

Kävlingeåprojektet – utvärdering av etapp I-III

John Strand och Stefan Weisner

Rapport på uppdrag av Programberedningen för Kävlingeåprojektet, mars 2010



Våtmark nr 244, Gårdstånga



Våtmark nr 331, Viderup

Kävlingeåprojektet – utvärdering av etapp I-III

John Strand, Hushållningssällskapet Halland
Stefan Weisner, Högskolan i Halmstad

Rapport på uppdrag av Programberedningen för Kävlingeåprojektet, mars 2010

Omslagsfoton: Två våtmarker i Kävlingeåprojektet, foto John Strand

Innehåll

Sammanfattning	4
Förord	6
Utgående premisser – uppsatta målsättningar i projektet	6
Bedömning av målsättningarna	7
Ytmålen - våtmarker	8
Ytmålen – skydds-zoner	10
Anlagda våtmarkers utformning och effektivitet – retention av N och P	11
Metodik för utvärderingen - modellering	11
Resultat - modellberäkning av retention och våtmarkernas effekt på Öresund	16
Kostnadseffektivitet och jämförelse med andra åtgärder	17
Biologisk mångfald	18
Allmänt gällande våtmarksanläggning och biologisk mångfald	18
Biologisk mångfald i Kävlingeåprojektet	23
Fåglar - bakgrund	23
Fåglar - Kävlingeåprojektet	26
Vegetation - bakgrund	29
Vegetation - Kävlingeåprojektet	32
Bottenfauna - bakgrund	34
Bottenfauna - Kävlingeåprojektet	34
Fisk - bakgrund	35
Fisk - Kävlingeåprojektet	35
Rekreation	35
Växthusgaser	38
Koppling till nationella och regionala miljömål samt vattendirektivet	39
Organisation/samarbetsform och arbetssätt	40
Kävlingeåprojektets betydelse för den enskilda kommunen	40
Markägarnas roll	41
Slutsatser	43
Tack	43
Referenser:	43

Sammanfattning

I Kävlingeåprojektet har under etapp 1-3 anlagts 360 hektar våtmarker och 224 hektar skyddszoner vilket uppfyller ytmålen med råge (300 ha dammyta och 210 ha skyddszon).

Vad gäller de ursprungliga målsättningarna för retention (1 ton/hektar dammyta d.v.s. 300 ha totalt) var dessa orealistiska, och har heller inte uppnåtts. Modellberäkningar visar att den sammanlagda anlagda våtmarksytan (dammytan) har minskat transporten av kväve till havet med 108 ton årligen. Detta bör anses som ett gott resultat trots att målsättningen inte uppfyllts. Det ska också påpekas att modellberäkningarna är konservativa vad gäller retentionen så den faktiska retentionen är sannolikt högre. Generellt är våtmarksanläggningen i Kävlingeåprojektet mycket väl genomförd vad gäller retentionsmålet, både avseende placering och utformning, i jämförelse med andra större våtmarksprojekt i Sverige. Det är viktigt att inse att målsättningen på 1 ton kväveretention per hektar dammyta kan ses som en närmast maximal årlig retention i enskilda optimalt placerade och därför högbelastade våtmarker, och inte möjligt att erhålla som ett medelvärde för retentionen i ett stort antal anlagda våtmarker. Detta tas också upp i det reviderade handlingsprogrammet för Kävlingeåprojektet 2002. För att komma i närheten av så höga medelvärden för retention krävs sannolikt att placering av våtmarker helt styrs efter retentionspotentialen och att faktorer som markägarönskemål helt bortses ifrån, eller åtminstone att de ekonomiska incitamenten till markägare drastiskt förändras.

Våtmarkerna i Kävlingeåprojektet är kostnadseffektiva avseende kväveretentionen enligt modellberäkningarna, och räknat på en avskrivningstid/livslängd på 20 år för våtmarkerna så varierar kostnaden mellan ca 30-60 kr per kg kväve som inte når havet. Detta står sig väl i jämförelse med andra åtgärder (t.ex. olika åtgärder i jordbruket), och dessutom är livslängden troligen längre än 20 år, vilket gör att den faktiska kg-kostnaden minskar ytterligare. För fosfor blir kostnaden för fosforretention hög per kg fosfor om hela kostnaden för våtmarkerna läggs på fosforretentionen. Detta är ju dock orimligt eftersom våtmarkerna i första hand anlagts för kväveretention. Osäkerheten i modellberäkningarna är dessutom stor för fosfor beroende på att fosforretentionen inte är kopplad till belastning på samma sätt som för kväve.

Eftersom våtmarker är multifunktionella och alltså tillhandahåller flera ekosystemtjänster samtidigt så bör ju tas hänsyn till värdet av övriga ekosystemtjänster vid beräkning av kostnadseffektivitet varför kostnadseffektiviteten för både kväve- och fosforretention egentligen är bättre än vad som ovan angivits. Man kan förslagsvis fördela kostnaden mellan kväveretention (75%), biologisk mångfald (20%) och fosforretention (5%). Därmed skulle kostnaden för minskad transport till havet bli 24 - 46 kr per kg N och 34 - 909 kr per kg P för anlagda våtmarker i Kävlingeån. Sammantaget visar detta att anläggning av våtmarker är en mycket kostnadseffektiv miljöåtgärd som erbjuder ett flertal ekosystemtjänster.

Vad gäller biologisk mångfald var projektets ursprungliga målsättningar tämligen diffusa och icke-kvantitativa. I det reviderade handlingsprogrammet 2002 presenteras dock en mer genomtänkt strategi och mångfaldsmålet problematiseras i högre utsträckning avseende exempelvis placering och utformning av våtmarker beroende på vilken organismgrupp eller

vilka arter man önskar gynna, utifrån de regionala förutsättningarna och hotbilderna. Det förs också fram en målsättning att anlägga större våtmarker. Detta märks också vid jämförelse mellan de olika etapperna. Kävlingeåprojektet måste anses som lyckat även vad gäller biologisk mångfald, särskilt med tanke på de ursprungligen diffusa målsättningarna. Ett gediget inventeringsprogram avseende en mängd organismgrupper i de anlagda våtmarkerna visar att de skapade miljöerna har utnyttjats av en mycket stor mängd arter. Flera rödlistade och hotade arter har etablerat sig i våtmarkerna. Det är till och med så att våtmarksanläggning, bland annat i Kävlingeån sannolikt direkt medverkat till att arter förts bort från rödlistan vid uppdateringar, och sannolikt kommer nästa uppdatering (i år 2010) att medföra att ytterligare arter kan avföras från rödlistan.

Projektet har också med tiden utvecklats till att anlägga en allt större andel större våtmarker (enligt målsättning i det reviderade handlingsprogrammet), vilket förutom skötselregimen sannolikt är den viktigaste faktorn för en generell hög biologisk mångfald. Antalet våtmarker större än 7 hektar har ökat från inga i etapp 1, via 2 st i etapp 2, till 11 st i etapp 3. Projektet har också genomfört ambitiösa utredningar för att återskapa större, historiska våtmarker, något som ofta är mycket svårt i dagens hydrologiska förändrade landskap, men som gynnar den biologiska mångfalden. Dessutom har det inom projektet utförts mycket intressanta pilotstudier avseende aktiv etablering av rödlistade arter i utvalda anlagda våtmarker.

Studier avseende utnyttjandet av de anlagda våtmarkerna visar att de blivit populära utflyktsmål för allmänhet och olika specialintresse, samt även utnyttjats flitigt i undervisning på alla nivåer från förskola till universitet.

Sammanfattningsvis är Kävlingeåprojektet lyckat avseende minskad transport av kväve till havet, trots att målen inte uppfyllts, och kostnadseffektiviteten har varit god. Även avseende den biologiska mångfalden är projektet lyckat. Särskilt de ambitiösa uppföljningsprogrammen samt pilotförsöken med aktiv etablering av hotade arter, kan stå som föredöme för kommande våtmarksprojekt.

Slutsatser och rekommendationer är att fortsätta med våtmarksanläggning för att nå målen avseende minskad transport av kväve till havet, med samma goda kostnadseffektivitet som hittills uppvisats, samt avseende biologisk mångfald att utarbeta mer konkreta målsättningar angående arts specifika strategier.

Förord

Denna utvärdering bygger på publicerat material i rapportform inom Kävlingeåprojektet, och på samtal och diskussioner med representanter för konsultföretaget Ekologgruppen i Landskrona AB, samt med representanter för kommunerna. Även markägare har kontaktats och intervjuats. Kontakter med Länsstyrelsen i Skåne samt kommunerna har legat till grund för utvärdering av projektets koppling till de regionala och nationella miljömålen samt Vattendirektivet. Information om projektet har också sökts på internet, till exempel genom de olika rapportsystemen och databaserna i Artportalen. Detta har varit till nytta framför allt avseende utvärderingen av effekten av projektet på den biologiska mångfalden. Våtmarkernas reningskapacitet och kostnadseffektivitet har utvärderats genom modellering, där data på våtmarker, avrinningsområdet etc. har erhållits från projektet via Ekologgruppen.

En målsättning med utvärderingen har också varit att i så stor utsträckning som möjligt inte enbart återupprepa den föregående utredningen av etapp 1 och 2 (Eriksson 2002), utan försöka ha ett lite annorlunda angreppssätt och lägga tyngdpunkter på lite olika delmoment. Tanken har varit att de två utvärderingarna ska komplettera varandra.

Ytterligare en målsättning har varit att jämföra resultaten från Kävlingeåprojektet med andra studier, samt att sätta resultaten i relation till aktuell forskning. Därför finns relativt långa segment av litteraturgenomgång avseende exempel våtmarksvegetation och fågelfauna och hur dess ekologiska egenheter påverkar anläggning och skötsel av våtmarker.

Utgående premisser – uppsatta målsättningar i projektet

I dokumentet: ”Slutförslag till handlingsplan för vatten – och landskapsvårdande åtgärder i Kävlingeån (Holmström & Tranvik 1994), finns målsättningar uppställda rörande olika områden.

Målsättning

Rapportens övergripande mål för vatten- och landskapsvården är att:

- * minska den totala kvävebelastningen på Kävlingeåns vattensystem med 1100 ton/år eller drygt 30 %.*
- * väsentligt minska fosforbelastningen, för Vombsjön och de sydostskånska sjöarna skall fosforbelastningen halveras.*
- * genomföra vattenvårdande åtgärder och därigenom öka den allemansrättsliga arealen och åter - eller nyskapa naturmiljöer som är till gagn för växter, djur och människor.*

Målsättningen bör ses som ett viktigt etappmål snarare än ett slutmål och vi betonar att en beredskap för högre ambitionsnivå eller ändrade målsättningar skall finnas

Åtgärdsförslaget omfattar:

- * anläggning av 300 hektar dammar*
- * anläggning av 210 hektar odlingsfria zoner utmed vattendrag*

Våtmarksanläggningen på 300 hektar specificeras senare i rapporten till att motsvara en minskad transport till havet på 300 ton per år, d.v.s. en retention på 1 ton/hektar och år. För skyddszonerna finns inga kvantitativa mål förutom yt/längd-mål.

Övriga åtgärder (utbyggnad av reningsverk, förbättring av enskilda avlopp, optimering av gödselgivor, förändring i markanvändning etc.) behandlas inte här. Dessa övriga åtgärder förväntas alltså minska transporten av kväve till havet med 800 ton samt ge entydig reduktion av fosforbelastningen.

Denna handlingsplan kompletterades och reviderades senare (Kävlingeåprojektet, 2002). I den nya handlingsplanen görs en starkare koppling till EU:s vattendirektiv samt de nationella och regionala miljömålen. Retentionsmålet på 1 ton kväve/ha våtmark bibehålls, men det poängteras att det sannolikt inte går att uppnå denna höga retention i genomsnitt för alla våtmarker i projektet, eftersom det är mycket svårt att ständigt hitta optimala lägen. Därför slås det fast att: *”...den totala arean av ny- och återskapade våtmarker troligen kommer att bli större än 300 ha.”* (Kävlingeåprojektet 2002).

Vad gäller den biologiska mångfalden så problematiseras frågeställningen på ett bra sätt och bland annat så finns en målsättning om större objekt:

”Projektets framtida åtgärds paket bör bli mer differentierat och bör även innehålla större projekt, både våtmarker och restaurerade vattendrag, som kräver längre tid för utredning och planering. Åtgärds paketet bör även omfatta våtmarker vars huvudsyfte är att öka landskapets vattenhållande förmåga, och/eller att gynna den biologiska mångfalden.” (Kävlingeåprojektet 2002).

Även landskapsperspektivet och spridningsekologi lyfts fram:

”För att mångfalden skall öka bör dels den totala arean av våtmarker öka dels våtmarkerna knyts ihop till större sammanhängande områden, för att skapa spridningskorridorer.” (Kävlingeåprojektet 2002).

Bedömning av målsättningarna

Den ursprungliga målsättningen med en minskad transport till havet på i snitt 1 ton kväve per hektar anlagd våtmarksyta är orealistisk. Detta är viktigt att inse då det annars ger falska förhoppningar avseende resultatutvärderingen. Långtidsstudier med flödesproportionell provtagning i anlagda jordbruksvåtmarker har visat att en retention på (och t.o.m. över) ca 1 ton (1000 kg) kväve per hektar är möjliga att uppnå i enskilda våtmarker, men då är de närmast optimalt placerade med avseende på belastning och närhet till havet. Detta har visats dels i Kävlingeprojektets mätningar och dels vid omfattande studier vid Högskolan i Halmstad (se fig. 1). Att förvänta sig 1 ton i snitt i ett större våtmarksprojekt är däremot inte rimligt. Orsaken till detta är helt enkelt att det är omöjligt att optimera våtmarksanläggning i större skala, dels beroende på att faktiska förutsättningar hindrar optimering (t.ex. markägarvillighet) och dels på att det oftast finns flera syften med våtmarksanläggningen, där till exempel våtmarker för biologisk mångfald inte nödvändigtvis är optimerade för

näringsrening. Detta framförs också i den reviderade handlingsplanen (Kävlingeåprojektet 2002).

Av detta följer att hektarmålet (300 hektar våtmarksyta) för att uppfylla målet med en reduktion av kvävetransporten med 300 ton inte heller är rimligt. Sannolikt krävs minst dubbelt så stor våtmarksyta för att nå detta mål. Även detta (större total våtmarksyta) förs fram i den reviderade handlingsplanen.

Ytterligare en faktor att ha i åtanke är att det inte är relevant att använda retentionen per hektar som ett mått på framgång. En våtmark med relativt låg retention räknat i kg/hektar kan vara samhällsekonomiskt mycket bra om den är billig att anlägga. Istället bör således kostnaden per kg kväve användas som ett relevant framgångsmått vid våtmarksprojekt.

Ytmålen - våtmarker

Totalt har i projektet anlagts 360 hektar våtmarker, räknat som vattenyta/dammyta, fördelat på de tre etapperna enligt:

1 = 51,4 ha (total våtmarksyta = 62,7 ha)

2 = 93,2 ha (total våtmarksyta = 109 ha)

3 = 215,2 ha (total våtmarksyta ej noterad för alla våtmarker)

Målet vad gäller anlagd yta är alltså uppfyllt med råge, oberoende om man räknar med våtmarksyta eller faktiskt vattenyta/dammyta. Våtmarksyta är den intilliggande mark som kan anses ingå i våtmarksprojektet och som tas ur produktion, och oftast är stödberättigat för markägaren. Denna areal kan ibland vara lika stor som själva dammytan. Dammyta är oftast den faktiska vattenytan inmätt vid högvatten. Kvoten mellan våtmarksyta och dammyta är i Kävlingeåprojektet låg jämfört med många andra våtmarksprojekt, och ligger för etapp 1 på 1.2 och för etapp 2 på 1.17. Om samma kvot används för att räkna ut våtmarksytan för etapp 3 blir det 258 ha våtmarksyta, vilket gör att den totala anlagda våtmarksytan hittills i projektet är 430 hektar.

Huruvida en hög eller låg kvot (det vill säga en hög eller låg andel omkringliggande mark) är bra rent miljömässigt beror på från vilken horisont (syfte) man ser det. Det har ibland framförts kritik mot att våtmarksprojekt redovisar våtmarksyta i data över anlagda våtmarker istället för dammyta/vattenyta. Man hävdar då att det är falsk statistik, särskilt om det ska utvärderas utifrån reningskapacitet. Ju högre kvot desto mindre faktisk vattenyta är anlagd. När till exempel de nationella miljömålen ska uppfyllas avseende våtmarksanläggning för rening är det viktigt att det inte är "luft i systemet" utan att det som redovisas är faktisk vattenyta.

Dock kan en hög kvot vara något att sträva efter i sig, då det ju innebär att omkringliggande gräsmarker tas ur produktion och även om dessa inte påverkar reningskapaciteten så kan de vara av stor betydelse för den biologiska mångfalden.

Det viktiga är att det är den faktiska vattenytan (dammytan) som redovisas avseende retentionen. För Kävlingeåprojektet är alltså måluppfyllandet mycket högt avseende ytmålen för retention, då den anlagda vattenytan överträffar de uppsatta målen.

I projektet har det varit en ganska tydlig trend mot att en större andel stora våtmarker anläggs ju längre projektet pågått, vilket avspeglas dels i antalet stora våtmarker i de olika etapperna och dels i medelstorleken för våtmarker i etapperna. I etapp 1 var ingen våtmark större än 7 hektar och medelstorleken var 1.1 ha. I etapp 2 var två våtmarker större än 7 hektar och medelstorleken var 1.8 ha. I etapp 3 var 11 våtmarker större än 7 ha och medelstorleken var 4.5 ha (se även tabell 1). Detta är helt i enlighet med det reviderade handlingsprogrammet (Kävlingeåprojektet 2002).

Tabell 1. Antal och storlek (dammyta) på anlagda större våtmarker (> 7 ha), medel – och medianstorlek och total area i Kävlingeåprojektet uppdelat på de olika etapperna samt totalt för projektet.

	Etapp 1	Etapp 2	Etapp 3	Totalt
		8.2 ha	7 ha	
		12.8 ha	8 ha	
			8 ha	
			8.9 ha	
			9 ha	
			9.5 ha	
			10.7 ha	
			11.9 ha	
			14 ha	
			15 ha	
			60 ha	
Antal > 7 ha	-----	2 st	11 st	13 st
Total area	51.4 ha	93.2 ha	215.2 ha	360 ha
Antal dammar	47	53	48	148
Medelstorlek	1.1 ha	1.8 ha	4.5 ha	2.45 ha
Medianstorlek	0.9 ha	0.85 ha	1.5 ha	1.0 ha

Ur tabellen framgår också att även om medelstorleken på våtmarkerna ökade i de olika etapperna i projektet så ökade inte medianstorleken i lika stor utsträckning, vilket indikerar att det var de anlagda större våtmarkerna som var huvudorsaken till ökningen i medelstorlek. Om de stora våtmarkerna räknas bort från etapp 3 så återstår 37 st våtmarker med en total area av 53.2 ha vilket ger en medelstorlek på 1.4 ha. Med andra ord är det så att den typiska våtmarken i Kävlingeåprojektet vad gäller storlek har varit tämligen konstant genom projektet, och att det däremot varit en stadig ökning i andelen större våtmarker. Detta ligger helt i linje med de rekommendationer som föreslogs i utvärderingen av Etapp 1 och 2 (Eriksson 2002) samt den reviderade handlingsplanen, och det är glädjande att det har varit möjligt att anlägga större våtmarkshabitat i projektet, framför allt med avseende på den biologiska mångfalden.

Det ska också poängteras att det gjorts en tämligen omfattande analys av möjligheterna att återskapa just större våtmarker i projektet i etapp 3 (Alström & Krook 2008). Det

övergripande målet med undersökningen var att finna lägen där större, historiska våtmarker kan återskapas. Att återskapa stora sammanhängande områden med höjd grundvattenyta och vattenspeglar positivt ur flera aspekter. Det gynnar hotade djur- och växtarter som blivit undanträngda i dagens landskap, där många arter kräver stora våtmarker. Att anlägga och återskapa våtmarker genom dämning av stora områden blir dessutom oftast mer kostnadseffektivt, sett per hektar nyskapad våtmark, jämfört med våtmarker som anläggs genom större grävarbeten. Inom Kävlingeåprojektet fanns också en uttalad ambition att anlägga fler stora våtmarker under etapp 3. Områdena undersöktes med avseende på bedömning av hinder, tekniska förutsättningar samt miljönytta, dels utifrån historiska kartor, och dels utifrån ett tämligen omfattande fältarbete. Förutsättningen vid bedömningen var att det skulle vara möjligt att återskapa en minst 5 hektar stor våtmark genom dämning i ett område som tidigare varit våtmark och där tillrinningsområdet var 200 ha eller mer och dominerades av åkermark.

Den ambitiösa studien mynnade bland annat ut i flera slutsatser varav några är särskilt intressanta (Alström & Krook 2008):

- * Knappt hälften av de 200 historiska (via kartmaterialet identifierade) våtmarkslägena var tveksamma som närsaltfällor då de hade ett tillrinningsområde som var mindre än 200 hektar. Naturvårdsnyttan var tydligare men inte alltid självklar då den ställs mot områdenas nuvarande naturvärde
- * Dämning ger ofta stora influensområden som varken kan utnyttjas till rationellt åkerbruk eller definieras som våtmark. Det är viktigt att det statliga miljöstödet kan utnyttjas även för dessa områden. En tydlig definition efterlystes.
- * Många våtmarksprojekt föll bort i ett sent skede. Det är därför viktigt att det finns tillgång till riskkapital, inom ramen för samhällets stöd till våtmarksanläggning av denna typ.
- * En ökad satsning på uppföljning av såväl miljönyttan som naturvärdena i återskapade våtmarker efterlyses.
- * Optimala lägen för att återskapa större, historiska våtmarker är få och därför bör det prövas om dessa kan reserveras i den kommunala översiktsplaneringen och i förvaltnings- och åtgärdsplaner inom ramen för vattendirektivet.

Möjligen kan man anse att en gräns på 200 hektars tillrinningsområde är en hög nedre gräns samtidigt som ”domineras av åkermark” är ett något trubbigt urvalskriterium. Tidigare studier har visat att kvävehalten i inkommande vatten höjs märkbart vid ca 70 % åkermark i avrinningsområdet (Svensson m.fl. 2004). Det hade nog varit rimligt att ha 70 % som en nedre gräns vad gäller andelen åkermark, och istället acceptera mindre tillrinningsområden, åtminstone ner till 100 ha. Dock är det en fördel med stora tillrinningsområden, då åkerandelen är tillräckligt hög, så det är inget fel att ha ambitiösa mål så länge inte goda lägen förkastas i onödan.

Ytmålen – skyddszoner

Även ytmålet på 210 hektar skyddszoner är uppfyllt med råge. Den sammanlagda arealen skyddszon för vilken någon form av stöd utgick under 2004 var 224 ha. Där ingår både ”äkta” skyddszoner (182 ha) samt trädor i anslutning till vattendragen (42 ha). Vad gäller

skyddszonernas bredd så gjordes en utvärdering av dessa genom mätning av vattendragslängd och erhållet stöd för ett slumpvis urval av 5 % av skyddszonerna (Wedding 2004). Då erhöles en bredd på 6.3 m i genomsnitt, vilket dock är en grov underskattning och en mer realistisk genomsnittsbredd är ca 9 m.

Anlagda våtmarkers utformning och effektivitet – retention av N och P

Metodik för utvärderingen - modellering

Beräkningar av kväve- och fosforretention i utvalda våtmarker baserades på data och ritningar över våtmarkerna som erhöles från Ekologgruppen. Ritningar kompletterades då möjligt med flygbilder för verifiering av våtmarkernas slutliga utformning och status. Hydraulisk effektivitet bedömdes utifrån kartskisser och flygbilder för varje våtmark som hur stor del av den angivna våtmarksytan som kunde anses aktiv (d.v.s. involverad i det huvudsakliga vattenflödet och därmed i retentionen av växtnäringsämnen). Detta baserades på resultat från hydrauliska simuleringar som tidigare gjorts på ett antal våtmarker (Bilaga 2 i Svensson m.fl. 2004). Avstånd mellan inflöden och utflöde genom respektive våtmark uppmättes också utifrån kartskisser och flygbilder. Om det fanns flera inflöden till samma våtmark gjordes en sammanvägning av dessa utifrån skillnader mellan dessa i vattenföring och tillrinningsområde för beräkning av avstånd mellan inflöden och utflöde, hydraulisk effektivitet och koncentration av näringsämnen i tillflödande vatten. Uppgifter avseende tillrinningsområdets utsträckning, storlek och markanvändning erhöles från Ekologgruppen.

Fosfor- och kvävebelastning (årlig tillförsel av fosfor respektive kväve) beräknades för varje våtmark utifrån årlig tillrinning av vatten samt koncentrationer av näringsämnena i tillrinnande vatten. Bedömning av årlig tillrinning av vatten baserades på tillrinningsområde och utformning av inflöde till våtmark och erhöles från Ekologgruppen. Hydraulisk belastning beräknades som årlig tillrinning/våtmarkens yta. Den genomsnittliga hydrauliska belastningen maximerades dock till 0,5 m per dygn vilket motsvarar en genomsnittlig teoretisk omsättningstid på 2 dygn vid 1 meters medeldjup i våtmarken. Detta innebär att en högre hydraulisk belastning inte tilläts resultera i en högre beräknad retention av växtnäring (se nedan) vilket förefaller rimligt eftersom det är osäkert hur retentionen i våtmarker med högre hydraulisk belastning fungerar. Dessutom kan sidodammar som är belägna utmed åar med stora avrinningsområden erhålla extremt stora avrinningsområden i förhållande till våtmarkernas yta. Den hydrauliska belastningen är svår att beräkna för dessa sidodammar (som ju bara erhåller ett delflöde) och även här är en maximal hydraulisk belastning på 0,5 m per dygn en rimlig approximation.

Kvävekoncentrationer i tillrinnande vatten beräknades utifrån utlakningskoefficienter för respektive utlakningsregion (Johnsson och Mårtensson 2002). Procentuell fördelning av olika markanvändning i våtmarkernas tillrinningsområden erhöles från Ekologgruppen och utgör grunden för beräkningen av kvävebelastningen på de i utvärderingen ingående våtmarkerna. Vi har använt en uppdelning på åker inklusive vall respektive skog och övrig mark. Kväveutlakningskoefficienter för åker inklusive vall erhöles för olika produktionsområden

från Johnsson & Mårtensson (2002). För skog och övrig mark används ett schablonvärde på 1 eller 5 kg N per ha och år. Koefficienterna för skog och övrig mark är schablonmässiga, men tester visar att de slutliga resultaten inte påverkas drastiskt om andra realistiska värden används. Koncentration av kväve (Tot-N) i tillrinnande vatten erhöles för de utvalda våtmarkerna genom att årlig genomsnittlig kväveutlakning för tillrinningsområdet (framräknad utifrån utlakningskoefficienterna och fördelning av markanvändning inom tillrinningsområdet) dividerades med årlig avrinning. Som komplement till dessa beräknade kvävekoncentrationer användes simulerade koncentrationsintervall enligt Fig. 14 i Brandt m.fl. 2009. Härvid erhöles för varje våtmark fyra kvävekoncentrationer: två "beräknade koncentrationer" (baserat på utlakning från skog och övrig mark på 1 eller 5 kg N per ha och år) samt två "simulerade koncentrationer" (min- respektive maxkoncentration enligt intervall från Brandt m.fl. 2009). Vid beräkning av retention (se nedan) användes det lägsta respektive högsta av dessa fyra värden.

Simulerat koncentrationsintervall för fosfor (Tot-P) i tillrinnande vatten erhöles från våtmarkernas placering enligt beräkningsområden i Fig. 14 i Brandt m.fl. 2009 på motsvarande sätt som för kväve. Således erhöles även för fosfor en "simulerad" min- respektive maxkoncentration. Vid beräkning av retention (se nedan) användes dessa som lägsta respektive högsta värde. En modell (se nedan) som använts för beräkning av fosforretention baseras på koncentration av partikulärt bundet fosfor (part-P) vilket beräknades som $0,72 * \text{Tot-P}$. Koefficienten 0,72 baseras på det genomsnittliga förhållandet mellan part-P (beräknat som $\text{Tot-P} - \text{PO}_4\text{-P}$) och Tot-P vid provtagningar i ett stort antal våtmarker som gjorts av Våtmarkscentrum i samband med andra utvärderingar.

Eftersom syftet var att få fram retentionsvärden för ett relativt stort antal våtmarker för vilka mätningar av retention ej genomförts måste vi förlita oss på modeller avseende närsaltsretention och hur denna beror av vissa avgörande parametrar. Vi har delvis använt samma modeller som användes i en tidigare utvärdering av våtmarker anlagda i Sverige (Svensson m.fl. 2004). För kväveretention i våtmark har således relationen

$$\text{LR} = 0,712 + 0,519\text{LB}$$

där LB = log belastning (kg N per ha våtmarksyta och år) och LR = log retention (kg N per ha våtmark och år) använts utom vid mycket låg belastning på våtmarken (< 100 kg N per ha våtmark och år) då relationen

$$\text{LR} = -0,46 + 0,88\text{LB}$$

använts. För fosforretention i våtmark har relationen

$$\text{R} = 0,1107\text{B}$$

använts där B = belastning (kg P per ha våtmark och år) och R = retention (kg P per ha våtmark och år). Dessa modeller för beräkning av kväve- respektive fosforretention benämns "kvävemodell 1" respektive "fosformodell 1".

Fördelen med dessa beräkningsmodeller är att de är mycket enkla och att det därmed är lätt att förstå hur de fungerar och hur de kan ge avvikande värden på retentionen. För att kunna göra en något säkrare bedömning har vi i föreliggande utvärdering inkluderat alternativa beräkningsmodeller för kväve- och fosforretention i våtmarker.

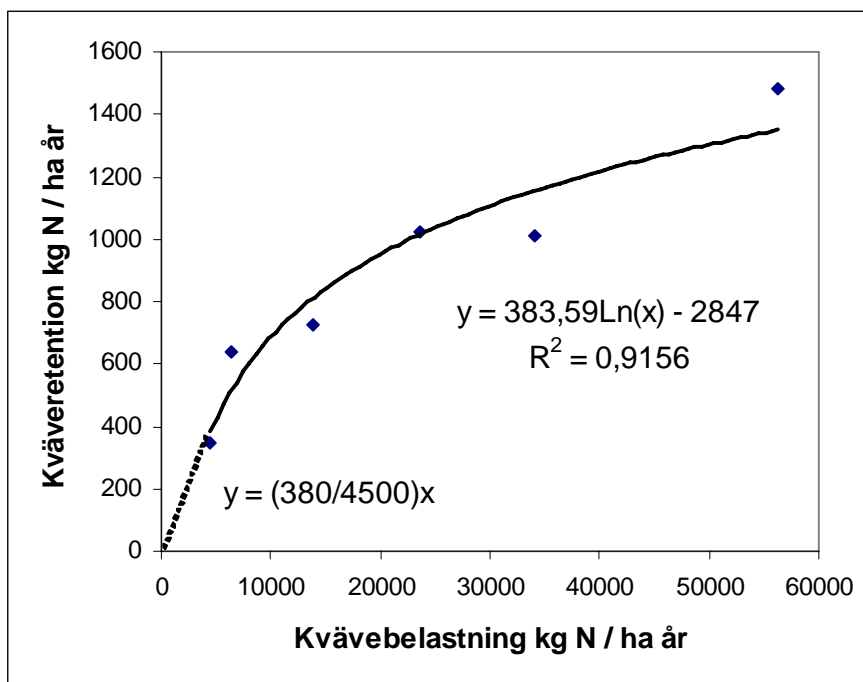
För kväveretention har en ny relation mellan kvävebelastning och kväveretention tagits fram genom att mätningar som utförts med automatisk flödesstyrd provtagning i tre jordbruksvåtmarker i Halland kunnat inkluderas (Figur 1). Relationen är

$$R = 383,59\ln(B) - 2847$$

där B = belastning (kg N per ha våtmarksyta och år) och R = retention (kg N per ha våtmark och år) utom vid låg belastning på våtmarken (< 4500 kg N per ha våtmark och år) då relationen

$$R = (380/4500)B$$

använts. Denna modell för beräkning av kväveretention benämns ”kvävemodell 2”.



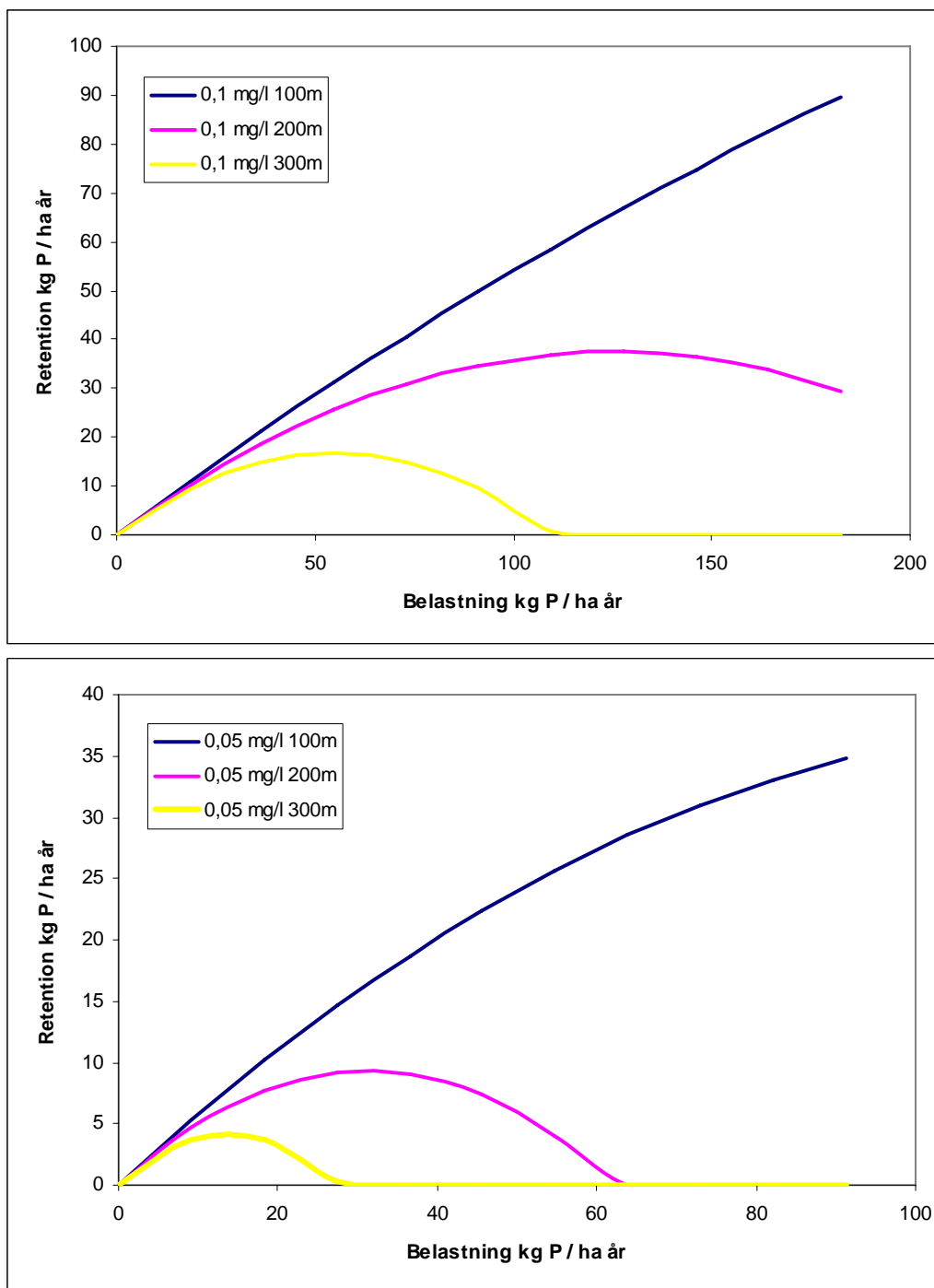
Figur 1. Relation mellan genomsnittlig kvävebelastning och kväveretention i svenska jordbruksvåtmarker i vilka kontinuerliga mätningar genomförts minst 1,5 år (Ekologgruppen och Våtmarkscentrum). Våtmarkerna är ”Genarp”, ”Edenberga”, ”Råbytorp”, ”Bölarp”, ”Lilla Böslid” och ”Slogstorp” (angivna efter stigande belastning). Extremår har uteslutits. Streckad linje visar antaget linjärt förhållande.

För fosfor gäller att belastningen inte på samma vis som för kväve kan förklara en stor del av variationen i retention. Därför har det funnits behov av en förbättrad beräkningsmodell för

fosforretention. En god fosforretention erhålls främst vid hög belastning med partikulärt bundet fosfor eftersom retentionen till största delen sker genom fastläggning av partikulärt material (Braskerud 2002, Tonderski m.fl. 2005). Vid höga vattenhastigheter hämmas sedimentationen och periodvis kan en resuspension befaras ske. Vi har därför på 14 våtmarker där fosforretentionen uppmätts under 6 olika perioder under 2 år (Thiere 2009) testat olika multipla regressionsmodeller där belastning med part-P, hydraulisk belastning och avstånd mellan inflöde och utflöde (längre avstånd medför högre vattenhastighet) ingick som parametrar. Efter justering till årlig belastning och retention genom kalibrering av modellen till årliga värden som uppmätts med automatisk flödesstyrd provtagning i ovannämnda tre jordbruksvåtmarker i Halland erhöles modellen

$$R = 0.6Bp - 0.008(q * d)^2$$

där Bp = belastning med partikulärt fosfor (kg part-P per ha våtmark och år), R = retention av fosfor (kg P per ha våtmark och år), q = hydraulisk belastning (m/d) och d = avstånd genom våtmarken mellan inflöde och utflöde (m). Retention anses vara 0 när negativa värden erhålls eftersom en våtmark i praktiken inte kan utgöra en fosforkälla i nämnvärd utsträckning såvida den inte är anlagd genom uppdämning av tidigare åkermark vilket under ett antal år kan innebära att fosfor tillförs vattnet (Davidsson 2009). Denna modell för beräkning av fosforretention benämns "fosformodell 2". Hur beräknad fosforretention med denna modell beror av koncentration av part-P, q och d illustreras i Figur 2.



Figur 2. Inverkan av hydraulisk belastning (0 till 0,5 m/dygn) på fosforretention enligt fosformodell 2 vid olika koncentrationer av part-P (0,1 respektive 0,05 mg/l) och olika avstånd genom våtmark från inflöde till utflöde (100, 200 eller 300m)

Ovannämnda modeller har använts för beräkning av retention i kg N eller P per år för respektive våtmark. Vid dessa beräkningar har korrigerings gjorts för aktiv yta på samma vis som vid tidigare utvärderingar (Svensson m.fl. 2004). Korrigerings för andel aktiv yta baseras på att de våtmarker som utgör grund för modellvärdena förmodas vara relativt väl utformade med avseende på hydraulisk effektivitet och ha en effektiv yta på 80%. Har vi t.ex. bedömt att en våtmark har 60% aktiv yta multipliceras därför uppmätt våtmarksyta med 60/80, d.v.s. 0,75, för att erhålla aktiv yta. Denna yta ligger sedan till grund för beräkning av retention med

modellerna enligt ovan. För att beräkna effekten av respektive våtmark på belastningen till havet har nedströms retention ("vattendrags- och sjöretention") dragits ifrån enligt Brandt m.fl. (2009) utifrån våtmarkens läge. Nedströms retention anges med intervall i Brandt m.fl. (2009) och effekten av respektive våtmark på transporten av fosfor och kväve till havet har beräknats dels med minsta (minimal) nedströms retention och dels med högsta (maximal) nedströms retention enligt dessa intervall. En låg nedströms retention medför att en våtmarkens effekt i form av minskad kvävetransport till havet blir högre jämfört med om nedströms retention varit högre.

Den stora variationen mellan våtmarker i retentionseffekt per våtmarksyta och det faktum att retentionseffekten per våtmarksyta samvarierar med våtmarkens yta innebär att ett medelvärde för de utvalda våtmarkerna inte ger en rättvisande bild av vilken retention som totalt erhålls per yta anlagd våtmark. Därför har vi, liksom i föregående utvärderingar, beräknat genomsnittlig retention (eller effekt på havet) per ha våtmarksyta som sammanlagda effekten (kg N eller P per år) för utvalda våtmarker inom respektive urvalsgrupp dividerad med dessa våtmarkers totala yta. På motsvarande sätt har kostnad per kg P eller N beräknats som summa kostnad dividerad med summa effekt (retention i våtmark eller effekt på havet). Kostnadsberäkningar baseras på summan av angiven anläggningskostnad, markersättningskostnad, samt projekteringskostnad (schablon 60000 kr per ha våtmark) enligt uppgifter erhållna från Ekologgruppen. Beräkningarna grundas på att våtmarkerna förmodas tillhandahålla beräknad retention under 20 år.

Vid redovisning av effekt i form av kväve- och fosforretention eller i form av minskad transport till havet redovisas lägsta (min) respektive högsta (max) värde som erhållits för respektive våtmark enligt de olika ovan angivna beräkningsmodellerna. Med stor sannolikhet bör den verkliga retentionen ligga inom angivet intervall (mellan angivet min respektive maxvärde) för flertalet våtmarker. Enstaka våtmarker kan dock avvika på grund av förhållanden som inte beaktats i modellerna eller på grund av felaktiga uppgifter. Den verkliga totala retentionen per ha anlagd våtmark och totala minskningen av transport till havet per ha anlagd våtmark kan dock bedömas att med stor sannolikhet ligga inom beräknat intervall för de utvalda våtmarkerna. Motsvarande gäller även för beräkningar av kostnad per uppnådd effekt.

Resultat - modellberäkning av retention och våtmarkernas effekt på Öresund

Enligt det ursprungliga handlingsprogrammet för Kävlingeåprojektet (Holmström och Tranvik 1994) beräknades anläggandet av 300 hektar dammyta reducera transporten av kväve till havet med 300 ton per år. Här bör det påpekas att man från projektets sida varit medveten om att 1 ton retention i genomsnitt varit omöjlig (Kävlingeåprojektet 202). Modellberäkningarna av utvalda våtmarker som hittills anlagts visar att den totala minskade transporten till havet uppgår till maximalt ca 108 ton per år. Detta är beräknat på 360 hektar anlagda våtmarker och 299 kg N/ha och år, enligt tabell 2, d.v.s. maxvärdet för minskad transport av kväve till havet. Med andra ord så är våtmarkernas effektivitet, enligt modellberäkningarna, knappt en tredjedel av den ursprungligen förväntade. Det gör i sin tur att det totalt måste anläggas ca 1000 hektar våtmarker för att nå målsättningarna, vilket

innebär ytterligare 640 hektar våtmarker. Att ytmålet behöver ökas är också noterat redan i det reviderade handlingsprogrammet (Kävlingeåprojektet 2002).

Det är viktigt att inse att det inte är ett dåligt resultat i ett stort våtmarksprojekt, och att det snarare är så att den ursprungliga målsättningen på 1 ton minskad transport av kväve till havet per hektar våtmark är orimlig och inte kan uppnås annat än i enskilda optimalt placerade och utformade våtmarker. Särskilt med tanke på den något ändrade inriktningen under etapp 3 med en aktiv satsning på större våtmarker med syfte att gynna den biologiska mångfalden (Kävlingeåprojektet 2002), är resultatet bra.

Tabell 2. Modellberäkningar av kväveretention per ha våtmarksyta samt effekten på transport till havet och kostnad per kg kväve.

	kg N/ha våtmarksyta och år		Kostnad kr/kg N*	
	Min	Max	Min	Max
Retention i våtmark	194	331	29	50
Minskad transport till havet	157	299	32	61

*Räknat på 20 års funktion och inkluderar anläggningskostnad, markersättning samt projekteringskostnad.

Tabell 3. Modellberäkningar av fosforretention per ha våtmarksyta samt effekten på transport till havet och kostnad per kg fosfor.

	kg P/ha våtmarksyta och år		Kostnad kr/kg P*	
	Min	Max	Min	Max
Retention i våtmark	1,1	21	459	8648
Minskad transport till havet	0,5	14	685	18177

*Räknat på 20 års funktion och inkluderar anläggningskostnad, markersättning samt projekteringskostnad.

Kostnadseffektivitet och jämförelse med andra åtgärder

Våtmarkerna i Kävlingeåprojektet är kostnadseffektiva avseende kväveretention enligt modellberäkningarna, och räknat på en avskrivningstid/livslängd på 20 år för våtmarkerna så varierar kostnaden mellan ca 30-60 kr per kg kväve som inte når havet (Tabell 2). Troligen är våtmarkernas livslängd normalt längre än 20 år, vilket gör att den faktiska kg-kostnaden minskar ytterligare. Den beräknade kostnaden står sig dock väl i jämförelse med andra åtgärder t.ex. olika åtgärder i jordbruket. I en nyligen genomförd utvärdering av Miljö- och landsbygdsprogrammet (Andersson m.fl. 2009: tabell 8.25, sid 458) anges kostnaden (i form av miljöersättningar) för kväveretention genom ekologisk produktion till 1558 kr per kg kväve, för fånggrödor och vårbearbetning till 119 kr per kg kväve och för våtmarker till 43 kr per kg kväve.

För fosfor blir kostnaden för fosforretention hög per kg fosfor om hela kostnaden för våtmarkerna läggs på fosforretentionen (Tabell 3). Detta är ju dock orimligt eftersom våtmarkerna i första hand anlagts för kväveretention. Osäkerheten i modellberäkningarna är dessutom stor för fosfor beroende på att fosforretentionen inte är kopplad till belastning på samma sätt som för kväve. Även andra åtgärder blir orimligt dyra om fosforretentionen får stå

för hela kostnaden. Kostnaden för fosforretention genom skyddszoner anges i ovan nämnda utvärdering av Miljö- och landsbygdsprogrammet (Andersson m.fl. 2009: tabell 8.25, sid 458) till 3167 kr per kg fosfor.

Eftersom våtmarker är multifunktionella och alltså tillhandahåller flera ekosystemtjänster samtidigt så bör ju tas hänsyn till värdet av övriga ekosystemtjänster vid beräkning av kostnadseffektivitet varför kostnadseffektiviteten för både kväve- och fosforretention egentligen är bättre än vad som ovan angivits. Man kan förslagsvis fördela kostnaden mellan kväveretention (75%), biologisk mångfald (20%) och fosforretention (5%). Därmed skulle kostnaden för minskad transport till havet bli 24 - 46 kr per kg N och 34 - 909 kr per kg P för anlagda våtmarker i Kävlingeåns avrinningsområde. Sammantaget visar detta att anläggning av våtmarker är en mycket kostnadseffektiv miljöåtgärd som erbjuder ett flertal ekosystemtjänster.

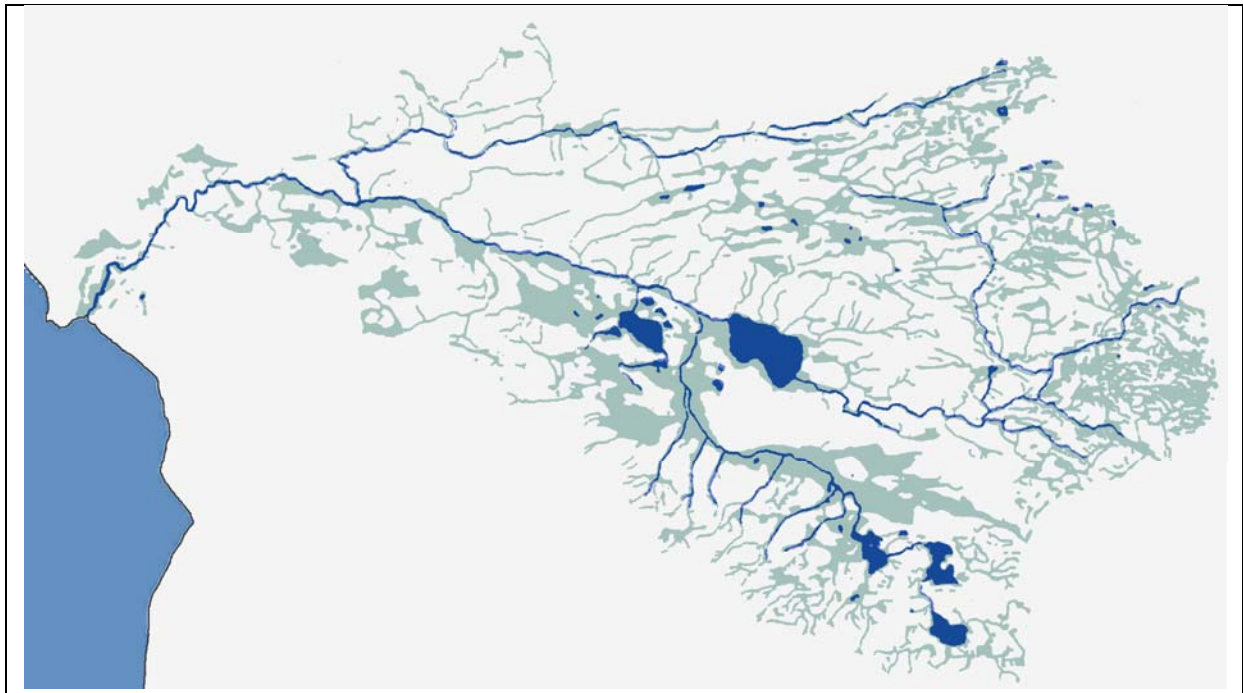
Biologisk mångfald

Att öka den biologiska mångfalden är så gott som alltid det andra viktiga syftet med våtmarksanläggning. Det är dock tyvärr ofta mest påklistrat som en bisak och nästan alltid utan specificerade syften avseende organismgrupper eller arter. Sällan eller aldrig genomförs det större våtmarksprojekt (dvs. långtidsprojekt där ett stort antal våtmarker anläggs) där det uttalade huvudsyftet är biologisk mångfald. Istället är det snarare så att biologisk mångfald används som ett alibi vid våtmarksanläggning, och beslutsfattare och myndigheter kan då peka på genomförda naturvårdsinsatser och uppfyllande av olika miljömål, trots att det oftast endast är skådebröd.

Allmänt gällande våtmarksanläggning och biologisk mångfald

När det gäller biologisk mångfald och anläggande av våtmarker är det å ena sidan synnerligen simpelt, och å andra sidan väldigt komplicerat. Den bakomliggande tanken är okomplicerad:

- 1) En stor mängd våtmarkshabitat har försvunnit genom utdikning och sjösänkningar de senaste 100-150 åren, ffa beroende på ökat behov av jordbruksmark.
- 2) I och med förlusten av habitat har en stor mängd djur – och växtarter minskat eller försvunnit från jordbrukslandskapet.
- 3) Genom att anlägga nya våtmarker återskapar vi habitat och ger möjlighet till ökning eller återkomst av minskande eller försvunna arter.



Figur 3. Kävlingeåns avrinningsområde i Skåne. De ljusare ytorna visar öppet vatten i landskapet 1820, och de mörkblå ytorna situationen 1959. Efter utdikning och sjösänkning under drygt 100 år fanns endast 12 % av landskapets ursprungliga vatten kvar (modifierad, efter P. Wolf, 1956. "Utdikad civilisation").

Dock kompliceras det av att vi aldrig kommer att kunna återskapa den stora variation och mängd av våtmarkstyper som fanns tidigare i jordbrukslandskapet. Detta beror framför allt på rent praktiska svårigheter då de hydrologiska förutsättningarna i landskapet har förändrats så mycket mer än det vi omedelbart ser. Det är inte "bara" så att ytvatten har försvunnit. Grundvattennivåerna har sänkts, och vattnet som förr var alldeles under eller vid ytan är nu nedgrävt, i bästa fall i 2-3 m djupa, öppna diken, eller oftare i kulvertar (se figur 4 för illustration). Detta i kombination med flacka landskap i jordbruksbygden gör att den enda praktiska möjligheten att skapa nya ytvattenhabitat oftast är att gräva sig ner till vattnet. Detta i sin tur gör att det ofta är mycket svårt att skapa vissa typer av våtmarker i större antal eller ytor. Framför allt översvämningsvåtmarker och stora, grunda, flacka våtmarker är svåra att återställa eller nyskapa i dagens hydrologiska landskap, åtminstone med bibehållen jordbruksproduktion.



Biebzra i östra Polen

Ramsjökanalen i Halland

Figur 4. Illustration av förändringen i det hydrologiska landskapet. Till vänster en bild som kunde varit tagen i Skåne för drygt 100 år sedan (dock tagen i östra Polen 2005), och till höger dagens situation med djupt nedgrävda diken. Foto: John Strand

Ytterligare ett problem är att de tillgängliga ytorna som markägare vill upplåta för våtmarksanläggning oftast är relativt små. Storleken kan vara fullt adekvat för en effektiv näringsfälla, men när det gäller mångfalden är storlekskraven ibland (ofta) större för vissa arter och organsimgrupper. Det är också så att de arter som kräver stora sammanhängande våtmarksområden är de som drabbats hårdast av utdikningen.

En tredje faktor som komplicerar frågan med ökad mångfald vid våtmarksanläggning, är rent spridningsekologiska hinder. Eftersom våtmarksanläggning hittills helt bygger på frivillighet från markägare är det svårt att planera våtmarksanläggning i ett landskapsperspektiv där spridningsmöjligheter mellan habitat beaktas. Ofta styrs placeringen av våtmarkerna helt av tillgång på intresserade markägare och i andra hand utifrån reningseffektivitet, och det är sällan man har lyxen att välja placering utifrån till exempel arts specifika spridningsekologiska förutsättningar.

Sammanfattningsvis kan man, om man vill hårdra det en smula, säga att de våtmarker som anläggs idag oftast, av helt naturliga skäl, är suboptimala avseende biologisk mångfald, och majoriteten är:

- * grävda
- * för små
- * godtyckligt placerade.



Figur 5. Illustration av olika potentiella effekter på mångfalden vid våtmarksanläggning. Utan verklig hänsyn till biologisk mångfald vid placering och utformning är risken stor att det sker en trivialisering av fauna och flora, enligt exemplen i den högra spalten. För att verkligen gynna hotade arter (exempel i vänstra spalten) krävs oftast en tämligen genomtänkt strategi vid anläggning. Foton: John Strand utom längst ner till höger vilket är taget av Peter Feuerbach.

En fjärde faktor är viljan hos våtmarksanläggare och beslutsfattare. Detta är den faktor som är enklast att påverka. Sedan arbetet med våtmarksanläggning kom igång har huvudsyftet oftast varit näringsrening. Även om biologisk mångfald ibland är med som antingen delsyfte eller ensamt syfte är det ofta styvmoderligt behandlat och för det mesta verkar man resonera enligt devisen att det automatiskt blir högre biologisk mångfald om man anlägger våtmarker, och att man inte behöver tänka så mycket mer på mångfalden eftersom man får den ”på köpet”. Detta är förvisso sant såtillvida att det sannolikt inte går att anlägga en våtmark på åkermark utan att få högre biologisk mångfald jämfört med ursprungsläget (d.v.s. åkern). Dock är detta givetvis en helt irrelevant jämförelse och ambitionen måste vara högre än så. Utan högre ambitioner

och utan mer uttalade målsättningar med våtmarksanläggningen hamnar vi i den högra kolumnen i figur 5, d.v.s. sannolikt en trivialisering av flora och fauna. De redan vanliga generalisterna blir ännu vanligare, men de ovanliga och sällsynta specialisterna bland arterna blir inte vanligare. Vi bör sträva efter att åtminstone i några fall fokusera anläggningen på arter eller artgrupper och inte förlita oss helt på slumpen avseende vilka organismer som etablerar sig i anläggningarna. Det nationella miljömålet Myllrande Våtmarker definieras t.ex. på bland annat följande vis i det så kallade Generationsperspektivet enligt prop. 2004/05:150:

** I hela landet finns våtmarker av varierande slag, med bevarad biologisk mångfald och bevarade kulturhistoriska värden.*

** Hotade arter har möjlighet att sprida sig till nya lokaler inom sina naturliga utbredningsområden så att långsiktigt livskraftiga populationer säkras.*

Olika organismgrupper kräver oftast helt olika faktorer för sin överlevnad, och att därmed anlägga samtliga våtmarker efter ett och samma koncept är inte rätt väg att gå. En tidig planering av vilka organismgrupper eller arter man vill gynna i en specifik blivande våtmark bör få styra utformningen av densamma (Naturvårdsverket 2004), vilket också påpekades i utvärderingen av Kävlingeåns etapp 1 och 2 (Eriksson 2002).

Det är alltså inte ny eller okänd kunskap. Trots det är det sällan dessa intentioner leder till konkreta mål med de enskilda våtmarkerna som anläggs. I bästa fall är syftet med en planerad anlagd våtmark vad gäller biologisk mångfald specificerad till att t.ex. ”gynna fågellivet” eller motsvarande. Oftast är det dock generella skrivningar om att gynna biologisk mångfald utan specificering över huvud taget.

Det ska också påpekas att dessa tankegångar om aktiv planering för mångfald även verkar genomsyra det faktiska arbetet i Kävlingeåprojektet vilket är glädjande. *Fortsatt våtmarksarbete bör bedrivas på olika sätt beroende på vilka syften som ska uppnås och vilka organismgrupper och arter som ska gynnas. Det handlar då inte om ett val mellan näringsreduktion och biologisk mångfald, utan om olika sätt att utforma våtmarker för att gynna särskilda arter, organismgrupper och våtmarksbiotoper* (Davidsson m. fl. 2003).

Slutligen är det påfallande sällan det sker någon utvärdering av biologisk mångfald i anlagda våtmarker i regi av de drivande projekten. De utvärderingar som gjorts är oftast genomförda på särskilda uppdrag av statliga verk och Länsstyrelser ofta inom ramen för t.ex. Åtgärdsprogrammet för hotade arter, eller via specialstudier vid universitet och högskolor.

Ovanstående resonemang ska dock inte ses som kritik av Kävlingeåprojektet utan mer som en allmän bakgrund till utvärderingen av den del av projektet som handlar om biologisk mångfald.

Biologisk mångfald i Kävlingeåprojektet

I de övergripande målsättningarna för Kävlingeåprojektet (Slutförslag till Handlingsplan: Holmström & Tranvik 1994) nämns något som liknar biologisk mångfald i en bisats i den tredje och sista uttalade målsättningen: ... *och åter- eller nyskapa naturmiljöer som är till gagn för växter, djur och människor.*

Det är en underlig och diffus formulering där man dock rimligen får anta att det menas att våtmarksanläggningen har som målsättning att gynna den biologiska mångfalden. Det ska här också påpekas att man i senare dokument (Kävlingeåprojektet 2002) uttryckligen har ökad biologisk mångfald som målsättning med våtmarksanläggandet. På det hela taget verkar dock projektets inverkan och effekt på biologisk mångfald vara något styvmoderligt behandlad från början från projektledningen, tyvärr helt i överensstämmelse med bruklig praxis.

Emellertid konkretiserades, definierades och problematiserades arbetet med biologisk mångfald och målsättningar för detta i projektet avsevärt i det reviderade handlingsprogrammet (Kävlingeåprojektet 2002). Här lyfts den biologiska mångfalden fram och det sägs bland annat att även lokaliseringen av våtmarker ska göras utifrån mångfaldsperspektiv. Även landskapsperspektivet och spridningsekologi lyfts fram och detta är ett viktigt steg i mångfaldsarbetet vid våtmarksprojekt.

Det finns dock i projektet ingen kvantitativ målsättning vad gäller biologisk mångfald, som det finns för näringsretention. Detta gör att utvärdering av effekterna på biologisk mångfald blir något problematisk. Enligt tidigare resonemang har givetvis våtmarksanläggningen i Kävlingeåprojektet gynnat den biologiska mångfalden, åtminstone om man jämför med ett ursprungsläge i form av en åker. Dock är det omöjligt att utvärdera sådana målsättningar med någon relevans. Utvärderingen får därför istället göras förutsättningslöst utifrån en bedömning av våtmarksanläggningens faktiska kvantitativa effekt på olika organismgrupper och satt i relation till en tänkt optimal strategi.

En mycket glädjande och viktig faktor i Kävlingeåprojektet är att det gjorts tämligen omfattande uppföljningsarbete vad gäller den biologiska mångfalden i de anlagda våtmarkerna. Det kan inte nog poängteras att detta är en mycket viktig del, och där Kävlingeåprojektet närmast är ett föredöme. Under projektets gång har det gjorts ett femtontal undersökningar av den biologiska mångfalden inom olika organismgrupper (e.g. fåglar, fisk, evertebrater, plankton och växter). Rapporterna över dessa undersökningar kan återfinnas i referenslistan. Dessa har legat till grund för denna utvärdering av biologisk mångfald i Kävlingeåprojektet som också delvis kompletterats med analys av observationer från Artportalen.

Fåglar - bakgrund

Fåglar är den grupp (möjligen tillsammans med groddjur) som oftast pekas ut som gynnade av anlagda våtmarker i de fall då det finns konkretiserade målsättningar med våtmarksprojekt. De är en tacksam organismgrupp att utvärdera eftersom de är relativt lättinventerade. De är

också den grupp som är mest spridningsbenägna och därför reagerar snabbast på nyanlagda våtmarker.

Fågelfaunan i våtmarker är starkt påverkade av våtmarkernas successionsstadium. Våtmarker är de mest produktiva ekosystemen i världen, vilket i kombination med att de per definition är grunda, gör att de på sikt kommer att växa igen. Detta leder till att våtmarken blir ännu grundare när växtmaterial lagras på botten. Nästa steg i åldrandet är att mer landbaserad vegetation vandrar in (sälg, vide och al). Till sist finns det inte någon öppen vattenspegel alls. I dagens jordbrukslandskap är det sällan brist på näring vilket gör att våtmarker här är särskilt känsliga för igenväxning. I det äldre kulturlandskapet fördröjdes våtmarkens åldrande och igenväxning genom att den höga produktionen av växter sågs som en resurs och utnyttjades via våtmarksslåtter eller strandbete. Bieffekten av detta var att det skapades våtmarksmiljöer där vegetationen låstes i ett läge med måttlig utbredning och stor mångfald. Detta gynnade en stor mängd hävdgynnade fågelarter som var vanliga i den tidens landskap men som nu försvunnit i takt med utdikningar och sjösänkningar samt minskad hävd. Vit stork, rödspov, brushane och dubbelbeckasin är några exempel på fågelarter som gynnades av våtmarksskötseln i det gamla kulturlandskapet.

En hög mångfald bland våtmarksfåglar i jordbrukslandskapet kräver egentligen att det finns våtmarker i olika stadier i åldrandet eftersom olika arter är anpassade till olika våtmarksstadiers miljöer (se tabell 4 och 5). Eftersom det framför allt råder brist på grunda välhävdade våtmarker är det de arter som trivs i dessa miljöer som minskat starkast. Dock har varje period i en våtmarks åldrande sin egen fågelfauna.

Tabell 4. Olika miljöer vid en våtmark och exempel på dess innevärdare. Observera att det inte finns skarpa gränser mellan de olika miljöerna utan de går oftast gradvis över i varandra.

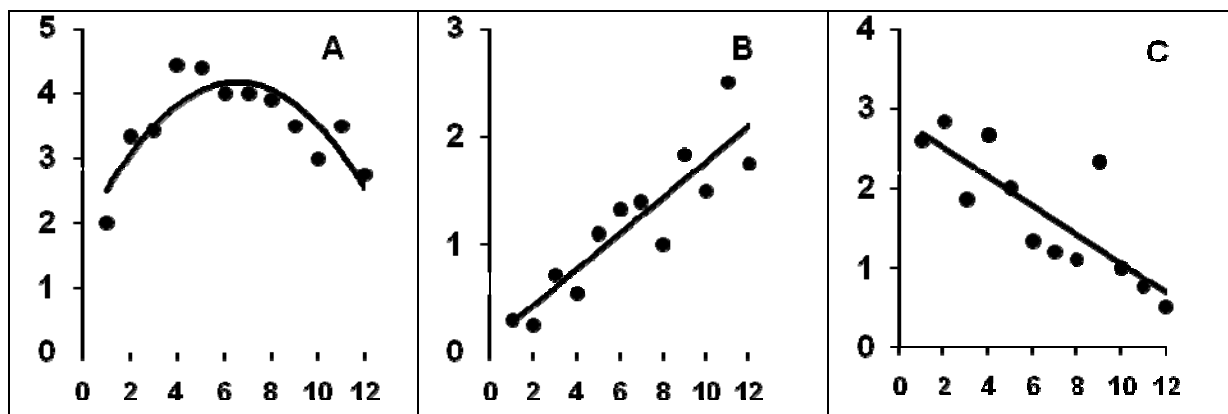
Miljö	Arter som häckar	Arter som födosöker
fuktiga, hävdade gräsmarker runt våtmarken, varierad tuvighet	storspov, tofsvipa, rödbena, enkelbeckasin, gulärta, ängspiplärka	grågås, kanadagås, bläsand, brun kärrhök
Hålor/blottad jord	gravand, mindre strandpipare	
Flack strandzon med hög mosaikartad vegetation	årta, skedand, knölsvan	rörhöna, sothöna, simänder och doppingar
Flack strand utan hög vegetation	skärfläcka, större strandpipare	diverse vadare och änder
Blå bården		årta, skedand, kricka, vadare
Relativt tät vegetation bestående av vass, kaveldun eller andra övervattensväxter	brunand, sothöna, rörhöna, rördrom, vattenrall, brun kärrhök, rörsångare, skäggmes, pungmes	diverse sångare och mesar
Relativt grunda klarvattenytor med mycket undervattensväxter och småkryp	Sothöna, svarttärna samt vissa doppingar kan ibland häcka relativt öppet med sina flytande bon	brunand, snatterand, diverse doppingar
Öppet vatten, något djupare		vigg, knipa, fisktärna
Öar	skrattnås, fisktärna, skärfläcka,	vadare längs strandzonen
Hålträd eller holk	knipa	

I riktigt unga (nyanlagda) våtmarker är typiska fågelarter t.ex. mindre strandpipare och gravand, som gynnas av stora ytor med blottad jord. I riktigt gamla (eller igenväxta) våtmarker finns nästan bara ”vassararter” som t.ex. sävsparv och brun kärrhök. I stadierna mellan dessa ytterligheter skapas miljöer som ger utrymme för en stor mängd arter som årtå, skedand, brunand, olika doppingar, småfläckig sumphöna och många fler. Genom årlig skötsel kan man vidmakthålla fågelvåtmarker i detta värdefulla ”mellanstadium” – med en välutvecklad vegetation utan att vara igenväxta. När vi idag vill återskapa och bibehålla dessa miljöer för att åter få tillbaka eller stärka populationer av försvunna eller hotade fågelarter, handlar det därför till stor del om att efterlikna de skötselregimer som funnits under lång tid i vår historia. (Strand 2008).

Tabell 5. Olika arters teknik för att söka efter föda.

Art	Födösöksteknik	Plats
grågås, kanadagås	Betar gräs	På land men äter även skott av vass och kaveldun i vattnet
simänder: t.ex. skedand, gräsand, snatterand, årtå, bläsand, kricka	Silar småkryp och frön ur vatten (kallas ibland för att ”snattra”). Kan tippa kroppen framåt och stoppa huvudet under vatten	Oftast på relativt grunt vatten bland undervattensväxterna, och vid sedimentytan.
dykänder; t.ex. knipa, vigg och brunand	Snäckor, mask, småfisk, kräftdjur genom att dyka under vattnet. Äter även växtmaterial	Något djupare vatten än simänderna
fisktärna	Fångar småfisk genom dyk från luften	Oftast på djupare vatten
skärfläcka	Småkryp som fångas genom att vispa den uppåt böjda näbben genom vattnet	I strandzonen ut till ca en halv meters vattendjup
övriga vadare	Småkryp som tas på olika djup i sedimentet beroende på näbblängd	I strandzonen, vattendjup beroende på benlängd
knölsvan, sångsvan	Vattenväxter och smådjur tas genom att ”tippa” och stoppa huvudet under vatten	Ner till ca 1 m vattendjup (halslängden)
brun kärrhök	Tar gnagare och fågelungar genom jaktflykt tätt över marken	Över hela våtmarksområdet, särskilt strandängarna
doppingar	Tar småfisk och större småkryp genom att dyka under vattnet	Så gott som hela vattenytan
säv-, rör- kärrsångare	Framför allt insekter och spindlar	I vassar och övrig tät vegetation
gråhäger	Fisk, groddjur, småkryp, mindre däggdjur, Lurpassar eller långsamt går genom vattnet	Oftast i strandkanten
skäggmes	Småkryp och frön.	I vassen och från vattenytan
sävsparv	Frön och småkryp	Bland vass, säv och kaveldun,
sothöna	Skott och rötter från växter och småkryp	I, och strax utanför, övervattensvegetationen

I ett tidigare arbete (Strand 2008) togs data från inventeringarna av några anlagda våtmarker i Kävlingeåns och Höjeåns våtmarksanläggningsprojekt och sammanställde hur fågelfaunan utvecklades i våtmarkerna mellan anläggning och tills de var 12 år gamla. Fågelarterna grupperades i ”vattenarter” (änder, gäss, svanar, doppingar, sumphöns, måsar och tärnor), ”landarter” (vadare, vit stork, gulärta och ängspiplärka) och ”vassararter” (rör- och sävsångare, sävsparv, pungmes, skäggmes, vattenrall, rördrom och brun kärrhök). Hur dessa olika grupper utvecklas över tiden indikerar att skötseln är mycket viktigt för fågelsamhället (figur 4)



Figur 6. Utvecklingen av artantal (y-axeln) för olika fågelgrupper från år 1 till år 12 (x-axeln) i några våtmarker från Kävlingeåprojektet och Höjeåprojektet. A = "vattenarter", B = "vassararter" och C = "landarter" (från Strand 2008).

Vattenarterna ökar till en början åren efter anläggningen, där pionjärarten ofta är gravand. Under några år är vegetationens sammansättning mer eller mindre optimal för vattenarterna (vilket är perioden då man har chans att få till exempel ärta, skedand och doppingar att häcka), men sedan tar sannolikt enahanda bestånd av kaveldun eller bladvass över och då minskar artantalet (gräsand och sothöna är ofta ensam kvar då) (fig. 6A). Vassarterna är oftast sena att komma till en nyanlagd våtmark eftersom det i allmänhet inte finns någon högre vegetation de första åren. Efter hand som igenväxningen tar fart ökar artantalet (fig. 6B). Denna grupp är den enda som gynnas av igenväxningen. Vadarna kommer snabbt till en nyanlagd våtmark (fig. 6C) och t.ex. mindre strandpipare kan häcka där direkt efter anläggningen (t.o.m. samma säsong, och innan maskinerna hunnit lämna lokalen). Dock så minskar artantalet år från år i takt med att stränderna växer igen. Vadarna är den grupp som snabbast reagerar negativt på igenväxning av strandzonen.

Fåglar - Kävlingeåprojektet

Tabell 6 visar en sammanställning av häckningar av olika våtmarksfåglar i 15 av Kävlingeåprojektets våtmarker (data från Ekologgruppens rapporter – se referenslista). Det bygger på upprepade inventeringar under flera år (1-8), och Kävlingeåprojektet och Ekologgruppen ska ha en stor eloge för att man satsat resurser på uppföljningsarbete av detta slaget. Det är alltså ganska exakt en tiondel av projektets 150 våtmarker som följts upp under flera år avseende fågelfaunan. Totalt har 31 våtmarksarter häckat i de 15 dammarna under åren. Tabell 6 indikerar vilken stark positiv effekt anläggningarna har haft på fågellivet i Kävlingeåns avrinningsområde även om man givetvis inte direkt kan extrapolera upp häckningar och antal häcklokaler från datamaterialet.

Tabell 6. Data över häckande arter från inventeringar av 15 våtmarker i Kävlingeåprojektet under åren 1997-2005. Observera att alla våtmarker inte har inventerats alla år (varierar mellan 1 – 8 inventeringsår). Arter som är fetstilade är rödlistade enligt 2005 års rödlista. Därefter visas hur många dammar arten ha påträffats häckande i, samt det totala antalet häckningar för arten under de 8 åren. Häckningskriterier motsvarande trolig och säker häckning är medtagna. Data från Ekologgruppens rapporter (se referenslistan).

Art	Antal dammar	Antal häckningar
brun kärrhök	2	2
Brunand (NT)	2	4
enkelbeckasin	1	1
fisktärna	3	20
gravand	12	33
grågås	7	17
gråhakedopping	4	8
gräsand	15	121
Gräshoppsångare (NT)	2	2
gulärsla	11	64
knipa	13	29
knölsvan	3	5
kricka	1	3
kärrsångare	6	8
mindre strandpipare	14	35
rödbena	6	48
rörhöna	2	2
rörsångare	2	2
Skedand (NT)	6	21
skärfläcka	1	5
smådopping	3	4
sothöna	14	105
Storspov (NT)	3	7
strandkata	10	19
större strandpipare	3	6
sångsvan	1	1
sävsparv	9	30
sävsångare	2	2
tofsvipa	12	82
vigg	13	53
Årta (VU)	3	6

Fem rödlistade arter har till exempel tillsammans genomfört ca 40 häckningar i de 15 våtmarkerna under de 8 åren som inventeringarna genomförts. Årtan som dessutom är hotad (kategorin sårbar) har häckat i 3 av de 15 våtmarkerna vid sammanlagt 6 tillfällen. Det är ett mycket gott resultat och indikerar att även om syftet varit näringsretention, och placeringen av våtmarkerna styrts av detta, har det funnits möjlighet att utforma våtmarkerna på ett sätt som även gynnar den biologiska mångfalden med avseende på fågelfaunan. Ett annat remarkabelt resultat är den mycket goda häckningsfrekvensen av gulärsla vid de anlagda våtmarkerna. Gulärlan indikerar också att skötseln av våtmarkerna varit god då den gynnas, och är närmast beroende, av välhävdade, gärna betade, fuktiga gräsområden runt våtmarker. Vid kontakter med Ekologgruppen har också framkommit att sidoåtgärder för att gynna mångfalden aktivt

har genomförts i samband med projektering och anläggningsarbete (T. Alström muntligen). Dessa åtgärder inkluderar till exempel extra smådammar (grodvatten) med mindre näringsrikt vatten intill de större våtmarkerna, flackning av slänterna och hjälp med stängsling åt markägaren då betesdrift är möjligt som skötselalternativ. I vissa fall har även mer specialiserade åtgärder genomförts som till exempel konstruktion och anläggning av artificiella bohålor för kungsfiskare.

Ytterligare en positiv faktor vad gäller arbetet med den biologiska mångfalden vad gäller fågelfaunan i Kävlingeåprojektet är att Ekologgruppen inte bara koncentrerat sig på häckfågelinventeringar. Man har dessutom genomfört inventeringar av rastande fågel både under höst och vår. Denna aspekt på fågelfaunan är ofta försummad när åtgärder diskuteras och lämpliga rastlokaler är en viktig del i utvecklingen av fågelpopulationer. Uppföljningar av rastande fåglar i anlagda våtmarker är därför mycket värdefullt. Vid en liknande sammanställning för inventeringarna av rastande fåglar för samma 15 våtmarker visar det sig att totalt 63 våtmarksarter har rastat i våtmarkerna. Utöver de redan nämnda rödlistade och häckande arterna har följande 7 rödlistade arter påträffats under flyttning i våtmarkerna: kungsfiskare, stjärtand, bergand, mosnäppa, vit stork, kornknarr och brushane.

Vad gäller rastande individer kan nämnas som exempel resultaten från inventeringen säsongen 2005 då det rastade drygt 800 individer under våren i de 15 våtmarkerna och drygt 2700 individer under hösten, alltså totalt ca 3500 individer som utnyttjade dessa våtmarker (vid inventeringstillfällena) under sin flytt detta år.

Det ska också poängterats att inventeringarna endast gällt renodlade våtmarksarter vilket gör att den positiva effekten på den biologiska mångfalden vad gäller fåglar sannolikt är ännu större. Det finns flera fågelarter i jordbrukslandskapet som inte räknas till våtmarksfåglar men som gynnas direkt eller indirekt vid våtmarksanläggning. Exempel är sånglärka, raphöna, kornknarr och vaktel som ofta hittar häckningsmiljöer i gräsmarker intill anlagda våtmarker, särskilt om det finns väl tilltagna områden runt våtmarken som tagits ur produktionen. Andra exempel är stare, sädesärta och backsvala (och övriga svalor) som ofta häckar vid intilliggande gårdar och trädgårdar, och som gärna födosöker vid våtmarkerna och drar nytta av våtmarkernas höga produktion av insekter och andra småkryp. Vid inventeringar före och efter omfattande våtmarksanläggning i ett område i södra Halland, så märktes stor positiv effekt inte bara på våtmarksarter utan även en rad andra arter drog nytta av våtmarksområdena på olika sätt och ökade kraftigt i art – och individantal (Strand 2007).

Slutsatsen vad gäller Kävlingeåprojektets effekt på fågelfaunan måste bli att den har varit rejält positiv och att projektet varit mycket lyckat i detta avseende. Särskilt med tanke på att det inte funnits några konkreta satsningar och målsättningar gällande biologisk mångfald i allmänhet och fåglar i synnerhet i projektet. Sannolikt är det till stor del tack vare ansvarig projektör/konsult (huvudsakligen Ekologgruppen i Landskrona AB) och deras personal som resultaten blivit så goda, då det går att göra mycket för att gynna mångfalden i allmänhet och fågellivet i synnerhet, vid utformningen av våtmarken om kunskap och intresse finns hos ansvariga utförare.

Vegetation - bakgrund

Vegetation i anlagda våtmarker är i minst lika hög grad som fågellivet utsatt för risk för trivialisering. Många av de i dag rödlistade och/eller hotade växtarterna knutna till våtmarker är inte bara beroende av att det faktiskt finns akvatiska sötvattensmiljöer, utan även att dessa utsätts för regelbunden störning, det vill säga skötsel. Ekologiskt sett är skötseln av våtmarker helt enkelt en återkommande störning av ekosystemet som är helt nödvändig för vissa arter. Utan återkommande störning (skötselåtgärder) utvecklas de allra flesta våtmarker längs en ganska enhetlig linje där det redan efter några få år kan vara mycket artfattig vegetation som helt domineras av några få konkurrensstarka klonväxter (se fig. 5).

Vegetativ spridning anses vara av större betydelse än sexuell reproduktion för vattenväxter (Grace 1993). Den effektiva vegetativa spridningsförmågan hos vattenväxter är en orsak till att det ofta skapar igenväxningsproblem i grunda våtmarker. Många arter är synnerligen välanpassade till ett liv i vattenmättade, syrefattiga miljöer och t.ex. bladvass kan sprida sig ut till ett vattendjup på ca 2 m. Den effektiva vegetativa spridningen hänger samman med att en stor andel av arterna, och i princip samtliga som anses ställa till problem, är klonväxter. Detta växtsätt ger flera konkurrensfördelar, bland annat vad gäller syrgastransport till rötterna (Vretare 2001). Klonväxter är ofta mycket långlivade, och enskilda individer (kloner) kan ha stor rumslig utsträckning. En individ (ett bestånd) av bladvass kan täcka flera hundra kvadratmeter av en våtmark. Exempel på beståndsbildande klonväxter i Sverige är förutom bladvass, bred- och smalkaveldun, säv och jättegröe. Det är oftast någon av dessa växter som utgör huvuddelen av igenväxningsområdena i anlagda våtmarker. Typiskt för klonväxter i akvatiska miljöer är också att de har huvuddelen av biomassan under marknivån. Detta faktum är en av de bakomliggande orsakerna till varför röjnings – och restaureringsarbete är problematiskt då utvecklingen gått för långt (*i.e.* våtmarken blivit igenväxt). Även om man avverkar den ovanjordiska biomassan har växten stora energiresurser under mark och skjuter nya skott. Detta kan vassen göra trots att avverkning upprepas 2-4 gånger, eftersom endast 25-30 % av upplagringsnäringen i rhizomen används för skottproduktion. För att undvika behov av kostsamma restaureringsåtgärder är därför en årlig skötsel betydligt effektivare och kan bibehålla våtmarken i ett önskat successionsstadium.

Utöver skötseln av våtmarkens vegetation är en annan aspekt mycket viktig när det gäller artmångfald bland vattenväxter i våtmarker, och det är spridningen till våtmarkerna. Huruvida kolonisation av en art till en anlagd våtmark sker eller inte, beror generellt på en av två huvudfaktorer. Antingen så är det skapade habitatet inte lämpligt av olika skäl (kemi, hydrologi, ekologi m.m.), eller så beror frånvaron på spridningsekologiska hinder. Arters olika livshistorieegenskaper avgör till stor del förmåga och potential för återkolonisering. Om våtmarken anläggs på mark som tidigare varit våtmark (dvs. snarare restaurering än anläggning) kan befintlig fröbank spela roll.

Fröspridningsekologi är ett område med kort vetenskaplig historia, och det är först på senare tid man har insett betydelsen av, fröspridning samt de mekanismer som styr och reglerar den (Willson 1992). Akvatiska växter är ofta spridda över större geografiska områden än landväxter (Good 1953, Cook 1987), vilket antyder effektiva spridningsmekanismer.

Spridningsekologi, gröningskrav och förekomst i fröbanker är dåligt känt, framför allt vad gäller undervattensväxter (Strand 1999). Här behövs betydligt mer forskning för att kunna prediktera resultat vad gäller vegetationens naturliga återkoliseringsförmåga. Förvånande nog så kan man fortfarande stöta på påståenden om att det räcker att lämna ett restaurerat område i fred för att successionsprocessen ska återföra ekosystemet till dess naturliga "ursprungsläge" (Bradshaw 2002). Vanligare är dock att man inser behovet av vegetationsstyrning för att uppnå önskat syfte (e.g. Nishihiro m.fl. 2006). Vad gäller våtmarker innebär detta framför allt att slätter eller bete samt vattennivåförändringar är viktiga redskap för att styra vegetationen. Studier tyder på att spridningsberoende egenskaper hos olika arter ger minskad eller utebliven återkolisering (Chow-Fraser 2005), och att detta inte löses genom att enbart restaurera eller återskapa hydrologin och "hoppas på det bästa" (Bissels m.fl. 2004, Kindscher m.fl. 2004, De Steven m.fl. 2006). Långtidsstudier av 41 hydrologiskt restaurerade våtmarker i Nordamerika visade till exempel att oönskade invasionsarter var närvarande i samtliga våtmarker efter 12 år, ofta med en täckningsgrad på 75-100% (Mulhouse & Galatowitsch 2003).

I en anlagd våtmark vill man ur mångfaldssynpunkt dels ha en divers flora i sig, där sällsyntare arter också är representerade, och dels vill man att vegetationen ska vara lämplig avseende artsammansättning, struktur och heterogenitet så att andra organismgrupper gynnas i så hög grad som möjligt. En viktig aspekt är då grönings och etableringsekologi av olika vattenväxter, både de man vill ska etablera sig och för de man gärna undviker.

Massetablering av vindspridda frön av bladvass är till exempel inte optimalt om hög biologisk mångfald eftersträvas i anlagda våtmarker. Fröproduktionen i ett vassbestånd är stor men grobarheten har tidigare rapporterats vara låg (Granéli & Thörne, 1984). Dock är grobarheten hos bladvass mycket hög om de rätta betingelserna (tid och plats) uppfylls (Ekstam 1995, Ekstam & Forseby 1999). Fröna gror vid kraftiga temperaturfluktuationer på dygnsbasis, vilket anses vara sensorer för att känna av rätt tidpunkt (våren) och rätt miljö (bara botten utan vegetation) (Ekstam 1995). Vidare så gror bladvassfrön även i mörker (Ekstam m.fl. 1999), täckta av jord, vilket kan förklara varför de inte återfinns i fröbanken (Ekstam 1995).

Spridning via frön spelar dock ofta en underordnad roll inom ett vassbestånds spridning, där vegetativ "förökning" är helt dominerade (Sculthorpe 1967, Hutchinson 1975, Weisner & Strand 2002), men har alltså betydelse vid etablering av vass på nya lokaler (Björk & Granéli, 1980, Ekstam 1995). Bladvassens speciella krav vid fröetablering, samt det faktum att arten inte har en persistent fröbank (Ekstam m.fl. 1999), gör att det till viss del går att förhindra nyetablering av vass. För att vassfrö ska gro krävs således öppna, vegetationsfria och fuktiga botten utan stående vatten. Optimala förhållanden uppstår således vid sjöstränder och våtmarker vid lågt vårvattenstånd då sådana ytor friläggs. Det innebär till exempel att fuktiga botten vid nyanläggning av våtmarker också är närmast ideala miljöer för grönning av bladvass. Detta är något att ha uppsikt över särskilt vid de fall där man av olika anledningar väntar med att vattenfylla våtmarken en eller två säsonger. Då finns risken att frösprid vass etablerat sig och hunnit tillväxa så pass att man inte enkelt kan få bukt med den genom vattennivåhöjning.

Andra faktorer som kan skapa lämpliga ytor är isskjuvning, hårt bete, eller olika mänskliga aktiviteter (Ekstam 1995). Efter groning är groddplantan känslig för dränkning, men redan efter en vegetationssäsong klarar den betydligt större vattendjup. Med kännedom om dessa egenskaper kan man alltså i viss mån förhindra nyetablering av vass genom att till exempel genom återkommande kontroller ha uppsikt över kombinationen av potentiellt lämpliga platser och tidpunkter (frilagda botten på våren) där fröetablering kan tänkas ske. Genom ett höjt vattendjup förhindrar man effektivt groning och/eller överlevnad av groddplantan. Vad gäller bredkaveldun (*Typha latifolia*) som också kan vara en problematisk igenväxningsart så gör dess groningskrav att den inte är lika känslig för vattendjupet (Ekstam 1995, Ekstam & Forseby 1999), samt är rikligt förekommande i fröbanken (Ekstam 1995), varför det oftast är svårare att begränsa etableringen av denna genom vattenståndsmanipulationer, även om kraftiga höjningar förmodligen reducerar överlevnad även hos *Typha*-groddplantor. Slutligen kan nämnas att frön av säv (*Scirpus lacustris*) är väl anpassade till att gro på djupare vatten, vilket kan vara en del av förklaringen till att sävbestånd ofta påträffas utanför vassbestånden i våtmarker och sjöar (Ekstam 1995).

Vegetativ förökning av undervattensarter kan vara fenomenal. Yeo (1966) rapporterar om ett växthusförsök där en enskild planta av krusnate (*Potamogeton crispus*) producerade över 23 000 vegetativa spridningskroppar på en växtsäsong. Förmågan till effektiv vegetativ förökning och spridning är en av orsakerna till att vissa undervattensväxter ses som invasionsarter (Nichols & Shaw 1986). Olika fröbanks- och groningsegenskaper har stor betydelse för återkolonisering av naturlig vegetation i situationer där främmande invasionsarter är ett problem (McFarland & Rogers 1998). Fröbanksstudier har också använts för att utvärdera potentialen för återkolonisering i restaureringsprojekt (Liu m.fl. 2005). Det faktum att vissa invasionsarter enbart förlitar sig på vegetativ förökning (t.ex. vattenpest i Europa) medan inhemska arter alltid har sexuell förökning har använts i restaureringsarbeten bland annat på nya Zeeland. Tanner m.fl. (1990) använde sig av inplanterad gräskarp för att utrota invasionsarten *Egeria densa* (påminner om vattenpest). *E. densa* reproducerar sig inte sexuellt på Nya Zeeland utan förlitar sig på en effektiv vegetativ spridning, och saknas således i fröbanken. Efter inplantering av gräskarp utrotades >99 % av den submersa vegetationen, inkluderande 100 % av *E. densa*. Gräskarpen togs sedan bort med hjälp av rotenon, och endast inhemska arter återkoloniserade sjön (från fröbanken). Liknande åtgärder är möjliga i Sverige då vattenpest blivit ett problem, åtminstone i de anlagda våtmarker där tömning är möjlig.

Åtgärder för att styra eller åtminstone påverka återkoloniseringen innebär att man aktivt tillför arter till det restaurerade eller skapade habitatet. I de flesta fall tillförs groddplantor (Budelsky & Galatowitsch 2004, Mälson & Rydin 2007) eller frön/vegetativa spridningskroppar (Nishihiro m.fl. 2006). Olika metoder som använts inkluderar transplantering eller sådd av handplockade eller kommersiellt uppodlade spridningskroppar (Reinartz & Warne 1993, Vécrin m.fl. 2002, Rochefort m.fl. 2003, Bissels m.fl. 2004), transplantering av färskt material (Hölzel & Otte 2003), förflyttning av hela sammanhängande vegetationsmattor (Good m.fl. 1999) eller spridning av sediment inkluderande frön

(givarfröbanker) (Stauffer & Brooks 1997, Bruelheide & Flintrop 2000, Vécrin & Muller 2003). Givarfröbanker har också använts på försök i Sverige. I Linköping användes metoden vid anläggandet av våtmarker. En slamsugningsbil hämtade sediment, inklusive fröbank, och spred ut detta i den nyanlagda våtmarken (B. Ekstam muntligen). Tyvärr har metoden inte utvärderats och inget publicerat material finns. Det vore av stort intresse att genomföra mer storskaliga försök med en vetenskaplig utvärdering av denna samt andra metoder för att styra vegetationens återkolonisering.

Det finns vissa uppenbara risker med utplanteringsmetoder. Det gäller framför allt inplantering av främmande arter men även frågor rörande genetisk utarmning eller genetisk förorening vid inplantering av naturligt förekommande arter (Gray 2002). Till exempel så visade det sig att fackelblomster (*Lythrum salicaria*) från Amerika, där den är inplanterad, är konkurrensstarkare än plantor från Europa (Gray 2002). Ett annat exempel är när okända, klåfingriga personer planterade in klockgroda i Sverige på 70-talet som av allt att döma kom från någon Centraleuropeiska ras (Andrén & Nilsson 2000). Denna population dog emellertid ut. Vid utplantering av organismer har det förts fram synpunkter på att detta bör göras med jämna mellanrum under relativt lång period efter restaureringen eller nyskapandet är genomförda, för att undvika inavel (McDonald m.fl. 2002). När det gäller inplantering av främmande arter i Sverige är kanske introduceringen av signalkräfta det mest kända exemplet i akvatiska miljöer. Gray (2002) för fram sju generella rekommendationer vid planteringsåtgärder:

1. Köp inte frön eller växtmaterial (utan samla från intilliggande våtmarker).
2. Om man samlar från områden utanför närområdet, samla från liknande habitat.
3. Om man är tvingad att samla från områden långt ifrån våtmarken bör man försöka få information om artens genetiska variation.
4. Samla från ett stort antal "föräldraindivider"
5. Om man tvingas köpa från odlare, använd sådana där det finns information om ursprung.
6. Prova att ge "naturen en chans" först. Naturlig spridning kan vara effektiv.
7. Om inhemska eller matchande populationer inte går att uppbringa, försök att skapa en ny varietet genom återförande av ett mycket brett (hög genetisk variation) material, och låt *in situ* selektion producera adapterade individer.

Vegetation - Kävlingeåprojektet

En del av dessa punkter ovan kanske inte är så relevanta för Sveriges del, då det knappt sker utplantering vid våtmarksanläggning i Sverige. Dock har Ekologgruppen, inom Kävlingeåprojektet, nyligen genomfört en mycket intressant studie för att undersöka möjligheterna för detta i anlagda våtmarker i Sverige (Holmström 2009). En genomgång av akvatiska eller vattenknuta rödlistade arter i Skåne gjordes, där arter med fastställda åtgärdsplaner prioriterades. Arter som inte accepterar näringsrika miljöer ströks, och arter som är knutna till småvatten och näringsrika våtmarker prioriterades. Nio arter (7 växter, en groda och en snäcka) valdes ut som lämpliga försöksobjekt för utplantering i fyra utvalda anlagda våtmarker. Arterna som ansågs lämpliga för vidare undersökningar och försök var: spetsnate (*Potamogeton acutifolius*), bandnate (*P. compressus*), uddnate (*P. friesii*), knölnate (*P.*

trichoides), rödlånke (*Lythrum portula*), gullstånds (*Senecio paludosus*), kärnocka (*Tephroseria palustris*), glansskivsnäcka (*Segmentina nitida*), strandpadda (*Bufo calamita*)

I en fortsättning av projektet gjordes faktiska utplanteringsförsök med 5 av dessa arter, gullstånds, spetsnate, bandnate, glansskivsnäcka och strandpadda (Reuterskiöld m.fl. 2010).

Gullstånds flyttades genom uppgrävning av tio vuxna plantor (med jordklumpar runt rötterna). Dessa planterades ut på två tidvis översvämmade delområden inom Askeröds mosse, ett svagt betat samt ett obetat parti. Spets- och bandnate flyttades genom insamling av turioner under hösten 2009. För att underlätta kontroll av groningen placerades turionerna ut i 2 - 4 m² stora hägn placerade på 0,2-0,9 meters djup på fyra olika utplanteringslokaler (våtmarker). Glansskivsnäcka och strandpadda hölls första tiden på utsättningslokalerna i mindre burar, varefter de släpptes ut i större hägn nära strandkanten. Strandpadda sattes ut i Smyge kärr under flera omgångar genom flytt av ägg och yngel (totalt ca 10000 resp. 2000 stycken). Dessutom släpptes även cirka 150 årsungar av strandpadda ut på samma lokal i augusti.

Uppföljning har hittills endast gjorts ett par veckor efter utsättning/utplantering, och det är av yttersta vikt att detta projekt tilldelas fortsatta medel för att göra en noggrann uppföljning av de utsatta arterna, samt deras eventuella effekt på ekosystemet under kommande år. Aktiv utplantering av hotade arter i anlagda våtmarker är ett nytt och viktigt steg i naturvårdsarbetet och det vore sorgligt om detta första spännande pilotprojekt inte uppföljdes utförligt. Alla erfarenheter som kan dras från sådan här projekt kommer att vara ovärderliga för framtida naturvårdsarbetet. Till exempel så gör de tämligen speciella livshistorie-egenskaperna hos de båda aktuella utplanterade nate-arterna att utvärdering är extra viktigt då det kan anses vara en möjlig bidragande orsak till deras hotstatus, och ökad kunskap om övervintring, perennation och spridning av hotade och sällsynta arter är behövlig. Särskilt om detta sedan kan jämföras med närbesläktade arter med andra livshistorieegenskaper.

Vegetationen vid några anlagda våtmarker i Kävlingeåprojektet har inventerats vid två tillfällen, 1998 och 2000. Vid inventeringarna som gjordes i 15 av våtmarkerna i Kävlingeåprojektet (samt även av våtmarker i Höjeåprojektet – vilka dock inte medräknas här), noterades 92 arter (taxa) av vilka 11 arter kan räknas som sant akvatiska kärlväxter (definierat som undervattensväxt eller flytbladsväxt) (Reuterskiöld 2001). Av de totalt 92 taxa som påträffades var tre arter rödlistade, kärrjohannesört (*Hypericum tetrapterum*) som noterades i en våtmark, blåtag (*Juncus inflexus*) i fyra våtmarker och borstsäv (*Isolepis setacea*) som påträffades i en våtmark. Vid jämförelser med tidigare inventering (Reuterskiöld 2001) av 19 våtmarker som inventerats vid båda tillfällena, dock inkluderande även våtmarker i Höjeåprojektet, visade det sig att inga stora förändringar av strandvegetationen ägt rum i de flesta fall, vilket indikerar att systemen stabiliserats utifrån aspekter som etablerings- och spridningsekologi samt skötselregim. Detta gällde framför allt för våtmarker med ett någorlunda högt betetryck eller annan hävd. Vad gäller vegetationen i vattnet, sågs en generell trend att flytbladsarter som gäddnate och andmat ökade medan undervattensarter som t.ex. axslinga, gropnate och vattenpest minskade. Den sannolikt helt riktiga slutsatsen drogs

att det rimligen är en funktion av att de allra flesta anlagda våtmarker befinner sig inom ett sådan vattendjupsintervall att rotade flytbladsväxter kan kolonisera hela ytan, eller åtminstone större delen. Helt naturligt så framträder olika successionsstadier tydligt vid våtmarker av olika ålder. Runt de yngsta dammarna växte gott om kortlivade pionjärarter medan högvuxna, vassbildande arter täckte stränderna runt äldre dammar. Detta förlopp påverkas till mycket stor del av hävden.

Bottenfauna - bakgrund

Två aspekter gällande bottenfauna och anlagda våtmarker kan separeras, dels effekten på bottenfaunan i vattendrag vid våtmarksanläggning, och dels bottenfaunautvecklingen i själva de anlagda våtmarkerna. Effekterna på bottenfaunan i våtmarkerna är i grunden positiv enligt samma resonemang som för övrig biologisk mångfald; dvs. det blir alltid bättre med en anlagd våtmark om utgångsläget är en åker. Dock är frågan hur mycket bättre det blir, och om det verkligen gynnar till exempel sällsynta och hotade arter. När det gäller våtmarkers effekt på intilliggande vattendrag är inte effekterna lika självklart positiva, och det är dessutom relativt sällan undersökt. Därför är det positivt att Kävlingeåprojektet även undersökt denna aspekt av våtmarksanläggning.

Bottenfauna - Kävlingeåprojektet

Bottenfaunan i tre vattendrag (Slogstorpsbäcken, Vollsjöån och Borstbäcken) före och efter tre anlagda våtmarkers utlopp undersöktes under olika år (Holmström 2009b).

Studierna av bottenfaunan visade inga stora skillnader i resultaten upp- och nedströms de anlagda våtmarkerna. I många fall är skillnaderna mindre än mellanårsvariationerna. De skillnader som trots allt kan läsas ut från resultaten är främst att individantalet generellt var större nedströms våtmarkerna. Även artantalen var något högre nedströms. Samtidigt visar förorenings- och diversitetsindex, en liten ökning av organismer som gynnas av organiskt material nedströms våtmarkerna. Vad gäller ekologisk status erhöles inga skillnader upp- och nedströms de undersökta våtmarkerna. Inget mönster kunde ses i naturvärdesindex, ovanliga arter uppträdde såväl vid uppströmslokaler som vid nedströms lokaler (Holmström 2009b).

Bottenfaunan i själva våtmarkerna har också undersökts i ett omfattande provtagnings – och uppföljningsprogram (e.g. Torle och Holmström 2000, Torle 2002). 20 av

Kävlingeåprojektets våtmarker har inventerats med avseende på bottenfauna, varav 8 våtmarker vid två tillfällen (1998 och 2000). En rödlistad art påträffades i våtmarkerna. Dvärgryggssimmaren (*Plea minutissima*) noterades i 4 våtmarker. Ytterligare 17 ovanligare arter påträffades i 19 av de 20 våtmarkerna. Av dessa är flera sådana som var rödlistade enligt förra versionen av rödlistan och där våtmarksanläggning och uppföljningsarbete har haft direkt betydelse för dessa arters bortplockning från rödlistan. Vattenbi (*Ilyocoris cimicoides*), Buksimmaren

Corixa panzeri och snäckan *Gyraulus crista* är exempel på sådana arter. Det ska bli intressant att se hur nästa version av rödlistan, som ska komma under 2010, har förändrats med avseende på akvatiska organismer i våtmarker.

Dessa resultat från uppföljningsarbetet inom Kävlingeåprojektet visar dels att anläggning av våtmarker i jordbrukslandskapet är positivt för den biologiska mångfalden även avseende bottenfaunan, och dels att bra uppföljningsarbete ger ökad kunskap om våra sällsynta och hotade arter. Båda dessa aspekter är viktiga för fortsatt naturvårdsarbete.

Fisk - bakgrund

För fisk kan ett liknande resonemang som för bottenfauna föras, vad gäller effekt av anlagda våtmarker på faunan i vattendrag. Även detta har undersökts inom Kävlingeåprojektet, dels genom elfiske på samma lokaler som för bottenfaunaprovtagningen ovan, och dels genom litteraturstudier av effekterna på vandrande bestånd av öring och ål (i Holmström 2009b).

Litteraturstudier av exempelvis Danska undersökningar med radiomärkning av öring och lax samt rovfisk, visade att i större dammar och sjöar blev uppehållstiden för smolten längre vilket gjorde att arter som gädda och gös kunde reducera populationerna av vandrande öring. En viktig faktor bakom höga förluster i kraftverksdammar antas vara att smolten inte kan hitta, eller inte vill, passera genom utloppet. De danska sjöar och våtmarker som ingår i dessa studier är emellertid betydligt större än flertalet våtmarker som anlagts för näringsretention i Skånska vattendrag. Resultaten är därmed inte enkelt överförbara till skånska förhållanden, bland annat eftersom smolten kan förväntas ha lättare att ta sig igenom mindre dammar med ett kortare avstånd mellan in- och utflöde (Hargeby i Holmström 2009b). I rapporten fastslås att fortsatta studier av smoltförluster i dammar och våtmarker av olika karaktär är viktiga för att skapa en bättre förståelse för under vilka förhållanden predation och andra effekter av dessa vatten kan ha en betydande effekt på utvandrande smolt. Bland annat saknas information om hur fiskpopulationers artsammansättning, täthet och storleksstruktur förändras efter anläggandet och i ett längre tidsperspektiv.

Fisk - Kävlingeåprojektet

Fältstudier med radiomärkning av havsöring och ål inom projektet har också genomförts. För havsöringsmolt var migrationsförlusterna signifikant högre (39% per km) i våtmarker jämfört med referenssträckor utan våtmarkspåverkan (7% per km). De lägsta förlusterna (2% per km) erhöles i en återskapad meandrande åsträcka. Till skillnad från havsöring var förlusterna av ål små i icke vattenkraftpåverkade områden (7% per km) och oberoende av förekomsten av våtmarker. Ålen uppvisade dock högre förluster och långsammare simhastigheter i vattenkraftpåverkade områden (13% per km) i förhållande till referenssträckor i Kävlingeåns huvudfåra (< 4 % per km). Gäddor uppvisade stationärt beteende och konsumerade havsöringsmolt och utgör sannolikt den viktigaste predatorn under smoltvandringen. Dock var gäddtätheterna snarlika mellan våtmarksmiljöer och referenssträckor (sammanfattning av rapport, i Holmström 2009b).

Rekreation

En undersökning av de anlagda våtmarkernas utnyttjande har genomförts, baserad på dammar från både Kävlingeåprojektet och Höjeåprojektet (Alström m.fl. 2002). Drygt 120 dammar, anlagda t.o.m. hösten 2001, undersöktes varav 67 var anlagda inom Kävlingeåprojektet. Dammarna studerades (via kartmaterial, fältstudier och enkäter) med avseende på faktorer

som tillgänglighet, utnyttjande, typ av aktiviteter, närhet till annan natur, skönhetsaspekter samt behov av förbättrad tillgänglighet.

Vid 65 % av dammarna förekom någon form av aktivitet, av typen promenader, jakt, fågelskådning, skridskoåkning, bad, fiske, båtutnyttjande eller ridning. Även skyddszonerna utnyttjades för vandringar, för jakt eller som ridstråk. Även en viss utbildningsverksamhet har skett och sker i anläggningarna från alla skolmiljöer från förskola till högskola. Drygt 60 % av de undersökta dammarna är tillgängliga för allmänheten. Dock krävs oftast tillgång till bil. Övriga dammar kan bara nås via privat mark och kan inte anses som tillgängliga för allmänheten.

Framkomligheten på plats bedömts som god vid 60% av de dammar som bedömdes som tillgängliga och vid resterande delen bedömdes det att praktiska åtgärder skulle förbättra tillgängligheten.

Det är alltså mycket god aktivitet vid de anlagda våtmarkerna, och om något så är uppgifterna i undersökningen sannolikt underskattade, då det rent metodologiskt är svårt att påvisa icke-aktivitet. Möjligtvis kan man definiera en våtmark som icke tillgänglig (under växtsäsongen) ur allemansrättsliga aspekter om den till exempel ligger helt omgiven av åkermark med växande gröda. Det är också av nödvändighet relativt subjektiva definitioner angående till exempel hur aktivitet vid en våtmark ska bedömas, räcker det att en person varit där vid ett tillfälle? Resultaten som bygger på Ekologgruppens personals egna observationer samt uppskattningar från markägare får alltså snarast ses som ett minimivärde avseende aktivitet. Orsaken till den höga aktiviteten ligger rimligtvis i att området är relativt tätbefolkat och flera samhällen ligger i avrinningsområdet.

I rapporten (Alström m.fl. 2002) listas olika kategorier av folk som kan tänkas söka sig till vattenmiljöerna, samt önskemål på tillgänglighet och kvalitéer från dessa.

- Markägare och närboende till dammarna. Dessa söker sig till dammarna oavsett tillgänglighet och förbättrar ofta besökskvalitén efter eget intresse.
- Jägare. Jakträttsinnehavare är antingen markägaren eller någon som arrenderar denna rätt. För denna intressegrupp är det viktigt med avskildhet och att allmänheten inte stör.
- Fågelskådare. De tar oftast bilen till en attraktiv fågellokal, vilket kräver parkeringsmöjligheter. Det är viktigt att man informerar markägaren och gör någon överenskommelse angående parkeringsmöjligheter. Fågeltorn eller utsiktsplattformar är i en del fall önskvärt samt man har en hög prioritering av bete ring dessa våtmarker. En kanalisering av besökare samt informationsskyltar vid värdefulla fågellokaler är positivt så att man undviker att störa fågellivet.
- Sportfiskare. De tar sig ut till fiskeområden med bil men exempel på fiske inom närrekreationsområden finns också. Stigar utmed skyddszoner är önskvärt liksom åtgärder i själva vattendragen, så som förbättring av vandringsvägar och lekbottnar, för att öka mängden fisk. Fisket styrs av fiskerättsinnehavare och utmed vissa sträckor av åarna och i dammar kan fiskekort lösas som ger allmänheten tillträde.

- Naturinriktad föreningsverksamhet. Till dessa hör t ex naturskyddsföreningar, friluftsförbundet och turistföreningen (STF). Vandringar genom landskapet är uppskattat men även besök vid speciellt intressanta platser genomförs. Fler vandringsleder utmed åarna och förbättrad tillgänglighet vid intressanta områden är ett önskemål.
- Verksamma inom för-, grund-, gymnasie- och högskola. För verksamheten inom grundskolan är det viktigt att kunna ta sig ut till fots, med cykel eller via allmänna kommunikationer. Konkreta åtgärder kan vara, håvningsplattformar, väderskydd samt stigar. Studerande på högskolan gör oftast exkursioner med buss eller bil kombinerat med kortare vandringar. För denna grupp är det t ex viktigt med god tillgänglighet vid dammar som utgör intressanta studieobjekt.
- Naturintresserad allmänhet. Denna grupp tar sig ofta med bil till välkända rekreationsområden med ordnad parkering mm. De ger sig även ut i närområdet på kortare promenader eller cykelturer. Aktiviteterna kan t ex innebära motion, promenader med hunden, utflykter, fiske, bad eller skridskoåkning. Att utveckla tillgängligheten i närrekreationsområdena med t ex stigar, bänkar och fikaplatser främjar denna grupp.

Listan ovan får anses vara tämligen komplett och de föreslagna åtgärderna är relevanta. Möjligen kan man lyfta fram ytterligare en grupp, nämligen ryttare (nämns också i rapportens text). Hästintresset ökar i samhället och ryttare söker sig ofta snabbt till nya miljöer lämpliga för ridning. Nyanlagda skyddszoner och områden runt våtmarker har visat sig vara populära miljöer för närliggande ridgårdar och ridskolor. Detta kan emellanåt leda till problem, framför allt vid våtmarker som visat sig bli bra fågelhabitat. Skyltning och annan information är då lämplig för att försöka styra bort ryttare åtminstone under häckningssäsongen. Generellt är det bra att informera allmänheten vid anlagda våtmarker, särskilt vid sådana som ligger mycket nära t.ex. bostadsområden och framför allt om det kan anses vara känsliga för störning. En kombination av informationstavlor och anrättningar som leder besökarna till önskade delar av en våtmark kan vara effektiva när det gäller att reducera störning. Här är stigar, grillplatser, parkeringar, gömslen och picknick-områden bra alternativ för att styra flödet av besökare.

Utöver störningar av djurlivet finns det ytterligare en aspekt som kan vara en negativ konsekvens av allmänhetens nyttjande av de anlagda våtmarkerna. Det gäller då man av okunskap eller mer illvillig vandalism förstör olika anordningar i våtmarkerna. Särskilt utloppskonstruktionerna kan vara känsliga för sabotage eller lek. Framför allt barn och ungdomar kan i oförstånd roa sig med att t.ex. fylla exponerade utloppsrör med sten eller liknande, vilket kan få allvarliga konsekvenser med översvämning och materiella skador som följd. Ett exempel från Halland är då en våtmark anlades mycket nära en camping. Barnen vid campingen roade sig då med att försöka pricka det uppstickande utloppsröret med stenar, vilket ledde till att detta sattes igen och var svårt att rensa. En placering av utloppsrör i låsbara brunnar är därför att föredra då våtmarkerna ligger så att de kan förväntas få mycket besökare. Enligt uppgifter från Ekologgruppen (T. Alström pers. komm.) har dessa problem inte förekommit i Kävlingeåprojektet, kanske beroende på att det har varit praxis med låsbara brunnar i våtmarker nära bebyggelse. Som jämförelse har det däremot varit en del skadegörelse på anläggningar i Segeåprojektet.

Möjlighet till undervisning i, och visning av, våtmarksmiljöer är en nog så viktig aspekt som ofta glöms bort vid anläggandet. Det är därför glädjande att detta tas upp i undersökningen, och att det har varit ett användningsområde för våtmarkerna. Ofta kan man med relativt enkla medel skapa lämpliga miljöer vid delar av en anlagd våtmark om man kan förutse kommande behov och möjligheter för undervisning vid lokalen, t.ex. närhet till skolor. Det gäller framför allt den omedelbara tillgången till vattnet, så att slänter och vallar i delar av våtmarken är utförda för att maximera tillgängligheten.

Växthusgaser

Våtmarker är den enskilt största "naturliga" källan av metan till atmosfären. Den totala arealen av våtmarker (torvbildande mark) i Sverige är ungefär 10 miljoner hektar (25 procent av Sveriges yta).

En rimlig fråga är ju om vi genom att anlägga våtmarker löser ett miljöproblem (övergödning av hav och sjöar) men skapar/förvärrar ett annat (ökat utsläpp av växthusgaser). En hel del studier har på senare tid undersökt utsläppen av växthusgaser från anlagda våtmarker (Søvik m.fl. 2006, Ström m.fl. 2007), och farhågorna verkar hittills inte vara bekräftade. Det ska också poängteras att även om utsläppen är högre från anlagda våtmarker i jordbruklandskapet jämfört med naturliga våtmarker, så är det en enorm skillnad i yta. De 10 miljoner hektar naturliga våtmarker (myrar) som finns i Sverige ska jämföras med Miljömålets plan på 12 000 hektar anlagda våtmarker för att minska transporten av näringsämnen till havet och för den biologiska mångfladen.

I en nyligen publicerad doktorsavhandling (Stadmark 2008) har frågan undersökts genom att relatera produktionen av metan och koldioxid i anlagda våtmarker till förmågan att reducera kväve. Även vad som styr kväverening och klimatgasproduktion i sedimenten undersöktes. Det visade sig att det som främst påverkade aktiviteten bakom processerna var temperatur och nitrattillgång. Metanproduktionen stannade av nästan helt under vinterhalvåret vid temperaturer under 10 °C, och var låg under 15 °C. Vidare så visades att en hög nitrathalt i vattnet minskade metanutsläppen, vilket ju är positivt då hög nitrathalt är eftersträvt vid våtmarksanläggning då det ger en effektivare kväverening. Hög fosforhalt ökade däremot metanavgången, medan utsläppen av koldioxid påverkades av temperatur och total nettoproduktion i våtmarken. Det mesta av kvävereningen i våtmarker sker genom denitrifikation, och i den processen avgår även en del lustgas. I labbförsök producerades det mer lustgas med en ökande nitrathalt. Förhållanden i anlagda våtmarker (d.v.s. hög nitrathalt, mycket organiskt material och syrebrist) bidrar dock till att mindre lustgas produceras per kvävemolekyl som avgår, det vill säga mer rening per utsläppt lustgasmolekyl. Detta är alltså ytterligare ett skäl att vara noga med placeringen av kvävefällor så de verkligen blir högbelastade med avseende på kväve. Det beräknades att kvävebelastningen på haven skulle minska med 6 800 ton per år om miljömålet 12 000 ha våtmarker skulle uppnås (det vill säga beräknat på en relativt låg retention för verkligt högbelastade våtmarker). Metanproduktionen skulle då enligt beräkningarna öka med 1 400 ton per år, motsvarande 0,04 procent av mänskligt påverkade växthusgasutsläpp i Sverige. För att få en illustrativ jämförelse har det i

avhandlingen beräknats att denna ökning kan kompenseras till exempel genom att svenskarnas bilar körs i genomsnitt 3,7 mil mindre per år, eller att vi äter 150 g mindre biff per år alternativt 2 kg ris mindre per år (Stadmark 2008).

Koppling till nationella och regionala miljömål samt vattendirektivet

Direkta och uppenbara kopplingar finns till flera av miljömålen. Till exempel ”Myllrande våtmarker”, ”Ett rikt odlingslandskap”, ”Hav i balans samt levande kust och skärgård”, ”Levande sjöar och Vattendrag”, ”Ingen övergödning” samt det nyligen inrättade 16 miljömålet ”Ett rikt växt – och djurliv” (se även Kävlingeåprojektet 2002).

Anläggning av våtmarker ger direkta effekter på möjligheterna att nå de olika nationella och regionala miljömålen. Dessa är ju i sedan ”uppsplittrade” i lokala miljömål som många kommuner har antagit. Länsstyrelsen har också givit ut ”Vägledning för Skånes kommuner i arbetet med de Skånska och nationella miljömålen” som är ett hjälpmedel i kommunernas arbete med lokala miljömål. Vägledningen kan t.ex. användas för att ta fram kunskapsunderlag, följa upp lokala mål eller utforma ett politiskt styrdokument med lokala miljömål och åtgärder.

Det blir mycket tydligt i kommunernas lokala miljömål, som bygger på de nationella och regionala miljömålen, att den direkta kopplingen till Kävlingeåprojektet är uppenbar. **Eslövs** kommun har satt upp konkreta lokala delmål under t.ex. ”Myllrande våtmarker” och Ingen övergödning”, där Kävlingeåprojektet sannolikt är om inte direkt avgörande för uppfyllandet så i alla fall starkt bidragande. Exempel på dessa lokala delmål är: ”Ytterligare 65 hektar dammar och våtmarker ska anläggas, återskapas eller vara beslutade senast år 2010 med utgångspunkt från läget år 2000” (Myllrande våtmarker) samt: ”Årsmedelhalten av totalkväve ska senast år 2025 vara lägre än 3 mg/l i Rönneå, Saxån, Bråån och Kävlingeån” (Ingen övergödning). Kävlingeåprojektet står också listat i miljömålsarbetsdokument som ingående i lokala planer och program som bidrar till uppfyllelse av respektive miljömål. Även **Lunds** kommun tar upp Kävlingeåprojektet som en viktig del i att nå de kommunala miljömålen. **Sjöbo** kommun arbetar med att ta fram ett lokalt miljömålshandlingsprogram där åtgärdsförslag ska ges på två nivåer dels inom kommunorganisationen, dels med kommunen som geografiskt område. **Hörby** har genomfört ambitiösa lokala miljömålsutredningar och tagit fram dokument med konkreta miljömål, där Kävlingeåprojektet är upptaget som ett viktigt åtgärdsprogram för uppfyllandet av flera av miljömålen. Bland annat så planeras Kävlingeåprojektet leda till att 26 hektar våtmarker anläggs vilket är drygt en fjärdedel av de 95 ha som är uppsatt för det lokala miljömålet för Myllrande våtmarker. Även **Höör**s kommun har satt upp program för lokala miljömål och även där lyfts Kävlingeåprojektet fram som en viktigt bidragande åtgärd för att uppfylla flera av miljömålen. **Kävlinge** kommun antog redan 1997 en miljöplan som sträckte sig fram till år 2000. Miljöutskottet beslutade 2001 att miljöplanen skulle revideras och grundas på de nationella miljömålen. Även här är våtmarksanläggning via Kävlingeåprojektet en viktig faktor för uppfyllandet av målen. I **Lomma** kommun pågår arbetet för fullt med att ta fram lokala miljömålsförslag. Detta sker med de regionala och nationella miljömålen som grund, men anpassas utifrån Lomma

kommuns lokala förhållanden. **Ystads** kommun tog fram Agenda 21-dokument 2002, och uppdaterade detta med miljöhandlingsprogram 2005, byggandes på de nationella och regionala miljömålen. Även om inte Kävlingeåprojektet nämns explicit i dokumenten är det uppenbart att projektet bidrar till flera av miljömålen uppfyllande. För **Tomelilla** är Kävlingeåprojektet upptaget som åtgärdsprogram för exempelvis det lokala miljömålet myllrande våtmarker.

Det är givetvis så att kommunernas geografiska placering och andel av Kävlingeåns avrinningsområde påverkar hur stor betydelse Kävlingeåprojektet har för de lokala miljömålen i de nio deltagande kommunerna. Till exempel så är projektet sannolikt av större betydelse för uppfyllandet av i sammanhanget relevanta lokala miljömål för kommuner som Eslöv, Lund och Kävlinge, jämfört med för Ystads och Tomelillas kommuner som ligger högt upp i avrinningsområdet.

Vad gäller kopplingen till vattendirektivet är Kävlingeåprojektet lika starkt kopplat till detta, då till exempel våtmarksanläggning är en viktig åtgärd inom vattendirektivet för att nå god ekologisk status i våra vatten. Den direkta effekten av Kävlingeåprojektet på exempelvis statusklassningen av vattenförekomster enligt vattendirektivet, eller hur klassningen påverkats av projektet är dock inte lätt att utvärdera, men klart är att projektet ligger helt i linje med de åtgärder inom vattendirektivet som föreslagits.

Organisation/samarbetsform och arbetssätt

Vad gäller organisation, samarbetsformer och arbetssätt hänvisas till den tidigare utredningen avseende etapp 1 och 2 (Eriksson 2002). Dock bör det här påpekas att vad gäller arbetet med markägarkontakter, projektering och entreprenad har detta fungerat mycket bra enligt en överväldigande majoritet av markägarna (se tabell 8 och avsnittet "Markägarnas roll").

Kävlingeåprojektets betydelse för den enskilda kommunen

En metod för att få ett mått på hur projektet har gjort reklam för regionen och kommunerna är ju att helt enkelt göra en sökning på nätet. Tabell 7 visar en sådan sammanställning. Alla träffar från Skåne har sållats bort och endast hemsidor för organisationer med nationell eller internationell förankring har tagits med. Tabellen ska inte ses som en fullständig lista utan endast exempel på den diversa typ av hemsidor där Kävlingeåprojektet är med. Som ses i tabellen är det allt från Riksdagen till YouTube. Flera vetenskapliga bokförlag och artikelhemsidor samt statliga verk, universitet och högskolor är rikt representerade. Bland nationella media är framför allt vetenskapsradion vanligt förekommande med olika inslag. En stor mängd Skånska tidningar har givetvis haft flera artiklar men dessa är inte medtagna. Samtliga deltagande nio kommuner gynnas av den stora spridning som Kävlingeåprojektet har fått. Reklamnyttan av projektet är svår att bedöma men rimligtvis är den en inte obetydande del av kommunernas "miljöansikte" utåt i ett nationellt och internationellt perspektiv.

Tabell 7. Exempel på hemsidor från olika organisationer med information om Kävlingeåprojektet.

Organisation/Instution/Företag	Beskrivning
Vetenskapsradion, SR	Olika program, ffa Klingavälsån
Länsstyrelsen Stockholms län	Tyresåsamarbetets styrgrupp
Svenska IALE (Int. Assoc. For Landscape Ecol.)	Konferensprogram
Cirkulation (Nationell VA-tidskrift)	Artikel
Riksdagen	Olika motioner
Svenska Föreningen för Limnologi (SIL)	Olika konferensprogram
Jordbruksverket	Olika rapporter/ansökningar
SLU	Olika artiklar/symposier
Göteborgs Universitet	Artikel i tidskrift
WWF	Rapporter
Högskolan i Kalmar	Referenser i våtmarksrapporter
Högskolan i Halmstad	Referenser i våtmarksrapporter
KEMIRA	Referenser i våtmarksrapporter
Naturvårdsverket	Rapporter
Agwaplan.dk (Danmark)	Nyhetsbrev inom Life-projekt
Fotosidan	Presentation
Vattenmyndigheten	Åtgärdsprogram Södra Östersjön
Wapro (VA-företag)	Artikel/nyhetsbrev
Greppa Näringen - SJV	Artiklar
Sveriges Vattenorganisationer	Artiklar
SpringerLink (Internationellt bokförlag)	Information om bok (våtmarker)
ScienceDirect	Information om bok/artiklar
SVR Samhällsbyggarna	Artikel
YouTube	Film över fotoutställning om projektet
SwedEnviro (nätverk konsulter)	Artikel/symposium
Västerviks kommun	Länk till Kävlingeåprojektet
Beijerinstitutet	Artikel
IVL (Svenska Miljöinstitutet)	Artiklar

Markägarnas roll

Markägarnas roll i, och synpunkter på, projektet utvärderades genom en telefonintervjuundersökning där ett fåtal standardfrågor ställdes, samt en allmän diskussion hölls om projektet från markägarnas synvinkel. Ca 10 % av markägarna i projektet nåddes via telefon, eller egentligen drygt 12 % av de våtmarker som anlagts (18 av 148), med tillhörande markägare. Det är ju inte så att varje våtmark har en unik markägare, då en markägare kan ha flera våtmarker. Dessutom medtogs endast privata markägare och de fall där marken ägs av kommun eller stat medtogs inte.

Överlag var markägarna nöjda eller mycket nöjda, 78 % svarade 4 eller 5 på en 5-gradig skala avseende ”nöjdhet” (tabell 8). I de flesta fall var inte markägaren särskilt aktiv i projektet avseende till exempel projektering (påverkan på design, utformning), eller entreprenaden, men däremot avseende placering av våtmarken där det oftast var så att markägarens idé om placering följdes. Markägare verkar inte ha fått skötselråd i samband med anläggningen

(endast 5 av 18 var säkra på att de fått skötselråd) vilket är negativt, då skötseln av våtmarker är en viktig faktor både för näringsretention och för biologisk mångfald. Dock var en hel del markägare något svävande på denna punkt och mindes helt enkelt inte (tabell 8).

Tabell 8. Sammanställning över svar från markägare vid telefonkontakter. Markägare benämns endast med nummer för anonymitetens skull.

Markägare	"Nöjdhet" (1-5)	Fått skötselråd (ja/nej/?)	Egen aktivitet, påverkan (1-5)	Övriga kommentarer i förekommande fall
1	1	nej	2	Kände sig lurad på skötselstöd
2	5	ja	1	"Bara positivt"
3	5	nej	1	"Våtmarken blev lyckad"
4	5	?	2	
5	4	ja	2	
6	3	?	2	"Bra diskussioner/information"
7	5	?	3	
8	2	?	1	OK, men lite "virrigt"
9	4	nej	1	"Inga problem"
10	5	ja	2	"Mycket nöd med dammen"
11	5	ja	1	"God kommunikation"
12	5	?	3	Besöker ofta sin våtmark
13	4	?	1	
14	4	?	2	
15	3	nej	2	
16	5	ja	2-3	"fin design på våtmarkerna"
17	4	nej	1	
18	5	?	1	

De få (två) fall där markägaren var missnöjd (1 eller 2 i "nöjdhet"), var med stor sannolikhet orsakade av kommunikationsbrist/missförstånd, där till exempel markägaren kände sig lurad efter att ha blivit lovad skötselstöd och där detta senare inte visade sig möjligt p.g.a. ägarförhållanden, dikesföretag, förrättning eller annan teknikalitet. Även de missnöjda markägarna var "bara" missnöjda på enskilda punkter och upplevde annars inga problem med projektet. Givetvis ska dock inte missnöje från markägare förringas och det visar hur viktig kommunikationen är i sådan här projekt.

Allmänt så var annars omdömena om projektet positiva eller mycket positiva i de allra flesta fall. Ofta togs den goda dialogen med projektörerna och entreprenörerna upp som särskilt bra, och det var tydligt att detta ansågs vara en viktig positiv faktor för markägarna. Många tog också upp det goda slutresultatet, det vill säga att de faktiska våtmarkerna blev lyckade utifrån markägarnas önskemål och förväntningar.

Slutsatser

Slutsatserna avseende Kävlingeåprojektet vad gäller retention och mångfald kan sammanfattas enligt:

* **Retention:** modellberäkningar visar på sämre effekt än målsättningarna för projektet, vilket beror på att målsättningarna var orealistiska. Dock är de modellerade retentionsresultaten goda och våtmarkerna uppvisar en hög kostnadseffektivitet för kväve. Ytterligare våtmarksanläggning krävs dock för att nå retentionsmålet om minskad transport av kväve till havet, vilket också påpekades i det reviderade handlingsprogrammet.

* **Mångfald:** uppföljningsarbetet inom projektet visar på en bättre effekt än vad som kunde förväntas utifrån målsättningarna. Gedigna provtagningsprogram samt intressanta utplanteringsprojekt gör att det finns goda förutsättningar att dra fördel av kunskap vunnen ur projektet hittills och satsa mer resurser på art – eller organismgruppspecifik våtmarksanläggning vid fortsättning av projektet.

Tack

Emilie Björling, Lunds Kommun har varit behjälplig avseende diskussioner kring utvärderingen samt med information och data kring projektet.

Ekologgruppens personal har tålmodigt svarat på frågor och diskuterat olika spörsmål samt bidragit med sammanställningar av datamaterial och rapporter. Särskilt tack till Tette Alström, Torbjörn Davidsson, David Reuterskiöld och Karl Holmström.

Tack också till de (här i rapporten anonyma) markägare, kommunpolitiker/tjänstemän och Länsstyrelsetjänstemän som ställt upp och svarat på frågor via telefon.

Referenser:

- Alström, T och Krook, J. 2008. Att återskapa historiska våtmarker i Kävlingeåns avrinningsområde - möjligheter, hinder och praktiska erfarenheter. På uppdrag av Länsstyrelsen i Skåne län och Programberedningen för Kävlingeåprojektet.
- Alström, T, Hagerberg, A. och Holmström, K. 2002. Nyanlagda dammars betydelse för rekreation & friluftsliv. På uppdrag av Höje å Vattendragsförbund och Programberedningen för Kävlingeåprojektet.
- Andersson, R., Kaspersson, E. och Wissman J. 2009. Slututvärdering av Miljö- och landsbygdsprogrammet 2000-2006 - vad fick vi för pengarna? Rapport SLU.
- Andrén C. & Nilsson 2000. Åtgärdsprogram för bevarande av klockgroda (*Bombina bombina*), Naturvårdsverket, ISBN 91-620-9991-4.
- Bissels S., Hölzel N., Donath T. W. & Otte A. 2004. Evaluation of restoration success in alluvial grasslands under contrasting flooding regimes. *Biological Conservation*: 118: 641-650.

- Björk, S & Granéli, W. 1980. Energivass, rapport etapp I, Projektresultat NE 1980:12, Nämnden för energiproduktionsforskning, Stockholm,
- Bradshaw, A. 2002. Introduction and Philosophy. In: Handbook of ecological restoration. Vol. 1, Principles of Restoration. (Eds M.R. Perrow & A. J. Davy). University Press, Cambridge, United Kingdom.
- 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.
- Braskerud BC. 2002. Factors affecting phosphorus retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecological Engineering* 19:41-61.
- Bruelheide, H & Flintrop, T. 2000. Evaluating the transplantation of a meadow in the Harz Mountains, Germany. *Biological Conservation*, 92: 109-120.
- Budelsky, R. A. & Galatowitsch, S. M. 2004. Establishment of *Carex stricta* Lam. Seedlings in experimental wetlands with implications for restoration. *Plant Ecology*, 175: 91-105.
- Chow-Fraser, P. 2005. Ecosystem response to changes in water level of Lake Ontario marshes: lessons from the restoration of Cootes Paradise Marsh. *Hydrobiologia*, 539: 189-204.
- Cook, C.D.K. 1987. Dispersion in aquatic and amphibious vascular plants. In: Crawford, R.M.M. (Ed) 1987. *Plant life in aquatic and amphibious habitats*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Davidsson, T. 2009. Hur påverkas vattenkvaliteten av dämnda våtmarker? Ekologgruppen. Rapport på uppdrag av Kävlingeåprojektet och Segeåprojektet.
- Davidsson, T., Hammar, J., Holmström, C., Reuterskiöld D. och Wedding B. 2003. Biologi och vattenkemi i nya dammar. Undersökningar 2000-2002, slutrapport. På uppdrag av Höjeåprojektet & Kävlingeåprojektet, WWF och Region Skåne
- DeStevens, D., Sharitx, R. R., Singer, J. And Barton, C. 2006. Testing a passive revegetation approach for restoring coastal plain depression wetlands. *Restoration Ecology*, 14: 452-360.
- Ekstam, B. 1995. Regeneration traits of emergent clonal plants in aquatic habitats. Doktorsavhandling, Limnologiska avdelningen, Lunds Universitet.
- Ekstam, B. and Forseby, Å. 1999 Germination response of *Phragmites australis* and *Typha latifolia* to diurnal fluctuations in temperature. *Seed Science Research* 9: 157-163.
- Ekstam, B., Johannesson, R. and Millberg, P. 1999. The effect of light and number of diurnal temperature fluctuations on germination of *Phragmites australis*. *Seed Science Research*, 9: 165–170.
- Eriksson, P. 2002. Utvärdering av Kävlingeåprojektet etapp I och II. På uppdrag av Programberedningen för Kävlingeå-projektet.
- Good, R. 1953. *The geography of the flowering plants*. Longmans, Green and Co, New York.
- Good, J.E.G., Wallace, H.L., Stevens, P.A. and Radford G.L. 1999. Translocation of Herb-Rich Grassland from a Site in Wales Prior to Opencast Coal Extraction. *Restoration Ecology* 7: 336–347.
- Grace, J.B. 1993. The adaptive significance of clonal reproduction in angiosperms: an aquatic perspective. *Aquatic Botany*, 44: 159-180

- Granbom, G., Hammar, J. och Krook, J. 2001. Biologisk mångfald i dammar – Fåglar. Undersökning av 51 nyanlagda dammar 1994-2000. På uppdrag av Höje å Vattendragsförbund och Programberedningen för Kävlingeå-projektet.
- Granéli, W. och Thörne, L. 1984. Energivass, rapport etapp V, Limnologiska institutionen, Lunds Universitet, Lund, 146 s. Gray 2002
- Hammar, J. 2002. Biologisk mångfald i dammar - Fåglar. Undersökning av 31 nyanlagda dammar 2001. På uppdrag av Höje å Vattendragsförbund och Programberedningen för Kävlingeå-projektet.
- Holmström, K och Tranvik, L. 1994. Slutförslag till handlingsprogram för vatten och landskapsvårdande åtgärder i Kävlingeån. 1994. På uppdrag av Samarbetsgruppen Lund-Eslöv
- Holmström, C. 2009a. Aktiv etablering av sällsynta våtmarksarter i anlagda våtmarker och dammar. Rapport SJV, FoU-projekt. Dnr 25-10989/07.
- Holmström, C. 2009b. Våtmarkers inverkan på fisk och bottenfauna. Slutrapport-Sammanfattning av studier genomförda under 2005-2008. Kävlingeåprojektet
- Hutchinson, G. E. 1975. A Treatise on Limnology. Vol. 3. Limnological Botany. John Wiley & Sons, N.Y.
- Hölzel, N.& Otte, A. 2003. Restoration of a species-rich flood meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. Applied Vegetation Science 6:131-140. Kindscher m.fl. 2004
- Johnsson H, Mårtensson K. 2002. Kväveläckage från svensk åkermark. Beräkningar av normalutlakning för 1995 och 1999. Rapport 5248. Naturvårdsverket
- Kävlingeåprojektet 2002. Reviderat handlingsprogram för vatten – och landskapsvårdande åtgärder i Kävlingeåns avrinningsområde. Etapp 3.
- Liu, G-H., Zhou, J., Li, W. and Cheng, Y. 2005. The seed bank in a subtropical freshwater marsh: implications for wetland restoration. Aquatic Botany, 81: 1-11.
- MacDonald, D.W., Moorhouse, T.P. and Enck, J.W. 2002. The ecological context: a species population perspective. In: Handbook of ecological restoration. Vol. 1, Principles of Restoration. (Eds M.R. Perrow & A. J. Davy). University Press, Cambridge, United Kingdom
- McFarland, D.G. and Rogers, S.J. 1998. The Aquatic Macrophyte Seed Bank in Lake Onalaska, Wisconsin Journal of Aquatic Plant Management 36: 33-39.
- Mulhouse, J.M. and Galatowitsch, S.M. 2003. Revegetation of prairie pothole wetlands in the mid-continental US: twelve years post-reflooding. Plant Ecology, 169: 143-159.
- Mälson, K. and Rydin, H. 2007. The regeneration capabilities of bryophytes for rich fen restoration. Biological Conservation, 135: 435-442.
- Svensson, J.M, Strand, J.A., Sahlén, G. och Weisner, S. E. B. 2004. Rikare Mångfald och mindre kväve – utvärdering av våtmarker skapade med stöd av lokala investeringsprogram och landsbygdsutvecklingsstöd. Naturvårdsverket Rapport 3562.
- Nichols, S.A. and Shaw, B.H. 1986. Ecological life histories of three nuisance plants, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton crispus* and *Elodea canadensis*. Hydrobiologia, 131: 3-21.

- Nishihiro, J., Nishihiro, M.A., Washitami, I. 2006. Restoration of wetland vegetation using soil seed banks: lessons from a project in Lake Kasumigaura, Japan. *Landscape Ecol. Eng.* 2: 171-176.
- Reinartz, J.A. and Warne, E.L. 1993. Development of vegetation in small created wetlands in southeastern Wisconsin. *Wetlands*, 13: 153-164.
- Reuterskiöld, D. 2000. Biologisk mångfald i dammar – Vegetation. Undersökning av 26 nyanlagda dammar hösten 1998. På uppdrag av Höje å Vattendragsförbund och Programberedningen för Kävlingeå-projektet.
- Reuterskiöld, D. 2001. Biologisk mångfald i dammar – Vegetation. Undersökning av 28 nyanlagda dammar hösten 2000. På uppdrag av Höje å Vattendragsförbund och Programberedningen för Kävlingeå-projektet.
- Reuterskiöld, D., Pröjts, J. och Holmström C. 2010. Aktiv etablering av rödlistade arter i anlagda våtmarker och dammar Etapp II. Rapport SJV, FoU-projekt. Dnr: 25-11978/08
- Rocheft, L., F. Quinty, S. Campeau, K. W. Johnson & T. J. Malterer. (2003) North American approach to the restoration of Sphagnum dominated peatlands. *Wetlands Ecology and Management* 11: 3-20
- Sculthorpe, C.D. 1967. *The biology of aquatic vascular plants*. Edward Arnold, London.
- Stauffer, A.L. and Brooks, R.P. 1997. Plant and soil responses to salvaged marsh surface and organic matter amendments at a created wetland in central Pennsylvania *Wetlands*, 17: 90-105.
- Stadmark, J. 2008. Greenhouse gas production in nitrogen removal wetlands. Akademisk avhandling för doktorsexamen, Lunds Universitet. ISBN:978-91-7105-285-8.
- Strand, J. A. 2007. Inventering av Smedjeån efter våtmarksanläggning. Rapport på uppdrag av Länsstyrelsen i halland.
- Strand, J. A. 2008. Fågelvåtmarker och våtmarksfåglar – anlagda våtmarker i jordbrukslandskapet. Bulls Graphics, Halmstad ISBN 978-91-633-2296-9.
- Strand, J. A. 1999. Submerged macrophytes in shallow eutrophic lakes – regulating factors and ecosystem effects. PhD-thesis. Lund University, Sweden, ISBN 91-7105-111-2. 147 pp, KF Sigma, Lund Sweden.
- Ström L., Lamppa A. och Christensen T. R. 2007. Greenhouse gas emissions from a constructed wetland in southern Sweden. *Wetland ecology management* 15, 43-50
- Søvik A.K., Augustin J., Heikkinen K., Huttunen J.T., Necki J.M., Karjalainen S.M., Kløve B., Liikanen A., Mander Ü., Puustinen M., Teiter S. och Wachniew P. 2006. Emission of the greenhouse gases nitrous oxide and methane from constructed wetlands in Europe. *Journal of environmental quality* 35, 2360-2373
- Tanner, C.C., Wells, R.D.S and Mitchel, C.P. 1990. Re-establishment of native macrophytes in Lake Parkinson following weed control by grass carp. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 24: 181-186.
- Thiere G. 2009. Biodiversity and ecosystem functioning in created agricultural wetlands. Doktorsavhandling. Lunds Universitet och Högskolan i Halmstad.
- Tonderski KS, Arheimer B, Pers CB. 2005. Modeling the impact of potential wetlands on phosphorus retention in a Swedish catchment. *Ambio* 34:544-543.

- Torle, C och Holmström, K. 2000 Biologisk mångfald i dammar. Bottenfauna. Undersökning av 26 nyanlagda dammar hösten 1998. På uppdrag av Höje å Vattendragsförbund och Programberedningen för Kävlingeå-projektet.
- Torle, C. 2002. Biologisk mångfald i dammar – Bottenfauna. Undersökning av 36 nyanlagda dammar 1998 – 2001. På uppdrag av Höje å Vattendragsförbund och Programberedningen för Kävlingeå-projektet.
- Vécrin, M.P. and Muller, S. 2003. Top-soil translocation as a technique in the re-creation of species-rich meadows. *Applied Vegetation Science*, 6: 271–278.
- Vécrin, M.P. Van Diggelen, N.R., Greveliot, F. and Muller, S. 2002. Restoration of species-rich flood-plain meadows from abandoned arable fields in NE France. *Applied Vegetation Science*, 5: 263-270.
- Vretare, V. 2001. Internal oxygen transport to below-ground parts: importance for emergent macrophytes. Doktorsavhandling, Limnologiska avd., Lunds Universitet.
- Wedding, B. 2004. Skyddszoner inom Kävlingeåns avrinningsområde. Ekologgruppen i Landskrona AB, Rapport på uppdrag av Kävlingeåprojektet
- Weisner, S. E. B. and Strand, J. A. 2002. Ecology and management of plants in aquatic systems. In: *Handbook of ecological restoration. Vol. 1, Principles of Restoration.* (Eds M.R. Perrow & A. J. Davy). University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Willson, M.F. 1992. The ecology of seed dispersal. In: Fenner, M. (ed) 1992. *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities.* CAB International Oxford, England.
- Yeo, R.R. 1996. Yield of propagules of certain aquatic plants. *Weeds*, 14: 110-113.