



Metod för påverkanstypen Diffusa källor – Jordbruk

Förslag på åtgärder och miljökvalitetsnormer



Version	Ändring	Vem?
1.0	Rapporten kommer att uppdateras under 2021. Åtgärdsbehov och möjliga åtgärder som prioriteras fram via analysen finns i VattenInformationssystemSverige (www.viss.lansstyrelserna.se).	JFP
1.1	2020-11-30 Lagt till Tabll 8, Figur 2, samt förklarande text till miljö kvalitetsnormerna. Förtydligande avseende ekvationer i kap 3.4.2, 3.4.3, 3.4.5. Uppdaterat Figur 3 och Tabell 16 samt tillhörande textmassa. Förtydligande kring finansiering (kap. 3.6.3).	MEL DS JFP
1.2	2021-01-22 Uppdaterat figur 3 och tillhörande text (samlat åtgärdsbehov för fosfor, tidigare 325 ton, nu 400 ton).	JFP

Utgiven av: Vattenmyndigheterna i samverkan
 Ansvarig arbetsgrupp: Åtgärdsprogram, Miljö kvalitetsnorm och Ekonomisk analys
 Ansvarig projektledare: Malin Willför, Katrin Herrlin Sjöberg, Niklas Holmgren
 Författare: Jan F Petersson, Martin Erlandsson Lampa, Daniel Smith, Niclas Engene
 Layout: Carina Nanker
 Omslagsfoto: "Creative commons"
 Upplaga: Endast digital utgåva

1 Förord

Detta dokument beskriver metoden för åtgärdsanalys och undantag/tidsfrister när det gäller miljökvalitetsnormer för vatten med avseende på påverkanstypen Diffusa källor – Jordbruk.

Med början hösten 2018 bedrev vattenmyndigheterna ett metodutvecklingsarbete med syfte att förbättra åtgärder, undantag och ekonomisk analys för vattenförekomsterna i VISS. En del av arbetet är att förbättra hanteringen av åtgärder i VISS för att ha ett bättre underlag för miljökvalitetsnormerna och att kommuner, länsstyrelser och åtgärdsmyndigheterna ska få bättre effekt i sitt åtgärdsgenomförande.

Utgångspunkten för metodutvecklingsarbetet är att åtgärder och undantag för miljökvalitetsnormer för vatten måste vara grundade på en definierad påverkanstyp (mänsklig påverkan) kopplat till vilka kvalitetsfaktorer eller parametrar som är försämrade på grund av påverkanstrycket. Denna metodbeskrivning avser påverkanstypen Diffusa källor – Jordbruk.

Denna metodbeskrivning delvis har arbetats fram inom ramen för projektet LIFE IP Rich Waters, delprojekt C5, tillsammans med representanter från olika länsstyrelser, Jordbruksverket samt LRF – stort tack för er hjälp och medverkan. Underlaget för åtgärdsanalyserna har tagits fram av Sveriges Lantbruksuniversitet.

Ytterligare metodbeskrivningar inom sektorn jordbruk omfattar påverkanstyperna Förändring av morfologiskt tillstånd – jordbruk, Diffusa källor – jordbruk – miljögifter, Diffusa källor – Andra relevanta – Hästgårdar.

Innehållsförteckning

1	Förord	3
2	Bakgrund.....	5
3	Åtgärdsanalys.....	6
3.1	Uppdateringar i underlag och beräkningar från tidigare analys	6
3.1.1	Begränsningar	6
3.2	Övergripande metodik	7
3.3	Åtgärdsbehov	8
3.4	Möjliga åtgärder	8
3.4.1	Anpassade och konventionella skyddszoner.....	9
3.4.2	Kalkfilterdiken.....	14
3.4.3	Strukturkalkning.....	15
3.4.4	Tvåstegsdiken	16
3.4.5	Våtmarker.....	17
3.4.6	Fånggrödor.....	20
3.4.7	Vårbearbetning.....	24
3.5	Genomförda åtgärder.....	27
3.6	Prioritering av åtgärder	27
3.6.1	Metoder	27
3.6.2	Resultat	29
3.6.3	Finansiering och kostnader.....	30
3.6.4	Åtgärds genomförande över två förvaltningscykler.....	31
4	Miljö kvalitetsnormer	34
4.1	Undantag med tidsfrist till 2027 på grund av tekniskt omöjligt	34
4.2	Undantag med tidsfrist till 2039 på grund av naturliga förhållanden 34	
5	Referenser	35
Bilaga 1	36
	Underlag för borttagning av icke kostnadseffektiva åtgärder.....	36
Bilaga 2	38
	Storlek och effekt för prioriterade åtgärder fördelat över två cykler.....	38

2 Bakgrund

Inför vattenförvaltningscykel 2016–2021 genomförde vattenmyndigheterna en åtgärdsanalys i syfte att ta fram underlag för miljökvalitetsnormer och åtgärder kopplat till övergödning (Gyllström m.fl., 2016). Analysen genomfördes per vattenförekomst och omfattade såväl åtgärdsbehov som potential för 15 olika åtgärder för att reducera näringsbelastningen från jordbruksmark och avloppsvatten (kommunala reningsverk, enskilda avlopp och dagvatten). Med åtgärdsbehov avses hur många kilogram fosfor respektive kväve som läckaget behöver minska med för att nå miljökvalitetsnormer kopplat till övergödning. Åtgärdernas potential avser den teoretiskt möjliga arealen samt dess effekt. Utifrån denna information uppskattades sedan hur långt de teoretiska åtgärderna skulle kunna nå och till vilken kostnad.

Statusklassificeringen av Sveriges vattenförekomster har uppdaterats och informationen kring de underlag som har använts för att beräkna åtgärdernas potential och kostnader har utvecklats ytterligare. I syfte att ge ett bättre och mer aktuellt underlag till åtgärds- och styrmedelsanalyser har vattenmyndigheternas analys från 2016 uppdaterats inom Life IP projektet Rich waters. I projektet har vattenmyndigheterna tillsammans med Jordbruksverket och Lantbrukarnas riksförbund gått igenom och uppdaterat antaganden kring möjliga arealer, effekter och kostnader för jordbruksåtgärderna. Inom projektet har Sveriges lantbruksuniversitet granskat resultaten från analysen 2016 och gett förslag på förbättringar (Aronsson m.fl. 2019), vilket varit en utgångspunkt för den uppdaterade analysen.

Till skillnad från Gyllström m.fl. 2016 begränsas analysen till att endast omfatta åtgärdsbehov och åtgärder för att minska det diffusa läckaget av näringsämnen från jordbruksmark. Resultaten från projektet har implementerats i underlagen till vattenmyndigheternas Förvaltningsplan 2021–2027. De fysiska åtgärder som prioriterats fram för respektive vattenförekomst återfinns i VattenInformationSystemSverige (VISS).

3 Åtgärdsanalys

Åtgärdsanalysen följer i stor utsträckning den metod som presenteras i Gyllström m.fl. (2016). Huvudsyftet i analysen är att optimera föreslagna åtgärder för att minska belastningen av fosfor och kväve med avseende på kostnadseffektivitet. Underlagen till åtgärdsanalysen har dock förbättrats sedan föregående analys och vissa delmoment har därför uppdaterats. Nedan ges en beskrivning av de uppdateringar som genomförts samt en bild av den övergripande metodiken och dess olika delmoment.

3.1 Uppdateringar i underlag och beräkningar från tidigare analys

Justerad metodik

- Metoden omfattar endast åtgärdsbehov och åtgärder för att minska det diffusa läckaget av näringsämnen från jordbruksmark. I Gyllström m.fl. (2016) ingick samtliga påverkanstyper kopplade till övergödning.
- Uppdaterad metodik för beräkning av åtgärdsbehov för sjöar, vattendrag och kustvatten.
- En tröskel för när en åtgärd ej kan anses vara kostnadseffektiv har lagts till.
- Med utgångspunkt i Aronsson m.fl. 2019, har metodik för beräkning av effekt, potential och kostnad för åtgärderna justerats.
 - Våtmarker. Uppdaterad effekt, potential och kostnad. Ingen uppdelning mellan fosfordammar respektive våtmark för näringsretention.
 - Skyddszoner (anpassade och konventionella). Uppdaterad effekt, potential och kostnad.
 - Strukturkalkning. Uppdaterad effekt och kostnad.
 - Kalkfilterdiken. Uppdaterad potential.
 - Tvåstegsdiken. Ingen uppdatering.
- Inkluderande av rena kväveåtgärder (fånggrödor och vårbearbetning).

Förbättrade underlag avseende beräkning av åtgärdsbehov, potential och kostnader för möjliga åtgärder.

- Uppdaterad statusklassificering inför vattenförvaltningscykel 2021-2027 (data från 2012-2018) – påverkar åtgärdsbehoven.
- Uppdaterat underlag från Svenska MiljöEmissionsData (SMED) avseende beskrivning av näringsbelastnings från olika källor i Sverige (SMED, 2018) – påverkar både åtgärdsbehov och potentialen för de åtgärder som ingår i analysen.
- Förbättrade underlag avseende jordartsfördelning och lerhalter (Söderström och Piikki, 2016).
- Jordbruksverkets erosionsriskkartor för åkermark (Djodjic och Markensten, 2017) – Påverkar beräkningen av potential och effekt avseende skyddszoner.
- Inkluderar genomförda åtgärder från perioden 2015-2018.

3.1.1 Begränsningar

En stor del av det underlag som använts för att uppdatera beräkningen av åtgärdspotentialer har varit begränsat till de tre södra vattendistrikten. Potentialen för åtgärderna anpassade skyddszoner, konventionella skyddszoner, strukturkalkning och

kalkfilterdiken har därför inte kunnat uppdateras för Bottenviken och delar av Bottenhavets vattendistrikt.

3.2 Övergripande metodik

Åtgärdsanalysen följer i stor utsträckning den metod som presenteras i Gyllström m.fl. (2016). Vissa av delmomenten har dock fått en uppdaterad metodik. Den övergripande metodiken beskrivs i fem steg enligt nedan samt av Figur 1.

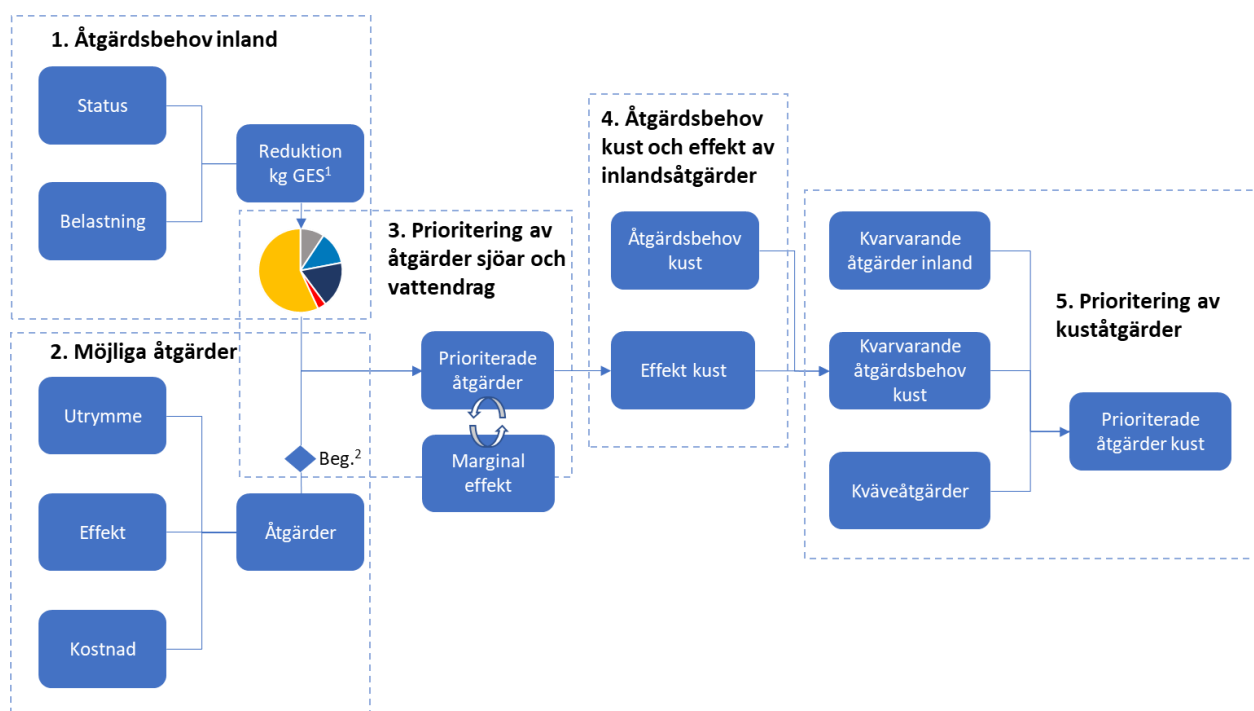
1. Åtgärdsbehov inland. I ett första steg beräknas nödvändig reduktion av fosfor för att nå god ekologisk status (GES) avseende näringsämnen. Beräkningen utgår från statusklassificeringen av näringsämnen samt från näringsbelastning via PLC6.5 (SMED, 2018). Det totala reduktionsbehovet fördelas sedan mellan olika källor (avlopp, jordbruk, industri etc.) utifrån deras bidrag till den totala belastningen (Erlandsson Lampa m.fl, 2020).

2. Möjliga åtgärder. Teoretiskt möjligt utrymme, effekt och kostnad för de ingående åtgärderna beräknas för varje vattenförekomsts lokala avrinningsområde (VARO). Utrymmet för de möjliga åtgärderna korrigeras utifrån redan genomförda åtgärder. För vidare information se kapitel 3.4 och 3.5.

3. Prioritering av åtgärder för sjöar och vattendrag. Möjliga åtgärder prioriteras utifrån att de mest kostnadseffektiva åtgärderna ska uppfylla åtgärdsbehovet per VARO. Innan denna prioritering, sker en bortfiltrering av möjliga åtgärder där kostnaden bedömts som orimlig utifrån en allt för låg reduktion av fosfor. För att inte överskatta den samlade effekten av åtgärderna per VARO beräknas även en marginaleffekt. Marginaleffekten tar hänsyn till att åtgärder på exempelvis jordbruksfältet (såsom strukturkalkning) kommer att påverka den möjliga reduktionen via åtgärder längre ned i systemet såsom vid diken eller i vatten (exempelvis skyddszone eller våtmark). Hänsyn tas även till hur redan genomförda åtgärder påverkar åtgärdsbehovet.

4. Åtgärdsbehov kust och effekt av inlandsåtgärder. På liknande sätt som för sjöar och vattendrag beräknas ett åtgärdsbehov för kustvattenförekomsterna. Till skillnad från sjöar och vattendrag beräknas även ett behov avseende kväve. Åtgärder som prioriteras för sjöar och vattendrag kommer även att påverka kustvattnet. För att ta hänsyn till detta beräknas vilken effekt de prioriterade inlandsåtgärderna har på kustvattnet. Denna effekt dras sedan av från åtgärdsbehovet för kustvatten. Åtgärdsbehovet justeras även utifrån redan genomförda åtgärder.

5. Prioritering av kuståtgärder. Ytterligare åtgärder för att täcka eventuella kvarvarande åtgärdsbehov för fosfor i kustvatten prioriteras utifrån kvarvarande åtgärdspotentialer för inlandsvatten. Av inlandsåtgärderna är det endast våtmarker och tvåstegsdiken som bedöms ha en effekt på förlusterna av kväve. Efter att denna effekt dragits bort från betinget prioriteras de rena kväveåtgärderna (vårbearbetning och fånggrödor) på liknande sätt som fosforåtgärderna.



Figur 1. Arbetsgång för framtagande av prioriterade åtgärder per vattenförekomst.

¹kg GES. mängd fosfor som behöver minska för att god ekologisk status.

²Beg. Begränsning att endast ta med åtgärder med rimlig kostnad i förhållande till dess effekt (kg). Se vidare förklaring i kapitel 3.6.

3.3 Åtgärdsbehov

Beräkningen av åtgärdsbehovet utgår från varje vattenförekomsts *förbättringsbehov*, som beskriver skillnaden mellan nuvarande tillstånd och god status med avseende på kvalitetsfaktorn Näringsämnen. Detta uttrycks som den mängd belastningen av näringsämnen behöver minska med [kg/år]. Detta omvandlas sedan till ett *åtgärdsbehov*. Även åtgärdsbehovet uttrycks som en minskning av belastningen, men specificerar till skillnad från förbättringsbehovet var i avrinningsområdet åtgärder bör göras. Metoden för att beräkna åtgärdsbehovet beskrivs i en separat rapport (Erlandsson Lampa m.fl. 2020).

3.4 Möjliga åtgärder

Inom projektet LIFE IP Rich Waters har Vattenmyndigheterna tillsammans med Jordbruksverket och Lantbrukarnas riksförbund gått igenom vilka möjliga åtgärder som finns att tillgå för att reducera läckaget av näringsämnen från jordbruksmark. Jämfört med de åtgärder som ingick i Gyllström m.fl. (2016) har en del åtgärder lagts till respektive tagits bort. Rena kväveåtgärder saknades i den tidigare analysen och har därför inkluderats i form av åtgärdena fånggrödor och vårbearbetning. På grund av bristande potential har åtgärden anpassad stallgödselspridning strukits från analysen. Åtgärden omfattar rekommendationer som redan efterföljs inom nitratkänsliga områden, dess potential är därför mycket begränsad. Åtgärdena fosfordammar och våtmarker har slagits samman till en åtgärd.

De åtgärder som ingår i analysen presenteras i Tabell 1. Hur effekt, potential och kostnad för åtgärderna beräknats beskrivs per åtgärd nedan. Utöver dessa åtgärder har även andra åtgärder diskuterats inom Rich Waters projektet. Att analysen begränsas till åtgärderna i Tabell 1 hör till att kunskapen om övriga åtgärders effekter, potential och kostnader inte kunnat beskrivas på ett adekvat sett.

Tabell 1. Åtgärder som ingått i vattenmyndigheternas åtgärdsanalysen kopplat till vattenförvaltningscykel 2016-2021. I tabellen framgår även vilken åtgärdskategori som används i VatteninformationsSystemSverige (VISS) samt vilken effekt som kopplats till åtgärden, fosfor och/eller kväve.

Åtgärd	Åtgärdskategori VISS	Effekt
Anpassade skyddszoner	Anpassad skyddszon - hög erosionsrisk, Anpassad skyddszon - medel erosionsrisk samt Anpassad skyddszon - låg erosionsrisk	Fosfor
Fånggrödor	Fånggrödor	Kväve
Kalkfilterdiken	Kalkfilterdiken	Fosfor
Konventionella skyddszoner	Skyddszon - hög erosionsrisk, Skyddszon - medel erosionsrisk samt Skyddszon - låg erosionsrisk	Fosfor
Strukturkalkning	Strukturkalkning - hög effekt, Strukturkalkning - låg effekt	Fosfor
Tvåstegsdiken	Tvåstegsdiken	Fosfor och kväve
Vårbearbetning	Vårbearbetning	Kväve
Våtmarker	Våtmark för förbättrad vattenkvalitet	Fosfor och kväve

3.4.1 Anpassade och konventionella skyddszoner

I Gyllström m.fl. (2016) användes olika beräkningsmetoder för skyddszoner (d.v.s. skyddszoner placerade längs vattendrag eller vattenförande diken, här benämnt konventionella skyddszoner), och anpassade skyddszoner (skyddszoner på erosionskänsliga delar av fältet, t.ex. kring dräneringsbrunnar). Åtgärdsutrymme och reduktionspotential för konventionella skyddszoner beräknades med modellen FyrisSKZ, medan beräkningarna för anpassade skyddszoner byggde på schabloner. I de uppdaterade beräkningarna har istället metoden med schabloner använts för både konventionella och anpassade skyddszoner.

3.4.1.1 Åtgärdsutrymme

Åtgärdsutrymmet för konventionella och anpassade skyddszoner baseras på Jordbruksverkets erosionsriskkartor för åkermark (Djodjic och Markensten, 2017).

Beräkningen utgår ifrån erosionsriskkartans linjeskikt som visar flödesvägar för transport av eroderade partiklar (ackumuleringslinjer) samt en klassing av erosionsrisken (1-7, där 1 är den högsta risken). Antagandet är att åtgärdsutrymmet för skyddszoner sammanfaller med ackumuleringslinjerna, det vill säga att varje ackumuleringslinje i ett avrinningsområde kan åtgärdas med antingen en anpassad eller en konventionell skyddszon.

En ackumulationslinje kan antingen sammanfalla med ett permanent vattenförande vattendrag eller dike, eller utgöra tillfälliga flödesvägar på fältet. De förra kan åtgärdas med en konventionell skyddszon längs med vattendragskanten, de senare med en anpassad skyddszon där den tillfälliga flödesvägen skär ett dike eller en dräneringsbrunn. För att skilja dessa åt gjordes en GIS-analys där skiktet med ackumuleringslinjer överlagrades med fastighetskartans hydrografiska skikt. Där ackumulationslinjen sammanföll med ett vattendrag med en 10 meters buffertzoon omkring antogs att ackumulationslinjen utgjordes av ett vattenförande vattendrag, i annat fall antogs att den utgjordes av en tillfällig flödesväg på fältet.

För varje VARO kunde på så sätt längden ackumulationslinjer längs vattendrag (L_V) och längden ackumulationslinjer på fält (L_F) beräknas för varje erosionsklass.

Areal konventionella skyddszoner

En konventionell skyddszon antogs vara 6 m bred på båda sidorna om vattendraget, och längden antogs vara lika med längden för ackumulationslinjen. För varje erosionsklass beräknades arean konventionella skyddszoner (A_{KS}) enligt:

$$A_{KS} = L_V * 2 * 6 \text{ m} \quad [\text{m}^2] \quad (\text{ekv 1})$$

Anpassade skyddszoner

En anpassad skyddszon antogs vara 300 m² och behöva anläggas där ackumuleringslinjen skär en dräneringsbrunn eller ett vattenförande dike. Medelavståndet mellan dräneringsbrunnar och/eller vattenförande diken antogs vara 200 m, vilket antogs vara det nödvändiga avståndet mellan skyddszoner fågelvägen. Det avstånd som krävs mellan anpassade skyddszoner längs med en ackumuleringslinje beräknades ur kvoten mellan medellängden av en ackumuleringslinje och en rät linje, ur det nationella skiktet. Denna faktorberäknades till 1,38, och en anpassad skyddszon behöver alltså anläggas var 1,38 * 200 m = 276 m längs en ackumuleringslinje.

För varje erosionsklass beräknades arean anpassade skyddszoner (A_{AS}) således enligt:

$$A_{AS} = L_F * Y * 300 \text{ m}^2 / 276 \text{ m} \quad [\text{m}^2] \quad (\text{ekv 2})$$

3.4.1.2 Effekt och reduktionspotential

Den totala reduktionspotentialen för konventionella och anpassade skyddszoner beräknades enligt:

$$P_{\text{ret}} = \varphi_1 \cdot \varphi_2 \cdot \varphi_3 \cdot P_{\text{bel}} \quad (\text{ekv 3})$$

Där:

P_{ret} = Retentionspotentialen för åtgärden (kg-P/år)

P_{bel} = Total fosforbelastning från jordbruksmark (kg-P/år)

φ_1 = andelen av P-förlusterna som sker genom ytavrinning. Denna faktor är beräknad individuellt för varje VARO utifrån de läckagekoefficienter per region och lerhalt som använts i underlaget till PLC6.

φ_2 = maximala andelen av fosforförluster via ytavrinning som kan åtgärdas med skyddszoner. Denna andel antogs i Gyllström m.fl. (2016) vara 70% för anpassade skyddszoner. Enligt beräkningarna med metoden som beskrivs i Gyllström m.fl. (2016) var vidare reduktionspotentialen för konventionella skyddszoner c:a 20% av potentialen för anpassade skyddszoner. φ_2 för konventionella skyddszoner blir således $0,2 * 70\% = 15\%$, och φ_2 för båda typerna av skyddszoner blir $70\% + 15\% = 85\%$.

φ_3 = Skyddszonens reduktionseffekt. Denna antogs = 50% i Gyllström m.fl (2016), vilket också styrks i SLU's studie (Aronsson m.fl., 2019).

3.4.1.3 Fördelning av skyddszoner mellan erosionsriskklasser

I åtgärdsanalysen användes de olika erosionsriskklasserna från erosionsriskkartan för att ta hänsyn till nyttan av att placera skyddszoner på de mest erosionskänsliga delarna av fältet. I Djodjic & Markensten (2018) är ackumuleringslinjerna indelade i sju erosionsriskklasser. Under antagandet att fosforläckaget vid ytavrinning är direkt proportionellt till erosionsbenägenheten beräknades en normerad faktor (F_n) för varje erosionsriskklass n . I Djodjic & Markensten (2018) anges ett intervall för erosionsbenägenheten för varje klass. För att beräkna F_n antogs centralvärdet i intervallet (C_n) representera varje klass, och F_n för erosionsriskklass n angavs sedan som kvoten C_n/C_7 , där C_7 är erosionsrisken för klass 7 (klassen med lägst erosionsrisk). I tabell 2 framgår F_n för de sju erosionsriskklasserna. En ackumuleringslinje i klass 1 beräknas alltså transportera 300 ggr mer fosfor än en ackumuleringslinje i klass 7-

Tabell 2. Intervall och centralvärde för modellerad erosion för ackumuleringslinjer i erosionsriskklass 1-7 enligt Djodjic & Markensten (2018), samt beräknad faktor F_n för fosforläckage.

Erosions-riskklass	Erosionsrisk (tkm ⁻²)	Erosionsrisk centralvärde (tkm ⁻²)	Faktor för fosforläckage (F_n)
1	>50	75	300
2	25-50	37,5	150
3	10-25	17,5	70
4	5-10	7,5	30
5	1-5	3	12
6	0,5-1	0,75	3
7	<0,5	0,25	1

Därefter beräknades hur stor andel (θ_n) av den sammanlagda sträckan ackumulationslinjer (L_A) som varje klass 1-7 (L_n) utgör: $\theta_n = L_n/L_A$

Det sammanlagda åtgärdsutrymmet P_{ret} (ekv. 3) fördelades över samtliga ackumulationslinjer i vattenförekomstens lokala avrinningsområde (VARO):

$$\chi_{P_n} = P_{ret} \cdot \theta_n \cdot F_n \quad (\text{ekv 4})$$

Detta ger en proportionell fördelning för fosforförlusterna över de olika erosionsriskklasserna. Genom att normera får man fosforförlusterna i kg-P för varje klass:

$$\Phi_n = \Sigma \chi_{P_n} / P_{ret} \quad (\text{ekv 5})$$

$$P_{ret,n} = \Phi_n \cdot \chi_{P_n} \quad (\text{ekv 6})$$

I Tabell 3 presenteras en exempelberäkning för ett avrinningsområde där den totala reduktionspotentialen är 400 kg-P. Nästan 80% av ackumuleringslinjerna hör till erosionsklass 7, men reduktionspotentialen av att åtgärda dessa är endast 55 kg-P/år. I kontrast ligger 117 kg-P/år, eller 29%, av den totala reduktionspotentialen hos ackumuleringslinjer i klass 3, som utgör 2,4% av den totala längden.

Tabell 3. Exempelberäkning – fördelning av reduktionspotentialen P_{red} (400 kg-P/år) över de sju olika erosionsriskklasserna.

P_{red}	Erosions-riskklass	θ_n	$P_{red,n}$ (kg-P/år)
400 kg-P/år	1	0,0008	16,8
	2	0,0044	46,2
	3	0,0239	117,2
	4	0,0355	74,6
	5	0,0942	79,2
	6	0,0505	10,6
	7	0,7908	55,4
	Σ	1	400

3.4.1.4 Åtgärdskostnad

Konventionella skydds zoner

Kostnaden för att genomföra en konventionell skyddszon innebär enbart en rörlig kostnad, kostnaden baseras på putsning, utsäde, arbete och produktionsbortfall. I Tabell 4 presenteras fördelningen av totalkostnaden på 3 400 kronor per hektar och år.

Tabell 4. fördelning av kostnaden för en hektar konventionell skyddszon

Variabler	Kronor per hektar och år	Förklaring
Putsning	600	Putsningskostnaden uppskattas kosta cirka 600 kronor per hektar och inkluderar även kostnaden för transport mellan skyddszoner.
Utsäde	200	Utsädeskostnaden innefattar kostnader för utsädesmängden för en ettårig gröngödslingsvall, vilket uppskattas till 20 kilo per hektar. Då skyddszone är uppskattad att ha en livslängd på fem år slås mängden ut över hela livslängden. Kostnaden för ett kilo utsäde uppskattas till cirka 50 kronor per kilo.
Arbetskostnad	200	Kostnaden för arbete innefattar de arbete som kan kopplas till sådden. Arbetskostnaden per timme uppskattas till 760 kronor. Vidare antas processen ta cirka 15 minuter per hektar.
Produktionsbortfall	2 400	Produktionsbortfallet motsvara det arrendepris som åker i slätt- och mellanbygd uppgår till per hektar. Hektarpriset är cirka 2 500 kronor.
Summa	≈ 3 400	

Anpassade skyddszoner

Kostnaden för att genomföra en anpassad skyddszon innebär enbart en investeringskostnad samt en rörlig kostnad. Investeringskostnaden uppgår till cirka 8 000 kronor per hektar, den rörliga kostnaden uppgår till cirka 10 300 kronor per hektar och år. En ytterligare förklaring av kostnadsfördelningen och en presentation av ingångsvariablerna presenteras nedan i Tabell 5. Den totala kostnaden, beräknad med en diskonteringsränta på 3,50 procent och en livslängd på fem år, har uppskattats till cirka 12 000 kronor per hektar och år.

Tabell 5. Fördelning av ingångsvariablerna för en hektar anpassad skyddszon

Variabler	Kronor per hektar	Förklaring
<i>Investeringskostnad (kronor per hektar)</i>		
Vallfrö	860	Kostnaden för vallfrö uppskattas uppgå till 860 kronor per hektar. Kostnaden innefattar de frön som är nödvändiga för sådden.
Igångsättande kostnad	7 100	Kostnaden för igångsättande inkluderar samtliga kostnader som kan relatera till införandet av en anpassad skyddszon. Kostnaden uppgår till cirka 7 100 kronor per hektar.
Summa investeringskostnad	≈ 7 960	
<i>Rörlig kostnad (kronor per hektar och år)</i>		
Försämrade arrondering	5 960	Försämrade arrondering innefattar de kostnader som relateras till den extra brukningstid som en anpassad skyddszon kan medföra. Kostnaden uppskattas till cirka 5 960 kronor per hektar och år.
Skötsel	1 430	Skötselkostnaden innefattar samtliga kostnader som kan relatera till den ökade skötseln av skyddszone. Kostnaden uppgår till cirka 1 430 kronor per hektar och år.
Produktionsbortfall	2 890	Produktionsbortfallet innefattar de kostnader som marken hade kunnat leda till per hektar. Kostnaden per hektar för produktionsbortfall antas uppgå till cirka 2 890 kronor per hektar.
Summa rörlig kostnad	≈ 10 280	

3.4.2 Kalkfilterdiken

Åtgärden kalkfilterdiken beräknas på motsvarande sätt som i Gyllström m.fl (2016). Underlagen för att beskriva åkermarkens lerhalt har dock uppdaterats.

3.4.2.1 Åtgärdsutrymme

I Gyllström m.fl. (2016) antas att 38 procent av arealen åkermark med mer än 15 procent lerhalt har behov av om- eller nytäckdikning och därmed aktuell för åtgärden. Informationen om behov av om- eller nytäckdikning har dock uppdaterats (Jordbruksverket 2016) och behovet har därför justerats till 23 procent.

3.4.2.2 Effekt och reduktionspotential

Kalkfilterdikens effekt avseende reduktion av fosfor har inte uppdaterats och kvarstår på samma nivå som i Gyllström m.fl. (2016), det vill säga 25 procent. Reduktionspotentialen beräknas enligt ekvation 7.

$$P_{\text{ret}} = A_{\text{ler}} \cdot t_d \cdot P_{\text{bel}} \cdot R \quad (\text{ekv 7})$$

Där:

A_{ler} = Areal jordbruksmark med lerjord.

td = Andel jordbruksmark med behov av täckdikning (0,23)

R = Reningsgrad (0,25)

3.4.2.3 Åtgärdskostnad

Kostnaden för att genomföra en hektar kalkfilterdike innebär enbart en investeringskostnad, kostnaden baseras på kostnaden för kalk samt inblandning. Den totala investeringskostnaden uppgår till cirka 15 440 kronor per hektar. Kalkkostnaden beräknas uppgå till cirka 11 340 kronor, vilket baseras på att det behövs cirka 22 ton kalk per hektar. Kostnaden för ett ton kalk uppskattas kosta cirka 515 kronor. Kostnaden för inblandning uppskattas till cirka 4 000 kronor, och har uppskattats som en genomsnittlig kostnad för inblandning och rotorharvning. Den årliga annuitetskostnaden, beräknad med en diskonteringsränta på 3,50 procent och en livslängd på 15 år, har uppskattats till cirka 1 330 kronor per hektar och år.

3.4.3 Strukturkalkning

Åtgärden strukturkalkning beräknas på motsvarande sätt som i Gyllström m.fl (2016). Underlag avseende åkermarkens lerhalt har dock uppdaterats samt antagande avseende åtgärdens effekt och kostnad.

3.4.3.1 Åtgärdsutrymme

Antagandet från Gyllström m.fl. (2016) att åtgärden endast är aktuell för jordbruksmark med en lerhalt som är större än 15 procent kvarstår. Åtgärdsutrymmet utgör därav all jordbruksmark med en lerhalt som överstiger 15 procent.

3.4.3.2 Effekt och reduktionspotential

Enligt Aronsson m.fl. (2019) kan en 30 procentig reduktion av fosfor uppnås för jordbruksmark där lerhalten överstiger 25 procent. För jordbruksmark med en lerhalt mellan 15 och 25 procent är effekten lägre, 0-15 procents reduktion av fosfor. I analysen antas effekten för de lägre lerhaltsintervallerna vara 7,5 procent.

Reduktionspotentialen för strukturkalkning beräknas enligt ekvation 7 och 8.

Strukturkalkning hög effekt

$$P_{\text{ret}} = A_{\text{ler25}} \cdot P_{\text{bel}} \cdot R_{\text{hög}} \quad (\text{ekv 7})$$

Strukturkalkning låg effekt

$$P_{\text{ret}} = A_{\text{ler15}} \cdot P_{\text{bel}} \cdot R_{\text{låg}} \quad (\text{ekv 8})$$

Där:

A_{ler25} = Areal jordbruksmark med lerhalt större än 25 procent.

A_{ler15} = Areal jordbruksmark med lerhalt mellan 15 och 25 procent.

$R_{\text{hög}}$ = Reningsgrad för strukturkalkning med hög effekt (0,3)

$R_{\text{låg}}$ = Reningsgrad för strukturkalkning med låg effekt (0,075)

3.4.3.3 Åtgärdskostnad

Kostnaden för att genomföra en hektar strukturkalkning har uppskattats till cirka 5 155 kronor. Kostnaden baseras på kostnaden för kalk samt nedbrukningskostnaden, där kostnaden för kalk uppskattas till cirka 515 kronor per ton. För en hektar strukturkalkning uppskattas det behövas cirka 8 ton kalk, vilket innebär en kalkkostnad per hektar på cirka 4 125 kronor. Nedbrukningskostnaden har uppskattats till cirka 1 030 kronor per hektar, kostnaden inkluderar även ett tillägg för icke-debiterbar tid. Den årliga annuitetskostnaden, beräknad med en diskonteringsränta på 3,50 procent och en livslängd på 15 år, har uppskattats till cirka 448 kronor per hektar och år.

3.4.4 Tvåstegsdiken

För åtgärden tvåstegsdiken har beräkningen endast uppdaterast avseende åtgärdskostnad, se nedan. Beräkningen av åtgärdsutrymme, effekt och reduktionspotential beskrivs i Gyllström m.fl. (2016).

3.4.4.1 Åtgärdskostnad

Kostnaden för att genomföra ett tvåstegsdike uppskattas som en kostnad per meter och innefattar en investeringskostnad och en rörlig kostnad. Investeringskostnaden uppgår till cirka 880 kronor per meter och innefattar schaktning av jordmassor, utjämning av jordmassor, markbortfall, tillståndsansökan av vattenverksamhet samt omprövning av markavvattning. Hur investeringskostnaderna fördelar sig mellan de fem olika variablerna samt en förklaring av dessa presenteras i Tabell 6 nedan. Den rörliga kostnaden uppskattas till cirka 6,5 kronor per meter och innefattar kostnader för avslagning, uppsamling och kompostering, merkostnad för utgrävning samt framkörning. En presentation av respektive variabel som ingår i den rörliga kostnaden presenteras också i Tabell 6 nedan. Den årliga annuitetskostnaden, beräknad med en diskonteringsränta på 3,50 procent och en livslängd på 30 år, har uppskattats till cirka 54 kronor per meter och år.

Tabell 6. Variabler som ingår i totalkostnaden för tvåstegsdiken, kronor per meter.

Variabler	Kronor per meter	Förklaring
<i>Investeringskostnad (kronor per meter)</i>		
Schaktning av jordmassor	64	Grävkapacitet per timme uppskattas till 50 m ³ . 7,5 m ³ uppskattas behövas per meter tvåstegsdike. Kostnad för grävmaskin uppskattas till 1 117 kronor per timme.
Utjämnning av jordmassor	168	Schaktningskapacitet uppskattas till 125 m ³ per timme. 7,5 m ³ uppskattas behövas per meter tvåstegsdike. Kostnaden för bandschaktare uppskattas till 1 060 kronor per timme.
Markbortfall	37	Mark som tas ur produktion uppskattas kosta cirka 92 000 kronor per hektar, 4 kvadratmeter tas i anspråk för varje meter tvåstegsdike.
Tillstånd av vattenverksamhet	266	266 kronor per timme uppskattas tillståndet kosta, processen antas ta en timme.
Omprovning av markavvattning	346	346 kronor per timme uppskattas tillståndet kosta, processen antas ta en timme.
Summa	≈ 880	
<i>Rörlig kostnad (kronor per meter och år)</i>		
Avslagning, uppsamling och kompostering	4,3	Avslagning av gräs i vägkanter, processen baseras på en kostnad av 665 kronor per kilometer som baseras på en hastighet på 3,2 kilometer per timme. Detta leder till en kostnad per timme på cirka 2 130 kronor. För att genomföra avslagning av gräs i vägkanter för tvåstegsdiken antas hastigheten endast vara 2 kilometer per timme, vilket leder till en kostnad på 1 064 kronor per kilometer. För varje meter tvåstegsdike antas avslagning behövas två gånger på båda sidor av diket.
Merkostnad för utgrävning	0,08	Merkostnad för utgrävning syftar till underhållsgrävningen som är nödvändig för ett befintligt dike för att ta bort sediment. Processen uppskattas kosta cirka 5 kronor per kubikmeter vart tionde år. För varje meter tvåstegsdike antas utgrävningen behövas på cirka 0,15 kubikmeter
Framkörning	2,1	Framkörningsavgiften baseras på en kostnad på 1 064 kronor per kilometer. I genomsnitt har längden uppskattats till 500 meter.
Summa	≈ 6,5	

3.4.5 Våtmarker

I Gyllström m.fl. (2016) beskrivs våtmarker utifrån kategorierna fosfordammar och våtmarker för näringsretention. De båda kategorierna skiljer sig åt med avseende på vilket syfte som ska uppnås. Fosfordammar ansågs anläggas främst för att fånga fosfor medan våtmarker för näringsretention främst anlades för att rena kväve. Beräkningen av såväl utrymme som effekt för de två kategorier utfördes därför på olika sätt. Våtmarker och

fosfordammar som anläggs i dagsläget är dock mer likartade. Enligt Aronsson m.fl. (2019) finns det därför inte någon direkt anledning att särskilja dem i beräkningen. I den uppdaterade beräkning som presenteras nedan förutsätts att våtmarkerna anläggs med syftet att rena såväl fosfor som kväve samt att de utformas utifrån de rekommendationer som beskrivs i Aronsson m.fl. (2019).

3.4.5.1 Åtgärdsutrymme

Hur effektivt en våtmark avskiljer näringsämnen är bland annat beroende av hur mycket vatten som mottas per yta, så kallad hydraulisk belastning. Enligt Aronsson m.fl. (2019) bör den hydrauliska belastningen ligga på runt 100 meter per år. Hur mycket vatten som en våtmark mottar är beroende av dess tillrinningsområde och nederbördsmonstret i det aktuella området. Genom att anta en viss storlek för de tillänkta våtmarkerna kan det nödvändiga tillrinningsområdet för att uppnå en hydraulisk belastning motsvarande 100 m beräknas enligt ekvation 9.

$$A_t = \frac{\text{Hydraulisk belastning} * A}{\text{avrinningen per yta}} \quad (\text{ekv } 9)$$

A_t = Tillrinningsområdets area i hektar.

A = våtmarksstorlek i hektar.

Hydraulisk belastning = 100 m/år

I beräkningen antas en optimal våtmarksstorlek vara en hektar. Avrinningen per yta inom tillrinningsområdet antas vara jämnt fördelat inom respektive VARO och erhålls via underlaget till PLC6.5.

Utifrån ovanstående beräkning erhålls information om hur stort tillrinningsområdet för enskilda våtmarker behöver vara, för att uppnå en optimal hydraulisk belastning. Genom att dividera den totala jordbruksarealen med arealen för tillrinningsområdet kan antalet våtmarker per VARO uppskattas. Åtgärdsutrymmet per VARO beräknades således enligt ekvation 10.

$$A_v = \frac{A_j \text{avrinningen per yta}}{\text{Hydraulisk belastning}} A_v = \text{Total areal våtmark inom VARO't} \quad (\text{ekv. } 10)$$

A_v = Total areal våtmark inom VARO't

A_j = Areal jordbruksmark i hektar

Effekt och reduktionspotential

För att beräkna effekten av att anlägga våtmarker enligt det åtgärdsutrymme som beskrivs ovan användes de ekvationer för fosfor respektive kväveretention som beskrivs i Aronsson m.fl. (2019), se ekvation 11 och 12.

$$P_{ret} = -0,0003 * VP_{bel}^2 + 0,4584 * VP_{bel} \quad (\text{ekv. } 11)$$

$$N_{ret} = 229,41 * \ln VN_{bel} - 1405,3 \quad (\text{ekv. } 12)$$

Där:

VP_{bel} = fosforbelastning, kilogram per hektar våtmark

VN_{bel} = kvävebelastning, kilogram per hektar våtmark

Ekvationerna ger en årlig ytspecifik retention och belastningen behöver därför uttryckas som kilogram per hektar våtmarksyta. Belastningen till respektive våtmark beräknas utifrån den specifika belastningen från jordbruksmark enligt PLC6.5 (SMED, 2018). Att våtmarkernas tillrinningsområden endast omfattas av jordbruksmark bedöms dock som mindre troligt. Den specifika belastningen från jordbruksmark korrigerades därför med faktorn 0,3. Reduktionspotentialen per VARO beräknades för fosfor respektive kväve enligt ekvation 13 och 14.

$$P_{ret} = (-0,0003 * ((A_j * a * P_{spec})/A_v))^2 + 0,4584 * (A_j * a * P_{spec}/A_v) * A_v \quad (\text{ekv. 13})$$

$$N_{ret} = (229,41 * \ln(A_j * a * N_{spec}/A_v)^2 - 1405,3) * A_v \quad (\text{ekv. 14})$$

Där:

A_j = Areal jordbruksmark i hektar.

a = Andel åkermark som kan avvattnas till våtmarker (= 0,3).

P_{spec} = Specifik fosforbelastning från jordbruksmark (kilogram per hektar)

A_v = Total areal våtmark inom VARO't.

N_{spec} = Specifik kvävebelastning från jordbruksmark (kilogram per hektar)

3.4.5.2 Åtgärds kostnad

För att genomföra en hektar våtmark, uppskattas investeringskostnaden till cirka 265 000 kronor och skötselkostnaden till cirka 10 350 kronor. Investeringskostnaden omfattar anläggning och grävning av våtmarken. Skötselkostnaden innefattar ingångsvariabler så som borttagande av sedimentation, röjningsarbete, rensningsarbete, uybyte av material, vassklippning samt ett produktionbortfall. En ytterligare förklaring över skötselkostnaderna presenteras i Tabell 7 nedan. Den årliga annuitetskostnaden, beräknad med en diskonteringsränta på 3,50 procent och en livslängd på 30 år, har uppskattats till cirka 29 000 kronor per hektar och år.

Tabell 7. Variabler som ingår i skötselkostnaden för våtmarker, kronor per hektar och år

Variabler	Kronor per hektar och år	Förklaring
Borttagande av sedimentation	511	Borttagande av sedimentation med grävmaskin uppskattas kosta cirka 1 022 kronor per timme. Borttagning av sedimentation uppskattas för en hektar våtmark ta cirka 10 timmar under en 20 årsperiod.
Röjningsarbete	2 100	Röjningsarbete i form av att ta bort igenväxning uppskattas ta 6 timmar per hektar våtmark, där timkostnaden uppskattas till 350 kronor.
Rensningsarbete	900	Arbetet med rensning efter röjning, vilket oftast görs med traktor och vagn uppskattas ta cirka 1,5 timmar per hektar våtmark. Timkostnaden uppskattas till 600 kronor.
Utbyte av material	160	Utbyte av material, innefattar utbyta av exempelvis rör, brunnar etcetera. Kostnaden för utbyte uppskattas till 160 kronor per hektar våtmark.
Vassklippning	5 240	Vassrensning uppskattas behövas ske sex gånger under 20 år. Under en tjuugoårsperiod uppskattas totalkostnaden uppgå till 17 500 kronor för en hektar våtmark.
Produktionsbortfall	1 450	Produktionsbortfallet för en hektar våtmark baseras på arrendepriiset för åkermark. Arrendepriiset för en hektar åkermark uppskattas till 2 066 kronor. Det antas att cirka 70% av våtmarken placeras på produktiv åkermark.
Summa	≈ 10 350	

3.4.6 Fånggrödor

Fånggrödor är en av de vanligaste jordbruksåtgärderna mot kväveutlakning. Syftet med åtgärden är att marken hålls bevuxen av gröda som tar upp överblivet gödselkväve och mineraliserat kväve. Fånggrödan kan sås in i huvudgrödan eller sås efter skörd av huvudgrödan. Trots att det främst är en åtgärd för minskat kväveläckage så kan fånggrödor förbättra markens struktur, vilket även minskar risken för fosforförluster. Dessutom leder åtgärden till ökad kolinlagring vilket har en positiv påverkan på klimatanpassning.

3.4.6.1 Åtgärdsutrymme

Åtgärdsutrymmet för fånggrödor beror till stor del på odling, växtföljd och klimat. Olika odlingssystem fungerar olika väl för insått eller sått efter skörd. Exempelvis, lämpar sig ett-åriga stråsädesgrödor väl som insådda fånggrödor, medan engelskt rajgräs däremot fungerar bäst i höstsådda fånggrödor. Tillväxtförhållandena under hösten begränsar ofta utrymmet för fånggrödor, framför allt för de grödor som sås efter skörden. Klimatförändringar och ett varmare klimat kan därför potentiellt ha ytterliggare positiva effekter på användning av fånggrödor och öppna upp större åtgärdsutrymme i framtiden.

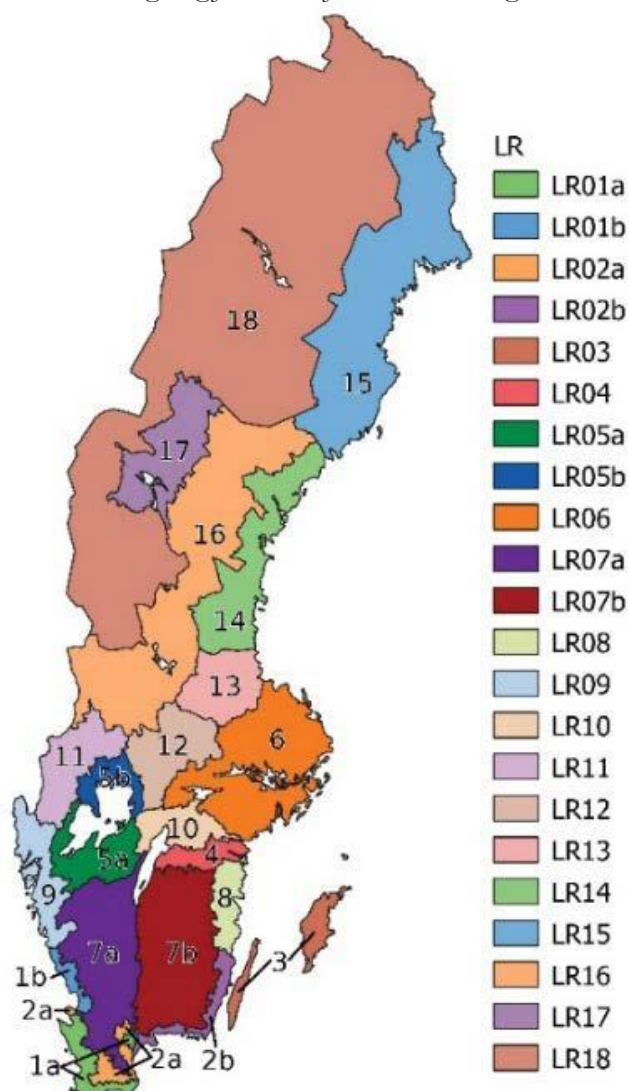
Åtgärdsutrymme för fånggrödor, det vill säga den andel av åkermarken där åtgärden är tillämpbar är framtaget per läckageregion (Tabell 8, Figur 2). I beräkningarna har sedan antagits att denna andel är samma för varje VARO i läckageregionen (Johnson m.fl., 2016).

Fånggröda ingår, sedan 2001, i stödprogrammet för minskat kväveläckage och odlas redan i framförallt nitratkänsliga områden. Det är därför nödvändigt att dra ifrån den stödsökta arealen för att få en uppfattning om möjliga arealer för ytterligare fånggrödeodling. Även denna areal är framtagen per läckageregion med antagandet att andelen åkermark med befintlig fånggröda är lika i samtliga VARO i läckageregionen.

Tabell 8: Åtgärdsutrymme och befintliga arealer för fånggrödor och vårbearbetning per läckageregion.

Läckage-region	Andel åkermark möjlig för fånggrödor/vårbearbetning (%)*	Andel åkermark med befintliga fånggrödor (%)	Andel åkermark med befintlig vårbearbetning (%)
1	19	8	0,3
2	9	7	0,6
3	16	4	0,3
4	25	0,3	0,2
5	25	11	0,3
6	38	0,5	0,2
7	11	2	0,3
8	9	2	0,3
9	10	9	0,4
10	24	3	0,2
11	6	0,1	0,5
12	14	0	0,2
13	26	0	0,2
14	14	0	0,3
15	10	0	0,4
16	9	0	0,4
17	4	0	0,8
18	0	0	0

* Innan korrigering för lerhalt för vårbearbetning



Figur 2: Läckageregionerna (22 st.) enligt de nationella belastningsberäkningarna för näringsförluster från Sveriges åkermarker (Johnsson m.fl., 2016)

3.4.6.2 Effekt och reduktionspotential

Åtgärdseffekten av fånggrödor beror på ett flertal, komplexa faktorer som påverkar inkluderar:

- *In-situ* experiment visar att insådd fånggröda med vårnedbrukning i medeltal reducerar kväveutlakningen med 42 procent (30-60 procent), jämfört med 26 procent (20-50 procent) för höstnedbrukning (Aronsson m. fl., 2019). Motsvarande modellberäkningarna gav nästan 70 procent bättre effekt av vårnedbrukning (Aronsson m. fl., 2019).
- Aronsson m. fl. (2016) genomförde en sammanställning av ett antal studier med olika utlakningsförsök som jämförde effekten av fånggrödor beroende på jordart,

försöksplatser, typer av fånggrödor, såtidpunkter och nedbrukningstidpunkter. Effekten varierade kraftigt, men olika typer av fånggrödor minskade kväveläckaget med i medeltalet 43 procent och 48 procent för insådda.

- Sammanfattande fältstudier och modellberäkningar indikerar att effekten av fånggrödor på minskat kväveläckaget ligger i intervallet 30-60 procent. En medel reduktionsschablon på 40 procent är därför rekommenderad (Aronsson m. fl., 2019).

Reduktionspotentialen beräknas med hjälp av:

- Åtgärdsutrymmet – beroende av grödeskombinationer och redan utförda åtgärder.
- Reduktionsschablon på 40 procent.

Exempel:

1. Åkermark räknas ut genom att addera arealerna för möjliga grödor: t.ex. havre, höstraps, höstvetete, majs, råg, vårkorn, vårrips, vårvetete, potatis, sockerbetor, träda och vall, för respektive VARO.
2. ”Resterande möjlig areal” distribueras som procent per VARO. Möjlig areal per VARO räknas ut genom att multiplicera totala ”resterande möjlig areal” med den procentuella arealen åkermark för varje VARO dividerat med den totala åkermarken för läckageområdet.
Resterande möjlig areal \times (åkermark per VARO / totala åkermark)
Antagande: resterande möjlig areal per läckageområde är jämnt fördelad över alla VARO.
3. Medelreduktionsschablonen på 40 procent används.
4. Reduktionspotential per VARO räknas ut genom att multiplicera yta åtgärdbart område för varje lerhaltsgrupp med effekten för varje lerhalt och belastning per VARO
5. *Reduktionspotential = effekt (procent) * belastning (kilo/hektar) * åtgärdsutrymme (hektar)*

3.4.6.3 Åtgärdskostnad

För att genomföra en hektar fånggröda har en kostnad uppskattats till 1 590 kronor per år. Kostnadsuppskattningen baseras på arbetskostnad, utsädeskostnad, ökade kostnader för olika bekämpningsgrödor, ökat behov av ogräsbekämpning, skördesreducering samt tillgången på det minskade kväveläckaget. Tabell 9 nedan, presenterar kostnaderna för respektive ingångsvariabel.

Tabell 9. Variabler som ingår i den rörliga kostnaden för fångrödor, kronor per hektar och år

Variabler	Kronor per hektar och år	Förklaring
Arbetskostnad för sådd	350	Arbetskostnaden för sådd innefattar kostnader för såmaskin med traktor, förare och bränsle. För en hektar fånggröda uppskattas det ta cirka 30 minuter, timkostnaden uppskattas till cirka 700 kronor
Utsäde för sådd	345	Kostnaden för utsäde för sådd innefattar insädd av vallgröda, vilket anats kosta cirka 49 kronor per kilo. Det uppskattas behöva cirka 7 kilo för respektive hektar fånggröda.
Ökat behov av bekämpning av gräs och kvickrot	55	Kostnaden för preparat mot det ökade behovet av bekämpning av gräs och kvickrot uppskattas kosta cirka 412 kronor per hektar, där endast cirka 13% av hektaren fånggrödor behöver bekämpningsmedel.
Ökad kostnad för bekämpning av kvarvarande fånggröda i efterföljande gröda	234	Kostnaden innefattar kostnader för preparat, vilket uppskattas kosta 234 kronor per hektar. För bekämpning av kvarvarande fånggröda i efterföljande gröda bedöms bekämpningsmedlet behövas i hela ytan
Ökat behov av ogräsbekämpning	230	Arbetskostnaden för att möta det ökade behovet av ogräsbekämpning innefattar kostnader för spruta med traktor, förare och bränsle. Kostnaden uppskattas till 204 kronor per hektar. Ogräsbekämpningen utförs på den yta som presenterats i det två ovannämnda variablerna, 0,13 hektar och 1 hektar.
Skördereducering	416	Skördereducering av inläsningsgröda uppskattas kosta cirka 8 315 kronor per hektar. För kostnaden av fånggrödor uppskattas det enbart behövas för cirka 5 procent av den total ytan.
Summa	≈ 1 630	
Minskat kväveläckage	-40	Halva mängden av kvävet kan utnyttjas på en kortare sikt, vilket leder till en intäkt på cirka 10 kronor per kilo. För en hektar fånggrödor uppskattas kväveläckaget minska med 4 kilo.
Summa	≈ 1 590	

3.4.7 Vårbearbetning

Vårbearbetning innebär att åkermarken inte plöjs eller jordbearbetas på hösten. Istället lämnas markytan orörd och bevuxen med höstgröda, fånggröda eller ogräs. Bibehållen vegetation under höst och vinter ger skydd mot erosion, minskad mineralisering av kväve under hösten och ett visst upptag av kväve och fosfor i vegetation. Vårbearbetning är främst en kväveåtgärd eftersom kväve hålls kvar i markprofilen i större omfattning över vintern, eller förloras genom denitrifikation (Wetterlind m.fl., 2006).

3.4.7.1 Åtgärdsutrymme

Jordart har stor betydelse för förväntad effekt av vårbearbetning på både kväve- och fosforförluster. Effekten är störst på lätta jordar och lerhalter upp till 20-30% där man observerat minskad kväveutlakning vid vårplöjning eller senarelagd höstplöjning. Vårbearbetning är sällan tillämpligt på jordar med över 20-25 procent lerhalt, och för leror som ligger på höga lerhalter över cirka 30 procent. Jordbruksmark över 25 procent lerhalt subtraheras därmed från beräkningarna av åtgärdsutrymme.

De grödkombinationer som gör det omöjligt med fånggrödor tillåter heller inte vårbearbetning, och åtgärdsutrymme är därför beräknat på samma sätt för de båda åtgärderna (Tabell 8, Figur 2). För vårbearbetning har dessutom all åkermark med lerhalt > 25 procent undantagits från åtgärdsutrymme för varje VARO.

Även arealen med befintlig vårbearbetning är framtagen per läckage-region med antagandet att andelen åkermark med befintlig fånggröda är lika i samtliga VARO i läckage-regionen. Den åtgärdade arealen subtraheras från den potentiella arealen.

3.4.7.2 Effekt och reduktionspotential

- Studier på mojordar med utlakningsmätningar i Västergötland och Halland hade 20-40 procent minskad kväveutlakning vid vårplöjning jämfört med höstplöjning (Aronsson m.fl., 2018).
- Effektschablon: (20–40 procent kvävereduktion) = medeltal 30 procent.

Reduktionspotentialen beräknas med hjälp av:

- Åtgärdsutrymme –beroende av grödeskombinationer och redan utförda åtgärder. Endast applicerbart på areal med <25 procent lerhalt.
- Effektschablon: 30 procent.

Exempel:

1. Arealen åkermark räknas ut genom att addera ytorna för möjliga grödor, till exempel: havre, höstraps, höstvet, majs, råg, vårkorn, våraps, vårvete, potatis, sockerbetor, träda och vall, för respektive VARO.
2. ”Resterande möjlig areal” distribueras som procent per VARO. Möjlig areal per VARO räknas ut genom att multiplicera totala ”resterande möjlig areal” med den procentuella arealen åkermark för varje VARO dividerat med den totala åkermarken för läckageområdet.

Resterande möjlig areal \times (åkermark per VARO / totala åkermark)

Antagande: resterande möjlig areal per läckageområde är jämnt fördelad över alla VARO.

3. Jordbruksarealen med lerhalt >25 procent subtraheras.
4. Antagande: arealen med lerhalt under 25 procent räknas som procent av totala jordbruksarealen.
5. Subtrahera redan åtgärdad areal.
Åkermark per VARO / totala åkermark \times (stödsökt vårbearbetning + ickestödsökt vårbearbetning)
6. Använd en effektschablon på 30 procent.

7. Räkna ut reduktionspotential per VARO genom att multiplicera yta åtgärdbart område med effekten och belastning per VARO (reduktionspotential = effekt (procent) * belastning (kilo/hektar) * åtgärdsutrymme (hektar)).

3.4.7.3 Åtgärdskostnad

För att genomföra en hektar vårbearbetning har en kostnad uppskattats till cirka 796 kronor per år. Kostnadsuppskattningen baseras på en extra bearbetning, ökat behov av bekämpningsmedel, arbetskostnader för det ökade behovet, skördesreducering samt tillgången på det minskade kväveläckaget. Tabell 10 nedan, presenterar kostnaderna för respektive ingångsvariabel.

Tabell 10. Variabler som ingår i den rörliga kostnaden för fånggrödor, kronor per hektar och år

Variabler	Kronor per hektar och år	Förklaring
Extra bearbetning	338	Variabeln innefattar den extra bearbetning som uppkommer på grund av vårbrytning. Kostnaden för bearbetning med tallrikskultivator uppgår till cirka 338 kronor per hektar. Kostnaden innefattar även tillägg för icke-debiterbar tid.
Ökat behov av bekämpning	55	Kostnaden för preparat mot det ökade behovet av bekämpning av gräs och kvickrot uppskattas kosta cirka 412 kronor per hektar, där endast cirka 13% av hektaren fånggrödor behöver bekämpningsmedel.
Ökat behov av ogräsbekämpning	27	Arbetskostnaden för att möta det ökade behovet av ogräsbekämpning innefattar kostnader för spruta med traktor, förare och bränsle. Kostnaden uppskattas till 204 kronor per hektar. Ogräsbekämpningen utförs på den yta som presenterats i den ovannämnda variabeln, på cirka 0,13 hektar för respektive hektar vårbearbetning.
Skördesreduktion	416	Skördesreducering av inläsningsgröda uppskattas kosta cirka 8 315 kronor per hektar. För kostnaden av fånggrödor uppskattas det enbart behövas för cirka 5 procent av den total ytan.
Summa	≈ 836	
Minskat kväveläckage	-40	Halva mängden av kvävet kan utnyttjas på en kortare sikt, vilket leder till en intäkt på cirka 10 kronor per kilo. För en hektar fånggrödor uppskattas kväveläckaget minska med 4 kilo.
Summa	≈ 796	

3.5 Genomförda åtgärder

Effekten av åtgärder genomförda mellan åren 2015–2019 antas inte ha påverkat statusklassificeringen för vattenförvaltningscykel 2016–2021. För att inte överskatta åtgärdsbehov och potentialen för möjliga åtgärder behöver därför de genomförda åtgärderna tas i beaktan. Registrering av genomförda åtgärder är dock begränsad och information har endast kunnat sammanställas utifrån de åtgärder som genomförts inom landsbygdsprogrammet, SMHI:s våtmarksdatabas och till viss del via Lokala vattenvårdsprojekt (LOVA). Uppgifter om genomförda åtgärder inom landsbygdsprogrammet är koordinatsatta och kan sammanställas per VARO. Registrering av LOVA åtgärder sker inte på samma detaljerade nivå och arealen genomförda åtgärder i form av strukturkalkning har endast kunnat sammanställas per distrikt utifrån åtgärdskostnaden. Genomförda åtgärder som kan kopplas till vattenförekomster med åtgärdsbehov framgår av Tabell 11 och 12. För fosfor berör uppgifterna endast sjöar och vattendrag medan kväveåtgärderna endast berör kustvatten. Effekten för respektive åtgärd uppskattas utifrån den genomsnittliga effekten som beräknats för åtgärden.

Tabell 11. Storlek och effekt för genomförda fosforåtgärder som prioriterats för sjöar och vattendrag.

Fosforåtgärder inland	Antal hektar	Effekt (kilo fosfor)
Anpassad skyddszon	270	2 900
Våtmark (Näringsretention)	660	10 000
Våtmark (Biologisk mångfald)	850	1 300
Konventionell skyddszon	9 500	12 000
Strukturkalkning	12 000	3 000
Kalkfilterdiken	140	22
Totalt fosforåtgärder inland	23 420	29 222

Tabell 12. Storlek och effekt för genomförda kväveåtgärder som prioriterats för sjöar och vattendrag.

Rena kväveåtgärder	Antal hektar	Effekt (kilo kväve)
Fånggrödor	47 000	250 000
Vårbearbetning	32 000	120 000
Summa rena kväveåtgärder	79 000	370 000

3.6 Prioritering av åtgärder

3.6.1 Metoder

De möjliga åtgärder som presenterats ovan prioriteras utifrån att de mest kostnadseffektiva åtgärderna ska uppfylla åtgärdsbehovet per vattenförekomst. På detta sätt fås en bild av i vilken omfattning de olika åtgärderna kommer att behövas och till vilken kostnad. Behovet av åtgärder analyseras i ett första steg för sjöar och vattendrag. I ett andra steg analyseras motsvarande behov för kustvatten, där hänsyn tas till de åtgärder som redan prioriterats för sjöar och vattendrag.

Innan åtgärderna prioriteras enligt ovan sker en bortfiltrering av möjliga åtgärder där kostnaden bedömts som orimlig utifrån en allt för låg reduktion av fosfor. För att inte överskatta den samlade effekten av åtgärderna per VARO beräknas även en så kallad margineffekt. Nedan följer en mer utförlig beskrivning av dessa moment.

Borttagning av icke kostnadseffektiva åtgärder

Kostnadseffektiviteten för åtgärderna varierar kraftigt mellan olika VARO. En del av åtgärderna med lägst kostnadseffektivitet bidrog i väldigt låg grad till att minska det totala fosfor och kvävebetinget. Åtgärderna bidrog dock mycket till den totala reduktionskostnaden. Det ansågs därför vara motiverat att plocka bort åtgärder med låg kostnadseffektivitet. Gränsvärden för när kostnadseffektiviteten inte kan anses vara tillräcklig togs fram baserat på uppgifter från Söderqvist och Wallström (2017) samt Ahtiainen m.fl. (2014), se bilaga 1.

Margineffekt

Syftet med margineffektsberäkningen är att för en given uppsättning åtgärder inom ett VARO uppskatta vilken effekt åtgärderna har på varandra och justera effekten av de enskilda åtgärderna så att en bättre uppsättning av den totala åtgärdseffekten i området uppnås. Potentialen för de åtgärder som ingår i analysen är beräknad separat utan hänsyn till andra åtgärder som kan komma att utföras inom ett visst VARO. Om effekten av de möjliga åtgärderna summeras rakt av överskattas den totala åtgärdseffekten. Detta på grund av att åtgärderna påverkar varandra. Om åtgärder på åkern har minskat den inkommande belastningen till våtmarker kommer våtmarkernas effekt vara mindre än utan uppströms liggande åtgärder, samma fosfor kan inte renas flera gånger. Eftersom kostnaderna för åtgärderna inte ändras av att de förekommer i kombination med varandra kommer dessutom kostnadseffektiviteten för många åtgärder att påverkas. Åtgärder långt från källan kommer som regel att få en försämrad kostnadseffektivitet efter justering av margineffekten.

Beräkningen av margineffekt utgår ifrån att åtgärderna rangordnas och grupperas utifrån fosfors och vattnets väg i landskapet, se tabell 13. De olika beräkningsstegen redogörs för i Gyllström m.fl. (2016). Den uppdaterade analysen utgår dock endast utifrån jordbruksåtgärder samt ett uppdaterat underlag avseende belastning av fosfor från jordbruksmark (PLC6.5).

Tabell 13. Åtgärder som ingått i analysen och vilken nivå de tilldelats i beräkningen av margineffekt.

Nivå	Förklaring	Åtgärd
1	Åtgärder på åker	Strukturkalkning
2	Åtgärder mellan åker och dike	Anpassade skyddszoner
2	Åtgärder mellan åker och dike	Konventionella skyddszoner
2	Åtgärder mellan åker och dike	Kalkfilterdiken
3	Åtgärder i diken	Tvåstegsdiken
4	Åtgärder i vattendrag	Våtmark

3.6.2 Resultat

Åtgärdsbehov och effekt av prioriterade åtgärder

Åtgärdsbehovet för jordbruk uppgår till cirka 400 ton fosfor och 1 960 ton kväve. Åtgärdsbehovet för fosfor och kväve inkluderar effekten utav genomförda åtgärder. Åtgärdsbehovet för kväve inkluderar även effekten utav prioriterade åtgärder för sjöar och vattendrag. Behovet avseende fosfor omfattar såväl inlandsvatten som kustvatten medan det för kväve endast omfattar kustvatten. De åtgärder som prioriterats med avseende på att minska läckaget av fosfor (Tabell 14) och kväve (Tabell 15) täcker cirka 69 procent respektive cirka 50 procent av åtgärdsbehovet.

Tabell 14. Storlek och effekt för prioriterade åtgärder för att minska fosforläckage från jordbruksmark.

	Åtgärdsstorlek hektar	Åtgärdsstorlek meter	Effekt (kilo fosfor)
Fosforåtgärder inland			
Anpassade skyddszoner	4 500		64 000
Konventionella skyddszoner	3 400		7 400
Kalkfilterdiken	25 000		6 300
Strukturkalkning	430 000		90 000
Tvåstegsdiken		640 000	7 400
Våtmark	3 400		73 000
Summa fosforåtgärder inland	466 300	640 000	248 100
Fosforåtgärder kust			
Anpassade skyddszoner	900		9 300
Konventionella skyddszoner	460		750
Kalkfilterdiken	3 000		630
Strukturkalkning	34 000		5 400
Tvåstegsdiken		74 000	800
Våtmark	480		9 900
Summa fosforåtgärder kust	38 840	74 000	26 780
Summa fosforåtgärder	≈ 505 000	714 000	≈ 275 000

Tabell 15. Storlek och effekt för prioriterade åtgärder för att minska kväveläckage från jordbruksmark. Utöver de åtgärder som redovisas i tabellen tillkommer även effekten av åtgärder som prioriterats för sjöar och vattendrag (tvåstegsdiken och våtmarker). Dessa åtgärder bidrar till att belastningen av kväve till kustvatten minskar med ytterligare 110 000 kilogram. Den totala effekten uppgår därmed till cirka 940 000 kilogram.

	Åtgärdsstorlek hektar	Åtgärdsstorlek meter	Effekt (kilo kväve)
Kväveåtgärder			
Fånggrödor	120 000		424 000
Vårbehandling	130 000		358 000
Tvåstegsdiken		13 000	2 000
Våtmark	160		42 000
Summa kväveåtgärder	≈ 250 000	13 000	≈ 830 000

3.6.3 Finansiering och kostnader

Övergödningsåtgärder kopplat till jordbruk ska finansieras via befintliga stödformer (Miljö- och energidepartementet, 2016). Befintliga stödformer för åtgärds genomförande av fysiska åtgärder i vatten utgörs främst av den gemensamma jordbrukspolitiken (GJP) samt av lokala vattenvårdsprojekt (LOVA). Dessa stödformer begränsas inte enbart till åtgärder inom jordbruket och övergödning utan ska även finansiera andra åtgärder. Kostnad och finansiering för att täcka åtgärdsbehovet under förvaltningscykel 2021–2027 presenteras i Tabell 16.

Den totala kostnaden har beräknats till cirka 6 850 miljoner kronor vilket innefattar investeringskostnader och rörliga kostnader under sex år. Totalkostnaden inkluderar även rörliga kostnader för redan genomförda åtgärder. Kostnaden för åtgärderna fördelar sig på verksamhetsutövare och staten i form av ersättningssystemen LOVA och GJP.

Tillgänglig finansiering för vattenmiljöåtgärder inom GJP uppgår till cirka 1 470 miljoner kronor över programperioden (2014–2020), vilket motsvarar cirka 211 miljoner kronor per år. Motsvarande för LOVA var år 2020, 2601 miljoner kronor varav 70 procent antas vara tillgängliga för fysiska åtgärder. Den totala budgeten kopplad till fysiska åtgärder i vatten uppskattas därmed till cirka 393 miljoner kronor per år. Under antagandena att den tillgängliga budgeten kvarstår på samma nivåer under hela förvaltningscykeln 2021–2027, uppskattas cirka 2 360 miljoner kronor finnas tillgängligt under förvaltningscykeln 2021–2027.

Utifrån beräkningarna uppgår det statliga åläggandet till cirka 4 250 miljoner kronor över förvaltningscykeln 2021–2027, det vill säga den del som ska finansieras via ersättningssystemen. Resterande del av kostnaden (2 600 miljoner kronor) behöver således egenfinansieras av verksamhetsutövaren. Fördelningen av kostnaden mellan statlig och egen finansiering har uppskattats utifrån de befintliga ersättningsnivåerna som finns inom GJP.

¹ <https://www.esv.se/statsliggaren/regleringsbrev/?rbid=21016>

Den uppskattade kostnaden som tillfaller staten (4 250 miljoner), överstiger den uppskattade budgeten som finns tillgänglig i ersättningsystemen (2 360 miljoner kronor). Detta innebär ett underskott på cirka 1 900 miljoner kronor över förvaltningscykeln, vilket motsvarar ett årligt underskott på cirka 315 miljoner kronor. Observera dock att de prioriterade åtgärderna endast täcker 69 procent respektive 50 procent av åtgärdsbehovet för fosfor och kväve. Budgetunderskottet på cirka 1 900 miljoner kronor kan därför vara en underskattning men det finns stora osäkerheter kring omfattningen av åtgärdsbehovet och då särskilt avseende kväve.

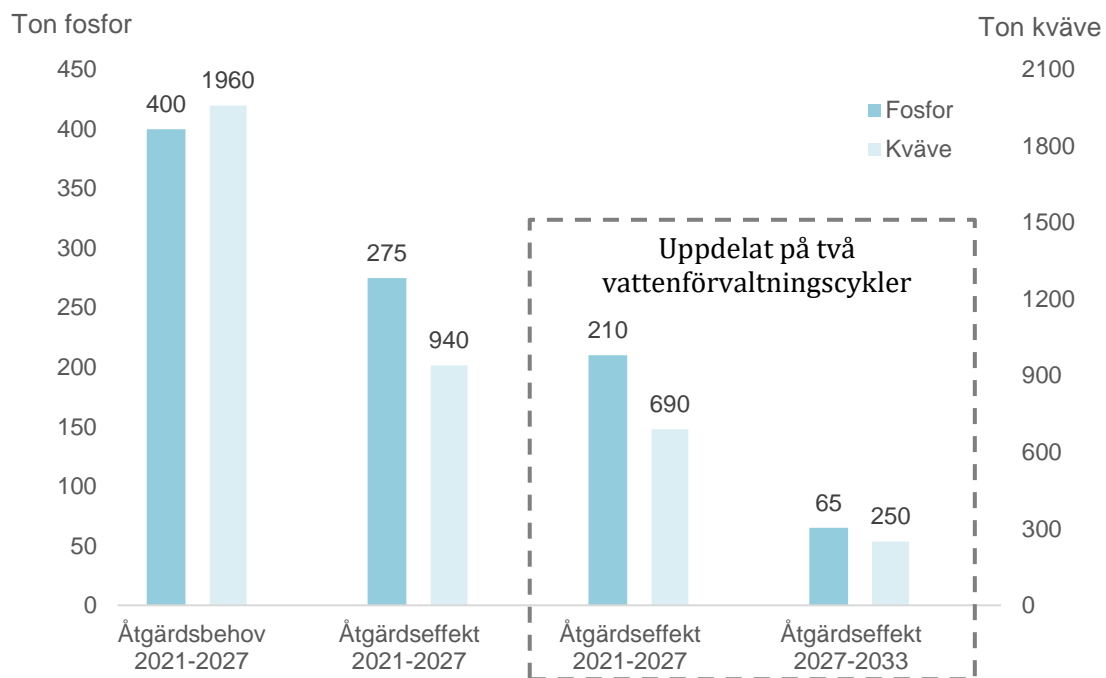
Tabell 16. Kostnad och tillgänglig finansiering för vattenförvaltningscykel 2021–2027 (antal kronor).

	Vattenförvaltningscykel 2021–2027
Inlandsåtgärder	4 440 000 000
Genomförda åtgärder (inland)	257 000 000
Kuståtgärder	1 550 000 000
Genomförda åtgärder (kust)	604 000 000
Summa kostnader	6 850 000 000
Statlig finansiering (Möjliga)	3 630 000 000
Egen finansiering (Möjliga)	2 360 000 000
Statlig finansiering (Genomförda)	624 000 000
Egen finansiering (Genomförda)	237 000 000
Statlig finansiering	4 250 000 000
Egen finansiering	2 600 000 000
Gemensamma jordbrukspolitiken	1 270 000 000
LOVA	1 090 000 000
Budgetunderskott	- 1 890 000 000

3.6.4 Åtgärdsgenomförande över två förvaltningscykler

Utöver det budgetunderskott som identifierats kan det även uppstå fysiska begränsningar med att genomföra samtliga åtgärder fram till 2027, så som tillgång till utrustning, material och projektörer. Fördelas åtgärdsgenomförandet över två förvaltningscykler istället för en, minskar inte bara de fysiska begränsningarna utan en större budget finns att tillgå. Under antagandena att GJP och LOVA kvarstår på samma nivåer (totalt cirka 390 miljoner kronor per år) fram till 2033, finns en dubbelt så stor budget för att finansiera de fysiska åtgärderna.

Fördelas hälften av åtgärdskostnaderna till förvaltningscykeln 2027–2033 och de mest kostnadseffektiva åtgärderna prioriteras först, kommer cirka 75 procent av den totala åtgärdseffekten för 2021–2027 att täckas för fosfor och kväve (se Figur 3). Vilket innebär att enbart en liten del av åtgärdseffekten skjuts till förvaltningscykeln 2027–2033. Åtgärdsstorlek och åtgärdseffekt fördelat mellan perioderna 2021–2027 respektive 2027–2033 redogörs för i Bilaga 2.



Figur 3. Beräknat åtgärdsbehov i förhållande till beräknad åtgärdseffekt avseende fosfor och kväve. Åtgärdsbehov för fosfor avser sjöar, vattendrag och kustvatten. För kväve avses endast kustvatten.

Vid en fördelning av åtgärdsgenomförandet över två förvaltningscykler uppgår den totala kostnaden till cirka 3 600 miljoner kronor för perioden 2021–2027, respektive cirka 5 400 miljoner kronor för perioden 2027–2033 (Tabell 17). Fördelningen över två vattenförvaltningscykler innebär att vi får ett budgetöverskott för den första perioden 2021-2027 på cirka 90 miljoner kronor. För perioden 2027-2033 erhålls ett budgetunderskottet på cirka 1 030 miljoner kronor. Detta motsvarar ett genomsnittligt årligt budgetunderskott på cirka 170 miljoner kronor.

Tabell 17. Kostnad och finansiering av prioriterade åtgärder för att minska fosfor och kväveläcket från jordbruksmark (antal kronor).

	En vattenförvaltningscykel	Två vattenförvaltningscykler	
	2021–2027	2021–2027	2027–2033
Inlandsåtgärder	4 440 000 000	2 040 000 000	2 800 000 000
Genomförda åtgärder (inland)	257 000 000	257 000 000	257 000 000
Kuståtgärder	1 550 000 000	737 000 000	1 750 000 000
Genomförda åtgärder (kust)	604 000 000	604 000 000	604 000 000
Summa kostnader	6 850 000 000	3 640 000 000	5 410 000 000
Statlig finansiering (möjliga åtgärder)	3 630 000 000	1 640 000 000	2 760 000 000
Egen finansiering (möjliga åtgärder)	2 360 000 000	1 140 000 000	1 780 000 000
Statlig finansiering (genomförda åtgärder)	624 000 000	624 000 000	624 000 000
Egen finansiering (genomförda åtgärder)	237 000 000	237 000 000	237 000 000
Statlig finansiering	4 250 000 000	2 270 000 000	3 390 000 000
Egen finansiering	2 600 000 000	1 380 000 000	2 020 000 000
Gemensamma jordbrukspolitiken	1 270 000 000	1 270 000 000	1 270 000 000
LOVA	1 090 000 000	1 090 000 000	1 090 000 000
Budgetunderskott	-1 890 000 000	90 000 000	-1 030 000 000

Utifrån tillgänglig budget (Tabell 17) är det problematiskt att genomföra samtliga åtgärder inom en förvaltningscykel. Det är därför rimligare att dela upp åtgärdsgenomförandet över två förvaltningscykler. För att kunna nå miljö kvalitetsnormerna för vatten inom jordbruket behövs det dock en utökad budget för perioden 2027-2033. Enligt beräkningarna behöver budgeten öka från 390 till 560 miljoner kronor per år. Det bör dock poängteras att budgeten inom LOVA även ska finansiera andra åtgärder än de jordbruksåtgärder som presenteras i denna rapport vilket behöver vägas in till det totala budgetbehovet. Likväl att åtgärdsbehoven för såväl fosfor som kväve inte täcks fullt ut av de prioriterade åtgärderna och att kostnaden därmed kan vara underskattad. Det finns även stora osäkerheter kring omfattningen av åtgärdsbehovet och då särskilt avseende kväve.

4 Miljökvalitetsnormer

4.1 Undantag med tidsfrist till 2027 på grund av tekniskt omöjligt

Åtgärdsanalysen som presenteras i denna rapport visar på ett omfattande åtgärdsbehov som innebär både tekniska och ekonomiska utmaningar. Den tillgängliga budgeten för åtgärder under perioden 2021-2027 är inte tillräcklig och innebär ett underskott på cirka 1,8 miljarder kronor. Ett förlängt åtgärdsgenomförande över två cykler, där de mest kostnadseffektiva åtgärderna prioriteras under 2021-2027, innebär tillgång till en större budget samtidigt som mycket av den förväntade åtgärdseffekten kan uppnås till 2027. Vattenmyndigheterna föreslår därför att åtgärdsgenomförandet fördelas över två cykler, såsom presenterats. För att kunna nå miljökvalitetsnormerna för vatten inom jordbruket behövs det dock en utökad budget under 2027-2033. Budgeten inom GJP och LOVA behöver enligt beräkningarna öka från 390 miljoner per år till cirka 560 miljoner per år för perioden 2027-2033. Vilka åtgärder och vilken prioritet som föreslås per vattenförekomst framgår av genomförande år för de möjliga åtgärderna som presenteras i VISS avseende jordbruk.

På grund av juridiska begränsningar kan tidsfrister efter 2027 inte tillämpas. Samtliga vattenförekomster med sämre än god status för kvalitetsfaktorer kopplade till övergödning ska därför ha undantaget ”*Förlängd tidsfrist 2027 – Tekniskt omöjligt*”.

Förslag till motiveringstext: Trots genomförda åtgärder för att minska läckaget av näringsämnen från jordbruksmark kvarstår stora övergödningssproblem för Sveriges sjöar, vattendrag och kustvatten. Vattenmyndigheterna bedömer det som tekniskt omöjligt att genomföra de nödvändiga åtgärderna till 2021. Undantag med tidsfrist till 2027 gäller därför generellt för vattenförekomster som riskerar att inte uppnå kvalitetskraven på grund av näringspåverkan från jordbruk.

4.2 Undantag med tidsfrist till 2039 på grund av naturliga förhållanden

För kustvattenförekomster med påverkan från omgivande vatten förväntas påverkan kvarstå under lång tid, även om alla antropogena påverkanskällor skulle åtgärdas under de kommande två vattenförvaltningscyklerna. Dessa ska därför ha undantaget ”*Förlängd tidsfrist 2039 – Naturliga förhållanden*” för alla kvalitetsfaktorer som kopplar till övergödning och som är klassade till sämre än god status.

Förslag till motiveringstext: Även om åtgärder genomförs till år 2027 respektive 2033 så kommer det krävas ytterligare tid för vattenmiljön att återhämta sig och att åtgärderna når full effekt. Statusen i Sveriges kustvatten är dessutom beroende av att internationella överenskommelser följs avseende en minskad näringsbelastningen till haven. Vattenförekomsten med övergödningssproblem har därför undantag med tidsfrist till 2039 på grund av naturliga förhållanden.

5 Referenser

- Aronsson H., Berglund K., Djodjic F., Etana A., Geranmayeh A., Johanson P., Johnsson H., Wesström I., 2019. Kunskapssammanställning om effekter av åtgärder och åtgärdsutrymmet, vad avser fosforförluster från jordbruksmarken.
- Aronsson H., Hansen E M, Thomsen I K, Liu, J, Øgaard A F, Känkänen H, Ulén B. 2016. The ability of cover crops to reduce nitrogen and phosphorus losses from arable land in southern Scandinavia and Finland – a review. *Journal of Soil and water Conservation* 71 (1): 41-55.
- Djodjic F., Markensten H., 2017. Beräkning av erosionsriskkartor för åkermark som underlag för utvärdering av skyddszoners placering.
- Erlandsson Lampa M., Petersson J., Engene N., Metod för beräkning av åtgärdsbehovet för övergödning.
- Gyllström M., Larsson M., Mentzer J., Petersson J., Cramér M., Boholm P., Witter E., 2016. Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status - underlag till vattenmyndigheternas åtgärdsprogram. Rapport 2016:19.
- Johnsson, H., Mårtensson, K., Lindsjö, A., Persson, K., Andrist Rangel, Y. och Blombäck, K. 2016. Läckage av näringsämnen från svensk åkermark. Beräkningar av normalläckage av kväve och fosfor för 2013. SMED rapport 189.
- Jordbruksverket 2016. Statistiskt meddelande JO 41 SM 1701.
- Miljö- och energidepartementet, 2016. Prövning av vattenmyndigheternas förslag till åtgärdsprogram för 2015-2021 enligt förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. Regeringsbeslut 1:9. Miljö- och energidepartementet, Stockholm.
- SMED, 2018. PM metodbeskrivning av omräkning av PLC6-belastning på ny vattenförekomstindelning 2016- Version PLC6.5. (Inte publicerad).
- Söderström M., Piikki K., 2016. Digitala åkermarkskartan – detaljerad kartering av textur i åkermarkens matjord. Teknisk rapport nr 37.

Bilaga 1

Underlag för borttagning av icke kostnadseffektiva åtgärder

Fosfor

En möjlighet att för att hitta ett gränsvärde är att använda det ekonomiska värdet för reduktion av fosfor respektive kväve som jämförelsepunkt. Ett nationellt genomsnitt av värdet för att reducera ett kilo fosfor i sjöar och vattendrag ligger i intervallet 3 100–3 600 kronor per kilo (Söderqvist och Wallström, 2017). I en ännu opublicerad underlagsrapport till HaVs kommande vägledning om orimliga kostnader föreslås en nyttokostnadskvot på 0,5 som en gräns för när en åtgärd är orimligt kostsam. Gränsen för orimliga kostnader är alltså när kostnaden är dubbelt så stor som nyttan av åtgärden. I denna beräkning är resonemang om undantag eller orimliga kostnader inte tillämpliga. Vi använder dock samma gräns för när kostnadseffektiviteten bedöms vara för låg, dvs. när kostnaden per kilo reducerat fosfor är dubbelt så stor som nyttan. För att räkna fram detta används dubbla intervallmitten för värdet av fosforreduktion från Söderqvist och Wallström (2017) dvs. $((3100 + 3600) / 2) * 2 = 6700$ kronor per kilo. Vi följer samma omräkningsprocedur som i ASEK 6.1 (Trafikverket 2018), dvs. att (1) justera för inflation genom att använda konsumentprisindex (KPI) och (2) justera betalningsviljeskattningar för inkomstökningar över tiden genom att använda ett index för real BNP/capita (Trafikverket 2018, sid. 7-9). Samtliga betalningsviljeskattningar är uppräknade till 2019 (se Trafikverket 2018 avsnitt 5.2.2 samt Jordbruksverket 2017 för ytterligare beskrivning och motiv till detta förfarande). De åtgärder som har en kostnad per reducerat kilo fosfor som överstiger 7172 kronor per kilo filtreras bort i åtgärdsanalysen.

Kväve

För kvävereduktion utgår vi ifrån en studie som uppskattat svenskarnas betalningsvilja för minskad övergödning i Östersjön. Söderqvist och Wallström (2017) anger att baserat på Ahtiainen m.fl. (2014) kan den totala betalningsviljan för att minska föroreningarna i Östersjön till en nivå där övergödningen minskar och Baltic Sea Action Plan (BSAP) uppfylls beräknas till 572,7 miljoner euro årligen. Detta motsvarar 6 283 miljoner kronor per år, givet en eurokurs på 10,97 (2020 års prisnivå). Betalningsviljan justeras för inflations- och inkomstökningar från år 2017 till 2020 enligt ovan och blir då 6725,3 miljoner kronor per år.

För att kunna räkna fram ett ekonomiskt värde för kvävereduktion krävs ett par antaganden och justeringar. Betalningsviljan som beräknats av Ahtiainen m.fl. (2014) gäller för att nå BSAP-betinget för hela Östersjön. I åtgärdsanalysen är det dock endast relevant att inkludera svensk belastning av kväve. Det svenska kvävebetinget var 5 545 ton per år enligt vattenmyndigheternas åtgärdsanalys för vattenförvaltningscykel 3.

Baserat på betalningsviljan som räknats fram av Ahtiainen m.fl. (2014) kan värdet för att nå det svenska kvävebetinget beräknas till $(6725\ 279\ 297 / 5\ 545\ 000\ 000 =)$ 1213 kronor per reducerat kilo kväve. På samma sätt som ovan har de åtgärder som har en kostnad per reducerat kilo kväve som överstiger 2426 kronor per kilo filtreras bort i åtgärdsanalysen.

Vi antar i denna tillämpning att den svenska befolkningens betalningsvilja i undersökningen av Ahtiainen m.fl. (2014) främst gäller för att minska den marina övergödningen i svenska havsbassänger.

Bilaga 2

Storlek och effekt för prioriterade åtgärder fördelat över två cykler

Tabell 1. Storlek och effekt för prioriterade åtgärder för att minska fosforläckaget från jordbruksmark, fördelat över två förvaltningscykler.

	Förvaltningscykel 2021–2027			Förvaltningscykel 2027–2033		
	Åtgärdsstorlek hektar	Åtgärdsstorlek meter	Effekt (kilo fosfor)	Åtgärdsstorlek hektar	Åtgärdsstorlek meter	Effekt (kilo fosfor)
Fosforåtgärder inland						
Anpassade skyddszoner	2 800		58 000	1 700		5 800
Konventionella skyddszoner	1 700		5 900	1 800		1 500
Kalkfilterdiken	190		100	25 000		6 200
Strukturkalkning	210 000		57 000	220 000		32 000
Tvåstegsdiken		14 000	360		620 000	7 100
Våtmark	2 700		66 000	730		6 500
Summa fosforåtgärder inland	217 390	14 000	187 360	249 230	620 000	59 100
Fosforåtgärder kust						
Anpassade skyddszoner	560		8 200	350		1 100
Konventionella skyddszoner	180		530	280		220
Kalkfilterdiken	20		9	3 000		620
Strukturkalkning	15 000		3 000	19 000		2 500
Tvåstegsdiken		1 500	33		73 000	760
Våtmark	360		8 400	130		1 500
Summa fosforåtgärder kust	16 120	1 500	20 172	22 760	73 000	6 700
Summa fosforåtgärder	~ 234 000	15 500	~ 208 000	~ 272 000	693 000	~ 66 000

Tabell 2. Storlek och effekt för prioriterade åtgärder för att minska kväveläcket från jordbruksmark, fördelat över två förvaltningscykler.

	Förvaltningscykel 2021–2027			Förvaltningscykel 2027–2033		
	Åtgärdsstorlek hektar	Åtgärdsstorlek meter	Effekt (kilo kväve)	Åtgärdsstorlek hektar	Åtgärdsstorlek meter	Effekt (kilo kväve)
Kväveåtgärder						
Fånggrödor	45 000		260 000	75 000		160 000
Vårbearbetning	91 000		320 000	34 000		36 000
Tvästegsdiken		7 900	1 500		5 200	760
Våtmark	52		17 000	110		25 000
Summa kväveåtgärder	136 052	7 900	598 500	109 110	5 200	221 760