Jordbruks verket

Näringsavskiljning i anlagda våtmarker i jordbruket

Analys av mätresultat och effekter av landsbygdsprogrammet

Vombs ängar. Foto: Stefan Weisner

Nybble. Foto: Karin Johannesson

Edenberga. Foto: Stefan Weisner

Bölarp. Foto: Stefan Weisner

- Våtmarker fångar näring, särskilt fosfor, i högre utsträckning än man tidigare trott.
- En avskiljning av 50 kilo fosfor och 500 kilo kväve per hektar våtmarksyta och år kan uppnås när våtmarker skapas i jordbrukslandskapet om näringsavskiljning prioriteras. Detta är betydligt mer än vad som uppnåtts inom landsbygdsprogrammet vilket indikerar att det finns en stor potential att förbättra effekten framöver.
- Våtmarker som beviljats stöd inom landsbygdsprogrammet 2007–2013 beräknas minska transporten till havet med 18 ton fosfor och 170 ton kväve per år, vilket motsvarar 1,9 respektive 0,5 procent av transporten till havet från jordbruksmark.

Rapport 2015:7

I denna rapport redovisas ett uppdrag som Jordbruksverket beställt med syfte att visa vilken effekt våtmarker har för att minska transporten av fosfor och kväve till sjöar, vattendrag och hav från jordbruk. Rapporten har tagits fram av Stefan Weisner vid Högskolan i Halmstad och Karin Johannesson och Karin Tonderski vid Linköpings Universitet på uppdrag av Jordbruksverket. Länsstyrelserna och Jordbruksverket har levererat ett dataunderlag för våtmarker inom landsbygdsprogrammet.

Författare
Stefan Weisner
Karin Johannesson
Karin Tonderski

1 Jordbruksverkets förord

Denna rapport är beställd för att visa effekten av våtmarker på transporten av fosfor och kväve till sjöar, vattendrag och hav från jordbruk. Inom landsbygdsprogrammet 2007-2013 fanns en ersättning för att anlägga och restaurera våtmarker i odlingslandskapet och det är effekten av dessa våtmarker som rapporten fokuserar på. Rapporten kommer att användas som en del av slututvärderingen av landsbygdsprogrammet samt som underlag för framtida arbete med utveckling av ersättning till våtmarker. Resultaten är också av intresse för andra myndigheter och organisationer som lyfter fram våtmarker som en viktig åtgärd för att minska transport av näringsämnen till sjöar och vattendrag.

Att anlägga och restaurera våtmarker bidrar till att nå flera av de svenska miljökvalitetsmålen, till exempel Myllrande våtmarker, Ingen övergödning och Ett rikt odlingslandskap. Åtgärder som minskar transporten av kväve och fosfor till sjöar och vattendrag bidrar också till att uppfylla EUs ramdirektiv för vatten, samt internationella överenskommelser såsom Baltic Sea Action Plan. Det är därför viktigt att veta vilka effekter anlagda våtmarker har och vilken potential som finns.

Det är frivilligt att söka ersättning från landsbygdsprogrammet och vilja och intresse hos markägare är en förutsättning för att våtmarker ska skapas i vårt landskap. Därför kan det av flera skäl inte vara möjligt att placera en våtmark där den teoretiskt sett borde ge störst effekt. Man ska också komma ihåg att våtmarker är en av flera åtgärder för att minska transporten av fosfor och kväve från land till hav.

Rapporten består av två delar. Den första delen syftar till att utveckla underlaget för beräkningsmodeller för fosfor- och kväveavskiljning i våtmarker genom fördjupad analys av tidigare mätdata. Den viktigaste slutsatsen av denna del är att fosforavskiljningen är högre än vad som antagits tidigare. Likaså visar beräkningarna att om våtmarkerna placeras där näringsbelastningen är hög kan även avskiljningen vara hög, men det framgår också att även om belastningen är lika kan skillnaden i avskiljning mellan enskilda våtmarker vara mycket stor. Detta är viktigt att fortsätta utreda i framtida studier. I den andra delen beräknas effekter på fosfor- och kvävetransporter av våtmarker anlagda inom landsbygdsprogrammet. Resultaten visar att tidigare utvärderingar underskattat effekter på fosfortransporter. Det finns skillnader även för kväve men inte lika stora. En jämförelse av våtmarker som anlagts i syfte att rena vatten och våtmarker som anlagds med syfte att skapa förutsättningar för biologisk mångfald visar att våtmarker som anlagts med syftet att rena vattnet har högre näringsavskiljning.

Rapporten har tagits fram av forskare vid Högskolan i Halmstad och Linköpings Universitet på uppdrag av Jordbruksverket. Författarna står för innehållet i rapporten.

Emma Svensson
Magnus Bång
Karin Hjerpe

1 Innehåll

1 Jordbruksverkets förord 5

1 Sammanfattning 1

2 Summary 3

3 Inledning 5

3.1 Bakgrund 5

3.2 Syften 6

3.2.1 Näringsavskiljning i individuella våtmarker 6

3.2.2 Effekter av landsbygdsprogrammet 6

4 Näringsavskiljning i våtmarker 7

4.1 Olika metoder har använts för mätning av näringsavskiljning i våtmarker 7

4.2 Metodik 9

4.2.1 Tre våtmarker i Halland med flödesproportionell automatisk provtagning 9

4.2.2 14 våtmarker med strategisk stickprovtagning 10

4.2.3 Sedimentfastläggning på plattor i 8 våtmarker 11

4.2.4 Metodjämförelse (tre våtmarker i Södermanland) 12

4.3 Resultat och diskussion 13

4.3.1 Fosfor 13

4.3.2 Kväve 18

4.4 Biologisk mångfald, ekosystemtjänster och kostnadseffektivitet – ett beräkningsexempel 20

5 Landsbygdsprogrammet 21

5.1 Metodik 21

5.1.1 Beräkningsmodeller för större antal våtmarker 21

5.1.2 Beräkningar för landsbygdsprogrammet 22

5.2 Resultat och diskussion 24

5.2.1 Effekt av våtmarker anlagda med stöd från landsbygdsprogrammet 24

5.2.2 Jämförelse med tidigare beräkningar 25

5.2.3 Jämförelse av våtmarker med olika syften 26

6 Referenser 29

7 Appendix 30

7.1 Våtmarker som ingår i denna rapport 30

7.2 Kompletterande kvävemätningar 31

7.3 Framtagning av modell för beräkning av fosforretention baserat på sedimentationsmätningar i 8 våtmarker 32

7.4 Modellberäkningar för 60 våtmarker inom landsbygdsprogrammet 2009–2013 37

1 Sammanfattning

I denna rapport sammanställs och analyseras tidigare mätningar av avskiljning av fosfor och kväve i anlagda våtmarker. Resultaten indikerar hur hög fosfor- och kväveavskiljning som kan uppnås i anlagda våtmarker i jordbrukslandskap i Sverige. Resultaten har även använts för att ta fram nya modeller för beräkning av avskiljning av fosfor och kväve i våtmarker där mätningar inte gjorts. Slutligen har dessa modeller använts för att beräkna hur hög avskiljning som kommer att uppnås i våtmarker som beviljats stöd inom landsbygdsprogrammet åren 2007–2013 och hur mycket transporten av kväve och fosfor till havet kommer att minskas genom att dessa våtmarker har anlagts.

De nya mätresultaten visar att fosforavskiljning underskattats i tidigare mätningar och i modeller som använts i tidigare utvärderingar. I enskilda väl utformade och placerade våtmarker kan 100 kilo fosfor och 1 000 kilo kväve per hektar våtmarksyta och år avskiljas. De nya resultaten indikerar även att man i framtida program för anläggning av våtmarker i jordbrukslandskapet bör kunna uppnå en genomsnittlig fosfor- och kväveavskiljning på 50 respektive 500 kilo per hektar våtmarksyta och år, förutsatt att näringsavskiljning kan prioriteras vid placering och utformning av våtmarker. Kostnaden för avskiljning uppskattas till cirka100 kronor per kilo fosfor och cirka10 kronor per kilo kväve för sådana våtmarker om 50 procent av kostnaderna fördelas till andra ekosystemtjänster och biologisk mångfald.

Modellberäkningar på ett urval av våtmarker inom landsbygdsprogrammet som skalats upp till de 5 261 hektar som beviljats stöd under 2007–2013 visar att transporten av fosfor och kväve till lokala vattendrag kommer att minskas med cirka 25 ton fosfor per år och cirka 200 ton kväve per år. Det innebär att minskningen av transporten till havet som åstadkoms genom dessa våtmarker blir cirka 18 ton fosfor per år och cirka 170 ton kväve per år, vilket motsvarar 1,9 respektive 0,5 procent av transporten till havet från jordbruksmark.

Anläggningen av våtmarker inom landsbygdsprogrammet har således haft betydelse för att minska fosfor- och kvävetransporter såväl till lokala vattendrag som till havet. En jämförelse av genomsnittlig avskiljning per hektar våtmarksyta mellan landsbygdsprogrammet och den avskiljning som uppnås i individuella våtmarker visar emellertid att effektiviteten skulle kunna höjas betydligt i framtiden genom en bättre placering och utformning av våtmarker i landskapet.

2 Summary

Measurements of removal of phosphorus and nitrogen in created wetlands in agricultural areas in Sweden have been compiled and analysed. The results indicate the level of phosphorus and nitrogen removal that can be achieved in created wetlands in agricultural areas in Sweden. The results have also been used to develop new models for calculating removal of phosphorus and nitrogen in created wetlands in which measurements have not been done. Finally, these models have been used to estimate the removal effects that can be expected in the wetlands that have received financial support within the Swedish Rural Development Programme in 2007–2013, and how much the transport of phosphorus and nitrogen to the sea will decrease due to the creation of these wetlands.

The new results show that phosphorus removal has been underestimated in earlier measurements as well as in models used in previous evaluations. In individual well designed and located wetlands, a removal of 100 kilo phosphorus and 1 000 kilo nitrogen per hectare wetland area and year can be obtained. The new results also indicate that it should be possible to achieve a removal of 50 kilo phosphorus and 500 kilo nitrogen per hectare wetland area and year in wetland creation programs prioritizing wetlands that are located and designed primarily for nutrient removal. The costs are estimated to 100 SEK per kilo phosphorus and 10 SEK per kilo nitrogen, if 50 percent of the costs are allocated to biodiversity and other ecosystem services.

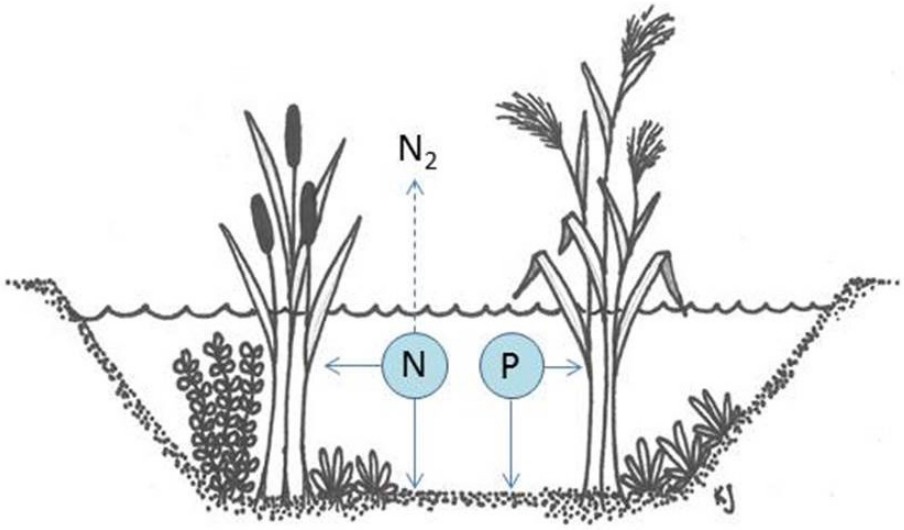
Model calculations based on a selection of representative wetlands within the Rural Development Programme were scaled up to the 5 261 hectare wetland area that have been granted financial support during 2007–2013. The evaluation show that the Rural Development Programme will result in a reduced transport to local watersheds of about 25 tons of phosphorus and 200 tons of nitrogen per year. Therefore, the transport to the sea will decrease with about 18 tons of phosphorus per year and about 170 tons of nitrogen per year, corresponding to 1.9 and 0.5 percent, respectively, of the transport to the sea from agricultural land.

Creation of wetlands within the Rural Development Programme has thus resulted in significant decreases of transports of phosphorus and nitrogen to inland waters and the coastal sea. However, a comparison of removal per hectare wetland area and year between what has been achieved within the Rural Development Programme and in individual wetlands suggests that the effect could be substantially increased with a better location and design of wetlands.

3 Inledning

3.1 Bakgrund

Genom de vattenrenande processer som sker naturligt i våtmarker avskiljs fosfor och kväve från vattenmassan (figur 1). Anläggning av våtmarker har därmed potential att minska näringstransporter från jordbruksmark till vattendrag och hav. Effekten på näringstransporter benämns ofta retention oavsett om näringsämnet kvarhålls i själva våtmarken eller avges till luften (som sker med kväve vid denitrifikation). Våtmarkerna är självreglerande ekosystem som förutom biologisk mångfald och vattenrening tillhandahåller flera nyttigheter för samhället (ekosystemtjänster) varför anläggning och restaurering av våtmarker bör kunna vara kostnadseffektivt ur samhällssynvinkel (Tonderski m.fl. 2002, Länsstyrelsen i Skåne län 2007).



Figur 1. Illustration av de viktigaste naturliga processerna för avskiljning av fosfor (P) och kväve (N) i våtmarker: upptag i växter (horisontella pilar), fastläggning i sediment (nedåtriktade pilar) och denitrifikation av kväve (uppåtriktad pil).
Illustration: Karin Johannesson.

Sverige ligger i jämförelse med andra länder i framkant när det gäller anläggning av våtmarker i jordbrukslandskapet för att minska transporten av fosfor och kväve till vattendrag och hav och för att främja den biologiska mångfalden i jordbrukslandskapet (Strand och Weisner 2013). Däremot har förvånansvärt lite resurser satsats på att faktiskt mäta hur stor effekt dessa våtmarker har på transporten av fosfor och kväve. De beräkningsmodeller för effekter av våtmarker på fosfor- och kvävetransporter som använts vid tidigare utvärderingar av olika program för anläggning av våtmarker i Sverige (Weisner och Thiere 2010, Brandt m.fl. 2009, Svensson m.fl. 2004) bygger därför på mycket begränsade faktiska mätdata. Sedan den senaste utvärderingen av våtmarker som anlagts i början av den pågående programperioden inom landsbygdsprogrammet (Weisner och Thiere 2010) har mätningar av högre kvalitet och upplösning sammanställts och preliminärt analyserats (Weisner 2012). Den analysen tyder på att fosforavskiljningen i anlagda våtmarker i jordbrukslandskapet i Sverige hittills generellt har underskattats

genom en systematisk undervärdering som uppkommer vid bearbetning och tolkning av mätresultat. Orsaken är att fosforkoncentrationen i vattendrag och dräneringsvatten från jordbruksmark ofta ökar då vattenföringen ökar, och att den typ av provtagningar som av praktiska och ekonomiska skäl gjorts inte klarar att reflektera denna typ av samvariation. En ny beräkning av effekten behöver därför göras.

3.2 Syften

3.2.1 Näringsavskiljning i individuella våtmarker

Mätproblematiken som uppkommer vid provtagning innebär att en ingående analys av felkällor måste göras vid tolkning av mätresultat för att få fram så korrekta värden som möjligt på belastning och näringsavskiljning för individuella våtmarker. Ett syfte med det uppdrag som redovisas här har varit att ytterligare analysera de befintliga mätdata som finns för individuella anlagda våtmarker i Sverige och som är av en omfattning och typ som gör att de kan utgöra grund för någorlunda tillförlitliga beräkningar av avskiljning av fosfor och kväve. Detta inkluderar även mätningar av sedimentackumulation som alternativ till vattenprovtagning för mätning av fosforavskiljning. Sammantaget förväntas analysen visa hur hög avskiljning av fosfor och kväve som kan uppnås i individuella anlagda våtmarker i jordbrukslandskapet.

3.2.2 Effekter av landsbygdsprogrammet

Det andra syftet har varit att utvärdera hur hög avskiljning av fosfor och kväve som våtmarker som anlagts med stöd av landsbygdsprogrammet kan förväntas åstadkomma. Syftet uppnås genom att utveckla metodiken för modellberäkning av fosfor- och kväveavskiljning i anlagda våtmarker baserat på analysen av olika typer av befintliga mätdata. Därefter beräknas med hjälp av framtagna modeller hur hög fosfor- och kväveavskiljning som kan förväntas i de våtmarker som anlagts med stöd av landsbygdsprogrammet 2007–2013, och hur mycket detta kan bedömas påverka totala transporter av fosfor och kväve till havsområden.

4 Näringsavskiljning i våtmarker

4.1 Olika metoder har använts för mätning av näringsavskiljning i våtmarker

Avskiljning av näringsämnen i våtmarker beräknas vanligen genom att man jämför mängden av näringsämnet som transporteras in i våtmarken med mängden som transporteras ut. Mätningar har av praktiska skäl ofta gjorts i våtmarker med ett inflöde och ett utflöde. En komplett vattenbalans för en våtmark innefattar även tillflöde via regn, avdunstning, grundvattenutbyte och direkt ytavrinning till våtmarken. Dessa transporter antas vanligen vara försumbara i de mätningar som gjorts i Sverige i anlagda våtmarker i jordbrukslandskapet. Det beror på att de ofta är små i förhållande till vattentransporten i in- och utflöde, men de kan ha betydelse i våtmarker med relativt lång omsättningstid. Tolkningen av provtagningsresultat i in- och utflöde till våtmarker för beräkning av avskiljning av näringsämnen är ändå komplicerad. Det beror på att både vattenföring och koncentrationer av fosfor och kväve i in- och utflöde kan variera kraftigt i en våtmark, och dessutom samvariera vilket kan ge mycket stora effekter på beräkningar av avskiljning. Provtagning kan ske genom stickprovtagning, automatisk tidsproportionell provtagning eller automatisk flödesproportionell provtagning (se faktaruta 1 nedan).

Faktaruta 1. Alternativa metoder för provtagning i in- och utflöde till våtmarker

Stickprovtagning innebär att en person åker ut till våtmarken vid varje provtagningstillfälle och tar ett vattenprov manuellt vid in- och utlopp för analys av koncentration av t.ex. fosfor eller kväve. Vattenföring mäts samtidigt i in- och/eller utflöde manuellt eller med installerad vattenflödesmätare. Mängder av transporterade ämnen in och ut beräknas genom multiplikation av koncentrationer med momentana vattenflöden eller med det genomsnittliga/totala vattenflödet under de perioder som varje vattenprov anses representera.

Tidsproportionell automatisk provtagning innebär att provtagningsutrustning som tar antingen ett prov med jämna tidsintervall, eller kontinuerligt suger in en viss volym per tid, installerats i in- och utflöde. Provtaget vatten samlas i en behållare vid in- respektive utflöde som t.ex. en gång i veckan inhämtas för analys. Vattenföring mäts normalt samtidigt i in- och/eller utflöde med installerad vattenflödesmätare. Ämnestransport in och ut beräknas genom multiplikation av koncentrationer med genomsnittliga/totala vattenflödet under respektive provtagningsperiod.

Flödesproportionell automatisk provtagning innebär att provtagningsutrustning som tar prov (mängd eller intensitet) i förhållande till vattenflödet installerats i in- och utflöde. Provtaget vatten samlas i en behållare vid in- respektive utflöde som för tidsproportionell automatisk provtagning. Vattenföring mäts normalt samtidigt i in- och/eller utflöde med installerad vattenflödesmätare. Ämnestransport in och ut beräknas genom multiplikation av koncentrationer med genomsnittliga/totala vattenflödet under respektive provtagningsperiod.

Stickprovtagning har den stora nackdelen att det är oerhört slumpartat om provtagning råkar ske när koncentrationen är ovanligt hög eller låg, håller på att stiga i inflödet eller var hög i inflödet för några dagar sedan och därför fortfarande är hög i utflödet vid provtagningstillfället som en följd av detta men låg i inflödet, etc. Därför har man i en del våtmarker gjort ***automatisk ("kontinuerlig") provtagning*** under längre mätperioder (ett eller flera år). Detta har ofta varit ***tidsproportionell***

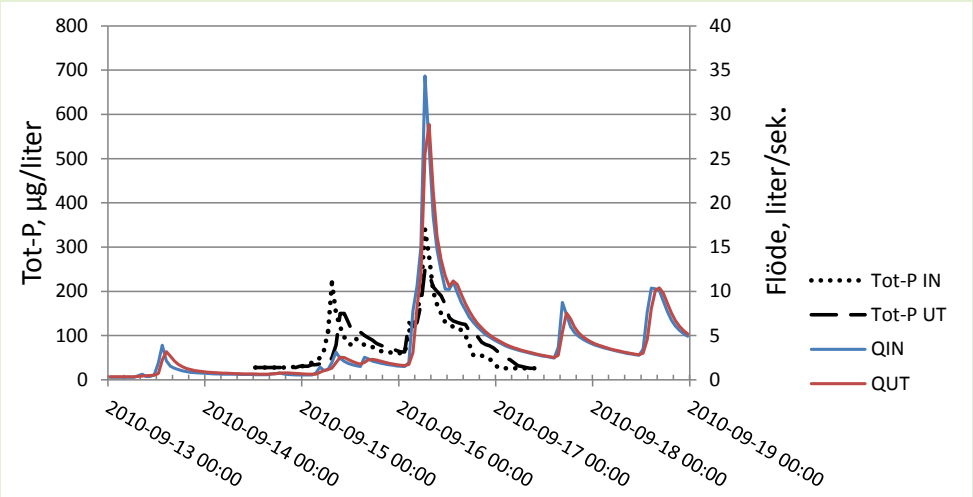
automatisk provtagning under perioder på en eller två veckor varefter prov inhämtats för analys. Transport av kväve och fosfor under perioden har beräknats som vattenflödet multiplicerat med koncentrationen enligt analys av det tidsproportionella provet från perioden. Genom att lägga samman transporterna för alla perioder under ett år (in respektive ut) har årlig belastning och avskiljning beräknats.

Problemet med tidsproportionell provtagning är att om vattenföring och koncentration varierar inom perioder så kan mängden av ett ämne som passerar in eller ut ur våtmarken inte beräknas tillförlitligt. Om vattenföring och koncentration i in- och eller utflöde samvarierar (positivt eller negativt) så kommer ämnestransporten att systematiskt under- eller övervärderas och därmed kan även en systematisk över- eller undervärdering av avskiljningseffekter uppkomma.

Eftersom ***flödesproportionell*** automatisk provtagning i princip inte har ovanstående problem har man på senare tid övergått till denna typ av provtagning. Flödesproportionell automatisk provtagning genomfördes under åren 2003–2006 i tre våtmarker i Halland (se avsnitt 4.2.1) och då visade det sig uppkomma tolkningsproblem av två anledningar (Weisner 2012). Den ena är att provtagningen i både in- och utflödet av praktiska skäl styrdes av flödesmätare i utflödet trots att vattenföring i in- och utflöde inte följer varandra exakt eftersom våtmarken buffrar vatten (se faktaruta 2). Den andra är att den relativt komplicerade utrustning som krävs för flödesproportionell provtagning inte fungerat hela tiden vilket inneburit att den automatiska provtagningen periodvis skett tidsproportionellt och ibland även fått ersättas med stickprov.

Faktaruta 2. Flödesvariation i in- och utflöde i våtmarker

På grund av att en våtmark buffrar vattenflödet så kommer vattenföringen i utflödet att visa en lägre variation än i inflödet och det kommer också att bli en fördröjningseffekt så att toppar i vattenföringen märks senare i utflödet än i inflödet. Figuren nedan illustrerar detta och även hur koncentrationer av totalfosfor (tot-P) kan variera i in- och utflöde inom en provtagningsperiod på några dagar. Exemplet visar ett positivt samband mellan vattenföring och koncentration i både in- och utflödet. Då variationen i flöde och koncentration är större in än ut så kommer *tidsproportionell provtagning* att underskatta ämnestransporten mera i inflödet än i utflödet vilket resulterar i en underskattning av näringsavskiljningen. Skillnaderna i vattenföring mellan in- och utflöde kommer också att innebära att *flödesproportionell provtagning* baserat på flödesmätning enbart i in- eller utflöde kommer att ge missvisande resultat.



4.2 Metodik

4.2.1 Tre våtmarker i Halland med flödesproportionell automatisk provtagning

4.2.1.1 Mätningar

Våtmarkscentrum genomförde under 2003–2006 automatisk flödesproportionell provtagning i tre jordbruksvåtmarker i Halland. Våtmarkerna har valts ut för att representera högbelastade våtmarker anlagda i första hand med tanke på näringsavskiljning. Den ena våtmarken ligger i Halmstads kommun vid Lilla Böslid och anlades redan i början av 1990-talet. Den har en vattenyta på 0,4 hektar och en å som mottar avrinningen från cirka 500 hektar jordbruksmark rinner genom våtmarken. Här gjordes automatisk provtagning under tre år. De två andra våtmarkerna anlades år 2000 vid Edenberga respektive år 2002 vid Bölarp, båda i Laholms kommun. De har en vattenyta på 0,22 respektive 0,28 hektar och mottar dräneringsvatten från cirka 60 hektar respektive cirka 200 hektar jordbruksmark. Automatisk provtagning gjordes under 1,5 respektive 2 år. Provtagningen i dessa våtmarker byggde på att vattenprovtagare vid in- och utflöde styrdes av flödesmätare vid utflödet. Provtagningsvatten samlades upp i behållare (placerat i kylskåp) vid respektive provtagare. Vatten från dessa behållare samlades in för analys av fosfor- och kvävehalter med omkring en veckas intervall. I samband med detta togs även stickprov för fosfor- och kväveanalys vid in- och utflöde. Sammantaget vattenflöde under varje period erhölls från flödesmätaren i utflödet. Vattenföring loggades även kontinuerligt i utflödet och vid insamlingstillfällena noterades momentan vattenföring i utflödet.

4.2.1.2 Samband mellan flöde och koncentrationer

Eftersom även stickprov togs konsekvent i både in- och utflöde i de tre våtmarkerna kunde samband mellan momentan vattenföring i utflödet och koncentrationer i in- och utflöde testas. I samtliga tre våtmarker visade koncentrationen av fosfor i inflödet vid medelhöga–höga flöden ett tydligt positivt samband (enligt regressionsanalys) med vattenföringen i utflödet. I våtmarkerna med kort uppehållstid (Bölarp och Lilla Böslid) fanns även ett positivt samband mellan vattenföring och fosforkoncentration i utflödet. I Bölarp analyserades sambandet mellan vattenföring och koncentration i in- och utflöde noggrant genom att även inkludera tillgängliga stickprovsdata från senare år och dela upp data i kortare perioder för regressionsanalyser. Denna analys visade att liknande samband förelåg mellan vattenföring och koncentration oavsett år eller årstid.

4.2.1.3 Simuleringar

I Bölarp registrerades vattenföringen i utflödet varje timme under 1,5 år. Med hjälp av dessa flödesdata kunde koncentrationen i in- och utflöde timme för timme under cirka 1,5 år simuleras genom att använda sambandet mellan vattenföring och fosforkoncentration i inflöde respektive utflöde (samband enligt regressionsanalys baserat på samtliga tillgängliga stickprov användes). Dessa simulerade koncentrationer användes som ”verkliga” koncentrationer som bas för simulering av hur olika provtagningsmetoder påverkar uppmätta koncentrationer.

För detta ändamål simulerades även vattenföringen i inflödet utifrån vattenföring i utflödet genom att variationen inom perioder antogs vara 45 procent högre i inflödet än i utflödet. Antagandet om högre variationen i vattenföring in jämfört med ut baserades på samtidiga flödesmätningar i in- och utflöde som gjordes under 2005–2006 i samband med ”strategisk stickprovtagning” (se avsnitt 4.2.2.). Dessutom antogs flödets variation vara fördröjd 3 timmar i utflödet jämfört med inflödet. Därefter simulerades för 45 stycken 10-dagarsperioder de koncentrationer som skulle ha erhållits i in- och utflöde om tidsproportionell respektive flödesproportionell provtagning baserad på flödesmätning i utflödet hade använts.

4.2.1.4 Kvoter för korrigeringar och slutliga beräkningar

Baserat på dessa simuleringar beräknades kvoten mellan ”verkliga” mängder fosfor och de mängder som skulle ha erhållits baserat på data från tids- eller flödesproportionell provtagning i in- och utflöde för dessa 45 perioder. Slutligen togs, för dessa simulerade data, sambandet mellan medelflöde under perioderna och kvoten mellan ”verkliga” mängder fosfor och de mängder som skulle erhållits genom tids- eller flödesproportionell provtagning i in- och utflöde fram med regressionsanalys. Dessa samband användes för att korrigera de värden som erhållits vid den automatiska provtagningen (som normalt var flödesproportionell men periodvis tidproportionell på grund av tekniska problem). Motsvarande beräkningar och korrigeringar gjordes även för de två andra våtmarkerna i Halland med automatisk provtagning. För kväve fanns inte motsvarande entydiga samband mellan vattenföring och koncentrationer och därför har inte värden för kväve från den automatiska provtagningen i dessa tre våtmarker korrigerats.

4.2.2 14 våtmarker med strategisk stickprovtagning

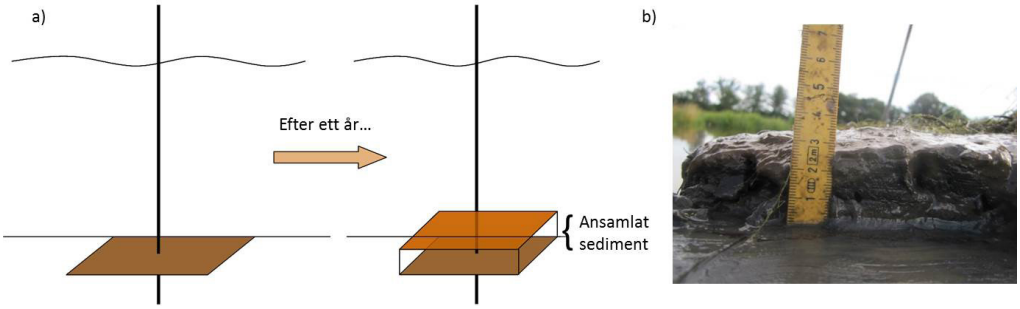
För att få en bild av avskiljning av fosfor och kväve i ett större antal våtmarker har strategisk stickprovtagning gjorts i 14 våtmarker i jordbrukslandskapet i Halland (se appendix 7.1 samt Weisner 2012). Våtmarkerna vid Bölarp respektive Edenberga, som det gjorts automatisk flödesproportionell provtagning i (se avsnitt 4.2.1), ingår bland dessa 14 våtmarker. Strategisk stickprovtagning innebär att in- och utflödande mängder av näringsämnen har uppmätts i varje våtmark vid olika avgränsade perioder under två år (2005–2006), istället för som traditionellt med specifika tidsintervall (eller med automatiska provtagare, vilket inte är realistiskt för ett så stort antal våtmarker). Vid de utvalda perioderna togs under en begränsad tid upprepade stickprov på in- och utflödande koncentrationer, samtidigt som vattenföring mättes manuellt. Tid mellan stickprovtagningar inom perioder anpassades så att det ungefär skulle motsvara omsättningstiden i våtmarken. Prov i utflödet vid första tillfället i en period togs inte med i beräkningarna om det avvek från övriga prov inom samma period. På motsvarande sätt togs prov i inflödet vid sista tillfället i en period inte med i beräkningarna om det avvek från övriga prov inom samma period. Transporter av näringsämnen har analyserats ”flödesproportionellt” genom att momentan koncentration i in- och utflöde enligt stickprov multiplicerats med momentant vattenflöde för varje provtagningstillfälle.

Provtagningsperioder fördelades under året för att täcka in olika vattenföringar, men även för att täcka in olika säsonger. Perioder med höga fosfortransporter är dock underrepresenterade i den strategiska stickprovtagningen varför mängder fosfor in och ut ur våtmarkerna har multiplicerats med en faktor på 2. Storleken på

denna faktor baseras på förhållandet mellan fosforbelastning enligt automatisk provtagning och enligt strategisk stickprovtagning i de två våtmarker (Bölarp och Edenberga) där båda typerna av provtagning gjordes. På motsvarande sätt har avskiljningen av kväve dividerats med 1,5 för att kompensera för att relativt varma perioder med högre denitrifikation är överrepresenterade. Detta baseras på förhållandet mellan kväveavskiljning enligt automatisk provtagning och enligt strategisk stickprovtagning i de två våtmarker (Bölarp och Edenberga) där båda typerna av provtagning gjordes.

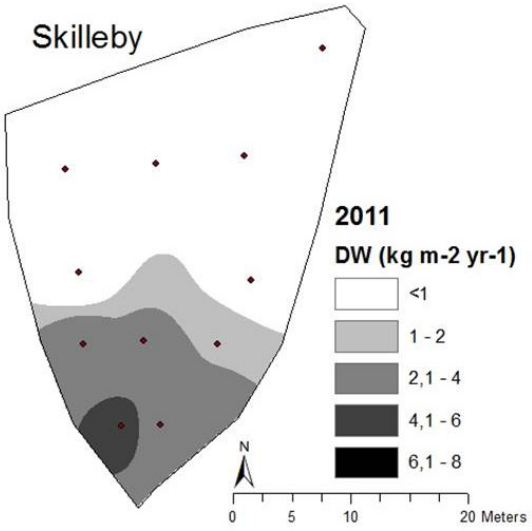
4.2.3 Sedimentfastläggning på plattor i 8 våtmarker

Mätningar av ackumulerad sedimentmängd inkluderas här som en alternativ metod för att kunna uppskatta fosforavskiljning eftersom en stor del av fosforavskiljningen i anlagda våtmarker i jordbrukslandskapet visat sig ske genom fastläggning av fosfor bundet till partiklar. Ett ytterligare skäl är att speciellt fosforkoncentrationer samvarierar kraftigt med vattenföring (se faktaruta 2), vilket försvårar tolkning av data från vattenprovtagning. I åtta våtmarker i jordbrukslandskap i södra Sverige har sedimentackumulation mätts under två år (2010–2012): Skilleby, Bölarp, Wiggeby, Lindeval, Ekströmmen, Bergaholm, Nybble och Genarp. Sedimentationsplattor placerades ut i våtmarkerna, och fungerade som en referensbotten (figur 2a). Sediment samlades på plattorna under ett år, och i augusti varje år hämtades proverna (figur 2b) och fosformängderna bestämdes.



Figur 2. Sedimentationsplattor fungerade som en referensbotten i åtta våtmarker, a). Under ett års tid var plattan fäst i botten på våtmarkerna, och sedan lyftes plattan upp, b), och sedimentet samlades in för vidare analys. Foto: Karin Johannesson.

Den totala partikel-och fosforfastläggningen beräknades därefter för varje våtmark genom att interpolera resultaten av sediment- och fosforinnehållet från varje platta till att inkludera hela våtmarkens yta (figur 3). Detta gjordes i ArcGIS, genom *Local deterministic interpolation method* (IDW; Inverse Distance Weighted). För att få fram den totala mängden ackumulerat sediment och fosfor för den hela interpolerade ytan användes *Zonal Statistics Tool*, också i ArcGIS. En mer detaljerad beskrivning av både våtmarkerna, deras avrinningsområden och provtagningsmetodiken finns i Johannesson m. fl. (2014).

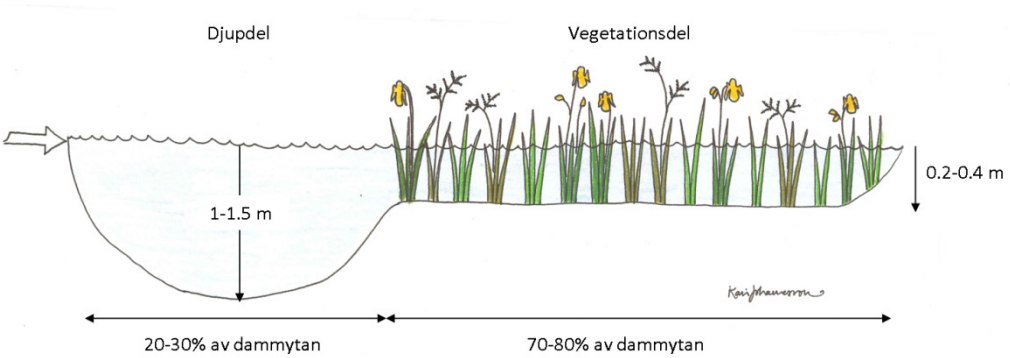


Figur 3. Interpolering av sedimentmängden (DW) i en av de åtta våtmarkerna. Sedimentmängden på varje platta (representerad av en svart prick i figuren) har interpolerats till hela våtmarkens yta. Samma metodik användes för fosformängden.

4.2.4 Metodjämförelse (tre våtmarker i Södermanland)

Inom ramen för ett doktorandprojekt på SLU undersöktes fosforavskiljningen i tre anlagda våtmarker i Södermanland – Skilleby, Bergaholm och Nybble – med två olika provtagningsmetoder: vattenprovtagning och provtagning av ackumulerad sedimentmängd (Kynkäänniemi m.fl. 2014). Syftet med studien var bland annat att undersöka hur väl den beräknade avskiljningen stämmer överens mellan de båda metoderna.

De tre våtmarkerna är små till ytan (0,23–0,36 procent av avrinningsområdet), och två av dessa våtmarker, Bergaholm och Nybble, är så kallade fosfordammar, som har en bestämd utformning – en djup sedimentationsdel som följs av en grundare del med övervattensväxter (figur 4). Utformningen är anpassad för att fånga partikelbunden fosfor.



Figur 4. Utformning av en fosfordamm. Illustration: Karin Johannesson.

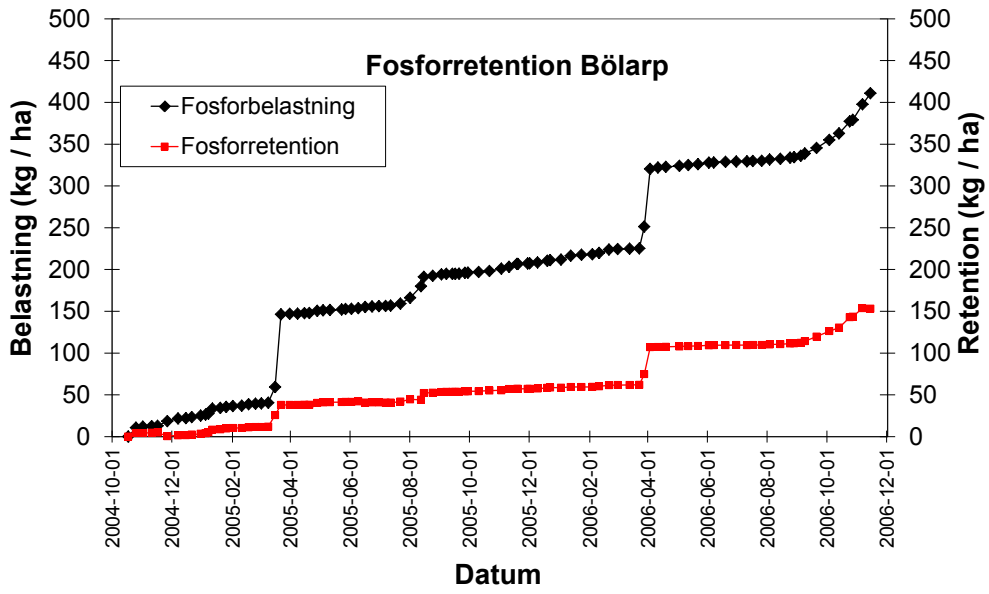
Vattenflödet mättes kontinuerligt i de tre våtmarkerna (både in- och utlopp i de båda fosfordammarna, och endast i inloppet i den tredje våtmarken), och vattenprover togs flödesproportionellt i fosfordammarna (in och ut). I Skilleby togs prover flödesproportionellt i inloppet, men i utloppet togs endast stickprover var fjortonde dag. I Nybble togs flödesproportionella prover även från området som separerade djup- och grunddelen från varandra. En mer detaljerad beskrivning av både våtmarkerna, deras avrinningsområden och provtagningsmetodiken finns i Kynkäänniemi (2014). Även kväve analyserades (se appendix 7.2).

4.3 Resultat och diskussion

4.3.1 Fosfor

4.3.1.1 Våtmarken vid Bölarp i Halland

I figur 5 redovisas den kumulativa belastning och avskiljning som beräkningar baserad på automatisk vattenprovtagning (med korrigeringar enligt avsnitt 4.2.1.4) ger för våtmarken vid Bölarp under den mätperiod då sådan provtagning gjordes. Fosforavskiljningen enligt dessa beräkningar kan jämföras med fosforfastläggningen på sedimentationsplattor som senare mättes i samma våtmark (se avsnitt 4.3.1.3). Resultaten visar sig ligga mycket nära varandra: en avskiljning på cirka 70–80 kilo fosfor per år och hektar våtmarksyta. Detta styrker båda typerna av provtagning/beräkningssätt och att den verkliga fosforavskiljningen ligger i den storleksordningen.



Figur 5. Korrigerad kumulativ belastning och avskiljning (benämnt retention i figuren) av fosfor (kilo fosfor per hektar våtmarksyta) i våtmarken vid Bölarp i Halland under provtagningsperiod med automatisk flödesproportionell provtagning.

Simuleringarna för våtmarken i Bölarp kan även användas för att visa betydelsen av olika provtagningsmetoder för fosforberäkningar i en relativt högbelastad våtmark i jordbrukslandskapet. I tabell 1 visas ”verklig belastning” enligt de simulerade värdena, vilka värden som skulle fås med tidsproportionell provtagning under de 45 provtagningsperioderna baserat på samma värden, samt vilka värden som på motsvarande sätt skulle fås med flödesproportionell provtagning (där både provtagaren i inflödet och utflödet styrs av vattenflödesmätare i utflödet) under samma provtagningsperioder. Som framgår underskattar både sådan flödesproportionell provtagning och tidproportionell provtagning avskiljningen kraftigt.

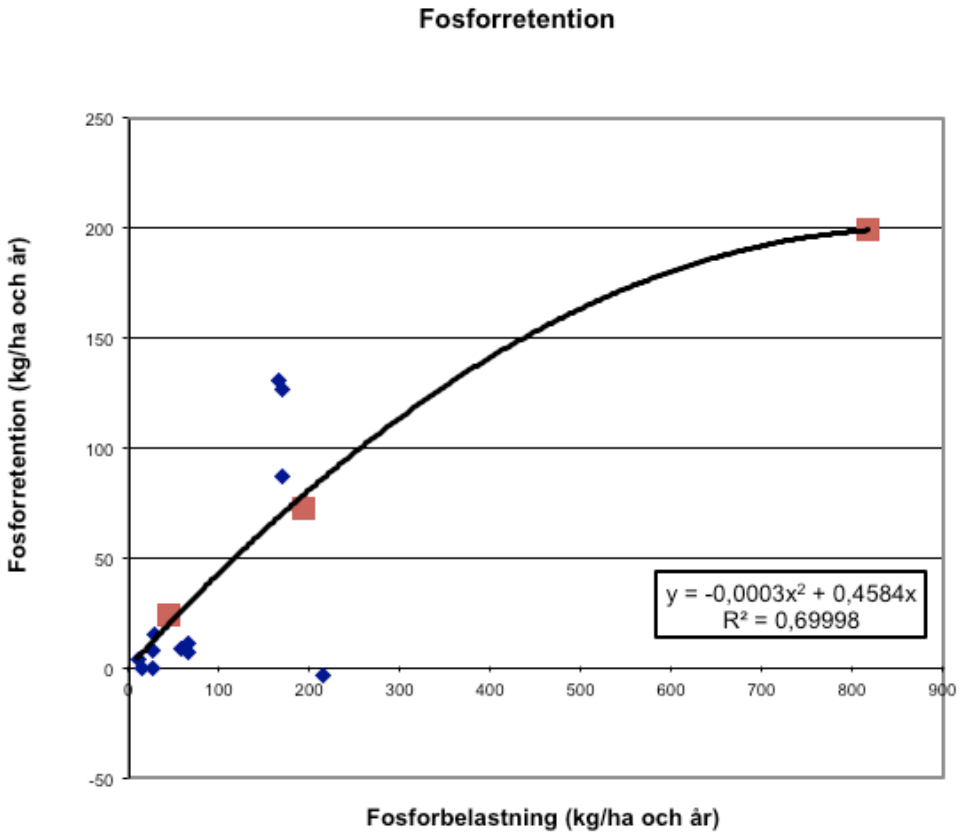
Tabell 1. Jämförelse av hypotetiska resultat från tidsproportionell provtagning och från flödesproportionell provtagning som styrs av vattenflödesmätare i utflödet med hypotetiska verkliga fosfortransporter (i in- respektive utflöde) och avskiljning baserat på simulerade värden för våtmarken vid Bölarp enligt ovan.

kilo fosfor per år och hektar våtmarksyta			
	IN	UT	Avskiljning
Tidsproportionell	94	67	27
Flödesproportionell	156	108	48
Verklig	194	108	86

4.3.1.2 Vattenprovtagning i 15 våtmarker i Halland

I figur 6 visas sammantagna resultat, avseende årlig belastning och avskiljning av fosfor, från strategisk stickprovtagning i 14 våtmarker, och automatisk provtagning i 3 våtmarker, i Halland. Våtmarkerna i Bölarp och Edenberga var med i båda provtagningsserierna men våtmarken i Lilla Böslid inte var med i den strategiska stickprovtagningen. För dessa tre våtmarker visas värden enligt beräkningar baserade på den automatiska provtagningen. Figuren visar att uppnådd fosforavskiljning till en del är beroende av fosforbelastningen, även om sambandet inte är helt entydigt. En fosforavskiljning på 50–100 kilo fosfor per hektar våtmarksyta och år förefaller inte orealistiskt att nå vid anläggning av våtmarker i jordbrukslandskapet eftersom flera våtmarker uppvisar en fosforavskiljning i den storleksordningen.

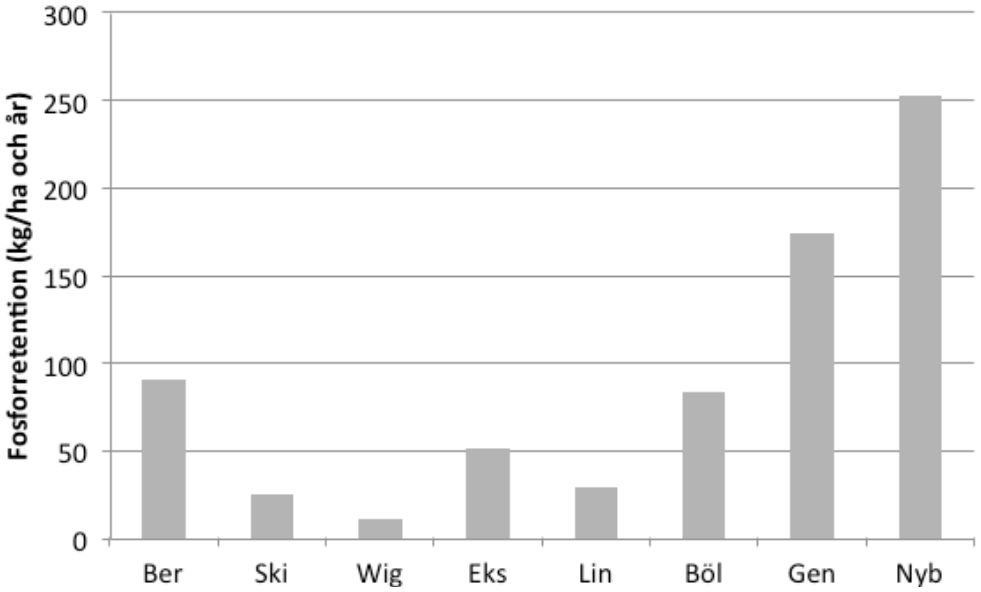
I figur 6 framgår att variationen i uppnådd fosforavskiljning varierar mycket kraftigt (från 0 till drygt 130 kilo fosfor per hektar och år) för våtmarker med en belastning kring 200 kilo fosfor per hektar och år. Denna variation kan troligen förklaras av skillnader i utformning, vegetation, hydraulisk belastning och fosforkoncentrationer. Detta har inte kunnat utredas i föreliggande rapport och behöver därför utredas närmare för optimering av våtmarker för effektiv fosforavskiljning.



Figur 6. Fosforavskiljning (benämns fosforretention i figuren) i 15 våtmarker i Halland baserat på strategisk stickprovtagning (◆) eller automatisk flödesproportionell provtagning (■) i förhållande till belastning. Våtmarkerna med automatisk flödesproportionell provtagning är Edenberga (låg fosforbelastning och avskiljning), Bölarp (medelhög fosforbelastning och avskiljning) samt Lilla Böslid (högst fosforbelastning och avskiljning).

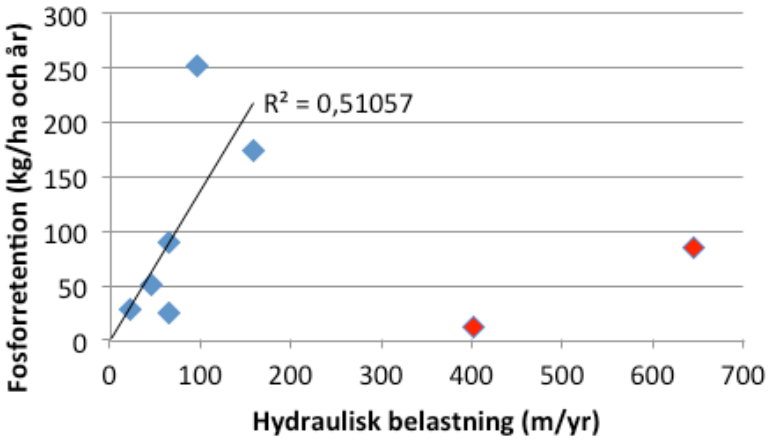
4.3.1.3 Fosforfastläggning i sediment i 8 våtmarker

Genomsnittlig fosforfastläggning i de åtta våtmarkerna där sedimentfastläggningen uppmättes var 90 kilo fosfor per hektar våtmarksyta och år, men det var stora skillnader mellan våtmarkerna (figur 7). Den högsta fosforfastläggningen (sedimentackumulation av fosfor) per hektar våtmarksyta uppmättes i Nybble, som är en nyligen anlagd fosfordamm i Södermanland. En närmare analys av data tyder dock på att en del av det sediment som ackumulerades på plattorna kom från erosion av bottnarna i den första djupare delen (Kynkäänniemi m.fl., in press). Två våtmarker, Bölarp och Genarp, som inte är speciellt anlagda som ”fosfordammar” uppvisade likvärdig fosforfastläggning som de båda fosfordammarna Bergaholm och Nybble. Genomsnittlig fosforfastläggning i de 6 våtmarkerna som inte var fosfordammar var 63 kilo fosfor per hektar och år vilket visar att det är möjligt att uppnå en hög fosforavskiljning per hektar våtmarksyta även vid anläggning av våtmarker som inte är speciellt utformade som fosfordammar.



Figur 7. Fosforfastläggning, baserat på sedimentanalyser, i åtta anlagda våtmarker: Bergaholm (Ber), Skilleby (Ski), Wiggeby (Wig), Ekströmmen (Eks), Lindevall (Lin), Bölarp (Böl), Genarp (Gen), Nybble (Nyb). Medelvärde för två år i alla våtmarker förutom Eks och Nyb, där det är data från ett års provtagning.

En del av skillnaden mellan våtmarkerna kan sannolikt förklaras av skillnader i fosforbelastning, eftersom en hög belastning är en förutsättning för att det ska kunna ske en hög fastläggning. Det fanns ett tydligt positivt samband mellan fosforfastläggningen och den hydrauliska belastningen upp till en viss gräns (figur 8).



Figur 8. Samband mellan fosforfastläggning och hydraulisk belastning i åtta anlagda våtmarker där fastläggningen har mätts som mängden fosfor ackumulerad på plattor under ett år. Trendlinjen visar förhållandet mellan fastläggning och belastning för de sex våtmarker som har relativt låg hydraulisk belastning (◆). De röda punkterna (■) representerar två våtmarker med mycket hög hydraulisk belastning.

4.3.1.4 Metodjämförelse i tre våtmarker i Södermanland

Jämförelsen av resultat från vattenprovtagning och sedimentprovtagning i Skilleby, Bergaholm och Nybble visar på varierande resultat (tabell 2). Fosfordammen Bergaholm hade en positiv fosforavskiljning, och mätningarna baserat på vattenprovtagning stämde väl överens med sedimentprovtagningarna (figur 9).

Tabell 2. Hydraulisk belastning, fosforbelastning och fosforavskiljning med två olika metoder (vattenprovtagning och sedimentprovtagning) i tre anlagda våtmarker: Bergaholm (Ber), Nybble (Nyb), och Skilleby (Ski). Nyb_{veg} representerar avskiljningen i den grunda delen med vegetation i Nybble. I Skilleby är resultaten uppdelade beroende på provtagningsmetodik; stickprov (G) eller flödesproportionellt (FP).

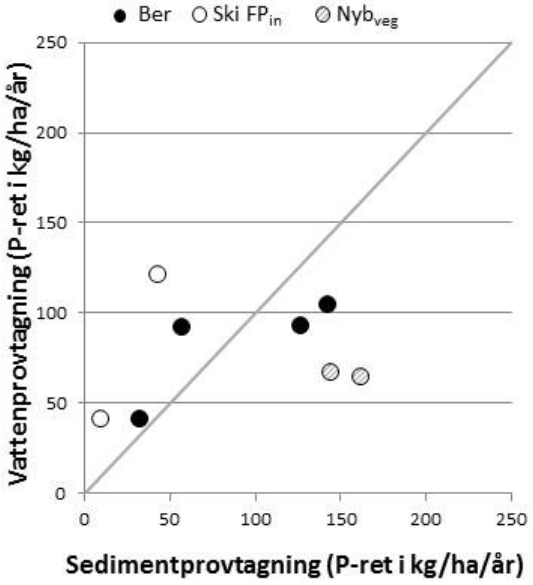
Våtmark		Ber	Nyb	Nyb_{veg}	Ski	
Vattenprovtagningsmetodik		$FP_{in\&ut}$	$FP_{in\&ut}$	$FP_{in\&ut}$	$G_{in\&ut}$	FP_{in} &G_{ut}
Provtagningsperiod		jan 2010–aug 2013†	sep 2011–aug 2013	sep 2011–aug 2013	jul 2009–sep 2010‡	okt 2010–aug 2012₸
Hydraulisk belastning	m/år	70	119	213	52	66
P-belastning	Kg/ha/år	247	386	786	78	240
P-avskiljning						
P_{Vatten}	kg/ha/år	89	-17	66	-10	88
	%	*36*	*-4*	*8*	*-13*	*37*
$P_{Sediment}$	kg/ha/år	89	237	153	17	25

† Sedimentprovtagning startade i aug 2009.
‡ Sedimentprovtagning jul 2009-jul 2010.
₸ Sedimentprovtagning startade i aug 2010.

Fosfordammen Nybble visade påfallande kontrasterande resultat beroende på vilken provtagningsmetodik som använts (tabell 2). Enligt vattenprovtagning var avskiljningen negativ, samtidigt som sedimentprovtagning indikerade en mycket hög fastläggning. Om man däremot studerade fosforavskiljningen endast i den grunda delen med växter, var den positiv även mätt med data från vattenprovtagning. Anledningen till den till synes negativa avskiljningen i Nybble kan vara svårigheter med provtagningen i inloppet. Det kan också bero på den generella problematik med underskattning av framförallt fosfortransporter i inflödet till våtmarker som kan uppkomma även vid flödesproportionell provtagning (se faktaruta 2), eftersom man ofta inte kan mäta vattenföring separat i både i- och utflöde med tillräcklig noggrannhet. På så vis kan belastningen ha underskattats, och likaså den totala fosforavskiljningen. Dessutom kan det i detta fall vara så att mätningarna av ackumulerat sediment överskattat fosforfastläggningen, då misstankar finns att en del av det material som landade på plattorna i Nybble kan vara internt genererat, alltså från erosion av botten och sidorna av våtmarkens första djupare del (Kynkäänniemi m.fl. 2014).

För Skilleby var fosforavskiljningen högre enligt vattenprovtagningen än enligt sedimentprovtagningen (tabell 2). Skattningen av avskiljning baserat på data från vattenprovtagningen är dock mycket osäker i denna våtmark eftersom det i utloppet endast togs stickprov.

I figur 9 har endast data från perioden med flödesproportionell provtagning i inloppet inkluderats, och för Nybble enbart avskiljningsvärden från den grunda delen. Trots en del kontrasterande resultat gör vi bedömningen att sediment-provtagning kan användas för att uppskatta fosforavskiljningen i anlagda våtmarker, speciellt om de inte är alldeles nyanlagda så att risken för bottenerosion är liten.

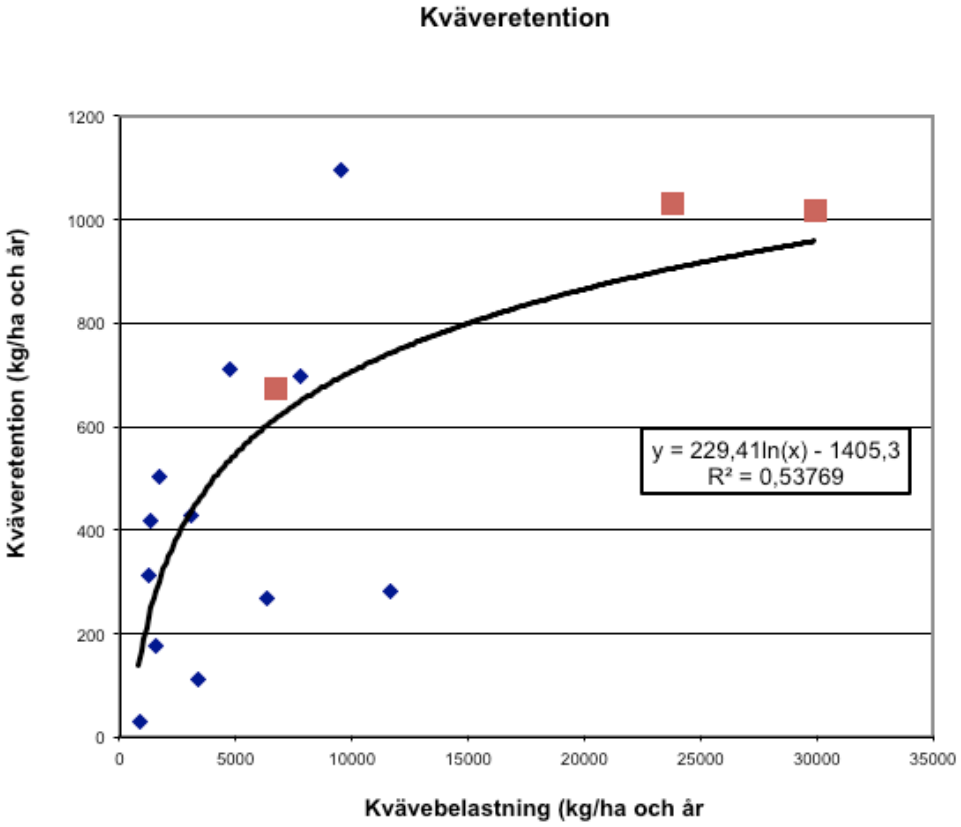


Figur 9. Jämförelse av fosforavskiljningen (P-ret) uppskattat med två oberoende metoder, dels vattenprovtagning och dels sedimentprovtagning, i tre anlagda våtmarker. Varje cirkel representerar ett provtagningsår. Den heldragna linjen motsvarar ett 1:1-förhållande.

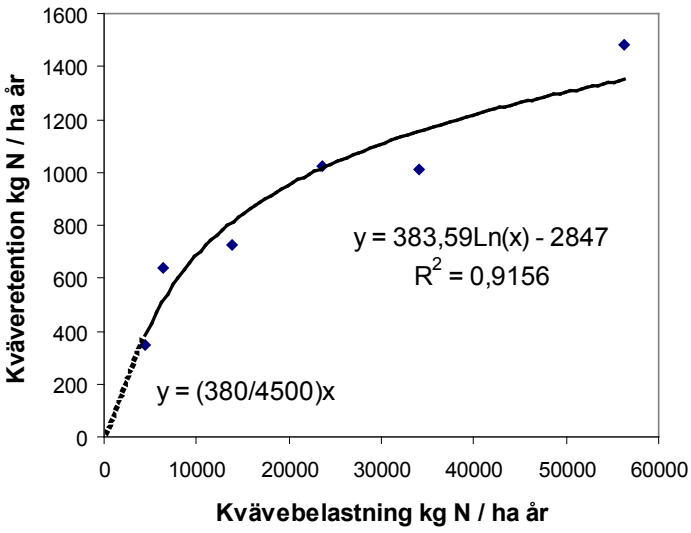
4.3.2 Kväve

I figur 10 visas sammantagna resultat, avseende årlig belastning och avskiljning av kväve, från strategisk stickprovtagning i 14 våtmarker, och automatisk provtagning i 3 våtmarker i Halland. Våtmarkerna i Bölarp och Edenberga var med i båda provtagningsserierna men våtmarken i Lilla Böslid var inte med i den strategiska stickprovtagningen. För dessa tre våtmarker visas i figuren värden enligt beräkningar baserade på den automatiska provtagningen.

Sambandet visar att uppnådd kväveavskiljning till stor del är beroende av kvävebelastningen (figur 10), och liknar det som tagits fram vid en tidigare utvärdering (figur 11). En kväveavskiljning på upp mot 1 000 kilo kväve per hektar våtmarksyta och år förefaller inte orealistiskt att kunna nå i våtmarker som placeras där belastningen är hög. Även vid storskalig anläggning av våtmarker där den genomsnittliga belastningen blir lägre borde en avskiljning på minst 500 kilo kväve per hektar våtmarksyta och år kunna uppnås.



Figur 10. Kväveavskiljning (benämns kväveretention i figuren) i 15 våtmarker i Halland baserat på strategisk stickprovtagning (◆) eller automatisk flödesproportionell provtagning (■) i förhållande till belastning. Våtmarkerna med automatisk flödes-proportionell provtagning är Edenberga (lägst kvävebelastning av dessa tre våtmarker), Bölarp (näst högst kvävebelastning) samt Lilla Böslid (högst kvävebelastning).



Figur 11. Relation mellan genomsnittlig kvävebelastning och kväveavskiljning (benämns kväveretention i figuren) i svenska jordbruksvåtmarker där kontinuerliga mätningar genomförts minst 1,5 år. Från Weisner och Thiere 2010.

I figur 10 framgår att uppnådd kväveavskiljning kan variera betydligt mellan våtmarker med likartad belastning, vilket troligen främst kan förklaras av skillnader i utformning, vegetation, hydraulisk belastning och kvävekoncentrationer. Liksom för fosfor har detta har inte kunnat utredas i föreliggande rapport och behöver därför utredas närmare för optimering av våtmarker. De kvävemätningar som gjorts parallellt med sedimentationsmätningar i tre våtmarker (se appendix 7.2) visar på samma storleksordning på kväveavskiljningen i förhållande till belastning men indikerar också att en hög kväveavskiljning kan erhållas även vid relativt låg belastning.

4.4 Biologisk mångfald, ekosystemtjänster och kostnadseffektivitet – ett beräkningsexempel

Anläggningen av våtmarker i jordbrukslandskapet i Sverige har hittills motiverats i ungefär lika grad av näringsavskiljning respektive effekter på ”biologisk mångfald” (vilket uppenbarligen ofta har inkluderat även ekosystemtjänster som t.ex. naturupplevelser, landskapsbild och effekter på viltvård). Eftersom anläggning av våtmarker bidrar till biologisk mångfald, och våtmarker dessutom bidrar med olika ekosystemtjänster (Tonderski m.fl. 2002, Länsstyrelsen i Skåne län 2007), är ett sätt att uppskatta kostnaden för fosfor- och kväveavskiljning i anlagda våtmarker att dela kostnaden lika mellan näringsavskiljning och biologisk mångfald/andra ekosystemtjänster och att därefter dela kostnaden för näringsavskiljning lika mellan kväve- och fosforavskiljning.

En enkel beräkning av kostnaderna kan baseras på 300 000 kronor per hektar våtmarksyta för anläggningen och 5 000 kronor per hektar för skötsel och markkompensation per år. Med en avskrivningstid på 20 år ger detta totalkostnaden 400 000 kronor per hektar våtmarksyta. Kostnaderna stämmer ungefär med vad markägare kunde erhålla som ersättning inom landsbygdsprogrammet med korrigering för att ersatt yta ofta är större än faktisk våtmarksyta och för kostnadsökningar.

De nya mätresultat som presenteras i denna rapport visar att våtmarker under goda förutsättningar kan avskilja 100 kilo fosfor eller 1 000 kilo kväve per hektar våtmarksyta och år (se avsnitt 4.3.1.2 och 4.3.2). Maximal fosfor- och kväveavskiljning uppnås inte nödvändigtvis i samma våtmark, men en avskiljning av 50 kilo fosfor och 500 kilo kväve per hektar våtmarksyta och år bör kunna uppnås för ett större antal våtmarker inom program där näringsavskiljningen verkligen kan prioriteras genom optimerad utformning och placering av våtmarker. På 20 år innebär det 1 000 kilo fosfor och 10 000 kilo kväve per hektar våtmarksyta.

Om detta fördelas på kostnaden enligt ovan så uppnås en avskiljning av 1 000 kilo fosfor till en kostnad av 100 000 kronor, motsvarande 100 kronor per kilo fosfor. För kväve ger samma beräkning en kostnad för avskiljning på 100 000 kronor per 10 000 kilo, motsvarande 10 kronor per kilo kväve.

5 Landsbygdsprogrammet

5.1 Metodik

5.1.1 Beräkningsmodeller för större antal våtmarker

För att kunna beräkna avskiljning av fosfor och kväve för ett större antal våtmarker för vilka endast begränsade data är tillgängliga togs två beräkningsmodeller fram för fosfor och två för kväve.

5.1.1.1 Fosformodeller

För fosfor togs en modell (Pret1) fram med hjälp av resultaten från mätningarna av sedimentackumulation i åtta våtmarker (se avsnitt 4.3.1.3), genom att dessa data relaterades till avrinningsområdenas och våtmarkernas karaktär: våtmarkens form (kvot mellan längd och bredd), medellutningen av jordbruksmarken i avrinningsområdet, djurtätheten i avrinningsområdet, teoretisk hydraulisk belastning, fosfor- och lerhalt i jordarna, fosforkoncentrationen i närmaste större vattendrag, fosforkoncentrationen för läckageregioner, samt teoretisk fosforbelastning (beskrivs mera i detalj i appendix 7.3). Dessa avrinningsområdes- och våtmarkskaraktärer analyserades först i en enkel korrelationsmatris. Sedan användes stegvis multipel regression för att ta fram den modell som bäst kunde prediktera fosforfastläggningen för dessa åtta våtmarker utifrån vissa av avrinningsområdes- och våtmarkskaraktärerna. Faktorer som var korrelerade användes inte i samma regressionsanalys.

Den resulterande regressionsmodellen blev:

Pret1 = -23,1 + (0,55*Pbel) + (8,44*LW) - (284*H) + (47,1*I)

Där Pret1 = fosforfastläggning (kilo per hektar och år), Pbel = fosforbelastning (kilo per hektar och år), LW = längd/bredd-förhållandet för våtmarken, H = hydraulisk belastning (1=hög, 0=låg), inloppstyp (1=öppet vattendrag, 0=täckdike). För hydraulisk belastning sattes gränsvärdet för låg och hög vid 365 m/år. Alla våtmarker som hade lägre hydraulisk belastning fick siffra 0, och alla som hade högre än 365 m/år fick siffra 1.

När regressionsmodellen från de åtta våtmarkerna användes för att uppskatta fosforfastläggningen i de 60 utvalda våtmarkerna (se avsnitt 5.1.2) resulterade det i vissa våtmarker i en orealistisk negativ fastläggning och i vissa i en orealistiskt hög fastläggning. För våtmarker som enligt modellen fick negativ fosforfastläggning sattes fosforanläggningen till 0. För våtmarker som enligt modellen fick högre fosforfastläggning än fosforbelastning sattes fosforanläggningen till fosforbelastningen
(Pret = Pbel).

För fosforavskiljning användes även en modell (Pret2) baserad på sambandet som påvisades mellan belastning och avskiljning av fosfor i 15 våtmarker i Halland (figur 6):

$Pret2 = (0{,}4584*Pbel) – (0{,}0003*Pbel^2)$

Där Pret2 = fosforavskiljning (kilo per hektar och år) och Pbel = fosforbelastning (kilo per hektar och år).

5.1.1.2 Kvävemodeller

För kväve användes som en modell (Nret1) det samband som tidigare tagits fram mellan belastning och avskiljning (Weisner och Thiere 2010) och som visas i figur 11. Denna modell baseras på delvis andra mätningar, och i färre våtmarker, än det samband som tagits fram i föreliggande rapport och är:

$Nret1 = -2847 + 383{,}59*Ln(Nbel)$

Där Nret1 = kväveavskiljning (kilo per hektar och år), Nbel = kvävebelastning (kilo per hektar och år), Ln = naturliga logaritmen. Eftersom denna ekvation ger negativ avskiljning vid låg kvävebelastning användes vid belastning mindre än 4 500 kilo kväve per hektar och år ekvationen: Nret1 =380/4500*Nbel.

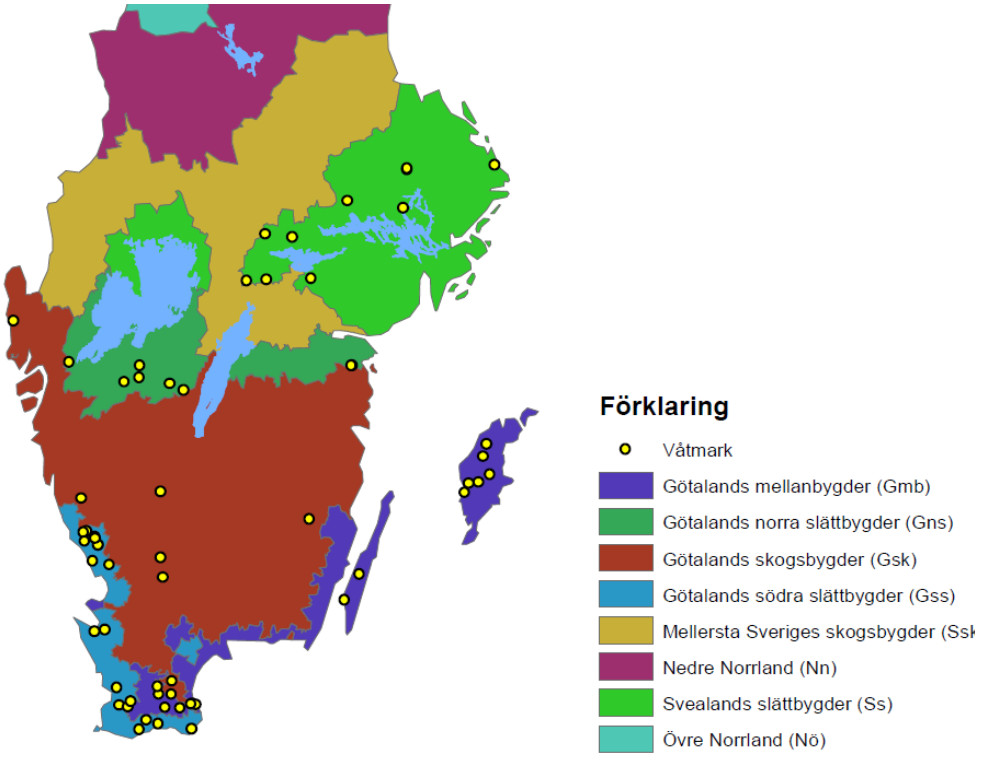
För kväveavskiljning användes även en modell (Nret2) baserad på sambandet som här påvisas mellan belastning och avskiljning av kväve i 15 våtmarker i Halland (figur 10):

$Nret2 = -1405{,}3 + 229{,}41*Ln(Nbel)$

Där Nret2 = kväveavskiljning (kilo per hektar och år), Nbel = kvävebelastning (kilo per hektar och år), Ln = naturliga logaritmen. Eftersom denna ekvation ger negativ avskiljning vid låg kvävebelastning användes vid belastning mindre än 1 000 kilo kväve per hektar och år ekvationen: Nret2 =180/1000*Nbel.

5.1.2 Beräkningar för landsbygdsprogrammet

För att beräkna den fosfor- och kväveavskiljning som kan förväntas uppnås med våtmarker som beviljats anslag inom landsbygdsprogrammet gjordes ett urval på 60 våtmarker registrerade inom landsbygdsprogrammet (figur 12). Antalet utvalda våtmarker fördelades först på produktionsområden (figur 12) efter hur stor betydelse anläggningen av våtmarker inom respektive produktionsområde kunde förväntas ha på transporten av näringsämnen till havet baserat på tidigare utvärderingar (Weisner och Thiere 2010, Brandt m.fl. 2009, Svensson m.fl. 2004). Inom varje produktionsområde valdes därefter våtmarker ut så att fördelningen mellan våtmarker av olika storlek (ersatt yta) representerade storleksfördelningen för alla våtmarker inom respektive produktionsområde. En jämförelse gjordes av beräknad näringsavskiljning för våtmarker som anlagts med näringsavskiljning som huvudsyfte och våtmarker som haft biologisk mångfald som huvudsyfte.



Figur 12. Utvalda våtmarker fördelat på produktionsområden.

För de 60 utvalda våtmarkerna togs därefter den information fram som krävdes för modellberäkningarna av fosfor- och kväveavskiljning vilket omfattade våtmarkens storlek, förhållande mellan längd och bredd, inloppstyp, hydraulisk belastning, samt fosfor- och kvävebelastning för respektive våtmark enligt följande:

Längd:bredd
Kvoten mellan längd och bredd uppskattades genom att mäta på flygfoton (hitta.se) eller genom att mäta på de ritningar som länsstyrelserna skickat. Längden = avståndet mellan inlopp och utlopp, bredden = medelvärde av bredden uppmätt ≈ var tionde meter.

Inloppstyp
Information om inloppstyp erhölls av länsstyrelserna. Inloppstyperna delades in i två grupper: kulvert respektive öppet vattendrag.

Hydraulisk belastning
Den teoretiska hydrauliska belastningen räknades ut genom att först räkna ut en medelavrinning med hjälp av data från SMHI:s Vattenweb (vattenwebb.smhi.se). Denna medelavrinning multiplicerades med våtmarkernas respektive avrinningsområde, och ett värde på vattenföringen (m^3/år) erhölls. Denna vattenföring dividerades med våtmarkens area, och den hydrauliska belastningen uttrycktes i m/år. Några av våtmarkerna tog endast emot ett delflöde, och därför togs kontakt med respektive länsstyrelse för att få mer information kring den faktiska belastningen. Beroende av information som fanns att tillgå gjordes för ett antal våtmarker vissa antaganden som redovisas i appendix 7.4.

Fosfor- och kvävebelastning
Läckagekoncentrationer från en rapport från Naturvårdsverket (2008) användes för att beräkna en ungefärlig transport av fosfor och kväve från åkermark. Yta åkermark i avrinningsområdet multiplicerades med avrinningen för varje område, och denna vattenföring multiplicerades med läckagekoncentrationerna. För transporten från övrig mark (bete, skog, tomter etc.) antogs ett schablonläckage för fosfor på 0,05 kilo per hektar och år och för kväve på 2 kilo per hektar och år. Transporten räknades ut genom att multiplicera schablonvärdet med ytan övrig mark i varje våtmarks avrinningsområde. För de våtmarker som endast tog emot en del av flödet från avrinningsområdet användes den uträknade hydrauliska belastningen för att beräkna fosfortransporten till våtmarken. Transporten av fosfor från åkermark och övrig mark summerades och delades med våtmarkens yta, och gav en belastning uttryckt i kilo per hektar och år.

Slutligen beräknades fosfor- och kväveavskiljning för var och en av de 60 utvalda våtmarkerna med hjälp av de fyra modellerna. Avskiljningen per våtmarksyta beräknades för de 5 produktionsområdena var för sig genom att dividera den sammanlagda avskiljningen i området med den sammanlagda våtmarksytan för de utvalda våtmarkerna. Detta resultat skalades sedan upp i förhållande till totala arealen anlagd våtmark inom respektive produktionsområde. Därefter beräknades avskiljningen per ersatt yta för hela Sverige (avskiljningen i övriga produktionsområden antogs vara 0). Resultat för de olika produktionsområdena redovisas inte separat eftersom osäkerheten är för stor för att jämföra dessa.

Motsvarande siffror för effekt på havet beräknades sedan genom att korrigera för genomsnittlig nedströms avskiljning per produktionsområde. Detta bedömdes utifrån figur 17 i Brandt m.fl. (2009), som är en karta som visar hur mycket av den fosfor och det kväve som avrinner från olika områden i Sverige som aldrig når fram till havet på grund av fastläggning, upptag och denitrifikation på vägen mot havet.

Den lokala avskiljning som uppnåtts per hektar våtmarksyta inom de 60 utvalda våtmarkerna beräknades uppdelat på huvudsyfte (biologisk mångfald, näringsavskiljning, eller både biologisk mångfald och näringsavskiljning) genom att sammanlagda avskiljningen för våtmarker inom respektive grupp dividerades med sammanlagda våtmarksytan inom respektive grupp.

5.2 Resultat och diskussion

5.2.1 Effekt av våtmarker anlagda med stöd från landsbygdsprogrammet

Resultatet av de två modellerna för beräkning av fosforavskiljning och de två modellerna för beräkning av kväveavskiljning visas i tabell 3. Resultaten tyder på att våtmarker anlagda inom landsbygdsprogrammet totalt kommer att ge upphov till en minskad fosforbelastning i lokala vattendrag motsvarande mellan 3,5 och 6 kilo fosfor per hektar ersatt yta och år och en minskad fosfortransport till havet i storleksordningen 2,6–4,5 kilo per hektar ersatt yta och år. Motsvarande siffror för kväve är en minskad kvävebelastning i lokala vattendrag motsvarande mellan 32 och 46 kilo kväve per hektar ersatt yta och år och en minskad kvävetransport till havet i storleksordningen 27–38 kilo per hektar ersatt yta och år.

Tabell 3. Resultat av modellberäkningar för landsbygdsprogrammet. Tabellen visar lokal avskiljning respektive avskiljningseffekt för havet (kilo fosfor eller kväve per hektar ersatt yta och år). Två modeller har använts för beräkning av fosforavskiljning (Pret1 respektive Pret2) och två har använts för beräkning av kväveavskiljning (Nret1 respektive Nret2).

	Pret1	Pret2	Nret1	Nret2
Lokal effekt	6,03	3,50	32,46	45,69
Effekt för havet	4,46	2,66	27,18	37,52

Enligt uppgift från Jordbruksverket 2014-05-05 har 5 261 hektar våtmark beviljats stöd inom landsbygdsprogrammet 2007–2013. Den totala avskiljningseffekten av våtmarker beviljade inom landsbygdsprogrammet har beräknats genom att multiplicera avskiljningen per hektar ersatt yta med den totala arealen (tabell 4). Resultaten visar att våtmarker anlagda inom landsbygdsprogrammet 2007–2013 totalt kommer att ge upphov till en minskad fosforbelastning i lokala vattendrag motsvarande mellan 18 och 32 ton fosfor per år och en minskad fosfortransport till havet i storleksordningen 14–23 ton per år. Motsvarande siffror för kväve är en minskad kvävebelastning i lokala vattendrag motsvarande mellan 170 och 240 ton kväve per år och en minskad kvävetransport till havet i storleksordningen 140–200 ton per år.

Tabell 4. Resultat av modellberäkningar för effekten av våtmarker beviljade inom landsbygdsprogrammet 2007–2013. Tabellen visar total lokal avskiljning respektive avskiljningseffekt för havet (kilo fosfor eller kväve per år). Två modeller har använts för beräkning av fosforavskiljning (Pret1 respektive Pret2) och två har använts för beräkning av kväveavskiljning (Nret1 respektive Nret2).

	Pret1	Pret2	Nret1	Nret2
Lokal effekt	31 700	18 408	170 756	240 354
Effekt för havet	23 451	14 009	142 989	197 379

Om vi antar att den verkliga effekten ligger ungefär mittemellan resultaten för de båda modellerna för fosfor respektive kväve blir den totala lokala avskiljningseffekten från våtmarker beviljade inom landsbygdsprogrammet 2007–2013 cirka 25 ton fosfor per år och cirka 200 ton kväve per år. Minskningen av transporten till havet (retentionseffekt för havet) kommer med motsvarande beräkning att uppgå till cirka 18 ton fosfor per år och cirka 170 ton kväve per år. Dessa siffror kan jämföras med total belastning från jordbruksmark (bruttobelastning) respektive totaltransport till havet från jordbruksmark (nettobelastning) från den senaste beräkningen som avser 2011. Avskiljningen av fosfor i våtmarker motsvarar 1,6 procent av belastningen av fosfor från jordbruksmark och 1,9 procent av transporten av fosfor från jordbruksmark till havet. Avskiljningen av kväve motsvarar 0,4 procent av belastningen av kväve från jordbruksmark och 0,5 procent av transporten av kväve från jordbruksmark till havet.

5.2.2 Jämförelse med tidigare beräkningar

Om en äldre modell för fosforavskiljning (Pret =0,1107*Pbel) som använts i tidigare utvärderingar av anlagda våtmarker i jordbrukslandskapet (Weisner och Thiere 2010, Svensson m.fl. 2004) används på dessa 60 våtmarker och skalas upp på motsvarande sätt som för här använda modeller så blir den lokala retentionseffekten endast 4 ton fosfor per år. Det är knappt en femtedel av avskiljningen beräknad

med de nyare modellerna (tabell 4). Slutsatsen är att tidigare utvärderingar mycket kraftigt har underskattat den fosforavskiljning som sker i anlagda våtmarker. För kväve är skillnaderna mellan modellerna mindre, men även här gäller att den äldre modell som använts tidigare (Nret1) ger lägre avskiljning än den nya modellen (Nret2).

Den lokala retentionseffekten av våtmarker anlagda fram till 2006 i olika vattendistrikt skattades i en utvärdering av Brandt m.fl. (2009) till 10–60 kilo per hektar våtmark och år för kväve och 0,5–4,5 kilo per hektar våtmark och år för fosfor. Totaleffekten bedömdes till 34 kilo kväve respektive 2,9 kilo fosfor per hektar våtmark och år. En jämförelse med resultaten i tabell 3 visar att skillnaden här inte är så stor jämfört med föreliggande utvärdering, men att framförallt fosforavskiljningen var lägre i den tidigare utvärderingen. Det kan bero på osäkerhet i modellerna eller att man på senare år verkligen uppnår en högre fosforavskiljning per hektar våtmark som anläggs.

5.2.3 Jämförelse av våtmarker med olika syften

Våtmarker med näringsavskiljning som entydigt huvudsyfte uppvisade en betydligt högre avskiljning av både fosfor och kväve per våtmarksyta än övriga våtmarker (tabell 5). Detta visar på en förståelse hos involverade beslutsfattare för faktorer (framförallt belastningens betydelse eftersom modellerna huvudsakligen bygger på den) som påverkar näringsavskiljningens storlek i våtmarker. Avskiljningsnivåerna ligger dock även för våtmarker med näringsavskiljning som huvudsyfte lägre än vad som bör kunna uppnås om näringsavskiljning kan prioriteras genom optimerad utformning och placering av våtmarker, dvs. 50 kilo fosfor och 500 kilo kväve per hektar och år (se avsnitt 4.3.1.2 och 4.3.2). Det är uppenbart att fokusering på näringsavskiljning skulle kunna höja effekten av framtida program för anläggning av våtmarker väsentligt.

Tabell 5. Lokal avskiljning som uppnåtts (kilo fosfor eller kväve per hektar våtmarksyta och år) inom de 60 utvalda våtmarkerna uppdelat på angivet huvudsyfte. Två modeller har använts för beräkning av fosforretention (Pret1 respektive Pret2) och två har använts för beräkning av kväveavskiljning (Nret1 respektive Nret2). B = våtmarker med biologisk mångfald som huvudsyfte, N = våtmarker med näringsavskiljning som huvudsyfte. B+N = både biologisk mångfald och näringsavskiljning har angivits som huvudsyfte. n = antal våtmarker inom respektive urvalsgrupp.

	Pret1	Pret2	Nret1	Nret2	n
B	3,9	1,8	10,0	20,5	31
B och B+N	3,3	1,7	12,3	25,7	37
N	45,3	30,1	298,0	336,7	23

De nya modellerna är framtagna för våtmarker med relativt hög fosforbelastning (34–440 kilo per hektar och år för Pret1 till exempel), vilket innebär att osäkerheten i modellerna blir större för våtmarker där belastningen är lägre än så. Som framgår av tabell 6 upptar våtmarker som anlagts med biologisk mångfald som syfte den största andelen areal (69 procent). Dessa våtmarker är antagligen lågbelastade och det finns en risk att framför allt modellen Pret1 överskattar fosforavskiljningen i dessa våtmarker. Våtmarker som anlagts med näringsavskiljning som huvudsyfte representerar 9 procent av den totala ytan i urvalet. Dessa våtmarker är

relativt högbelastade, och modellerna ger antagligen en rimlig uppskattning av avskiljningen. Våtmarker för biologisk mångfald är oftast större till ytan, då det i många fall handlar om restaurering av grunda sjöar eller större våtmarksområden. Det kan därför vara värdefullt att även studera antalet våtmarker med olika huvudsyften. Våtmarker med näringsavskiljning som primärt syfte motsvarar då 38 procent av antalet våtmarker i urvalet. I Götalands södra slättbygder, där näringsförlusterna är stora, är hälften av våtmarkerna anlagda med näringsavskiljning som huvudsyfte, vilket speglar att våtmarker för näringsavskiljning verkar prioriteras i områden där de behövs. Det bör dock framhållas att osäkerheten är stor även med de nya modellerna främst beroende på att de baseras på mätningar i relativt få våtmarker.

Tabell 6. De 60 utvalda våtmarkerna uppdelade utifrån antal och faktiskt anlagd areal per produktionsområde och huvudsyfte (biologisk mångfald, näringsavskiljning eller en kombination).

	Alla våtmarker		Biologisk mångfald			Närings-avskiljning			Biologisk mångfald + näringsavskiljning		
		Area		Area			Area			Area	
Produktionsområde	Antal	(ha)	Antal	(ha)	(%)	Antal	(ha)	(%)	Antal	(ha)	(%)
Götalands mellanbygder (144 objekt, 432 ha)	16	69	7	18	26	7	8,5	12	2	42	62
Götalands norra slättbygder (79 objekt, 131 ha)	8	11	3	8	72	4	3,1	27	1	0,1	1
Götalands skogsbygder (180 objekt, 269 ha)	8	19	8	19	100						
Götalands södra slättbygder (163 objekt, 469 ha)	18	44	7	30	69	9	6,5	15	2	7	17
Svealands slättbygder (47 objekt, 258 ha)	10	91	6	87	96	3	1,9	2	1	1,8	2
TOTALT	**60**	**234**	**31**	**163**	**69**	**23**	**20**	**9**	**6**	**52**	**22**

I den utvärdering som gjordes år 2010 beräknades kväveavskiljningen i våtmarker anlagda med syftet näringsavskiljning (16 av 50 utvalda våtmarker anlagda med projektstöd 2003–2006 eller som miljöinvestering 2007–2008) till mellan 174 och 219 kilo per år och hektar våtmarksyta, beroende på beräkningsmodell (här ingår beräkningsmodell Nret1 som även använts i föreliggande rapport). Vid jämförelse med den senaste perioden av landsbygdsprogrammet är således kväveavskiljningen i våtmarker som anlagts med näringsavskiljning som huvudsyfte (tabell 5) betydligt högre än för motsvarande våtmarker som anlades under perioden 2003–2008. Det visar att nyare våtmarker är lokaliserade så att de får en högre kvävebelastning än motsvarande våtmarker under tidigare period. För fosfor är skillnaden mot den tidigare utvärderingen betydligt större (2,5– 4,9 kilo per hektar och i tidigare utvärdering), men som diskuteras ovan hänger detta till stor del samman med en förbättrad beräkningsmodell baserat på nya mätdata för våtmarker med hög belastning. För våtmarker med syftet biologisk mångfald kunde ingen skillnad i kväve- eller fosforavskiljning påvisas mellan perioderna. Sammanfattningsvis visar jämförelsen med utvärderingen av våtmarker anlagda under 2003–2008

på en ökad förståelse hos involverade beslutsfattare för faktorer som påverkar näringsavskiljningens storlek i våtmarker.

Resultaten för enskilda våtmarker redovisas i appendix 7.4 för förståelsen av osäkerheten i beräkningarna. Det måste beaktas att dessa beräkningar är baserade på enkla modeller och därför blir mycket osäkra för enskilda våtmarker. De bör därför inte användas för att jämföra avskiljning mellan olika våtmarker eller mellan olika kategorier av våtmarker utöver det som ovan gjorts med avseende på huvudsyftet med våtmarken.

6 Referenser

Brandt M, Arheimer B, Gustavsson H, Pers C, Rosberg J, Sundström, Thorén A-K. 2009. Uppföljning av effekten av anlagda våtmarker i jordbrukslandskap. Belastning av kväve och fosfor. Naturvårdsverket. Rapport nr 6309.

Johannesson KM, Kynkäänniemi P, Ulén B, Weisner SEB, Tonderski KS. 2014. Phosphorus retention in constructed wetlands – A catchment comparison. Ecological Engineering, in press. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.08.014.

Kynkäänniemi, P, Johannesson KM, Ulén B, Tonderski KS. 2014. Assessment of particle deposition and accumulation in newly constructed wetlands receiving agricultural runoff. Ambio, in press.

Kynkäänniemi P, KM Johannesson, Ulén B, Tonderski KS. 2014. Quantification of phosphorus retention in Swedish constructed wetlands – comparison of two independent methods. Inskickad till Ecological Engineering.

Länsstyrelsen i Skåne län. 2007. Våtmarksstrategi för Skåne. Fler, större, grönare och mångsidigare. Rapportserien Skåne i utveckling: Rapport 2007:5.

Naturvårdsverket. 2008. Läckage av näringsämnen från svensk åkermark. Rapport 5823.

Strand JA, Weisner SEB. 2013. Effects of wetland construction on nitrogen transport and species richness in the agricultural landscape - experiences from Sweden. Ecological Engineering 56: 14-25

Svensson JM, Strand J, Sahlén G, Weisner S. 2004. Rikare mångfald och mindre kväve. Utvärdering av våtmarker skapade med stöd av lokala investeringsprogram och landsbygdsutvecklingsstöd. Naturvårdsverket. Rapport nr 5362.

Tonderski K, Weisner S, Landin J, Oscarsson H. 2002. Våtmarksboken - Skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker. Vattenstrategiska forskningsprogrammet (VASTRA), Göteborg. 270 s. (VASTRA Rapport 3).

Weisner S, Thiere G. 2010. Mindre fosfor och kväve från jordbrukslandskapet - Utvärdering av anlagda våtmarker inom miljö- och landsbygdsprogrammet och det nya landsbygdsprogrammet. Jordbruksverket. Rapport 2010: 21.

Weisner S. 2012. Potential hos våtmarker anlagda för fosfor- och kväveretention i jordbrukslandskapet: analys och tolkning av mätresultat. Redovisning av projekt som genomförts med bidrag från Jordbruksverket beslutat 2011-07-01 (Dnr 25-7087/11).

7 Appendix

7.1 Våtmarker som ingår i denna rapport

Provtagningsmetodik för de våtmarker som ingår i denna rapport redovisas i nedanstående tabell. Dessa provtagningar ligger till grund för framtagningen av modeller för att kunna beräkna fosfor- och kväveavskiljning i anlagda våtmarker.

Våtmark	Landskap	Våtmarkens namn	Provtagningsmetodik		
			Vattenprovtagningar		Sediment-provtagningar
			Automatisk flödes-proportionell	Strategisk stick-provtagning	
1	Halland	Bölarp (Böl)*	x	x	x
2	Halland	Edenberga*	x	x	
3	Halland	Lilla Böslid*	x		
4	Halland			x	
5	Halland			x	
6	Halland			x	
7	Halland			x	
8	Halland			x	
9	Halland			x	
10	Halland			x	
11	Halland			x	
12	Halland			x	
13	Halland			x	
14	Halland			x	
15	Halland			x	
16	Södermanland	Bergaholm (Ber)**	x		x
17	Södermanland	Nybble (Nyb)**	x		x
18	Södermanland	Skilleby (Ski)	x		x
19	Södermanland	Wiggeby (Wig)			x
20	Östergötland	Lindevad (Lin)			x
21	Östergötland	Ekströmmen (Eks)			x
22	Skåne	Genarp (Gen)			x

*I dessa 3 våtmarker togs under perioder med automatisk flödesproportionell provtagning även stickprover regelbundet. **Fosfordamm

7.2 Kompletterande kvävemätningar

I de tre våtmarker i Södermanland där metodjämförelse mellan sedimentationsmätning och vattenprovtagning gjordes för fosforavskiljning analyserades även kvävehalter i vattenproverna. Resultat för kväveavskiljning redovisas i nedanstående tabell.

Våtmark	Hydraulisk belastning (m/år)	Koncentration TN_{in} (mg/l)	TN_{ut} (mg/l)	NO_{3in} (mg/l)	NO_{3ut} (mg/l)	Belastning TN (kg/ha och år)	Avskiljning TN (kg/ha och år)	(%)
Bergaholm (801 m²)								
Jan 2010–Aug 2010	80	1,53	1,21	1,22	0,87	1739	264	15
Aug 2010–Aug 2011	58	1,61	1,01	1,16	0,73	1142	325	28
Aug 2011–Aug 2012	70	1,64	1,17	1,20	0,71	1202	420	35
Aug 2012–Aug 2013	75	1,80	1,11	0,87	0,56	2760	2052	74
Medel	*70*	*1,64*	*1,12*	*1,12*	*0,72*	*1699*	*815*	*48*
Nybble (1014 m²)								
Sep 2011–Aug 2012	104	2,1	1,9	1,6	1,3	2671	163	6
Aug 2012–Aug 2013	206	1,7	1,6	1,0	0,9	4273	408	10
Medel	*155*	*1,9*	*1,7*	*1,3*	*1,1*	*3476*	*286*	*8*
Skilleby (810 m²)								
Jul 2009–Jul 2010	44	4,26	4,87	3,67	4,22	2999	-429	-14
Aug 2010–Aug 2011	73	0,93	0,82	0,60	0,51	798	203	25
Aug 2011–Aug 2012	79	1,53	1,28	0,91	0,77	1354	347	26
Medel	*64*	*1,48*	*1,87*	*1,03*	*1,39*	*980*	*107*	*11*
Bergaholm	Flödesprop. In och ut							
Utan högt värde jan 2013		TN in		TN load		TN ret	%	
Aug 2012–Aug 2013		1,37		924		279	30	
Nybble	Flödesprop. In och ut							
Skilleby	Flödesprop. In men inte 2009-2010, Stickprover ut							

7.3 Framtagning av modell för beräkning av fosforretention baserat på sedimentationsmätningar i 8 våtmarker

7.3.1 Data på avrinningsområdena och våtmarkerna

För fosfor togs en modell (Pret1) fram med hjälp av resultaten från sedimentationsmätningarna i åtta våtmarker genom att dessa data relaterades till avrinningsområdenas (tillrinningsområdet till respektive våtmark) och våtmarkernas karaktär (egenskaper). Data skulle vara av en typ som även kunde inhämtas för ett slumpvis urval av våtmarker anlagda inom landsbygdsprogrammet eftersom modellen skulle användas för beräkning av fosforretentionen i dessa våtmarker. Data på avrinningsområdenas och våtmarkernas karaktär samlades därför in för dessa åtta våtmarker enligt följande:

Våtmarkens utformning
Våtmarkens form kan påverka hur väl den fungerar som fosforfälla. I denna studie beskrevs våtmarkens form som en kvot mellan längd och bredd. Ju högre kvot desto mer långsmal våtmark, som hypotetiskt sett skulle fungera bättre som fosforfälla. Information om inloppets karaktär (om det var ett öppet dike eller en kulvert) inkluderades också i datasammanställningen.

Lutningen i avrinningsområdet
Ett landskap med hög lutning kan potentiellt sett innebära en högre transport av partiklar från markerna. Därför antogs medellutningen av jordbruksmarken kunna ha ett samband med hur mycket partiklar och fosfor som kommer till våtmarken. Medellutningen av jordbruksmarken i avrinningsområdet togs fram med hjälp av Lantmäteriets topografiska karta och Zonal Statistics Tool i ArcGIS.

Djurtätheten
Betande och trampande djur i avrinningsområdet kan påverka partikeltransporten i form av ändrad jordkaraktär. Djur kan dessutom bidra till en ökad fosforhalt i jordarna. Data på djurtätheten i de åtta avrinningsområdena togs fram i samband med ett examensarbete vid Linköpings universitet (Senior, 2012[1]) genom fältstudier samt kontakt med markägare och kommuner.

Teoretisk hydraulisk belastning
Eftersom de åtta våtmarkerna endast undersöktes med avseende på sedimentation, gjordes inga vattenflödesmätningar vid in- eller utlopp. Därför uppskattades belastningen teoretiskt. Här användes SMHI:s Vattenweb (vattenwebben.smhi.se), där vattenföringsdata för större delavrinningsområden (där våtmarkerna och deras avrinningsområden inkluderades) laddades hem. Månadsvattenföringen (m^3/mån) räknades om till avrinning (m/mån), och genom att multiplicera avrinningen med avrinningsområdets yta kunde en teoretisk vattenvolym som belastar våtmarken beräknas. Denna volym dividerades med våtmarkens yta för att få fram den hydrauliska belastningen (uttryckt som m/år).

1 Senior A. 2012. Catchment factors affecting particle and phosphorus retention in constructed wetlands receiving agricultural runoff. Examensarbete, Institutionen för fysik, kemi och biologi, Linköpings universitet.

Fosfor- och lerhalt i jordarna
Fosforinnehållet i matjorden påverkar också hur mycket fosfor som transporteras från avrinningsområdet. I detta fall användes data från markkartering i de fall en sådan undersökning fanns (uttryckt som P-AL, mg/100g jord). För hälften av våtmarkerna fanns ingen markkartering gjord, och då användes data från matjordsinventeringen (Jordbruksverket, 2014[2]). Även för lerhalten användes data från markkartering i de fall en sådan undersökning fanns, annars användes data från matjordsinventeringen.

Fosforkoncentrationen i närmsta större vattendrag
Från SMHI:s Vattenweb användes data över den modellerade fosfortransporten från de större delavrinningsområdena för att räkna ut en flödesviktad fosforkoncentration som skulle kunna representera den generella fosforhalten i respektive våtmarks avrinningsområde.

Fosforkoncentrationen för läckageregioner
Från Naturvårdsverket (2008[3]) användes modellerade fosforkoncentrationer från de olika läckageregionerna för att representera läckage från jordbruksmarken i varje våtmarks avrinningsområde. Denna fosforkoncentration användes vidare för att räkna ut den teoretiska fosforbelastningen (se nedan).

Teoretisk fosforbelastning
Fosforbelastningen uppskattades genom att använda den teoretiska hydrauliska belastningen i kombination med de modellerade fosforkoncentrationerna för de olika läckageregionerna. Belastningen till våtmarkerna räknades ut genom att ytan jordbruksmark i varje avrinningsområde multiplicerades med avrinningen (se punkt om hydraulisk belastning ovan) och fosforkoncentrationerna från läckageregionerna. För den övriga marken i respektive avrinningsområde användes ett schablonvärde (0,05 kilo/ha), och de båda belastningarna summerades och fick representera den totala fosforbelastningen till våtmarkerna.

De olika våtmarkernas avrinningsområden och våtmarksutformning (längd:bredd) återfinns i tabell 1. Den högsta teoretiska belastningen av både vatten och fosfor var för Böl i Halland och Wig i Mälaren. Fyra av våtmarkerna låg i en läckageregion där fosforkoncentrationen från jordbruksmark var bland det högsta i Sverige (310 µg/l).

2 Jordbruksverket. 2014. Jordart och växtnäringstillstånd i åkermarken (www.jordbruksverket.se/jordart)

3 Naturvårdsverket. 2008. Läckage av näringsämnen från svensk åkermark. Rapport 5823.

Tabell 1. Olika avrinningsområdes- och våtmarkskaraktärer samt den teoretiska hydrauliska belastningen och fosforbelastningen för åtta anlagda våtmarker.

Våtmark	Hydraulisk belastning (m/år)	Djurtäthet (djur/ha)	Medellutning (%)	Inloppstyp	P-AL (mg/kilo)	Längd:bredd	Andel lerjordar (%)	P-konc i vattendrag (µg/l, Vattenweb)	P-konc från läckageregioner (µg/l, NV-rapport)	Teoretisk P-belastning (kilo/ha/år)
Ber	65	0,54	3,6	Kulvert	140	14	27	75	310	57
Ski	65	0	3,1	Kulvert	42	2	43	115	310	78
Wig	402	0	1,7	Öppet dike	80	7	33	144	310	425
Eks	46	0,47	2,3	Öppet dike	60	1	28	93	290	42
Lin	21	0	1,1	Kulvert	60	1	12	161	290	34
Böl	646	0,93	5,7	Kulvert	150	15	9	40	110	441
Gen	157	0,17	4,6	Öppet dike	120	12	19	82	120	53
Nyb	96	0	4,7	Öppet dike	75	16	22	132	310	160

7.3.2 Analyser för att få fram modellen

Dessa avrinningsområde- och våtmarkskaraktärer analyserades först i en enkel korrelationsmatris. Sedan användes multipel regression för att ta fram en modell för att kunna uppskatta fosforretentionen utifrån vissa avrinningsområdes- eller våtmarkskaraktärer. Faktorer som var korrelerade användes inte i samma regressionsanalys. Genom att steg för steg exkludera den faktor som var minst förklarande, kunde en slutgiltig regressionsmodell erhållas. Modellen användes för att räkna ut en teoretisk fosforretention, som sedan jämfördes med den uppmätta retentionen i de åtta våtmarkerna.

7.3.2.1 Korrelationsmatris

Enligt korrelationsmatrisen var fosforretentionen kopplat till längd:bredd-förhållandet i våtmarkerna (tabell 2). Det fanns dessutom en tendens till samband mellan fosforretentionen och medellutningen i avrinningsområdet. Djurtätheten var starkt korrelerat med P-AL, vilket torde vara naturligt eftersom de betande djuren bidrar med fosfor till markerna. Fosforbelastningen var starkt korrelerad med den hydrauliska belastningen, men dock inte med fosforkoncentrationen från läckageregionen, som var den andra parametern som användes för att beräkna fosforbelastningen.

Tabell 2. Pearson korrelation mellan fosforretentionen och olika avrinningsområdes-faktorer, samt längd-bredd-förhållandet i åtta anlagda våtmarker. Siffror med fet stil indikerar en signifikant korrelation (p<0,05), och siffror med kursiv stil indikerar en tendens till en korrelation (p<0,1).

	P-retention	Längd:Bredd	Medellutning	Djurtäthet	Hydraulisk belastning	P-AL	Andel lerjordar	P-konc i vattendrag	P-konc från läckageregioner
Längd:Bredd	0,723								
Medellutning	0,679	0,822							
Djurtäthet	-0,043	0,38	0,518						
Hydraulisk belastning	-0,107	0,424	0,435	0,535					
P-AL	0,279	0,775	0,656	0,73	0,556				
Andel lerjordar	-0,308	-0,375	-0,323	-0,427	-0,341	-0,52			
P-konc i vattendrag	-0,165	-0,5	-0,738	-0,883	-0,455	-0,765	0,242		
P-konc från läckageregioner	-0,249	-0,414	-0,649	-0,535	-0,588	-0,65	0,61	0,674	
Teoretisk P-belastning	-0,141	0,362	0,254	0,308	0,933	0,351	-0,158	-0,181	-0,287

7.3.2.2 Multipel regression

Det fanns ett tydligt positivt samband mellan fosforfastläggningen (benämns här fosforretentionen) och den hydrauliska belastningen, upp till en viss gräns (redovisas som resultat i figur 8 tidigare i rapporten). Det verkade som att två av de åtta våtmarkerna hade för hög hydraulisk belastning för att kunna fungera som partikelfällor, som diskuterats ovan och därför lades hydrauliska belastningen till som en ”dummy variabel”. Om den var hög (>365 m/år) fick den siffra 1 i regressionsanalysen, om den var lägre än 365 m/år fick den siffra 0.

Det bästa resultatet från regressionsanalyserna innefattade följande faktorer (tabell 3):

- Fosforbelastningen
- Inloppets karaktär
- Längd:bredd-förhållandet
- Hydrauliska belastningen (1=hög, 0=låg)

Tabell 3. Resultaten från den multipla regressionen som inkluderade fyra olika variabler som kunde förklara skillnader i fosforretentionen.

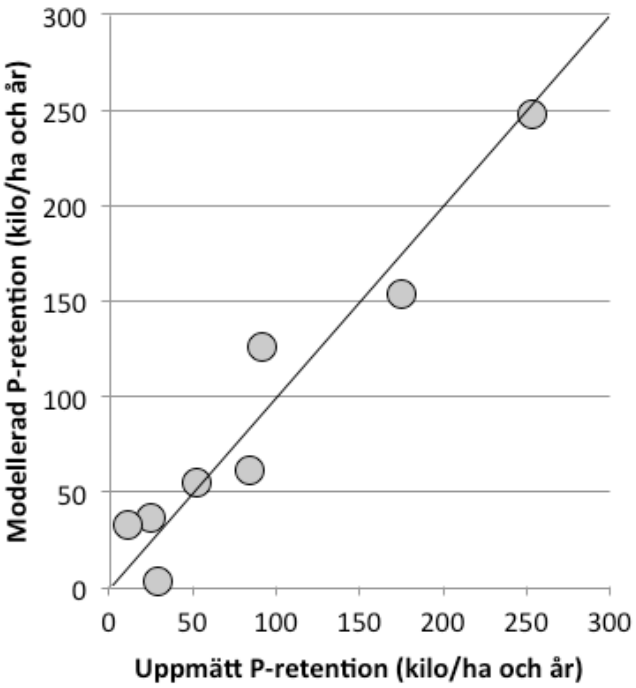
Förklarande variabel	Koefficient	Standardfel koefficient	T	p
Konstant	-23,11	27,5	-0,84	0,462
Fosforbelastning	0,55	0,4136	1,33	0,276
Längd:bredd-förhållandet	8,438	2,505	3,37	0,043
Hydarulisk belastning (hög/låg)	-284	147,5	-1,93	0,150
Inloppstyp (öppet vattendrag/täckdike)	47,15	24,57	1,92	0,151

Kombinationen av faktorerna ovan förklarade 84 procent av variationen, och den resulterande regressionsmodellen blev:

Pret1 = -23,1 + (0,55*Pbel) + (8,44*LW) - (284*H) + (47,1*I)

Där Pret = fosforretention (kilo per hektar och år), Pbel = fosforbelastning (kilo per hektar och år), LW = längd/bredd-förhållandet för våtmarken, H = hydraulisk belastning (1=hög, 0=låg), inloppstyp (1=öppet vattendrag, 0=täckdike).

Modellen användes för att räkna ut en teoretisk fosforretention, som sedan jämfördes med den uppmätta retentionen i de åtta våtmarkerna (figur 1).



Figur 1. En jämförelse mellan den faktiska uppmätta fosforretentionen i åtta våtmarker (x-axeln) och den modellerade, baserat på en regressionsekvation som inkluderar fosforbelastning, inloppstyp, längd:bredd och hydraulisk belastning (två kategorier). Den heldragna linjen representerar ett 1:1-förhållande.

7.4 Modellberäkningar för 60 våtmarker inom landsbygdsprogrammet 2009–2013

7.4.1 Antaganden för beräkning av hydraulisk belastning

En del av våtmarkerna som ingår i urvalet från landsbygdsprogrammet tar endast emot ett delflöde från tillrinningsområdet, och därför togs kontakt med respektive länsstyrelse för att få mer information kring den faktiska belastningen. Baserat på information som fanns att tillgå gjordes vissa antaganden:

Våtmark nr 2007-6500: Enligt länsstyrelsen leds totalt 80 000 m^3 vatten in i våtmarken under oktober-april. Resten av tiden är vattennivån för låg för att vattnet ska kunna ledas in i våtmarken.

Våtmark nr 2008-966: Enligt länsstyrelsen finns uppgift om 20 000 m^3 vatten i våtmarken. Dessutom ett tillflöde från gårdsplan och slänten runt våtmarken.

Våtmark nr 2008-1661: Två våtmarker, där den ena tar emot vatten från en kulvert. Här har det antagits att 50 procent av flödet letts in i våtmarken, dock med en maxgräns på en hydraulisk belastning på 0,5 m/dag. Till den andra våtmarken pumpas vatten med hjälp av en vinddriven pump. Det fanns ingen information att tillstå om kapacitet och vattenintag, varför denna källa bortsågs ifrån.

Våtmark nr 2009-459 och nr 2010-2497: Det står att det är ett delflöde, men på kartor och flygbilder ser det ut som att hela flödet leds in i våtmarkerna. Syns inga ”by pass”. Här har det antagits att hela flödet leds in i våtmarkerna.

Våtmark nr 2009-1750 och nr 2012-6604: Våtmarkerna anges ta emot ett delflöde, men då ingen mer information om storlek av flödet stod att finna, har det antagits att 50 procent av flödet letts in i våtmarken, dock med en maxgräns på en hydraulisk belastning på 0,5 m/dag.

Våtmark nr 2009-3078: Vattnet från avrinningsområdet går först genom en äldre, långsmal våtmark innan det når de nyanlagda våtmarkerna. Här betraktades den äldre våtmarken som ett dike, och den hydrauliska belastningen räknades utifrån det antagandet, dock med en maxgräns på en hydraulisk belastning på 0,5 m/dag.

Våtmark nr 2009-739: Endast en bråkdel av vattnet från avrinningsområdet går in i våtmarken (0,00076 procent) enligt uppgift vilket använts här.

Våtmark nr 2009-7475: Enligt länsstyrelsen tas det in vatten under högflöden, och då leds 40 procent av flödet in i den ena våtmarken. Den andra våtmarken belastas även av reningsdammar, men ingen information om vattenföring eller PE har kunnat erhållas, så den enda P-belastningen som kunde beräknas var den från avrinningsområdet.

Våtmark nr 2010-2838: Flöde togs in från bäcken ibland, enligt länsstyrelsen, men inte mer förtydligat än så. I detta fall antogs att 1 procent av årsflödet leddes in i våtmarken.

Våtmark nr 2011-3383: Enligt länsstyrelsen låg röret placerat så att det mesta av flödet rinner förbi våtmarken. I detta fall antogs att 10 procent av årsflödet leddes in i våtmarken.

Våtmark nr 2011-5535: Enligt länsstyrelsen tas 55 l/s in till våtmarken vid högflöden. Här antogs att högflöde representerar flödet som överskrids 5 procent av tiden, vilket ger 18 dagar på ett år då 55 l/s tas in.

Våtmark nr 2011-6765: Enligt länsstyrelsen tar våtmarken emot 30 procent av flödet från Höje å. Dessutom tillrinning från ett 10 hektar stort område norr om våtmarken. Här har en maxgräns på 0,5 m/dag antagits.

Våtmark nr 2011-6899 och nr 2012-4109: Enligt länsstyrelsen översvämmas våtmarkerna under vintern. Dämmena är satta så att de håller vattnet cirka 2 decimeter över markytan. Här antogs medeldjupet vara 2 dm, och en översvämningsvolym kunde räknas ut.

7.4.2 Resultat från modellberäkningar för individuella våtmarker i urvalet från Landsbygdsprogrammet

Resultat av modellberäkningar för de 60 utvalda våtmarkerna. Tabellen visar lokal avskiljning i kilo per hektar vattenyta (orange) och totalt kilo per våtmark (gult). Två modeller har använts för beräkning av fosforavskiljning (Pret1 respektive Pret2) och två har använts för beräkning av kväveavskiljning (Nret1 respektive Nret2).

Län	Kod	P-load	P-ret 1	P-ret 2	N-load	N-ret1	N-ret2	Vyta ha	Pret1 kg	Pret2 kg	Nret1 kg	Nret2 kg	Produktionsområde 8
Gotland	LB 2007 6500	2,0	0,0	0,9	338,5	28,6	60,9	2,35	0	2	67	143	Götalands mellanbygder
Skåne	LB 2008 5723	0,7	0,7	0,3	28,6	2,4	5,1	0,7	1	0	2	4	Götalands mellanbygder
Gotland	LB 2008 966	1,4	0,0	0,6	92,0	7,8	16,6	1,5	0	1	12	25	Götalands mellanbygder
Gotland	LB 2009 1750	1,9	1,9	0,8	117,8	10,0	21,2	0,5	1	0	5	11	Götalands mellanbygder
Skåne	LB 2009 7475	113,1	81,3	48,0	10840,0	735,5	726,4	0,89	72	43	655	647	Götalands mellanbygder
Skåne	LB 2011 2164	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0	0	0	0	Götalands mellanbygder
Gotland	LB 2011 3383	9,0	9,0	4,1	715,4	60,4	128,8	2,28	21	9	138	294	Götalands mellanbygder
Skåne	LB 2011 4392	6,0	6,0	2,8	420,2	35,5	75,6	0,15	1	0	5	11	Götalands mellanbygder
Kalmar	LB 2011 5235	23,1	23,1	10,4	3997,2	337,5	497,6	0,9	21	9	304	448	Götalands mellanbygder
Skåne	LB 2011 5535	53,5	53,5	23,7	3216,4	271,6	447,7	0,3	16	7	81	134	Götalands mellanbygder
Gotland	LB 2011 6899	1,5	0,0	0,7	70,2	5,9	12,6	37,8	0	27	224	478	Götalands mellanbygder
Kalmar	LB 2011 7231	8,5	8,5	3,9	1346,8	113,7	248,0	5	43	19	569	1240	Götalands mellanbygder
Skåne	LB 2012 1950	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,03	0	0	0	0	Götalands mellanbygder
Skåne	LB 2012 2145	4,5	4,5	2,1	401,8	33,9	72,3	1,7	8	4	58	123	Götalands mellanbygder
Gotland	LB 2012 4109	0,1	0,0	0,1	10,5	0,9	1,9	14	0	1	12	26	Götalands mellanbygder
Skåne	LB 2012 4628	457,4	10,7	146,9	40837,8	1246,9	1030,7	0,9	10	132	1122	928	Götalands mellanbygder
Östergötland	LB 2008 4217 A	0,8	0,8	0,4	33,3	2,8	6,0	0,6	1	0	2	4	Götalands norra slättbygder
Östergötland	LB 2008 4217 B	2,1	2,1	0,9	60,7	5,1	10,9	7	14	7	36	77	Götalands norra slättbygder
Västra Götaland	LB 2009 3078	304,0	236,9	111,6	13144,8	809,9	770,7	0,12	28	13	97	92	Götalands norra slättbygder
Västra Götaland	LB 2009 459	800,3	236,3	174,7	34537,9	1182,3	992,3	0,58	137	101	686	576	Götalands norra slättbygder
Västra Götaland	LB 2010 5495	11,1	9,2	5,1	482,2	40,7	86,8	1,1	10	6	45	95	Götalands norra slättbygder
Västra Götaland	LB 2011 3355	39,1	34,8	17,5	1682,6	142,1	299,1	1,25	44	22	178	374	Götalands norra slättbygder
Västra Götaland	LB 2011 5291	1,4	0,0	0,7	61,0	5,2	11,0	0,55	0	0	3	6	Götalands norra slättbygder
Jönköping	LB 2007 5729	1,0	1,0	0,5	55,9	4,7	10,1	0,73	1	0	3	7	Götalands skogsbygder
Kalmar	LB 2008 4091	20,8	20,8	9,4	833,3	70,4	150,0	0,6	13	6	42	90	Götalands skogsbygder
Halland	LB 2009 1137	3,0	0,0	1,4	213,6	18,0	38,4	0,41	0	1	7	16	Götalands skogsbygder
Kronoberg	LB 2009 1531	35,2	35,2	15,7	1605,8	135,6	288,4	0,7	25	11	95	202	Götalands skogsbygder
Kronoberg	LB 2009 3869	6,4	6,4	2,9	358,7	30,3	64,6	0,6	4	2	18	39	Götalands skogsbygder
Västra Götaland	LB 2010 2497	23,1	7,7	10,4	968,9	81,8	174,4	0,1	1	1	8	17	Götalands skogsbygder
Västra Götaland	LB 2010 256	13,6	13,6	6,2	266,6	22,5	48,0	15	204	93	338	720	Götalands skogsbygder
Skåne	LB 2011 6844	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,09	0	0	0	0	Götalands skogsbygder
Skåne	LB 2012 1304	2,6	0,0	1,2	244,5	20,6	44,0	0,9	0	1	19	40	Götalands skogsbygder
Halland	LB 2007 1278	1,7	1,7	0,8	112,9	9,5	20,3	23	39	18	219	467	Götalands södra slättbygder
Halland	LB 2007 5015	0,3	0,0	0,2	18,7	1,6	3,4	0,47	0	0	1	2	Götalands södra slättbygder
Halland	LB 2007 6727	0,1	0,1	0,1	5,8	0,5	1,0	0,8	0	0	0	1	Götalands södra slättbygder
Skåne	LB 2008 1661	3,9	3,9	1,8	372,1	31,4	67,0	5,3	20	9	167	355	Götalands södra slättbygder
Halland	LB 2008 2201 (VM1-2)	107,3	61,2	45,7	7722,7	604,8	648,7	0,12	7	5	73	78	Götalands södra slättbygder
Halland	LB 2008 2201 (VM3-5)	11,9	11,9	5,4	861,4	72,7	155,1	0,61	7	3	44	95	Götalands södra slättbygder
Skåne	LB 2008 3646	100,2	69,4	42,9	9452,3	682,7	695,0	0,25	17	11	171	174	Götalands södra slättbygder
Skåne	LB 2009 6218	1,9	1,9	0,9	184,5	15,6	33,2	4,5	9	4	70	149	Götalands södra slättbygder
Halland	LB 2010 2838	2,7	0,0	1,2	168,8	14,3	30,4	2,15	0	3	31	65	Götalands södra slättbygder
Skåne	LB 2010 4852	40,5	36,7	18,1	3875,0	327,2	490,5	0,9	33	16	295	441	Götalands södra slättbygder
Halland	LB 2011 5509	13,6	9,7	6,2	981,1	82,9	176,6	0,49	5	3	41	87	Götalands södra slättbygder
Skåne	LB 2011 6765	234,5	197,7	91,0	14763,8	854,6	797,3	0,25	49	23	214	199	Götalands södra slättbygder
Skåne	LB 2012 4209	4,4	4,4	2,0	388,1	32,8	69,9	2,2	10	4	72	154	Götalands södra slättbygder
Halland	LB 2012 537 VM3	0,7	0,7	0,3	28,6	2,4	5,1	0,35	0	0	1	2	Götalands södra slättbygder
Halland	LB 2012 537 VM2	2,5	2,5	1,1	179,5	15,2	32,3	0,85	2	1	13	27	Götalands södra slättbygder
Skåne	LB 2012 6604	207,7	163,9	82,3	17998,3	931,0	842,8	0,17	28	14	158	143	Götalands södra slättbygder
Skåne	LB 2013 1361	89,6	89,6	38,6	7452,1	591,0	640,5	1,7	152	66	1005	1089	Götalands södra slättbygder
Skåne	LB 2013 188	381,9	265,5	131,3	33850,2	1174,6	987,7	0,3	80	39	352	296	Götalands södra slättbygder
Västmanland	LB 2007 6796	2,8	2,8	1,3	50,4	4,3	9,1	70	194	89	298	635	Svealands slättbygder
Uppsala	LB 2009 3187	274,6	200,6	103,3	5301,8	459,7	562,4	0,34	68	35	156	191	Svealands slättbygder
Uppsala	LB 2009 3267	71,4	71,4	31,2	1209,2	102,1	223,3	1,1	79	34	112	246	Svealands slättbygder
Örebro	LB 2009 6242	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,05	0	0	0	0	Svealands slättbygder
Örebro	LB 2009 739	0,3	0,3	0,2	8,4	0,7	1,5	3	1	0	2	5	Svealands slättbygder
Västmanland	LB 2010 3201	62,9	62,9	27,7	984,9	83,2	177,3	0,6	38	17	50	106	Svealands slättbygder
Uppsala	LB 2010 3576	2,8	2,8	1,3	110,3	9,3	19,9	2,9	8	4	27	58	Svealands slättbygder
Örebro	LB 2011 4321	2,3	0,0	1,1	63,5	5,4	11,4	1,8	0	2	10	21	Svealands slättbygder
Stockholm	LB 2011 5642	372,2	278,6	129,1	6207,3	520,5	598,5	0,22	61	28	115	132	Svealands slättbygder
Södermanland	LB 2012 3833	2,5	2,5	1,1	86,9	7,3	15,7	10,8	27	12	79	169	Svealands slättbygder

Rapporten kan beställas från

Jordbruksverket • 551 82 Jönköping • Tfn 036-15 50 00 (vx) • Fax 036-34 04 14
E-post: jordbruksverket@jordbruksverket.se
www.jordbruksverket.se

ISSN 1102-3007 • ISRN SJV-R-15/7-SE • RA15:7