade effekterna av åtgärderna i nivå två och tre samt summan av effekterna i nivå 10 och 11 (Tabell 8).

På nivå fyra uppstår även ytterligare komplikationer. Om huvuddelen av belastningen i vattenförekomsten kommer från uppströms belägna vattenförekomster kommer effekten av åtgärder i det lokala avrinningsområdet inte ge någon större margineffekt på åtgärderna i vattenförekomsten. Dessutom beror margineffekten på om det finns många tillrinnande vattendrag inom det lokala avrinningsområdet. De tillrinnande vattnen till vattenförekomsten i det lokala avrinningsområdet påverkas inte av belastningen ifrån uppströms vattenförekomster och i dessa är margineffekten potentiellt större än i huvudfåran. Det spelar också roll var i det lokala avrinningsområdet som t.ex. en stor punktkälla ligger. Om den ligger högst upp i vattenförekomsten kommer åtgärder i denna punktkälla att ge en större margineffekt på andra åtgärder i vattenförekomsten än om den ligger nära vattenförekomstens utlopp till nästa vattenförekomst. Eftersom det inte varit möjligt att beskriva dessa förhållanden för alla Sveriges vattenförekomster i denna ganska förenklade beräkningsmodell, har margineffekten på denna nivå fått spegla ett slags statistiskt medelförhållande där margineffekten av åtgärder i nivå 10 och 11 (i biflöden och i huvudfåran) på effekter i nivå fyra halverats och där ett medel av margineffekten för den lokala belastningen och belastningen inklusive uppströmsbelastningen använts (Tabell 8).

**Tabell 8.** Indata och beräknade parametrar som används i margineffektsberäkningen

Parameter (kolumn)	förklaring	Källa/beräkning
<b>Indata</b>		
<b>RedPot<sub>1-i</sub></b>	Åtgärdseffekter för varje enskild åtgärd	VISS/VM:s åtgärdsunderlag
<b>B<sub>jo</sub></b>	Lokal belastning från jordbruksmark	FUT
<b>A<sub>jo</sub></b>	Areal åkermark (ha)	SJV blockdata 2013
<b>B<sub>totl</sub></b>	Lokal totalbelastning (brutto kgP)	FUT/S-HYPE (GTW)
<b>B<sub>tot</sub></b>	Totalbelastning på vattenförekomsten inklusive uppströmsbelastning (brutto kgP)	S-HYPE (TGW)

Parameter (kolumn)	förklaring	Källa/beräkning
<b>Beräknade parametrar per vattenförekomst</b>		
<b>SB<sub>jo</sub></b>	Specifik belastning från åkermark (kgP/ha åkermark)	$\frac{B_{jo}}{A_{jo}}$
<b>S<sub>1</sub></b>	Summa reduktionspotential av alla åtgärder i nivå 1 (kgP)	$\sum_{RedPot\ 1}^{RedPot\ i} om\ nivå = 1$
<b>S<sub>2</sub></b>	Summa reduktionspotential av alla åtgärder i nivå 2 (kgP)	$\sum_{RedPot\ 1}^{RedPot\ i} om\ nivå = 2$
<b>S<sub>3</sub></b>	Summa reduktionspotential av alla åtgärder i nivå 3 (kgP)	$\sum_{RedPot\ 1}^{RedPot\ i} om\ nivå = 3$
<b>S<sub>4</sub></b>	Summa reduktionspotential av alla åtgärder i nivå 4 (kgP)	$\sum_{RedPot\ 1}^{RedPot\ i} om\ nivå = 4$
<b>S<sub>10</sub></b>	Summa reduktionspotential av alla åtgärder i nivå 10 (kgP)	$\sum_{RedPot\ 1}^{RedPot\ i} om\ nivå = 10$
<b>S<sub>11</sub></b>	Summa reduktionspotential av alla åtgärder i nivå 11 (kgP)	$\sum_{RedPot\ 1}^{RedPot\ i} om\ nivå = 11$
<b>SB<sub>jo1</sub></b>	Specifik belastning (från jordbruksmark) efter effekter av åtgärder i nivå 1	$SB_{jo1} = \frac{B_{jo} - S_1}{A_{jo}}$
<b>K<sub>jo1</sub></b>	Koefficient för beräkning av margineffekt av nivå 1 på nivå 2	$K_{jo1} = \frac{SB_{jo1}}{SB_{jo}}$
<b>S<sub>2m</sub></b>	Summa av åtgärder i nivå 2 med margineffekt	$K_{jo1} \times S_2$
<b>SB<sub>jo2</sub></b>	Specifik belastning (från jordbruksmark) efter effekter av åtgärder i nivå 2	$SB_{jo2} = \frac{B_{jo} - (S_1 + S_{2m})}{A_{jo}}$
<b>K<sub>jo2</sub></b>	Koefficient för beräkning av margineffekt av nivå 1+2 på nivå 3	$K_{jo2} = \frac{SB_{jo2}}{SB_{jo}}$
<b>S<sub>3m</sub></b>	Summa av åtgärder i nivå 3 med margineffekt	$K_{jo2} \times S_3$
<b>B<sub>3tot</sub></b>	Belastning (total, inklusive uppströmsbelastning) på nivå 4 efter effekter av åtgärder i nivå 1-3, 10&11	$B_{3tot} = B_{tot} - (S_1 + S_{2m} + S_{3m} + (0,5 \times S_{10}) + (0,5 \times S_{11}))$
<b>B<sub>3totl</sub></b>	Belastning (total lokal, exklusive uppströmsbelastning) på nivå 4 efter effekter av åtgärder i nivå 1-3, 10&11	$B_{3totl} = B_{totl} - (S_1 + S_{2m} + S_{3m} + (0,5 \times S_{10}) + (0,5 \times S_{11}))$

Parameter (kolumn)	förklaring	Källa/beräkning
$K_{3tot}$	Delkoefficient för beräkning av marginaleffekt av nivå 1+2+3+10+11 på nivå 4	$K_{3tot} = \frac{B_{3tot}}{B_{tot}}$
$\bar{K}_{3totl}$	Delkoefficient för beräkning av marginaleffekt av nivå 1+2+3+10+11 på nivå 4	$\bar{K}_{3totl} = \frac{B_{3totl}}{B_{totl}}$
$S_{4m}$	Summa av åtgärder i nivå 4 med marginaleffekt	$\frac{K_{3totl} + K_{3tot}}{2} \times S_4$
$S_{tot}$	Summa av alla åtgärder i området med marginaleffekt	$S_{tot} = S_1 + S_{2m} + S_{3m} + S_{10} + S_{11} + S_{4m}$
$B_{4totl}$	Belastning (total lokal, exklusive uppströmsbelastning) efter effekter av åtgärder i nivå 1-3, 10&11 samt nivå 4. (används bara för rimlighetskontroll)	$B_{4totl} = B_{totl} - (S_1 + S_{2m} + S_{3m} + (0,5 \times S_{10}) + (0,5 \times S_{11})) + S_{4m}$

### Exempel

En fiktiv vattenförekomst har en jordbruksbelastning  $B_{jo} = 6000$  kgP/år, Areal jordbruksmark  $A_{jo} = 10\ 000$  ha, total lokal belastning  $B_{totl} = 10\ 000$  kgP/år och total belastning inklusive uppströmsbelastning  $B_{tot} = 20\ 000$  kgP/år.

I exemplet antas att det i vattenförekomsten går att genomföra alla de jordbruksåtgärder som redovisats ovan, att det finns enskilda avlopp att åtgärda, samt att det finns ett mindre avloppsreningsverk där åtgärden Öka P-rening i avloppsreningsverk (ospecificerat) har föreslagits. Reduktionspotentialer och kostnader för åtgärder i exempelvattenförekomsten har tagits från exemplen för åtgärderna i kapitlen ovan med avrundning till högst två värdesiffror (tabell 9). En uppskattning av marginaleffekten visar då att den samlade effekten av alla åtgärder, som var 7,5 ton fosfor per år för åtgärderna beräknade var för sig, blir justerad med ca 1,5 ton kg ned till 6 ton fosfor per år när hänsyn tagits till marginaleffekten (Tabell 10). Åtgärdernas reduktionspotential och kostnadseffektivitet efter marginaleffektsjustering framgår i Tabell 11 i kapitlet om prioritering av åtgärder.



**Tabell 9.** Åtgärdsuppgifter för exempelvattenförekomsten

Marginal-nivå	Åtgärdskategori	Reduktions-potential kgP/år	Kostnads-effektivitet kr/kgP & år	Kostnad kr/år
1	Strukturkalkning	1400	0	0
1	Anpassad stallgödelspridning	520	1650	860000
2	Kalkfilterdiken	700	2700	1900000
2	Anpassade skydds-zoner	400	425	170000
2	Skydds-zoner	160	6300	1000000
3	Fosfordammar	550	460	250000
3	Tvåstegsdiken	150	3700	550000
4	Våtmark för näringsretention	2900	2200	6300000
10	Enskilda avlopp till normal skyddsnivå	200	17500	3500000
10	Enskilda avlopp från normal till hög skyddsnivå	20	20000	400000
11	Öka P-rening i avloppsreningsverk (ospecificerat)	500	4000	2000000
	<b>Summa</b>	<b>7 500</b>		<b>16 930 000</b>

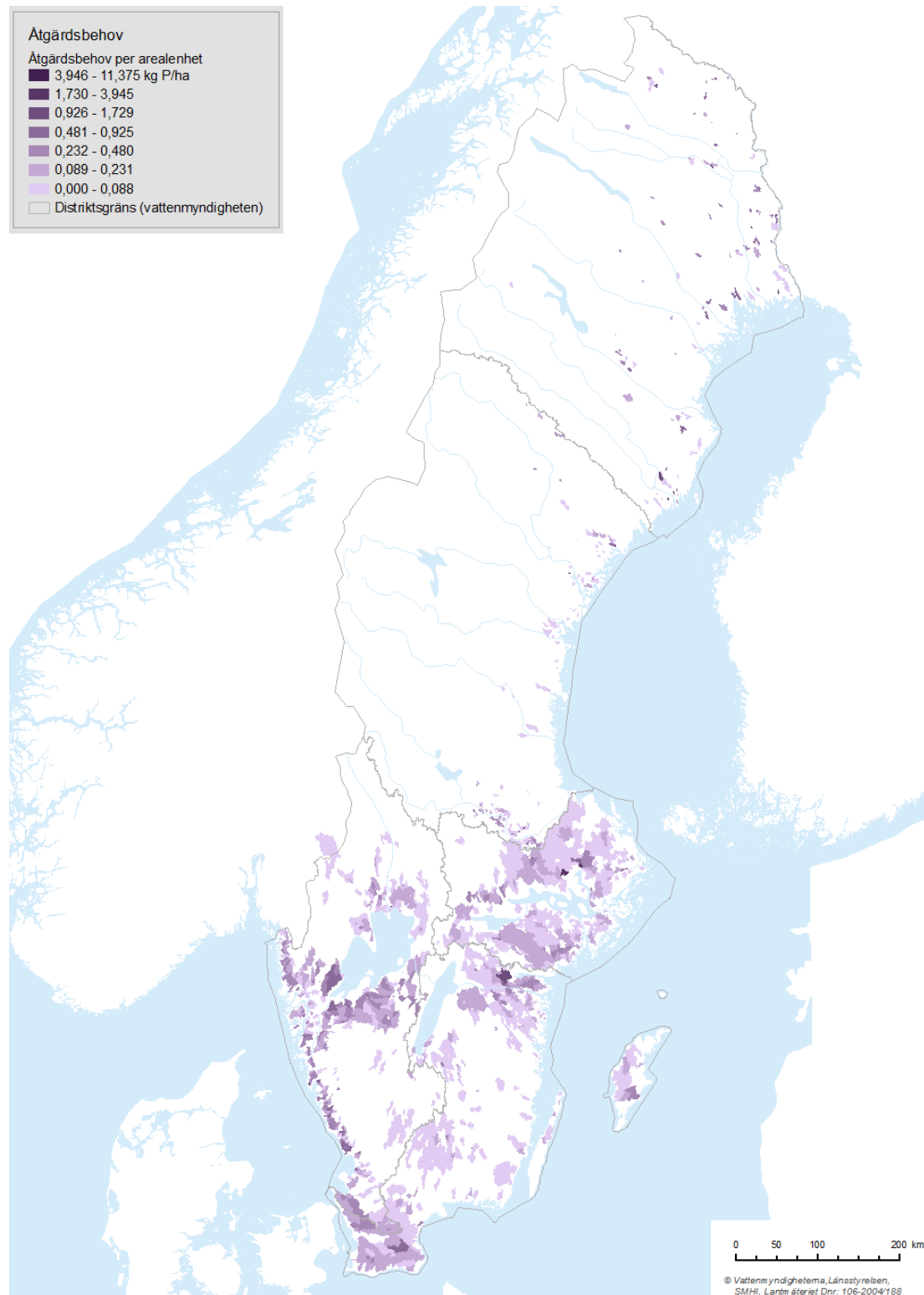
**Tabell 10.** Beräkning av sammanlagd effekt av åtgärder i exempelvattenförekomsten. Alla belastningar och åtgärdseffekter är per år

Parameter	förklaring	Beräkning
$SB_{jo1}$	Specifik belastning från jordbruksmark	$SB_{jo1} = \frac{6\,000\text{ kg}}{10\,000\text{ ha}} = 0,6\text{ kg/ha}$
$S_1$	Summa av åtgärder i nivå 1 (kgP)	$S_1 = 1400\text{ kg} + 520\text{ kg} = 1920\text{ kg}$
$S_2$	Summa av åtgärder i nivå 2 (kgP)	$S_2 = 700\text{ kg} + 400\text{ kg} + 160\text{ kg} = 1260\text{ kg}$
$S_3$	Summa av åtgärder i nivå 3 (kgP)	$S_3 = 550\text{ kg} + 150\text{ kg} = 700\text{ kg}$
$S_4$	Summa av åtgärder i nivå 4 (kgP)	$S_4 = 2900\text{ kg}$
$S_{10}$	Summa av åtgärder i nivå 10 (kgP)	$S_{10} = 200\text{ kg} + 20\text{ kg} = 220\text{ kg}$
$S_{11}$	Summa av åtgärder i nivå 11 (kgP)	$S_{11} = 2000\text{ kg}$
$SB_{jo1}$	Specifik belastning efter effekter av åtgärder i nivå 1	$SB_{jo1} = \frac{6\,000\text{ kg} - 1920\text{ kg}}{10\,000\text{ ha}} = 0,41\text{ kg/ha}$
$K_{jo1}$	Koefficient för beräkning av marginaleffekt av nivå 1 på nivå 2	$K_{jo1} = \frac{0,41\text{ kg/ha}}{0,60\text{ kg/ha}} = 0,68$

Parameter	förklaring	Beräkning
$S_{2m}$	Summa av åtgärder i nivå 2 med margineffekt	$0,68 \times 1260 \text{ kg} = 860 \text{ kg}$
$SB_{jo2}$	Specifik belastning efter effekter av åtgärder i nivå 2	$SB_{jo2} = \frac{6000 - (1920 + 860) \text{ kg}}{10000 \text{ ha}} = 0,32 \text{ kg/ha}$
$K_{jo2}$	Koefficient för beräkning av margineffekt av nivå 1+2 på nivå 3	$K_{jo2} = \frac{0,32 \text{ kg/ha}}{0,6 \text{ kg/ha}} = 0,54$
$S_{3m}$	Summa av åtgärder i nivå 3 med margineffekt	$0,54 \times 700 \text{ kg} = 380 \text{ kg}$
$B_{3tot}$	Belastning (total, inklusive uppströmsbelastning) på nivå 4 efter effekter av åtgärder i nivå 1-3, 10&11	$B_{3tot} = 20000 \text{ kg} - (1900 \text{ kg} + 860 \text{ kg} + 380 \text{ kg} + (0,5 \times 220) \text{ kg} + (0,5 \times 500) \text{ kg}) = 16500 \text{ kg}$
$B_{3totl}$	Belastning (total lokal, exklusive uppströmsbelastning) på nivå 4 efter effekter av åtgärder i nivå 1-3, 10&11	$B_{3totl} = 10000 \text{ kg} - (1900 \text{ kg} + 860 \text{ kg} + 380 \text{ kg} + (0,5 \times 220) \text{ kg} + (0,5 \times 500) \text{ kg}) = 6500 \text{ kg}$
$K_{3tot}$	Delkoefficient för beräkning av margineffekt av nivå 1+2+3+10+11 på nivå 4	$K_{3tot} = \frac{16500}{20000} = 0,82$
$K_{3totl}$	Delkoefficient för beräkning av margineffekt av nivå 1+2+3+10+11 på nivå 4	$K_{3totl} = \frac{6500}{10000} = 0,65$
$S_{4m}$	Summa av åtgärder i nivå 4 med margineffekt	$S_{4m} \frac{0,82 + 0,65}{2} \times 2900 \text{ kg} = 2140 \text{ kg}$
<b>Total reduktionspotential</b>	Summa av alla åtgärder med margineffekt	$S_{totm} = 1920 \text{ kg} + 860 \text{ kg} + 380 \text{ kg} + 2140 \text{ kg} + 220 \text{ kg} + 500 \text{ kg} = 6020 \text{ kg}$

## Resultat

### Åtgärdsbehov



Figur 4. Åtgärdsbehov för fosfor i sjöar och vattendrag.

## Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status

Figur 4 visar åtgärdsbehovet för fosfor i sjöar och vattendrag per vattenförekomst eller grupp av vattenförekomster. Åtgärdsbehovet för Mälaren och Hjälmarens bassänger saknas i samrådsversionen. Det totala åtgärdsbehovet för att nå god ekologisk status i sjöar och vattendrag är 652 ton fosfor. För kustvattenförekomsterna tillkommer ett åtgärdsbehov med 414 ton fosfor och 9400 ton kväve. Det innebär att det totala åtgärdsbehovet för fosfor är 812 ton och för kväve 9400 ton.

### Åtgärder

Figur 5 till Figur 14 visar reduktionspotentialen för fosfor för alla vattenförekomsters lokala avrinningsområden för åtgärder kopplat till jordbruksmark och enskilda avlopp. För vissa åtgärder är det tydligt att åtgärdernas reduktionspotential har en stor variation mellan olika områden. För till exempel strukturkalkning (Figur 4) beror skillnaderna framför allt på var det finns mest andel lerjordar i kombination med var den specifika belastningen från dessa jordar är högst. För anpassade skyddszoner (Figur 5) betyder mängden som förloras via ytavrinning mest. Den beror på flera faktorer så som klimat, jordart, vilka grödor som odlas (vall minskar ytavrinningen jämfört med ettåriga grödor som spannmål och potatis), hur mycket fosfor som finns i marken och markens lutning.

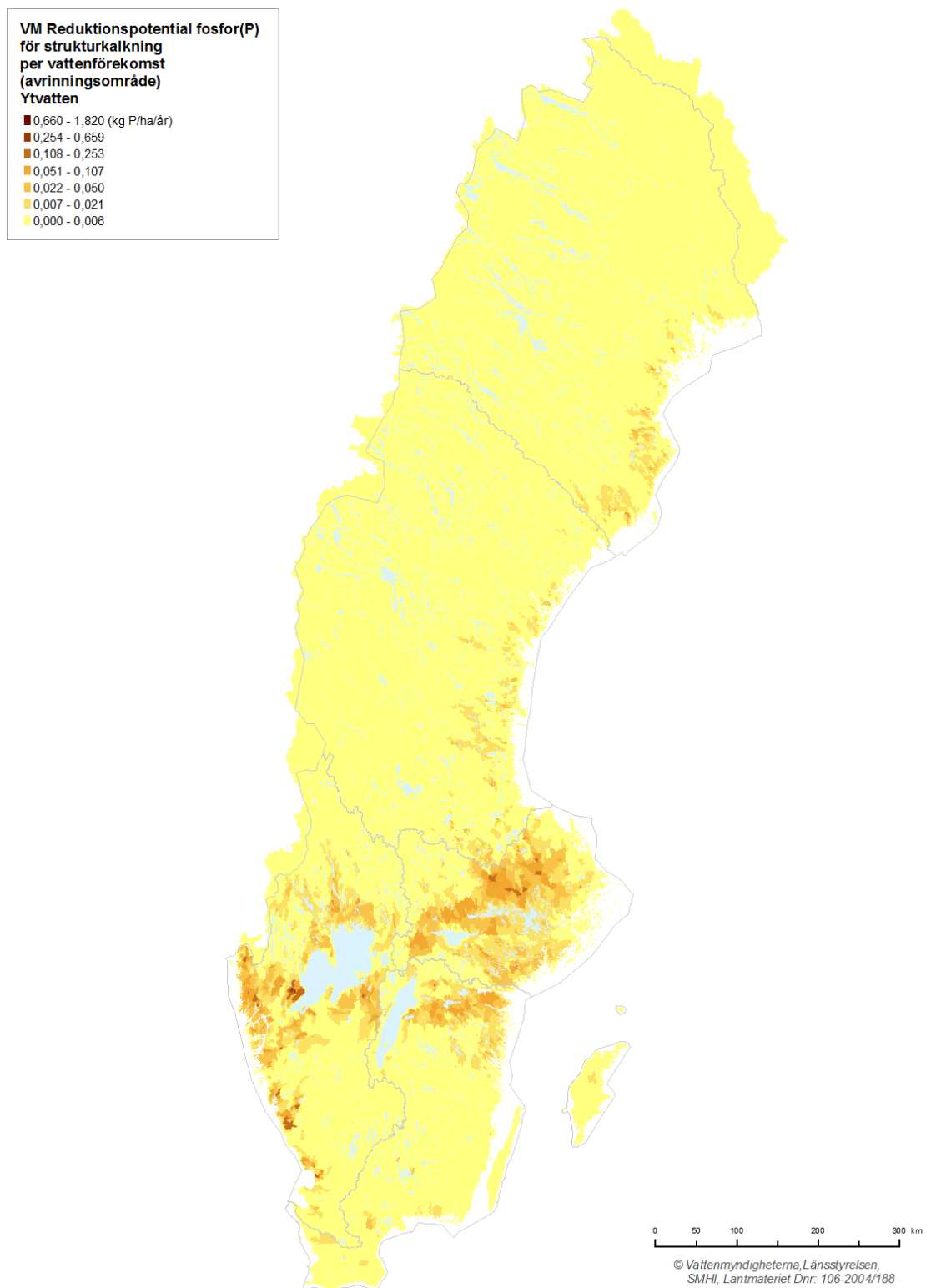
Av Figur 15 framgår den totala reduktionspotentialen för fosfor. Den totala reduktionspotentialen efter avdrag av marginaleffekt är 1400 ton fosfor för de analyserade åtgärderna. Det finns en stor potential att genomföra åtgärder framför allt inom jordbrukssektorn, som står för mer än 60 procent av reduktionspotentialen, för avloppsreningsverk (drygt 20 procent av reduktionspotentialen) och för enskilda avlopp (ca 15 procent av reduktionspotentialen).

Figur 16 visar alla summerade åtgärder för hela landet rangordnade enligt genomsnittlig kostnadseffektivitet för att minska fosforutsläppen. Noterbart är att fyra jordbruksåtgärder är mest kostnadseffektiva följt av åtgärder för att minska fosforutsläppen från reningsverk. De fem mest kostnadseffektiva åtgärderna samt rening av enskilda avlopp till normal skyddsnivå har tillsammans en reduktionspotential på ca 1000 ton. Eftersom rening till normal skyddsnivå för enskilda avlopp är en grundläggande åtgärd enligt vattendirektivet ska den genomföras oavsett kostnadseffektivitet.

Kostnadseffektiviteten i Figur 16 representerar endast totalfosfor på årsbasis. Flera av de analyserade åtgärderna har flera positiva effekter, till exempel rening av kväve, ökad biologisk mångfald, minskat läckage av bekämpningsmedelsrester och minskad risk för smittspridning. Om till exempel biologisk mångfald och kväverening kan påföras 40 procent av kostnaden för våtmarker så ökar deras kostnadseffektivitet väsentligt med avseende på fosforrening, från 11 000 kr till 6600 kr per kg reducerat fosfor.

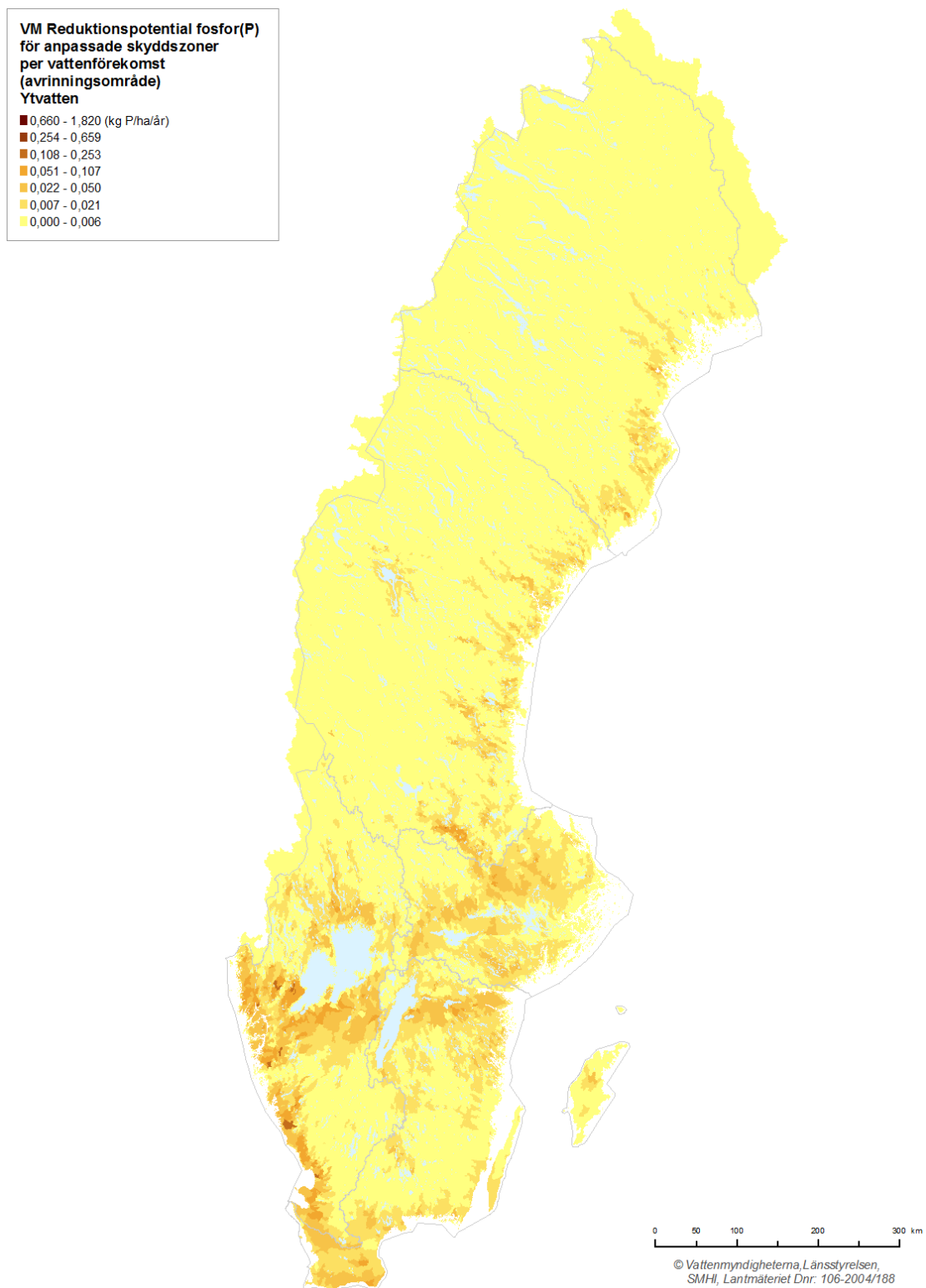
Kostnaden för att åtgärda enskilda avlopp är relativt hög. Eftersom dessa kan stå för en betydande del av utsläppen av biotillgängligt fosfor sommartid är det emellertid troligt att påverkan från enskilda avlopp i högre grad avspeglas i den ekologiska statusen. Den totala kostnadseffektiviteten för att åtgärda enskilda avlopp är således betydligt högre än vad som framgår av att enbart analysera totalfosfor på årsbasis.

## Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status



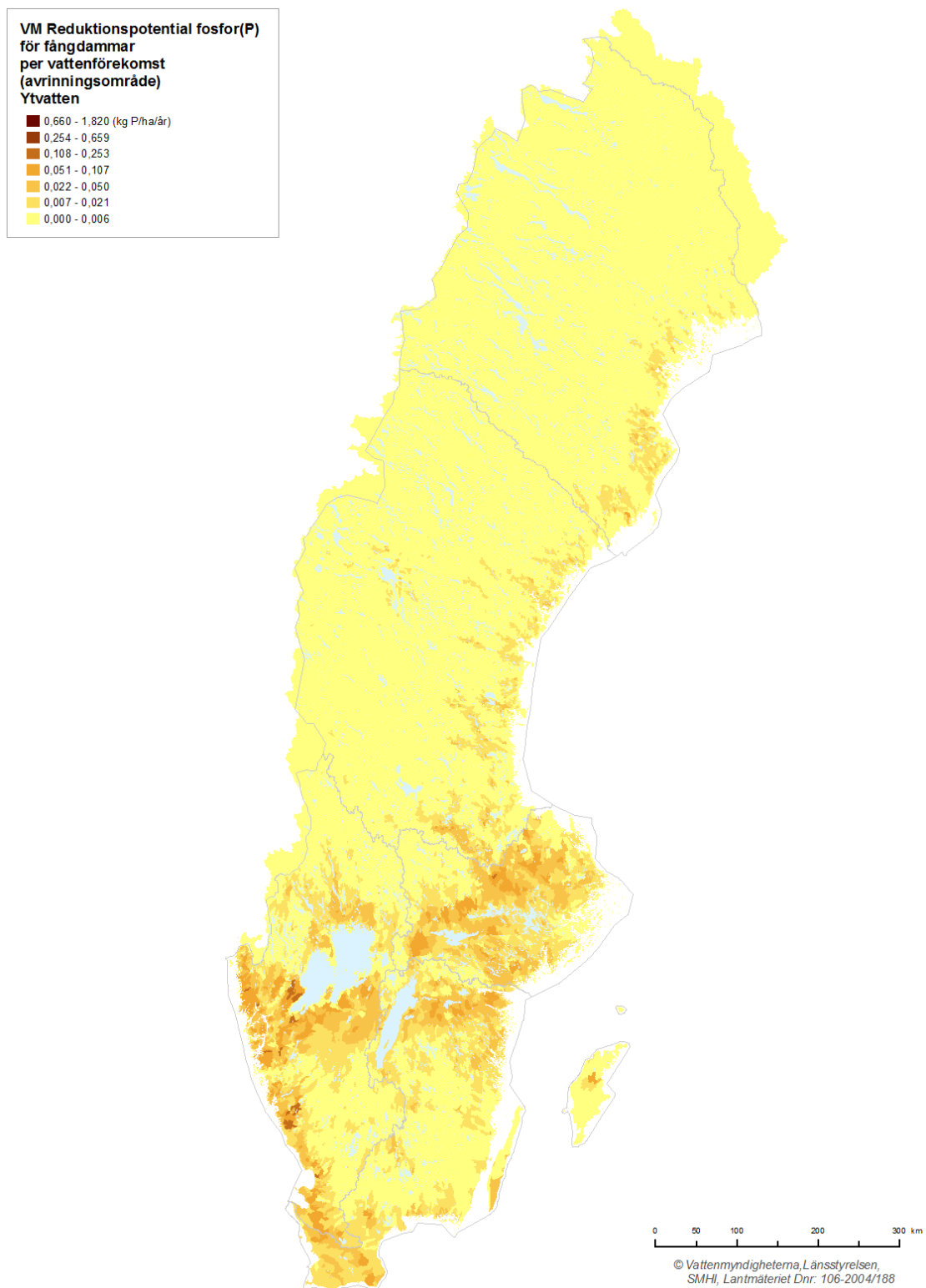
**Figur 5.** Reduktionspotential för strukturkalkning (kg fosfor per år och hektar för vattenförekomstens lokala avrinningsområde).

## Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status



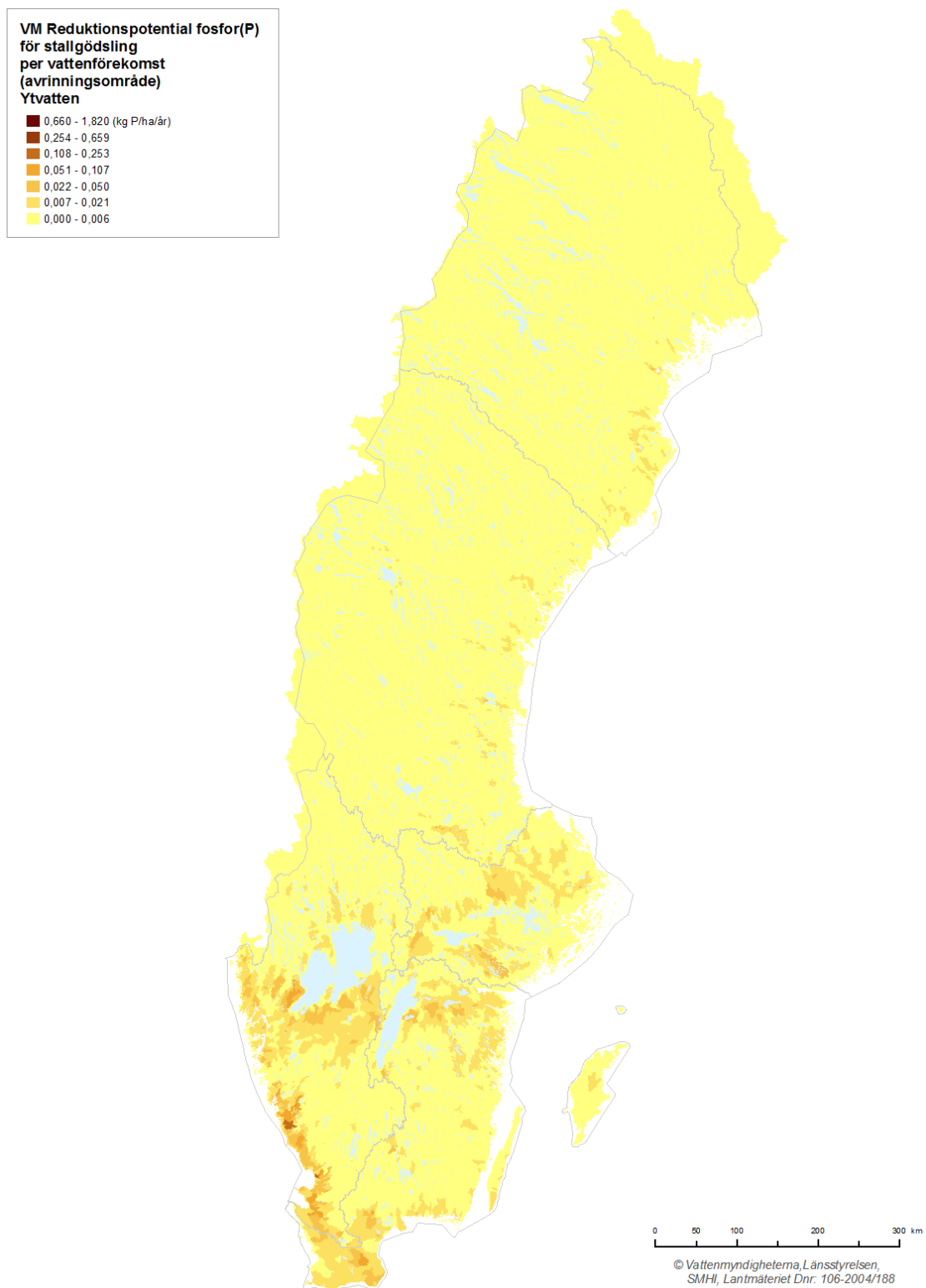
**Figur 6.** Reduktionspotential för anpassade skyddszoner (kg fosfor per år och hektar för vattenförekomstens lokala avrinningsområde).

## Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status



**Figur 7.** Reduktionspotential för fosfordammar (kg fosfor per år och hektar för vattenförekomstens lokala avrinningsområde).

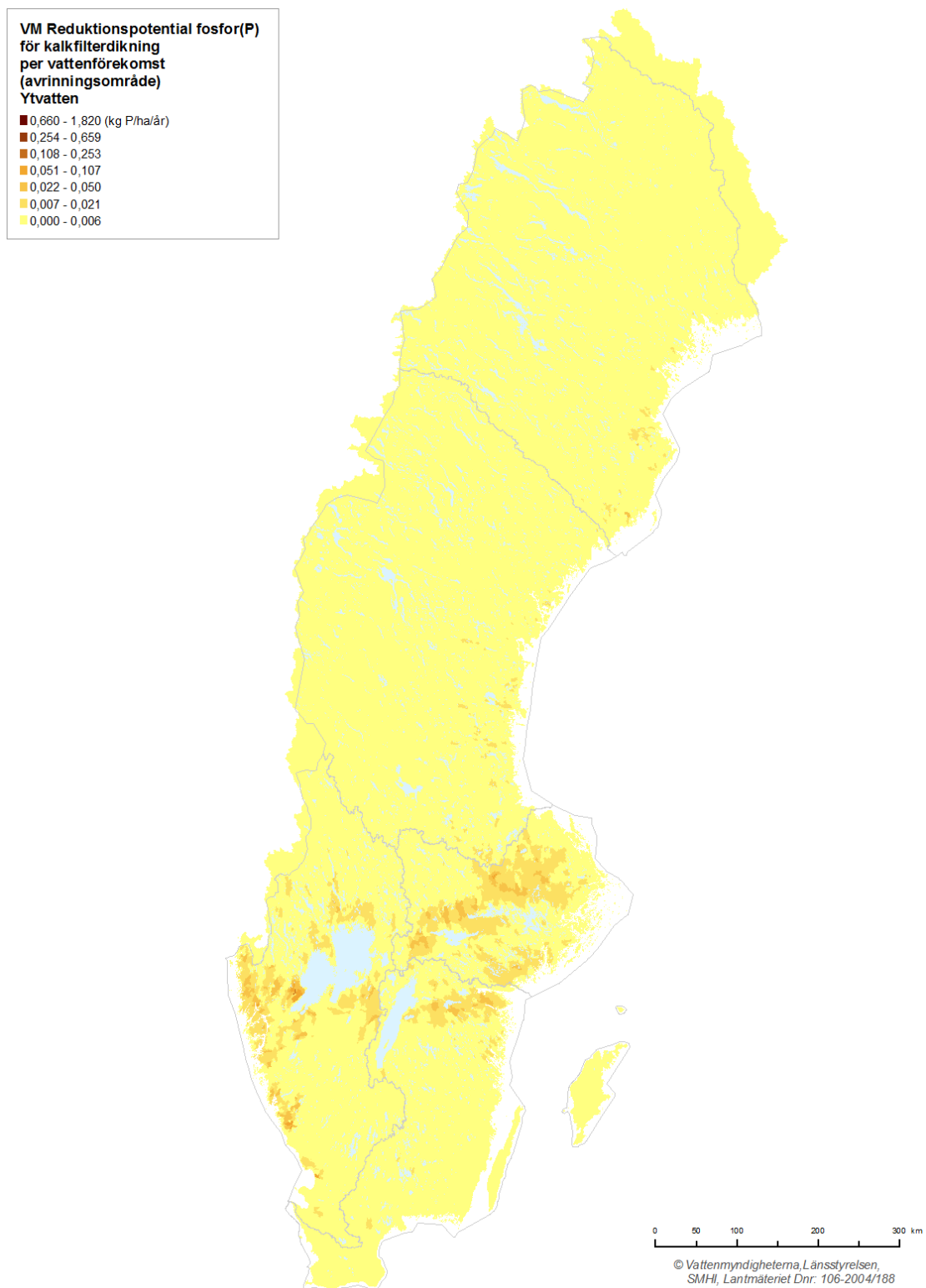
## Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status



**Figur 8.** Reduktionspotential för anpassad stallgödselspridning (kg fosfor per år och hektar för vattenförekomstens lokala avrinningsområde).

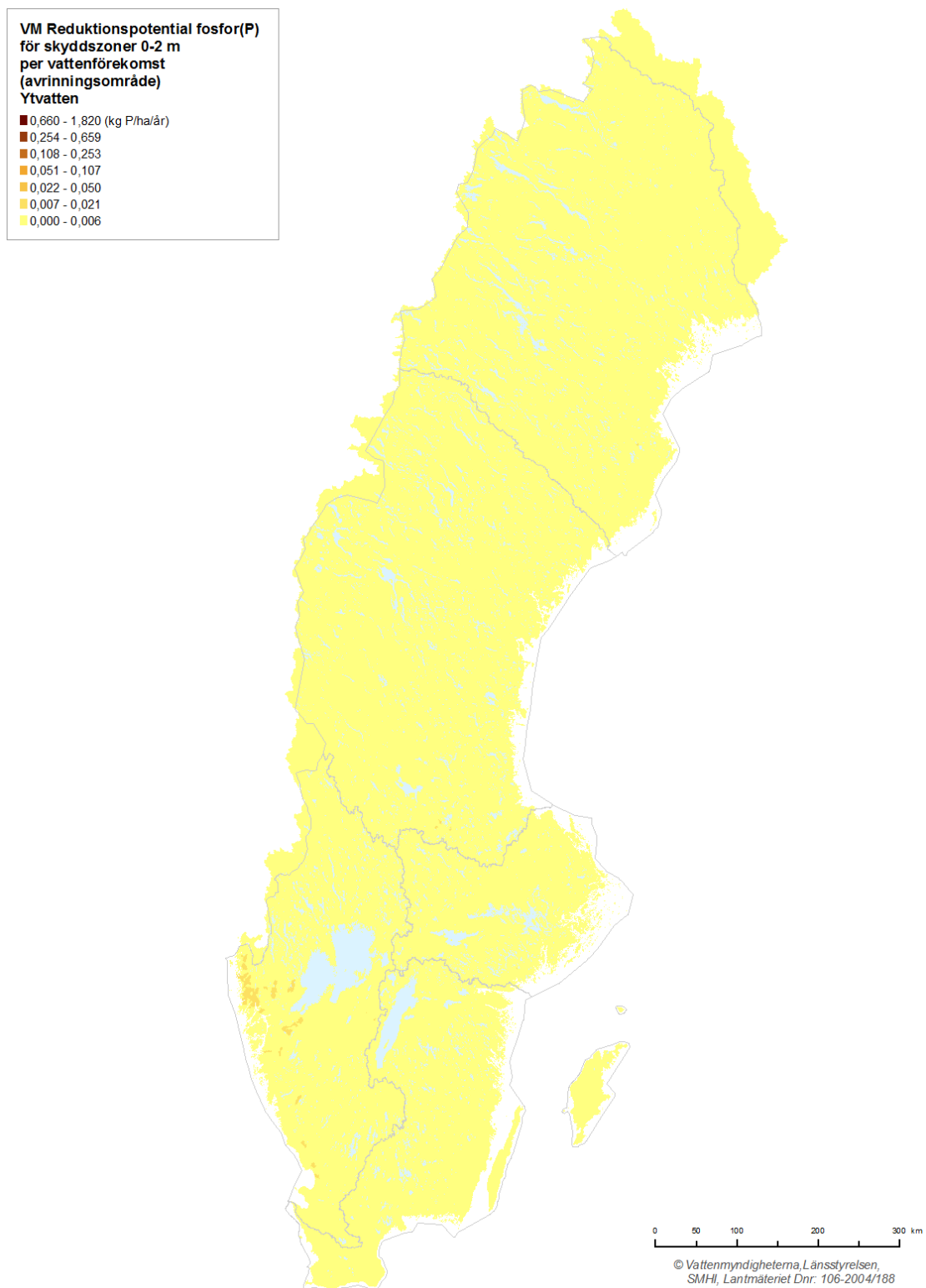


## Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status



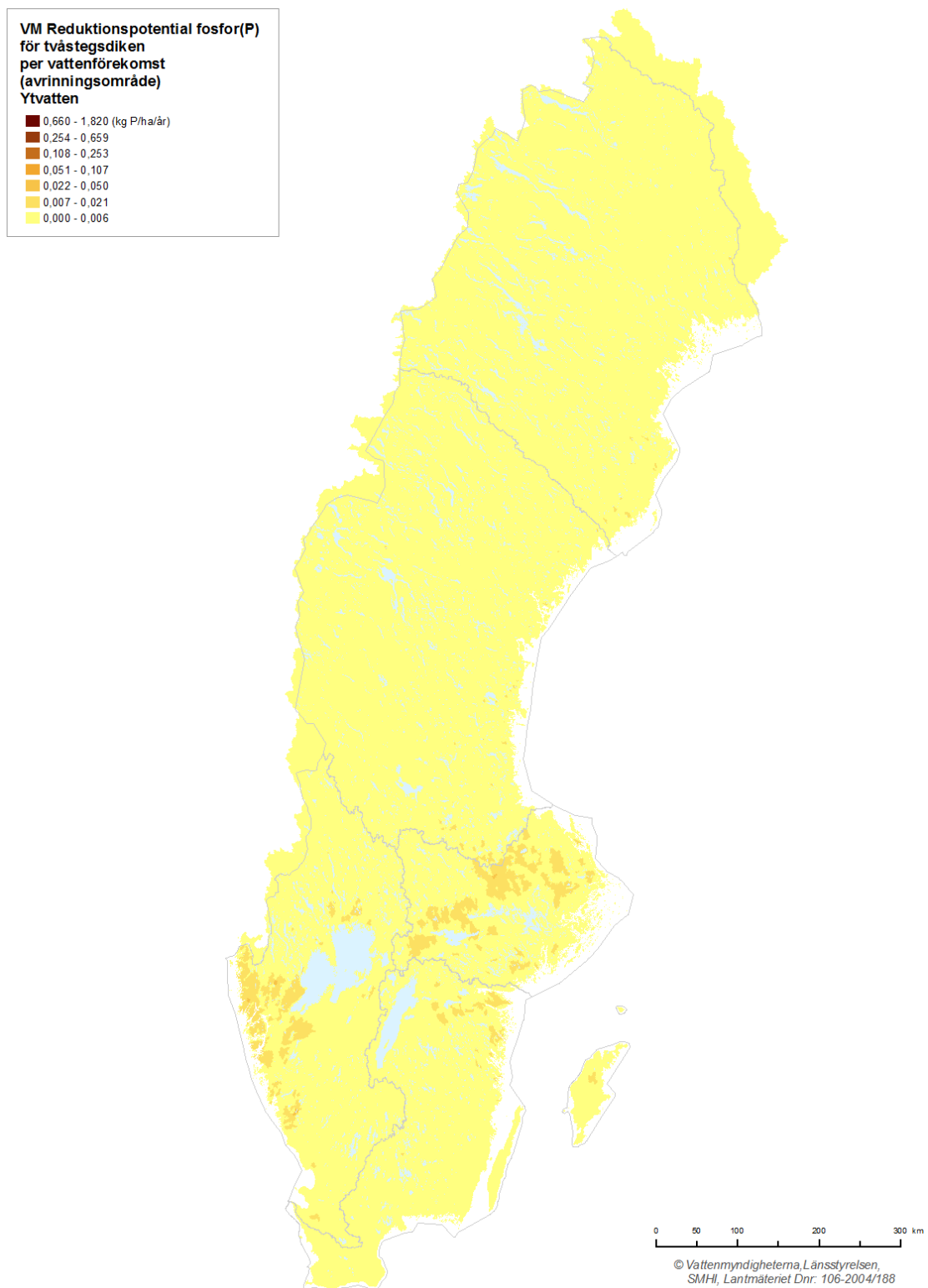
**Figur 9.** Reduktionspotential för kalkfilterdiken (kg fosfor per år och hektar för vattenförekomstens lokala avrinningsområde).

# Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status



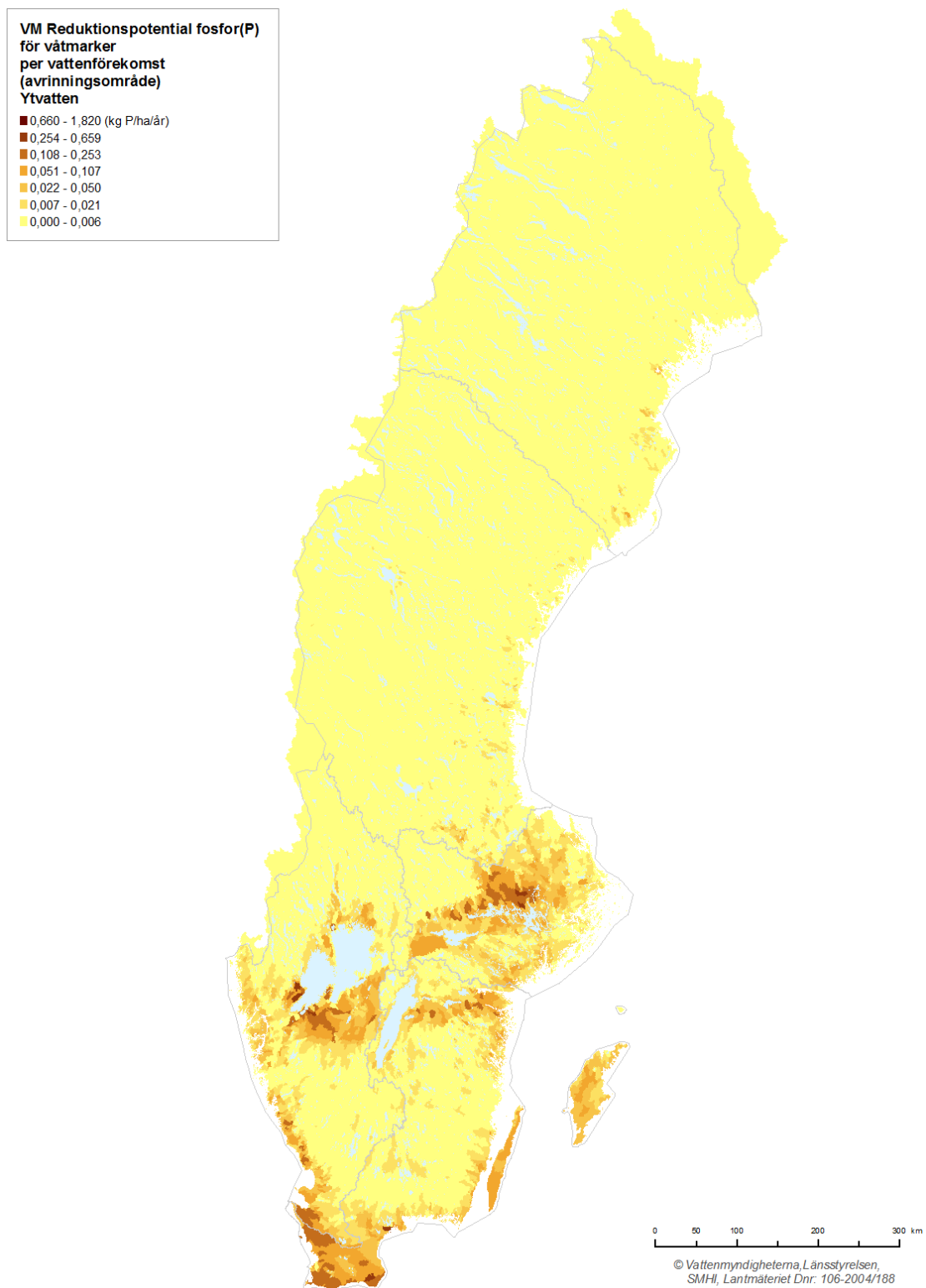
**Figur 10.** Reduktionspotential för skyddszoner, 0-2 meter (kg fosfor per år och hektar för vattenförekomstens lokala avrinningsområde).

## Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status



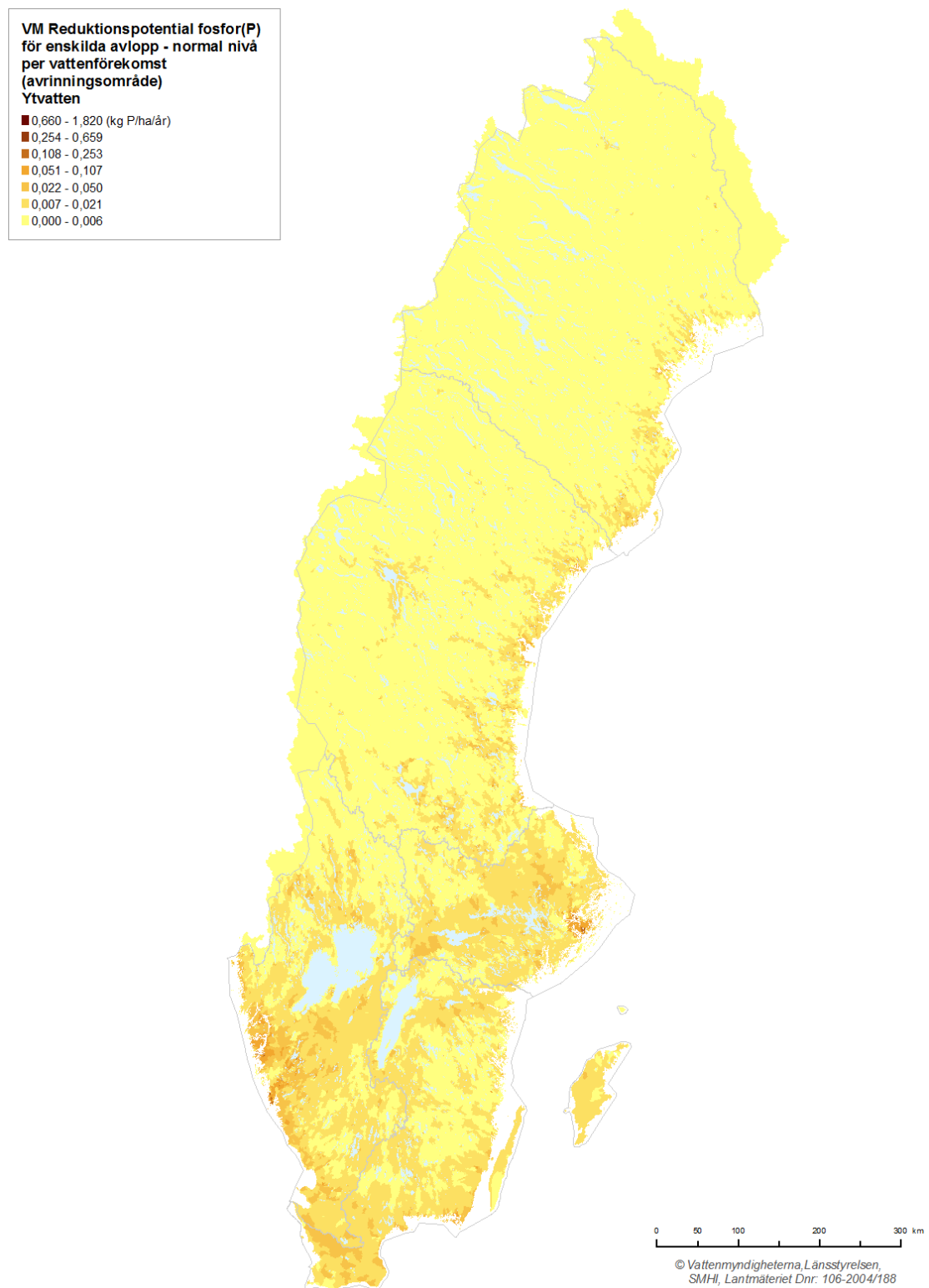
**Figur 11.** Reduktionspotential för tvåstegsdiken (kg fosfor per år och hektar för vattenförekomstens lokala avrinningsområde).

## Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status



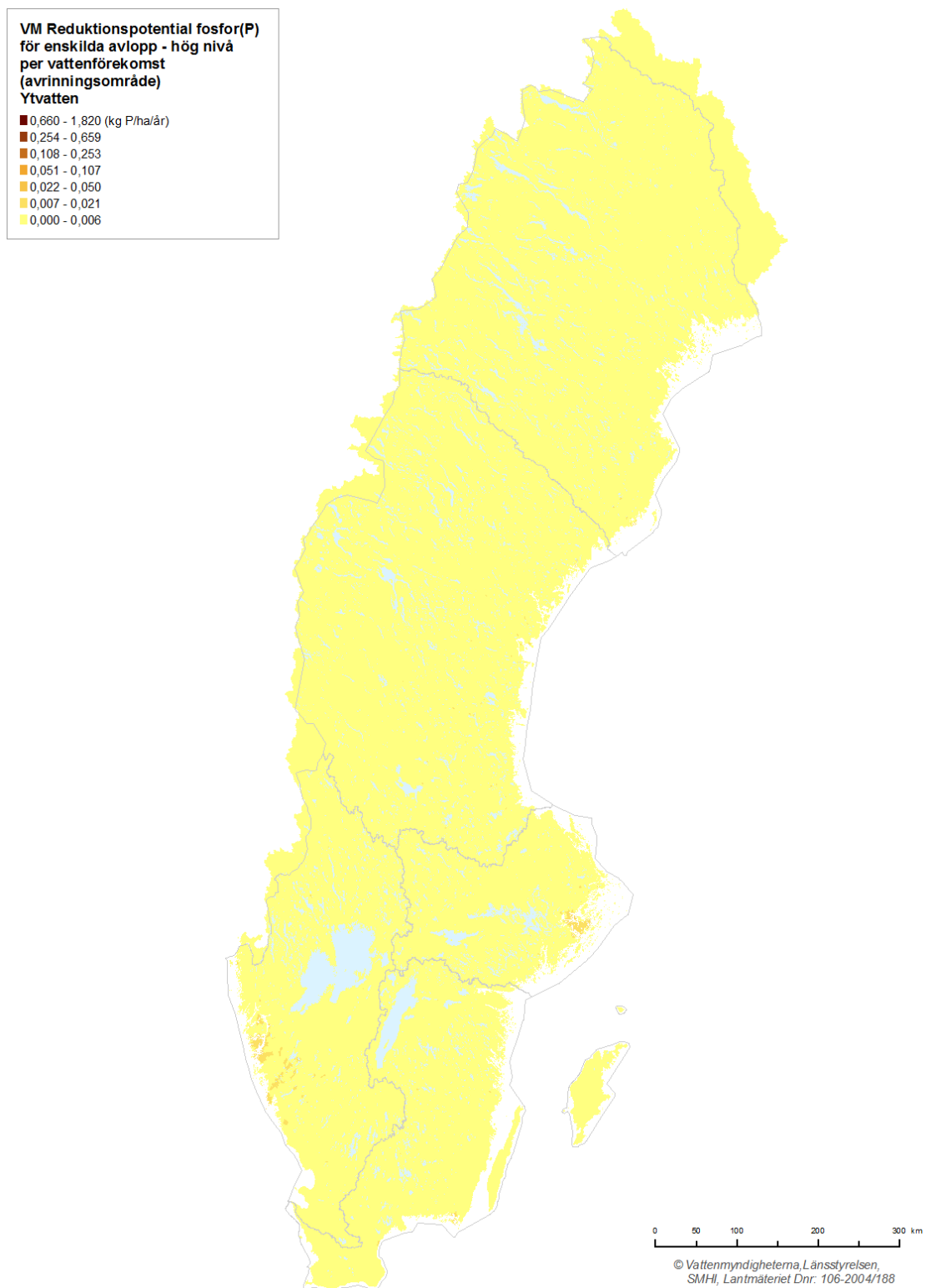
**Figur 12.** Reduktionspotential för våtmarker (kg fosfor per år och hektar för vattenförekomstens lokala avrinningsområde).

## Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status



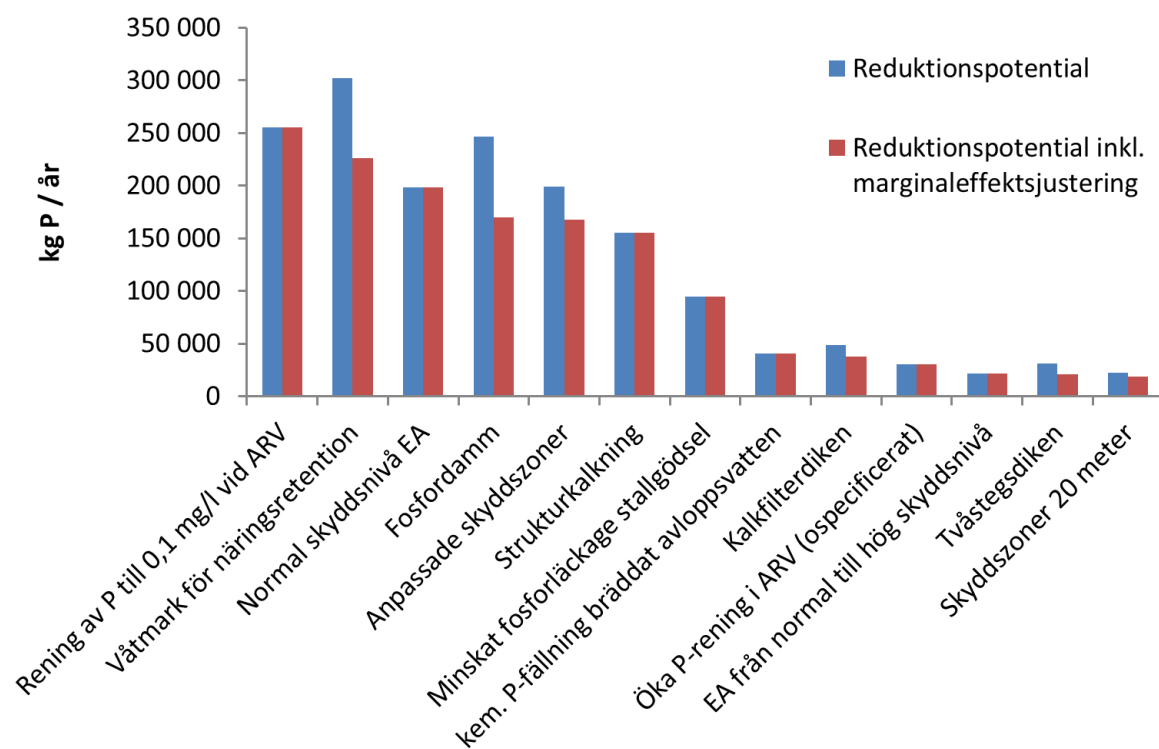
**Figur 13.** Reduktionspotential för enskilda avlopp, normal skyddsnivå (kg fosfor per år och hektar för vattenförekomstens lokala avrinningsområde).

## Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status

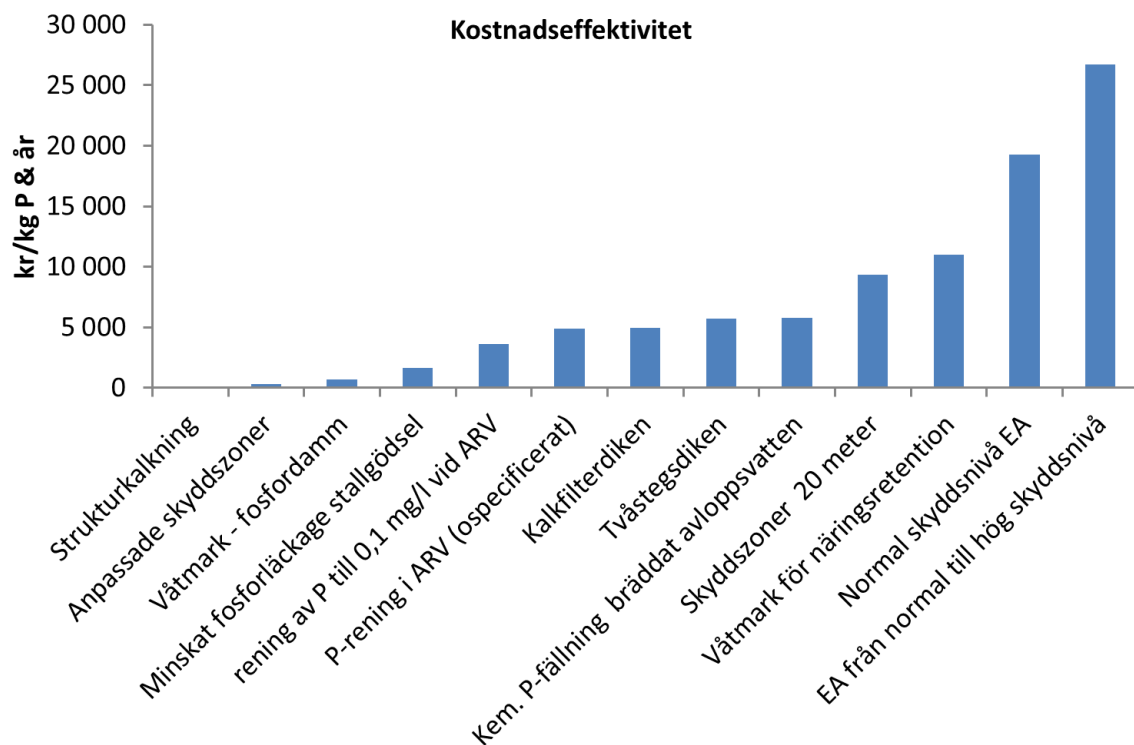


**Figur 14.** Reduktionspotential för enskilda avlopp, hög skyddsnivå (kg fosfor per år och hektar för vattenförekomstens lokala avrinningsområde).

## Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status



Figur 15. Summerad reduktionspotential alla analyserade åtgärder.



Figur 16. Genomsnittlig kostnadseffektivitet för alla analyserade åtgärder.

## Metod för prioritering av åtgärder

Urvalet av åtgärder har främst baserats på kostnadseffektivitet, samt att den grundläggande åtgärden enskilda avlopp till normal skyddsnivå alltid har prioriterats.

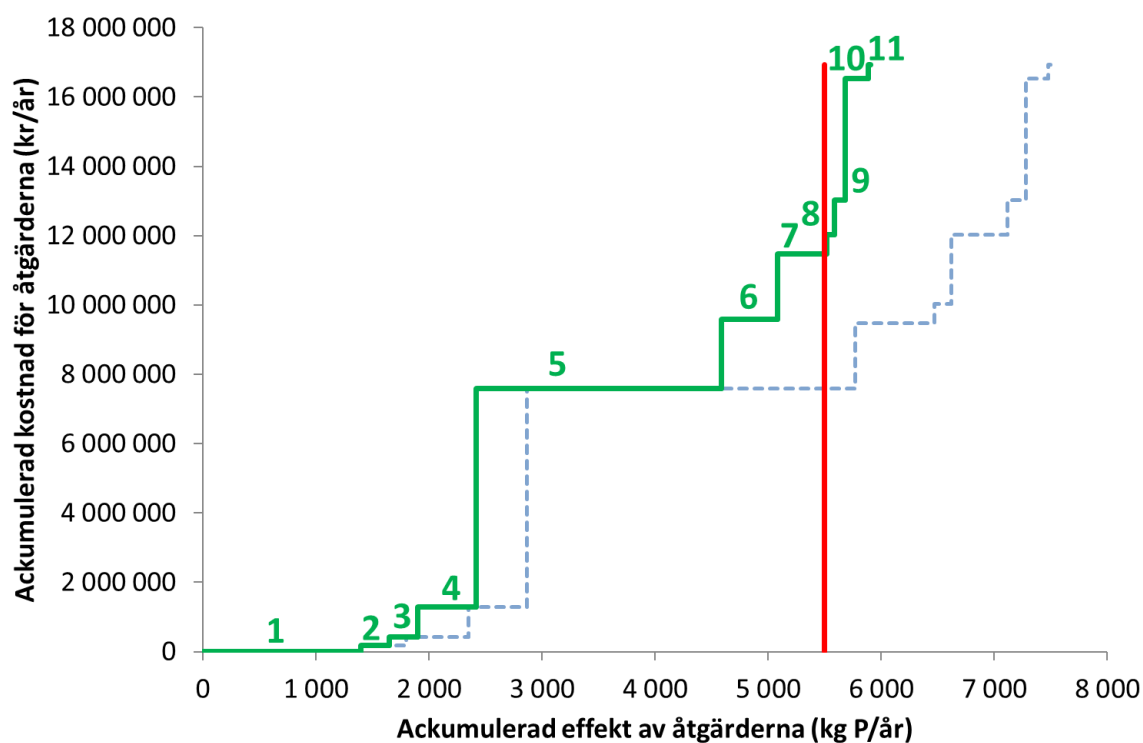
För en enskild vattenförekomst kan urvalet exemplifieras med data från exemplet i kapitlet om summering av åtgärder. Efter marginaleffektsjustering hade åtgärdena i vattenförekomsten följande reduktionspotential, kostnad och kostnadseffektivitet (Tabell 11). Om åtgärdsbehovet i den fiktiva vattenförekomsten är 5500 kg fosfor per år, kan prioriteringen underlättas genom att sortera åtgärdena i kostnadseffektivitetsordning och presentera dem i en ”åtgärdsstrappa” (Figur 17). En prioritering enligt kostnadseffektivitet skulle innebära att alla åtgärder upp till kalkfilterdiken (nummer sju) som har en kostnadseffektivitet på 4400 kr per kg fosfor och år behövs för att uppnå god ekologisk status. Den totala kostnaden för åtgärdena i vattenförekomsten blir då cirka 12 miljoner kr per år. Observera att om marginaleffektsjusteringen inte utförts skulle den totala kostnaden bli cirka åtta miljoner kr.

**Tabell 11.** Reduktionspotential, kostnad och kostnadseffektivitet för åtgärder i en exempelvattenförekomst

Nr i figur	Åtgärd	Reduktionspotential (kg P / år)	Kostnad (kr / år)	Kostnadseffektivitet (kr / kg P)
1	Strukturkalkning	1400	0	0
2	Anpassade skyddszoner	250	170000	700
3	Fosfordammar	250	250000	1000
4	Anpassad stallgödselspridning	520	860000	1700
5	Våtmarker	2200	6300000	2900
6	Öka P-rening i avloppsreningsverk	500	2000000	4000
7	Kalkfilterdiken	430	1900000	4400
8	Tvästegsdiken	70	550000	8000
9	Skyddszoner	100	1000000	10100
10	Enskilda avlopp åtgärdade till normal skyddsnivå	200	3500000	17500
11	Enskilda avlopp åtgärdade från normal till hög skyddsnivå	20	400000	20000
<b>Summa</b>		<b>5 940</b>	<b>16 930 000</b>	



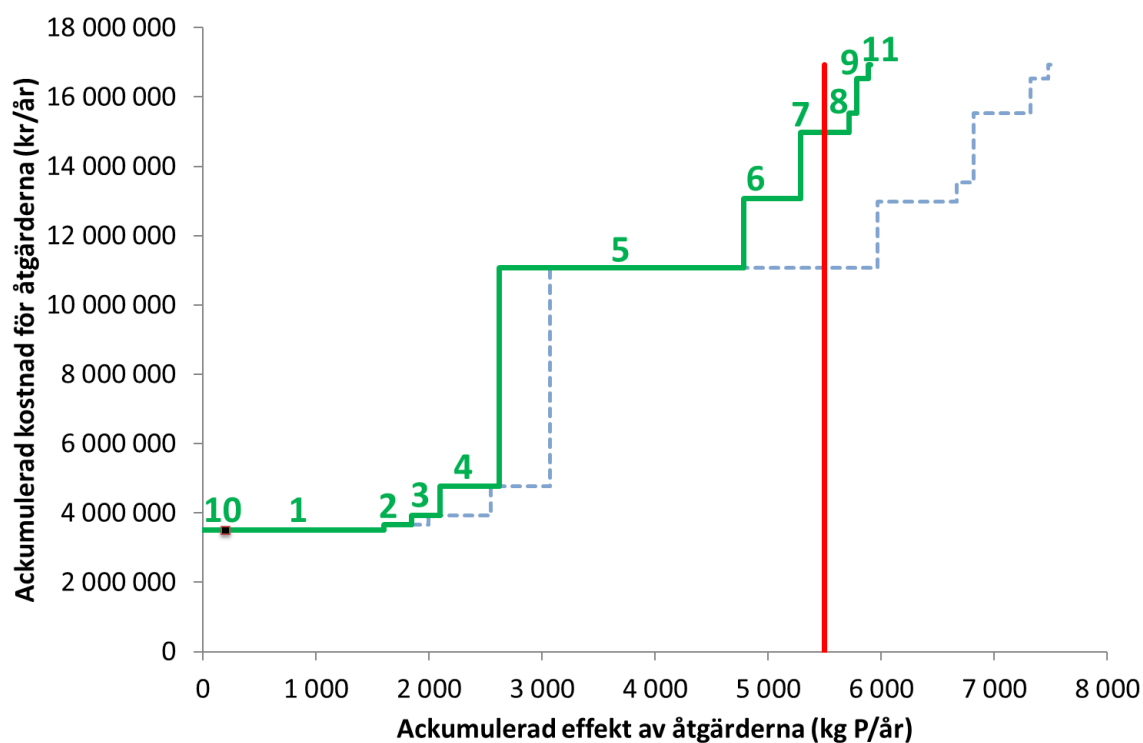
## Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status



**Figur 17.** Kostnad och reduktionspotential för elva åtgärder i ett exempelområde sorterade i kostnadseffektivitetsordning. Den streckade blå linjen representerar åtgärdernas reduktionspotential innan marginaleffektsjustering. Siffrorna hänvisar till åtgärderna i Tabell 11.

Den grundläggande åtgärden enskilda avlopp till normal skyddsnivå ska utföras oavsett kostnadseffektivitet i Figur 18 placeras den först i ”trappan”. Det innebär att mängden av åtgärden kalkfilterdiken istället kommer att kunna minskas.

## Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status



**Figur 18.** Kostnad och reduktionspotential för elva åtgärder i ett exempelområde, sorterade så att åtgärden enskilda avlopp till normal status kommer först och resten av åtgärderna i kostnadseffektivitetsordning. Den streckade blå linjen representerar åtgärdernas reduktionspotential innan marginaleffektsjustering. Siffrorna hänvisar till åtgärdernas namn i Tabell 11.

## Referenser

- Berglund, K. och J. Blomquist, 2002. Effekter av strukturkalkning på skörd och markstruktur. Resultat från försök i sockerbeter och stråsåd. Slutrapport från långliggande fältförsök. Inst för mark och miljö, SLU.
- Brandt M., Ejhed H. och L. Rapp, 2008. Näringsbelastning på Östesjön och Västerhavet 2006. Sveriges underlag till HELCOMs femte Pollution Load Compilation. Rapport 5815. Naturvårdsverket.
- Braskerud B.C., 2001. Sedimentation in small constructed wetlands. Doctor Scientarum Theses 2001:10. NLH, Norge.
- Bång M., Carlsson-Ross C., Börling K., Wallentin J., Karlsson L., Larsson M. och F. Fredriksson, 2012. Jordbruket och vattenkvaliteten. Kunskapsunderlag om åtgärder. Rapport 2012:22, Jordbruksverket.
- Djodjic F. och K. Kyllmar, 2011. Spridning av stallgödsel på åkermark. Rapport 2011:22. Inst. för vatten och miljö, SLU.
- Ejhed H., Olshammar M., Brånvall G., Gerner A., Bergström J., Johnsson H., Blombäck K., Nisell J., Gustavsson H., Persson G. och G. Alavi, 2011. Beräkning av kväve- och fosforbelastningen på vatten och hav för uppföljning av miljökvalitetsmålet ”Ingen övergödning”. SMED Rapport Nr 56.
- Ek M., Olshammar M. och R. Bergström, 2009. Utsläpp av kväve och fosfor till Östersjön. Kostnader för ytterligare minskning från kommunala avloppsreningsverk. Rapport U2528. IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Falk Ögaard A., Grønsten H., Sveistrup T., Bøen A., Kværno S. och T.K. Haraldsen, 2008. Potensielle miljøeffekter av å tilføire avløpslam til jordbruksarealer Resultater fra to feltforsøk i korn, 1.forsøksår 2007. Bioforsk Rapport. Vol. 3 Nr.59
- Hansson M., Bäck Ö. och L. Frykberg, 2013. Uppdatering av referensvärden för näringsämnen i kustvatten, datafångst och parameterklassning (fys-kem, växtplankton) enligt vattendirektivet. SMHI, Dnr 2103/494/107.
- Havs och Vattenmyndigheten, 2013a. Styrmedel för en hållbar åtgärdstakt av små avloppsanläggningar. Slutrapportering av regeringsuppdrag enskilda avlopp. Havs och Vattenmyndighetens rapportering 2013-09-13.
- Havs och Vattenmyndigheten, 2013b. Styrmedel för en hållbar åtgärdstakt av små avloppsanläggningar. Konsekvensanalyser av nya styrmedel för små avloppsanläggningar. Havs och Vattenmyndighetens rapportering 2013-09-13.
- Johannesson K.M., 2011. Analysis of phosphorus retention variations in constructed wetlands receiving variable loads from arable land. Thesis No 1482, Dept of Physics, Chemistry and Biology. Linköpings Universitet. <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:577085/FULLTEXT01.pdf>
- Johnsson H., Larsson M., Lindsjö A., Mårtensson K., Persson K. och G. Torstensson, 2008. Läckage av näringsämnen från svensk åkermark. Beräkningar av normalläckage av kväve och fosfor för 1995 och 2005. Rapport 5823, Naturvårdsverket.
- Jordbruksverket, 2013. Riktlinjer för gödsling och kalkning 2014. Jordbruksinformation 11 – 2013.
- Kynkäänniemi P., Ulén B., Torstensson G. och K.S. Tonderski, 2013. Phosphorus Retention in a Newly Constructed Wetland. *Journal of Environmental Quality*. 42:596-605.
- Larsson M. och M. Gyllström, 2013. Åtgärder för god ekologisk status i ett jordbruksdominerat avrinningsområde. Exemplet Lillån. Rapport 2013:16. Länsstyrelsen Västmanland.

## Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status

- Larsson P., Persson K., Johnsson H., Markensten H. och D. Collentine, 2013. FyrisSKZ – en nationell webbaserad databas för skyddszoners effekt och kostnad – teknisk beskrivning. Preliminär version 2013-09-13. Inst f Mark och miljö, SLU.
- Lindström J. och B. Ulén, 2003. Effekt av kalk i täckdikesaåterfyllningen på fosforförluster från jordbruksmark. Rapport från Sveriges Lantbruksuniversitet, Inst för Mark och Miljö, Uppsala.
- Lindström J. och Ulén, B. 2011.  
[http://194.47.52.113/janlars/partnerskapAlnarp/ekonf/20111206/26\\_Linstrom\\_Ulen.pdf](http://194.47.52.113/janlars/partnerskapAlnarp/ekonf/20111206/26_Linstrom_Ulen.pdf)
- Mattson, L., 2001. Växtnäringsförsök 2000. Skörderesultat med växt- och jordanalyser. Skördar, pH och P-AL i kalk/fosforförsöken på Lanna. Rapport specialnr 11., Inst. för markvetenskap, Avd för växtnäringslära. SLU.
- Naturvårdsverket, 2006. Naturvårdsverkets allmänna råd [till 2 och 26 kap. miljöbalken och 12-14 och 19 §§ förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd] om små avloppsanordningar för hushållspillvatten. Naturvårdsverkets Författningssamling 2006:7.
- Naturvårdsverket, 2007a. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Bilaga A till handbok 2007:4. Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket, 2007b. Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon. Bilaga B till handbok 2007:4. Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket, 2012. Styrmedel för ökad rening vid kommunala reningsverk. Genomförande av aktionsplanen för Östersjön och miljö kvalitetsnormer för kväve och fosfor. Rapport 6521, Naturvårdsverket.
- Saulys V. och N. Bastiene, 2008. The impact of lime on water quality when draining clay soils. *Ekologija*. 54: 1, 22-28.
- Siman G. 1997. Resultat från långliggande kalkningsförsök. Växteko Nr 48. Inst för markvetenskap, SLU.
- SMED, 2011a. Teknikenkät – enskilda avlopp 2009. SMED rapport nr 44.
- SMED, 2011b. Beräkning av kväve- och fosforbelastning på vatten och hav för uppföljning av miljö kvalitetsmålet "Ingen övergödning". SMED rapport nr 56.
- SMHI, 2014. S-HYPE: HYPE-modell för hela Sverige. <http://www.smhi.se/forskning/forskningsomraden/hydrologi/s-hype-hype-modell-for-hela-sverige-1.560>
- Stjernman Forsberg L., Kyllmar K., Andersson S., Ulén B., Djodjic F., Gustafsson J. och J. Malgeryd. 2013. Halving of P losses after implementation of mitigation measures in a small agricultural catchment in Sweden. Sid 67 i [http://www-conference.slu.se/ipw7/IPW7\\_abstract\\_book\\_130911.pdf](http://www-conference.slu.se/ipw7/IPW7_abstract_book_130911.pdf)
- Ulén B., Etana A. och A. Svanbäck, 2011. Lägesrapport: Längre tids effekt med reducerad jordbearbetning, radmyllning av fosforgödsel och strukturkalkning på fosforförluster via dränering. Inst för Mark och Miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Ulén B., Alex G., Kreuger J., Svanbäck A. och A. Etana, 2012. Particulate-facilitated leaching of glyphosate and phosphorus from a marine clay soil via tile drains. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B*, 62:241-251.
- Uusi-Kämpä J., Braskerud B., Jansson H., Syveresen N. och R. Uusitalo, 2000. Buffer Zones and Constructed Wetlands as Filters for Agricultural Phosphorus. *Journal of environmental Quality*, 29:151-158.
- Weisner S. och G. Thiere 2010. Mindre fosfor och kväve från jordbrukslandskapet. Utvärdering av anlagda våtmarker inom miljö- och landsbygdsprogrammet och det nya landsbygdsprogrammet. Rapport 2010:21. Jordbruksverket.  
[http://www2.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/trycksaker/Pdf\\_rapporter/ra10\\_21.pdf](http://www2.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/trycksaker/Pdf_rapporter/ra10_21.pdf)



## Bilaga 1. Metodbeskrivning för beräkning av mängd kväve och fosfor från lantbruksdjur per avrinningsområde

### Grunddata

GIS-lager med avrinningsområden per vattenförekomst (VM\_SUBaro\_2012\_2). Från lantbruksregistret (LBR) hämtades data över lantbruksföretag, deras djur och deras koordinater. Dessa data var från 2010, de mest aktuella tillgängliga.

### Beräkningsmetoden

Det första steget i beräkningen genomfördes i programmet ArcGIS. Varje avrinningsområde fick ett värde som visade hur många företag och hur många djur det fanns totalt av de olika slagen inom det. Ett antal företag hamnade då utanför avrinningsområdena, då de är belägna på öar i skärgården eller andra platser som inte täcktes av lagret med avrinningsområden. Dessa företag och deras djur är därför inte med i beräkningarna (Tabell B1).

**Tabell B1.** Antal företag, avrinningsområden och sekretess

	Antal	Andel, %
<b>Företag</b>		
Totalt	71 091	100,00
Utanför avrinningsområden	2 515	3,54
Sekretessbelagda	3 861	5,63
Återstående	64 715	91,03
<b>Avrinningsområden</b>		
Totalt	74 724	100,00
Sekretessbelagda	2 737	3,66
Återstående	71 987	96,34

Antalet djur av olika slag per område multiplicerades därefter med uppgifter för hur mycket kväve och fosfor varje djurslag släpper ut per år<sup>4</sup>. Eftersom kategorisering av djurslag inte helt överensstämmer med djurkategorierna i LBR genomfördes vissa justeringar (Tabell B2). Med dessa värden beräknades per avrinningsområde summerades sedan utsläppen av kväve och fosfor för varje område, oberoende av djurslag. Sedan räknades de om från kilo till ton per år.

---

<sup>4</sup> Jordbruksverket, 2013. Jordbruksinformation 12 – 2012: Riktlinjer för gödsling och kalkning 2013.

**Tabell B2.** Justeringar av djurkategorier och använda värden i beräkningarna

Djurslag	Justering för beräkning
Kvigor och stutar yngre än 1 år	Ingen justering av värden nödvändig
Kvigor och stutar mellan 1-2 år	Ingen justering av värden nödvändig
Tjurar äldre än 2 år	Värde saknas. Tilldelat samma värden som Betestjur 1-18 månader
Kvigor äldre än 2 år	Värde saknas. Tilldelat samma värden som "Kviga/stut >1 år"
Mjölkkor	Tilldelades värdena för kor som producerar 8 000 kg mjölk/år
Övriga kor	Tilldelades genomsnittsvärden för alla ovanstående kategorier
Får och getter	Slogs ihop och fick värdena för "Får", då det finns relativt få getter i Sverige
Kultingar under 20kg	Har ej tagits med i beräkningarna. Räknas istället under "suggor".
Suggor	Tabellens värde, som även inkluderar smågrisar, har använts för att kompensera att kultingar inte räknats med (se ovan)
Slaktsvin med mera (övriga grisar)	Ingen justering av värden nödvändig
Slaktkycklingar	Värdena har delats med 100, då de var för 100 djur
Värphöns	Värdena har delats med 100, då de var för 100 djur
Unghöns	Värdena har delats med 100, då de var för 100 djur
Hästar hos lantbruksföretag	Ingen justering. År 2010 beräknades det finnas ungefär 370 000 hästar totalt i Sverige. Majoriteten av dessa är inte medräknade, utan bara de cirka 116 000 stycken som finns hos lantbruksföretag. Med den nuvarande statistiken går det inte att säga något om de övriga hästarnas geografiska fördelning då den är osäker t.o.m. på länsnivå.

### Sekretess

När det finns färre än tre företag per avrinningsområde kan data inte lämnas ut då det inte får vara möjligt att identifiera enskilda företag. Av det skälet är resultaten för 2 737 avrinningsområden utelämnade. I de fall färre än tre företag funnits på ett område, men inget av dem haft djur, finns värdena kvar och är alltså i de fallen noll. Information om sekretessens omfattning framgår av Tabell B3.

**Tabell B3.** Djurkategorier och deras utsläpp, samt mängden N och P av alla djur (inklusive sekretessbelagda)

	Djur, totalt			Sekretessbelagda djur			
	Antal	N, ton	P, ton	Antal	N, ton	P, ton	Andel av total i %
Hästar	115 917	5 564	1 043	8 742	420	78,7	7,54
Kviga/stut < lår	477 385	10 025	1 432	34 389	722	103,2	7,2
Kviga/stut 1-2år	386 596	18 170	3 093	29 379	1 381	235,0	7,6
Tjurar >2år	30 524	1 221	183	2 831	113	17,0	9,27
Kvigor	93 745	4 406	750	6 925	326	55,4	7,39
Mjölkkor	347 761	40 688	5 564	25 853	3 025	413,6	7,43
Övriga kor>2år	195 700	9 198	1 566	15 575	732	124,6	7,96
Får & Getter	549 608	7 694	1 099	48 329	677	96,7	8,79
Suggor	153 551	5 528	1 075	3 029	109	21,2	1,97
Slaktsvin mm	938 457	8 446	1 502	16 033	144	25,7	1,71
Slaktkycklingar	6 445 107	1 805	387	103 298	29	6,2	1,60
Värphöns	7 706 880	4 008	1 002	247 649	129	32,2	3,21
Unghöns	129 578	28	7,8	*	*	*	*
<b>Totalt</b>	<b>18 066 170</b>	<b>119 342</b>	<b>19 154</b>	<b>542 032</b>	<b>7 800</b>	<b>1 200</b>	<b>3,00/6,54/ 6,31**</b>

\*Sekretessbelagt

\*\*Värde för antalet djur / mängd N / mängd P

#### Slutresultat

En sammanställning av den beräknade mängden kväve och fosfor från djur hos lantbruksföretag 2010 redovisas i Tabell B3. Där har ingen hänsyn till avrinningsområden tagits.



## Bilaga 2. Reduktion av kväve i fångdammar och våtmarker

Tabell B4. Reduktion av kväve för våtmarker och fångdammar

Läckageregion		Våtmark	Fångdamm
		Reduktion av kväve kg/ha	
1a	Skåne- och Hallands slättbygd, skånedelen	266	399
1b	Skåne- och Hallands slättbygd, hallandsdelen	382	573
2a	Sydsvenska mellanbygden, skånedelen	268	402
2b	Sydsvenska mellanbygden, Blekinge och Kalmar	159	239
3	Öland och Gotland	147	221
4	Östgötaslätten	95	142
5a	Vänerslätten, södra delen	208	312
5b	Vänerslätten, norra delen	167	251
6	Mälar- och Hjälmbygd	81	122
7a	Sydsvenska höglandet, västra delen	186	279
7b	Sydsvenska höglandet, östra delen	109	164
8	Östsvenska dalbygden	47	71
9	Västsvenska dalbygden	184	276
10	Södra Bergslagen	104	155
11	Västsvenska dalsjöområdet	96	145
12	Norra Bergslagen	88	132
13	Östra Dalarna och Gästrikland	102	153
14	Kustlandet i nedre Norrland	84	126
15	Kustlandet i övre Norrland	109	164
16	Nordsvenska mellanbygden	73	109
17	Jämtländska siluområdet	66	99
18	Fjäll- och moränområdet	125	187

### Bilaga 3. Reduktion av kväveläckage från skyddszoner

Tabell B5. Reduktion av kväve från skyddszoner

Läckageregion		Läckage nu	Minskning
		kväve kg/ha	
1a	Skåne- och Hallands slättbygd, skånedelen	32	21
1b	Skåne- och Hallands slättbygd, hallandsdelen	47	26
2a	Sydsvenska mellanbygden, skånedelen	32	22
2b	Sydsvenska mellanbygden, Blekinge och Kalmar	19	13
3	Öland och Gotland	17	10
4	Östgötaslätten	11	8
5a	Vänerslätten, södra delen	25	18
5b	Vänerslätten, norra delen	20	14
6	Mälar- och Hjälmbygden	9	8
7a	Sydsvenska höglandet, västra delen	22	9
7b	Sydsvenska höglandet, östra delen	13	7
8	Östsvenska dalbygden	5	3
9	Västsvenska dalbygden	22	13
10	Södra Bergslagen	12	7
11	Västsvenska dalsjöområdet	11	7
12	Norra Bergslagen	10	6
13	Östra Dalarna och Gästrikland	12	8
14	Kustlandet i nedre Norrland	10	5
15	Kustlandet i övre Norrland	13	8
16	Nordsvenska mellanbygden	8	5
17	Jämtländska siluområdet	7	2
18	Fjäll- och moränområdet	15	1



