

Åtgärdsprogram för hotade vadare på strandängar, 2015–2019

RAPPORT 6680 • MAJ 2015



Åtgärdsprogram för hotade vadare på strandängar, 2015–2019

Hotkategori:

Brushane (*Philomachus pugnax*) Sårbar (VU)

Rödspov (*Limosa limosa*) Akut hotad (CR)

Svartbent strandpipare (*Charadrius alexandrinus*)

Nationellt utdöd (RE)

Programmet har upprättats av
Richard Ottvall

NATURVÅRDSVERKET

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

Postadress: Arkitektkopia AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: www.naturvardsverket.se/publikationer

Ansvarig utgivare: Naturvårdsverket

Tel: 010-698 10 00, fax: 010-698 10 99

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, 106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

Koordinerande myndighet:

Länsstyrelsen i Skåne län

Tel: 010-224 10 00, Fax: 010-224 11 10

E-post: skane@lansstyrelsen.se

Postadress: 205 15 Malmö

Internet: www.lansstyrelsen.se/skane

ISBN 978-91-620-6680-2

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2016

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2016

Form: Naturvårdsverket

Grafisk produktion: Fidelity Stockholm

Fotografier: Anges vid foto i inlagan

Beskrivning av omslagsbilder:

Stora bilden: Rödspov, Kristianstads Vattenrike. Foto: Patric Olofsson

Överst till vänster: Brushane, Öland. Foto: Patric Olofsson

Nederst till vänster: Svartbent strandpipare. Foto: P-G Bentz

Utbredningskartor: Magnus Ullman

Förord

Åtgärdsprogram för hotade arter och naturtyper och deras genomförande är ett av flera verktyg för att nå det av riksdagen beslutade miljökvalitetsmålet, Ett rikt växt- och djurliv och även de övriga sex ekosystemrelaterade miljömålen. Regeringen har under 2012 beslutat om preciseringar av miljökvalitetsmålen och en första uppsättning etappmål för att nå dessa (Ds 2012:23). Ett av etappmålen för biologisk mångfald avser hotade arter och naturtyper. Enligt etappmålet ska åtgärdsprogram för att nå gynnsam bevarandestatus för sådana hotade arter och naturtyper som inte kan säkerställas genom pågående åtgärder för hållbar mark- och vattenanvändning och befintligt områdesskydd vara genomförda eller under genomförande senast 2015.

Åtgärdsprogram för hotade arter och naturtyper bidrar också till att uppnå det internationella målet om att senast 2020 ha förbättrat hotade arters bevarandestatus liksom den europeiska strategin för att uppnå detsamma. Det internationella målet är ett av sammanlagt 20 delmål som antagits inom Konventionen för biologisk mångfald för att uppnå visionen ”Living in harmony with nature”.

Åtgärdsprogrammet för hotade vadare på strandängar har på Naturvårdsverkets uppdrag upprättats av Richard Ottvall. Programmet presenterar Naturvårdsverkets syn på mål och angelägna åtgärder för brushane (*Philomachus pugnax*), rödspov (*Limosa limosa*) och svartbent strandpipare (*Charadrius alexandrinus*).

Åtgärdsprogrammet innehåller en kortfattad kunskapsöversikt och presentation av angelägna åtgärder under 2015–2019 för att förbättra arternas bevarandestatus i Sverige. Åtgärdena samordnas mellan olika intressenter, vilket får till följd att kunskapen om och förståelsen för arten och dess livsmiljö ökar. Förankring av åtgärdena har skett genom samråd och en bred remissprocess där myndigheter, experter, kommuner och intresseorganisationer haft möjlighet att bidra till utformningen av programmet.

Det här åtgärdsprogrammet är ett led i att förbättra bevarandearbetet och utöka kunskapen om hotade vadare på strandängar i södra Sverige. Det är Naturvårdsverkets förhoppning att programmet kommer att stimulera till engagemang och konkreta åtgärder på regional och lokal nivå, så att arterna så småningom kan få en gynnsam bevarandestatus. Naturvårdsverket tackar alla dem som har bidragit med synpunkter vid framtagandet av åtgärdsprogrammet och de som bidrar till dess genomförande.

Stockholm i maj 2015

Anna Helena Lindahl

Biträdande avdelningschef Genomförandeavdelningen

Fastställelse, giltighet, utvärdering och tillgänglighet

Naturvårdsverket beslutade den 18 maj 2015 att fastställa åtgärdsprogrammet för hotade vadare på strandängar (ärende NV-03542-13). Programmet är ett vägledande, ej formellt bindande dokument och gäller under åren 2015–2019. Utvärdering och/eller revidering sker under det sista året programmet är giltigt. Om behov uppstår kan åtgärdsprogrammet utvärderas och/eller revideras tidigare. Giltighetsperioden för åtgärdsprogrammet förlängs om det inte fattas beslut om att programmet ska upphöra eller ett nytt program för arterna fastställs.

På www.naturvardsverket.se kan det här och andra åtgärdsprogram köpas eller laddas ned.

Innehåll

FÖRORD	3
FASTSTÄLLELSE, GILTIGHET, UTVÄRDERING OCH TILLGÄNGLIGHET	4
SAMMANFATTNING	7
SUMMARY	8
ARTFAKTA	9
Översiktlig morfologisk beskrivning	9
Beskrivning av arterna	9
Underarter och varieteter	10
Förväxlingsarter	11
Bevaranderelevant genetik	11
Genetisk variation	11
Genetiska problem	12
Biologi och ekologi	12
Livscykel	12
Föröknings- och spridningsätt	12
Livsmiljö	14
Viktiga mellanartsförhållanden	16
Arternas lämplighet som signal- eller indikatorarter	16
Ytterligare information	17
Historik och trender	17
Orsaker till tillbakagång	18
Aktuell utbredning	22
Aktuella populationsfakta	22
Aktuell hotsituation	23
Troliga effekter av olika förväntade klimatförändringar	24
Nationell lagstiftning	25
EU-lagstiftning	25
Internationella konventioner	26
Befintliga internationella ”Action plans”	26
Övriga fakta	26
Erfarenheter från tidigare åtgärder som kan påverka bevarandearbetet	26
VISION OCH MÅL	31
Vision	31
Långsiktigt mål	31
Kortsiktigt mål	31
ÅTGÄRDER OCH REKOMMENDATIONER	32
Beskrivning av åtgärder	32
Information	32

Rådgivning	32
Utbildning	32
Ny kunskap och inventering	33
Förhindrande av illegal verksamhet	33
Omprövning av gällande bestämmelser	33
Områdesskydd	33
Skötsel, restaurering och nyskapande av livsmiljöer	34
Direkta populationsförstärkande åtgärder	35
Övervakning	36
Uppföljning	36
Allmänna rekommendationer	37
Åtgärder som kan skada eller gynna arterna	37
Finansieringshjälp för åtgärder	37
Utsättning av arter i naturen för återintroduktion, populationsförstärkning eller omflyttning	38
Myndigheterna kan ge information om gällande lagstiftning	38
Råd om hantering av kunskap om observationer	39
KONSEKVENSER OCH SAMORDNING	40
Konsekvenser	40
Åtgärdsprogrammets effekter på olika naturtyper och på andra rödlistade arter	40
Intressekonflikter	40
Samordning	41
Samordning som bör ske med andra åtgärdsprogram	41
Samordning som bör ske med miljöövervakningen och annan uppföljning än ÅGP:s	41
KÄLLFÖRTECKNING	42
BILAGA 1. FÖRESLAGNA ÅTGÄRDER	47
BILAGA 2. ARTERNAS KRAV PÅ LIVSMILJÖN OCH MÅLBILD FÖR HUR DET BÖR SE UT PÅ GRÄSMARKERNA FÖR ATT GYNNA RESPEKTIVE ART	49
BILAGA 3. ÅTGÄRDER PÅ LOKALERNA	50

Sammanfattning

Åtgärdsprogrammet för hotade vadare på strandängar omfattar arterna brushane (*Philomachus pugnax*), rödspov (*Limosa limosa*) och svartbent strandpipare (*Charadrius alexandrinus*). Strandängarna där de tre vadarna förekommer och häckar är kulturpåverkade miljöer som upprätthållits genom århundraden av bete och slätter. En fortsatt hävd och skötsel är nödvändig för att behålla strandängarnas kvalitet som häckplatser för dessa vadare.

Minskade arealer slätterängar och betade gräsmarker har tillsammans med markdränering inneburit att brushane och rödspov idag har en begränsad förekomst på ett fåtal lokaler i södra Sverige; antalet strandängshäckande brushanar är omkring 20–40 och rödspovspopulationen omfattar ca 75 par. Svartbent strandpipare har försvunnit som regelbunden svensk häckfågel, men har observerats årligen under häckningstid vid Ottenby på Öland 2006–2014. Den har också observerats regelbundet, nästan varje år, i området för den tidigare förekomsten i sydvästra Skåne.

För ett långsiktigt bevarande av strandängsvadarna bör vadarnas livsmiljöer förbättras. Framförallt behövs en större variation av vegetationshöjder och en hävd som inte ger en ensartad och jämnt kortsnaggad vegetation. Svartbent strandpipare föredrar visserligen vegetationsfattiga områden men brushane och rödspov behöver stora arealer med vegetation av varierande höjder kring 10–20 cm. Dessutom behövs mer fuktighet och fler vattensamlingar under vadarnas häckningssäsong. Denna målbild kan nås på olika sätt beroende på lokala förutsättningar. Viktiga åtgärder kan vara förändringar i hävden, införande av slätter med efterbete eller att med blockering av diken hålla kvar vattensamlingar längre tid på strandängarna. Fler vattensamlingar ger större födotillgång, vilket är gynnsamt för såväl vuxna fåglar som vadarungarnas överlevnad. Mer fuktighet på strandängarna kan också bidra till att skapa en mosaik av områden med olika vegetationshöjder.

Med dagens små och isolerade förekomster är populationerna sårbara för predation på ägg och ungar. Predationstrycket är högt på många strandängar, och därför kan det behövas åtgärder som minskar predation av främst rävmå och grävling. De lokala förhållandena kräver ofta också åtgärder mot andra däggdjur och kråkfåglar. Det långsiktiga målet är att förbättra livsmiljöerna så att dessa kan skydda vadarnas ägg och ungar i så stor utsträckning att predator-kontroll inte kommer att vara nödvändig. Men predator-kontroll kan vara aktuellt till dess att livskraftiga bestånd av brushane och rödspov har uppnåtts.

I åtgärdsprogrammet föreslås att åtgärder i första hand koncentreras till de lokaler där brushane och rödspov förekommer idag, samt till de lokaler i sydvästra Skåne som tidigare var svartbent strandpipares kärnområde. För att möjliggöra etablering och spridning utanför dagens kärnområden är det också viktigt att restaurera och förbättra livsmiljöerna på lokaler där arterna saknas idag.

De åtgärder som förutsätts finansieras av Naturvårdsverkets medel för genomförande av åtgärdsprogram för hotade arter beräknas totalt uppgå till 3 050 000 kr under programmets giltighetsperiod 2015–2019.

Summary

The action plan for the conservation of endangered waders on grazed meadows comprises Ruff (*Philomachus pugnax*), Black-tailed Godwit (*Limosa limosa*) and Kentish Plover (*Charadrius alexandrinus*). Present high-quality wader habitats have been grazed or mown through hundreds of years. A continuous management of these meadows is vital to preserve high-quality breeding grounds for the waders.

Ruff and Black-tailed Godwit have small remaining populations localised at relatively few sites in southern Sweden. The number of Ruffs breeding on grazed meadows is restricted to 20–40 females and the population of Black-tailed Godwit is estimated at 75 pairs. Kentish Plover has disappeared from Sweden as a regular breeder but has been observed on the island of Öland during breeding seasons in 2006–2014 and almost yearly in the last breeding area in southwest Sweden where a small population of the species persisted until late 1990s. The main cause of decline of these wader species are changes in land-use and the following habitat loss accompanied by drainage lowering the water-table.

For long-term viable populations of the wader species in this action plan their habitats must be improved. The distribution of waders is often related to site wetness and maintenance of a mosaic of dry grassland and shallow areas of surface water helps to ensure profitable feeding areas. The vegetation on dry grassland should not be too dense or too short and the optimal vegetation height by the time of egg-laying is 10–15 cm for Ruff and Black-tailed Godwit. Kentish Plover, on the other hand, prefers sandy and almost vegetation-free patches on meadows. To deliver suitable habitat conditions required by Ruff and Black-tailed Godwit maintaining a high water-table is important. Increasing the area of grassland with postponed mowing could also be a suitable conservation action.

Populations of the species in this action plan are small and sometimes constrained to small habitat patches. They often suffer high predation levels and until habitat conditions have improved wader populations should be protected from predation. If electric fence is not an option, protective hunting focused on relevant predators may be used instead. This hunting should be used only as a temporary measure at sites where nest predation has been identified as a problem.

Agri-environment schemes ensure grazing management on meadows but on top of that further conservation actions are needed. Retaining temporary wet features and predator control are actions that are not supported by AES, but needs financial support from other sources. It is suggested that actions should be focused on present core sites of the species, but conservation management should also be encouraged at other sites with historical occurrence or at sites with promising conditions for the species in this action plan.

The cost for the conservation measures, to be funded from the SEPA's allocation for action plans is estimated at € 300 000 during the actions plans' validity period 2015–2019.

Artfakta

Översiktlig morfologisk beskrivning

Beskrivning av arterna

Brushane (*Philomachus pugnax*)

Brushanen är en medelstor vadare med en svagt nedåtböjd, medellång näbb och en variabel fjäderdräkt (Figur 1). Hanarna är betydligt större än honorna och utvecklar under våren både fjäderkrage och örontofsar, vilket ger dem ett omisskännligt utseende. Färgen på speldräkten varierar från vitt till svart, med alla tänkbara nyanser i en gulbrun färgskala däremellan. I alla dräkter kännetecknas brushanen av två ovala vita fläckar på gumpen och ett smalt och otydligt ljust vingband.



Figur 1. Lekande hanar av brushane. Foto: Hans Cronert.

Rödspov (*Limosa limosa*)

Rödspoven är en stor vadare med långa svarta ben och en lång rak, eller svagt uppåtböjd näbb (Figur 2). I häckningsdräkt är de gamla rödspovarna kraftigt rödorange på hals och huvud, hanarna är mer utfärgade än honorna. Utanför häckningssäsongen är rödspovarna mer kontrastlöst tecknade i brunt och grått. Artens mest utmärkande kännetecken är breda vita vingband och en rent vit övergump som tydligt kontrasterar mot svarta vingbakkanten och svart stjärtbakkant.



Figur 2. Rödspov i lämplig häckningsmiljö. Foto: Hans Cronert.

Svartbent strandpipare (*Charadrius alexandrinus*)

Svartbent strandpipare är en liten, knubbig och ljus vadare med helvitt bröst och gråsvarta ben (Figur 3). Hanen har smal svart ögontygel, svart hjässfläck och svarta fläckar på bröstsidorna, medan honan är tecknad i brunt och saknar svarta teckningar.



Figur 3. Hane av svartbent strandpipare. Foto: P-G Bentz.

Underarter och varieteter

Brushane är monotypisk med ett likartat utseende i hela utbredningsområdet (Verkuil m.fl. 2012a).

Tre raser har identifierats för rödspov: *islandica* som häckar på Island, Färöarna och i norra Norge, *limosa* som förekommer i Europa österut till floden Jenisej, västra Mongoliet och nordvästra Kina samt *melanoroides* ännu längre österut, som västligast i östra Mongoliet (Höglund m.fl. 2009). Fåglar av rasen *islandica* är tillfälliga gäster i Sverige under främst höst- och vårflyttningen.

Taxonomin hos svartbent strandpipare är komplex. Från Eurasien finns tre raser beskrivna: *alexandrinus*, *dealbatus* och *seebohmi*, varav *alexandrinus* förekommer i Europa. Mycket talar för att man ska separera Nya världens raser till en egen art under namnet *Charadrius nivosus* (Küpper m.fl. 2009).

Förväxlingsarter

Brushanen kan i de honlika dräkterna förväxlas med flera andra arter vadare. Under häckningstid i södra Sverige är antalet förväxlingsarter dock litet.

Rödspoven kan i alla dräkter förväxlas med myrspov (*Limosa lapponica*), men förväxlingsrisken är störst utanför häckningssäsongen. Myrspov häckar som närmast i Lappland varifrån utbredningsområdet sträcker sig österut över den ryska tundran.

Svartbent strandpipare liknar större strandpipare (*Charadrius hiaticula*) och mindre strandpipare (*Charadrius dubius*), men saknar dessa arters svarta bröstband och svarta pannband. Ungfåglar av större och mindre strandpipare är tecknade i brunt samtidigt som de saknar fullständigt bröstband och kan därför lättare misstas för svartbent strandpipare.

Bevaranderelevant genetik

Genetisk variation

Brushanen har inte någon väl definierad genetisk struktur och är inte uppdelad i några säkerställda genetiska enheter (Verkuil m.fl. 2012a). Detta kan antingen förklaras av att en relativt stor och genetiskt homogen världspopulation av brushane expanderade snabbt över ett stort område efter den senaste inlandsisens reträtt, eller av ett pågående genflöde mellan olika populationer inom artens utbredningsområde.

Rödspoven har tre genetiskt skilda grupperingar som motsvaras av olika raser (Höglund m.fl. 2009, Trimbos m.fl. 2014). Inom rasen *limosa* som den svenska populationen tillhör har man funnit indikationer på att de svenska rödspovarna har en genetisk särprägel gentemot andra populationer inom rasens utbredningsområde (Höglund m.fl. 2009, Trimbos m.fl. 2014). Det går dock endast att spekulera kring orsaker till detta mönster som för övrigt inte är helt tydligt.

En genetisk studie omfattande populationer av svartbent strandpipare från västra Europa till Japan i öster fann ingen genetisk uppdelning mellan de

studerade populationerna (Küpper m.fl. 2012). Författarna till studien argumenterar för att detta förklaras av ett omfattande genflöde mellan olika populationer. I studien ingick bland annat individer från Beltringharder Koog i Tyskland, en lokal som svartbent strandpipare i sydvästra Skåne hade utbyte med när det fortfarande fanns en häckande population i Sverige (Jönsson 1999). Individer av svartbent strandpipare från den svenska populationen har däremot aldrig analyserats genetiskt.

Genetiska problem

Brushane har uppvisat en stark lokaltrohet på Gotland, men detta tycks gälla för de vuxna fåglarna medan ungfåglar sprider sig över ett större område (Fredrik Widemo muntl.). Den svenska populationen av rödspov består av ett fåtal relativt isolerade delpopulationer som är under snabb minskning. Det kan därför inte uteslutas att dessa fåglar lider av inavelsproblem. Samtidigt är rödspoven trots sin lokaltrohet relativt rörlig och ett utbyte av individer mellan olika delpopulationer motverkar förmodligen risken för problem med genetisk utarmning. Tämligen omfattande rörlighet och utbyte mellan populationer har även dokumenterats hos svartbent strandpipare (Küpper m.fl. 2012). Sammantaget finns ingen anledning att misstänka genetisk sårbarhet som ett akut problem för någon av de tre strandängsvadarna i åtgärdsprogrammet.

Biologi och ekologi

Livscykel

Vadare är relativt långlivade fåglar och många individer har flera reproduktionstillfällen under en livstid. Den vanligtvis enda äggkullen består hos de flesta vadare av fyra ägg, dock endast tre hos svartbent strandpipare. Hos rödspov och framförallt hos svartbent strandpipare kan ett par, eller en ny parkonstellation, producera en eller flera omläggningar ifall den första kullen förloras tidigt på säsongen. Honor av svartbent strandpipare kan också producera en andra kull med en ny hane efter det att de övergivit sina ungar från första kullen.

Strandängsvadare är markhäckande fåglar med borymmande ungar som lämnar boet inom ett dygn efter kläckningen av det första ägget. Minst en förälder vaktar ungarna fram till dess att de är flygfärdiga. Ungarna äter diverse insekter som de främst finner i låg–medelhög vegetation (upp till 20 cm höjd). De vuxna fåglarna födosöker i ett bredare spektrum av miljöer och i högre utsträckning vid vatten. Efter häckningen flyttar de vuxna fåglarna tämligen omgående mot övervintringsområdena. Årsungarna flyttar senare och till samma områden som de vuxna. Fåglarna blir ibland köns mogna redan som ettåringar, men många individer väntar med sitt första häckningsförsök tills de blivit två eller tre år.

snabbt ner till Västafrika utan mellanlandningar, andra gör ett uppehåll på flera veckor vid Medelhavet innan de fortsätter till Västafrika och en del stannar kvar hela vintern i Europa kring Medelhavet (Hooijmeijer m.fl. 2014). Om svenska rödspovar har motsvarande alternativa flyttstrategier under hösten är okänt. Holländska rödspovar samlas efter häckningen i stora flockar i närheten av häckningsplatserna, men var svenska rödspovar tar vägen vid denna tid är dåligt känt. Vid Ottenby på Ölands södra udde observeras flockar med upp till 100 rödspovar från midsommartid och en dryg månad framåt (Ottenby fågelstation muntl., Artportalen). En rimlig bedömning är att dessa fåglar främst utgörs av svenska rödspovar som samlas inför höstflytten. Redan i augusti har många rödspovar nått Senegal, Niger och Mali där fåglarna hittar sin föda i risfält. I februari–mars flyttar en del av dessa rödspovar norrut för några veckors vistelse på Iberiska halvön, där risfält återigen utgör viktiga födosöksområden (Zwarts m.fl. 2009). Årsungarnas höstflyttning är dåligt utforskat.

Adulta rödspovar är överlag trogna sina häckningsplatser, med t.ex. 80 % återvändande individer till Faludden följande år (Johansson 2001). Ibland byter dock rödspovarna häckningsområde mellan år, det finns bland annat exempel på ringmärkta individer som flyttat mellan Gotland och Öland (Höglund m.fl. 2009).

Svartbent strandpipare

När svartbent strandpipare häckade i sydvästligaste Skåne anlände de första fåglarna i slutet av mars, och ruvningen för förstakullar inleddes omkring 1 maj. Senare kullar, oftast omläggningar sedan första kullen plundrats, kunde läggas ända fram till slutet av juni. Ruvningstiden är ca 24 dygn och ungarna blir flygfärdiga efter 3–4 veckor.

Bortflyttningen från häckningslokalerna började kring midsommar och i slutet av juli hade de flesta fåglarna lämnat Skåne. Den första förflyttningen gick normalt endast över Öresund till Kögebukten på Själland, där fåglarna vistades en kort tid innan de fortsatte till ruggningsplatser i det nordtyska Vadehavet (Waddensee). När ruggningen var avklarad i september–oktober fortsatte fåglarna längst den europeiska Atlantkusten mot okända övervintringsplatser, förmodligen i sydvästra Europa eller nordvästra Afrika.

Hemortstroheten hos adulta svartbent strandpipare är överlag tämligen hög. I den sydvästskånska populationen var den genomsnittliga återkomstfrekvensen för perioden 1982–1995 knappt 80 % (Jönsson 1995). Några av de äldre fåglarna flyttade från Skåne till häckningsplatser på tyska Nordsjökusten (Jönsson 1995). Samtidigt kan rörligheten hos arten vara stor vid störningar. Om äggen plundrats kan fåglar flytta tiotals eller t.o.m. hundratals kilometer för ett nytt häckningsförsök samma säsong. En exceptionell förflyttning gjordes av en hona som efter ett misslyckat häckningsförsök på Vellinge ängar i början av maj 1996 flög minst 1 600 km via ett flertal lokaler i södra Sverige och nådde så långt norrut som Söderhamn i Hälsingland innan den återvände till sydvästra Skåne för ytterligare ett häckningsförsök i juni månad (Jönsson 1999).

Livsmiljö

Strandängar används här i betydelsen strandnära gräsmarker som oftast är betade, men kan också vara slåttermarker. På Öland används ordet *sjömarker* för det öppna kulturlandskapet utmed kusten med mycket lång kontinuitet som betesmark eller slåttermark (sjöängar). Sjömarkerna är en mosaik av tuviga och örtrika gräsmarker och omfattar inte enbart naturtypen strandängar (Figur 4).

Vadare är fåglar som ofta är starkt knutna till vatten och fuktiga miljöer. Ändringar i vattenregimen i vattendrag och våtmarker kan därmed förväntas påverka arternas förekomst, häckning och reproduktionsframgång. Hävdgynnade våtmarksfåglar behöver tillgång till torrare boplatser, fuktigare födosökmiljöer, områden med varierad hävd och stora, öppna lämpliga miljöer med relativt få predatorer.

Medan svartbent strandpipare föredrar torra, sandiga och vegetationsfria områden påträffas brushane och rödspov oftast på stora, öppna gräsmarker som innehåller åtminstone 75 ha lämpliga häckningsbiotoper (Bilaga 2). Rödspov påträffas inte häckande på strandängar smalare än 100 m. Enstaka brushanar kan häcka på mindre gräsmarker, men permanenta spelplatser etableras sällan på de små ytorna. Allra viktigast är att det finns tillräckliga arealer av lämpliga biotoper till boplatser och till ungarnas första levnadsveckor. Målbilden för att gynna häckning av brushane och rödspov är marker med vattensamlingar och vegetation som tillåts växa upp till 10–20 cm höjd under häckningssäsongen. Vegetationen kan vara låg vid häckningssäsongens början så länge den växer upp till 10–15 cm i början av maj månad vid tidpunkten för äggläggning. Vegetationen ska inte vara alltför tät, utan relativt gles, men till-



Figur 4. Bilden är tagen i början av juni och visar en häckningsbiotop för brushane, rödspov och sydlig kärrsnäppa på en öländsk sjömark. Området betas extensivt av stutar medan gåsbyte saknas. Ett dike håller kvar vatten och skapar ett fuktstråk av stor betydelse för vadarna. Vegetationshöjden varierar mellan några cm och drygt 20 cm. Förutsättningar för att även svartbent strandpipare skulle kunna häcka i området finns. Foto: Richard Ottvall.

räckligt hög. För lyckade häckningar av brushane och rödspov bör minst 50 % av ytan utgöras av högre vegetation. Det är också viktigt att uppnå en variation i vegetationsstruktur med en mosaik av områden med olika vegetationshöjder och tuvigheit för att gynna en mångfald av vadare, exempelvis områden där även svartbent strandpipare och sydlig kärrsnäppa som har andra krav än brushane och rödspov kan förekomma.

Rödspoven har tidigare under 1800- och 1900-talen inte alltid haft sin huvudsakliga förekomst på betade strandängar. Kring år 1980 fanns en stor del av det öländska beståndet på Stora Alvaret kring alvarvåtar (Tholin 1982).

Viktiga mellanartsförhållanden

Hög predation på ägg av strandängsvadare är väldokumenterat, både i Sverige och i andra länder (t.ex. MacDonald & Bolton 2008, Roodbergen m.fl. 2012). Studier på svartbent strandpipare och sydlig kärrsnäppa i sydvästra Skåne under 1980- och 1990-talen visade tydligt att låg kläckningsframgång var den viktigaste begränsande faktorn för dessa populationer (Jönsson 1991, 1999). Förnyade studier av kärrsnäppa under 2000-talet i samma område bekräftade en oförändrat låg kläckningsframgång (Olsson m.fl. 2013). Efterhand som många populationer av strandängsvadare har minskat i antal har de kvarvarande bestånden blivit än mer sårbara för ett högt predationstryck.

Antalet generalistpredatorer på strandängarna har med all sannolikhet ökat, såväl antalet arter som antalet individer. Dels har generalistpredatorer gynnats av förändringar i markanvändningen, dels har jakttrycket på många predatorer historiskt varit väsentligt högre än dagens nivåer. Räv och andra fyrfota däggdjur har varit de viktigaste predatorerna i studier där predatorer har identifierats. Minskad predation från räv kan sannolikt delvis förklara en ökad kläckningsframgång hos vadare efter utbrott av rävskebba i Foteviken och på Öland (Jönsson 1991, Ottvall 2009, 2014). En studie i Foteviken genomförd 2012 visade att fåglar (kråka, kaja och råka) stod för lika stor andel av den totala predationen på vadarbon som däggdjur (Olsson m.fl. 2013). Däggdjuren utgjordes i den senare studien i första hand av räv och grävling, men också av igelkott.

Vid Faludden på Gotland rövades ca 46 % av alla bon av brushane åren 1999–2002 (Thuman 2003) och 40 % av bona av rödspov åren 1996–2000 (Johansson 2001). På Schäferiängarna vid Ottenby på södra Öland registrerades åren 1978–1982 liknande predationsnivåer (ca 50 %) på brushanebon (Ottenby fågelstation opubl. material).

Nivåerna av predation på äggstadiet har dokumenterats för svartbent strandpipare i sydvästra Skåne åren 1982–1998 (Jönsson 1999). Med undantag av några bra år i början av 1990-talet, med en kläckningsframgång på ca 50–60 %, var kläckningsframgången maximalt 25 % andra år. Eftersom ungdomsöverlevnaden fram till flygg ålder var relativt hög i det skånska studieområdet, i genomsnitt ca 60 %, borde en genomsnittlig kläckningsframgång på 30–40 % varit tillräcklig för en livskraftig population. Men under studieperioden nåddes inte denna genomsnittliga nivå på kläckningsframgången.

Arternas lämplighet som signal- eller indikatorarter

Brushane och rödspov förekommer i skötselkrävande gräsmarker och är lämpliga indikatorer för en grupp av hotade och minskande arter av vadare. Därför kan förekomst av dessa arter som häckfåglar på en strandäng vara ett kvitto på att skötsel och förvaltning fungerar på platsen.

Ytterligare information

Relevant för detta program är den handlingsplan som framtagits för hotade strandängsvadare i Danmark (Asbirk & Pitter 2005). Målbilden för skötsel av strandängar i Bilaga 2 har delvis hämtats från den danska handlingsplanen. Rödspov är lokal ansvarsart i Linköpings kommun där det finns planer på ett lokalt åtgärdsprogram för arten.

Utbredning och hotsituation

Historik och trender

Brushanen är knuten till våta gräsmarker längs flyttningen och under häckningen. Under övervintringen i Afrika utgör olika typer av våtmarker, inte minst risodlingar, viktiga livsmiljöer. I början av 1900-talet var brushanen fortfarande talrik som häckfågel i Europa, men omfattande landskapsförändringar, främst i västra Europa, har i dag reducerat beståndet till en spillra av det som fanns för 100 år sedan. Dränering av våtmarker i Europa är den viktigaste faktorn till minskningen. Hur stort det västeuropeiska beståndet av brushane var i början av 1900-talet är svårbedömt, men det har föreslagits att mindre än 10 % av beståndet återstod kring år 2000 (Zwarts m.fl. 2009). I Danmark fanns mer än 1 000 häckande honor på 1960-talet, men under 2000-talet endast omkring 100 (Ole Thorup muntl.). De första försöken att uppskatta antalet övervintrande brushanar i Sahelzonen gjordes på 1960- och 1970-talen (Zwarts m.fl. 2009). Då gjordes inventeringar som tyder på att antalet brushanar låg på flera miljoner. Senare inventeringar har inte konstaterat lika höga antal, särskilt inte i Senegal.

I Sverige minskade den strandängshäckande populationen av brushane från drygt 500 par på 1970-talet till 20–40 par kring år 2010 (Ottosson m.fl. 2012). På Ölands sjömarker minskade brushanen från 278 par 1988 till 12 par 2008 (Wallin m.fl. 2009), på Gotlands strandängar från 109 par 1996 till 7 par 2006 (Johansson m.fl. 2007), från ca 35 par i Kristianstads Vattenrike på 1990-talet till 5 par 2009 och 0 par därefter (Cronert 2014) samt på Hallands strandängar inga häckningar 2002 jämfört med 53 par vid inventeringar 1970 (Flodin 2015).

I början av 1900-talet var rödspoven betydligt mindre talrik i Europa jämfört med idag. På Island fanns ca 3 000 individer och i Nederländerna, där 50 % av Europas bestånd av rasen *limosa* idag finns, häckade arten på myrmark och i naturligt översvämmade våtmarker som utnyttjades som slåttermarker. Även på Gotland var arten knuten till liknande miljöer. När dessa våtmarker

dikades ut bytte rödspovarna livsmiljö till de skapade våta gräsmarkerna som användes för höproduktion. Med användandet av gödsel ökade såväl höproduktion som födotillgången för rödspovarna. Under första halvan av 1900-talet utfördes slåttern så pass sent att rödspovarnas ungar hade möjlighet att nå flygg ålder. Efterhand som slåttern mekaniserades och tidigarelades påskyndad av allt mer effektivare gödselmetoder försämrades rödspovarnas förnyingsmöjligheter avsevärt. Idag tar man regelmässigt tre-fyra vallskördar under en säsong där grässlåttern äger rum vid en lägre höjd än tidigare med ett bättre näringsinnehåll som resultat. Beståndet av rödspov i Nederländerna ökade först under flera decennier, till som mest ca 250 000 individer under 1960-talet. Därefter har beståndet minskat till mindre än hälften av den nivån, och minskningstakten har uppgått till 4 % per år från 1990-talet och fram till idag. I östra Europa är minskningstakten inte lika kraftig som i västra Europa. Danmark avviker något från flera andra länder i Västeuropa då den lilla danska rödspovpopulationen har varit tämligen oförändrad de senaste 10 åren (Ole Thorup muntl.). Sammantaget bedöms världspopulationen av *Limosa* ha minskat med ca 30 % under perioden 1990–2006.

I Sverige har rödspoven aldrig varit särskilt talrik, möjligen med undantag av Öland och Gotland där den betraktades som mycket allmän under en period på 1800-talet (Tjernberg 2011). Under en period i början av 1900-talet saknades den på Gotland samtidigt som den var sällsynt på Öland. I mitten av 1970-talet skattades det nationella rödspovsbeståndet till 500 par (Ulfstrand & Högstedt 1976). Detta var möjligen något i överkant och kring 1980 skattades beståndet till max 375 par, varav ca 60 par i Skåne, ca 250 par på Öland och ca 50 par på Gotland (Tholin 1982). Sedan 1970-talet har det svenska rödspovsbeståndet minskat successivt, förutom en tillfällig ökning i Kristianstads Vattenrike under andra halvan av 1990-talet. Under perioden 1988–2008 var minskningen på Öland i genomsnitt drygt 3 % per år (Wallin m.fl. 2009). I Kristianstads Vattenrike minskade beståndet från 70 par 1997 till 10 par 2012 (Cronert 2014), och på Gotland gick beståndet på strandängar ner från 33 par 1996 till 8 par år 2006 (Johansson m.fl. 2007). Tillfälliga häckningar konstaterades under slutet av 1900-talet i landskapen Närke, Västmanland, Uppland, Gästrikland, Hälsingland och Västerbotten (Tjernberg 2011). Ett litet bestånd fanns under några decennier i Västergötland. Rödspoven har tidigare under 1800- och 1900-talen inte alltid haft sin huvudsakliga förekomst på betade strandängar. Kring år 1980 fanns en stor del av det öländska beståndet på Stora Alvaret kring alvarvätar (Tholin 1982).

Svartbent strandpipare har minskat i antal i Nordvästeuropa under 1900-talet (Thorup 2006). Arten har aldrig varit vanlig i Sverige, men förekom under 1800-talet tämligen allmänt i sydvästra Skåne och på flera platser längs Västkusten upp till Göteborg. I början av 1900-talet var den sannolikt rätt talrik på Falsterbohalvöns stränder och på kortbetade strandängar från Lilla Hammars näs till Klagshamn. Under 1900-talet försämrades artens livsmiljöer successivt och kärnområdet begränsades efterhand till ett fåtal lokaler. Under flera decennier från 1950-talet höll sig beståndet på en stabil nivå mellan 10 och 20 par, varefter en påtaglig minskning inleddes under 1980-talet. Vid millenniumskiftet kring år 2000 fanns inte längre ett årligen reproducerande

bestånd i landet.

Orsaker till tillbakagång

Anledningarna till tillbakagången för arterna i detta åtgärdsprogram är flera och inte alltid säkert klarlagda. Samtidigt kan det fastslås att såväl brushanens och rödspovens minskning i västra Europa under 1900-talet främst förklaras av omfattande landskapsförändringar på häckningsplatserna (Gill m.fl. 2007, Zwarts m.fl. 2009). Det är värt att notera att den isländska rasen av rödspov under 1900-talet ökade från några tusen par till åtminstone 25 000 par (Gill m.fl. 2007). Den viktigaste förklaringen till ökningen på Island anses vara storskaliga landskapsförändringar inom jordbruket som delvis åstadkommit av ett mildare klimat.

I Nederländerna där rödspovar främst häckar i vallar för höproduktion förklaras artens minskning med dålig häckningsframgång och alltför få ungar som når flygg ålder (Kentie m.fl. 2013). Många häckningsförsök misslyckas eftersom den första vallskörden har tidigarelagts med flera veckor, till en tidpunkt då de nykläckta ungarna inte klarar av att undkomma slåttermaskinerna. För rödspovsungar som ändå överlever slåttern är slåttervallarna för höproduktion sämre livsmiljöer jämfört med naturliga gräsmarker. I Sverige är inte slåttervallar någon betydande livsmiljö för arterna i detta åtgärdsprogram och det är endast rödspov som undantagsvis häckar i denna miljö. Likväl är sannolikt en dålig reproduktion av ungar en viktig faktor bakom arternas minskningar också i Sverige. Exempel på andra orsaker som på senare år kan ha bidragit till minskningen av rödspov i Kristianstads Vattenrike är flera torra vårar och predation på vuxna rödspovar av pilgrimsfalk.

Svartbent strandpipare försvann sannolikt från Skåne på grund av krympande arealer lämpliga häckningsmiljöer, mänskliga störningar och en otillräcklig ungpoduktion förorsakad av ett högt predationstryck (Jönsson 1999).

Landskapsförändringar

Den viktigaste orsaken till tillbakagången är landskapsförändringar under 1900-talet, med bl.a. utdikning av häckningslokaler samt ett minskat hävdtryck med igenväxning som följd. På övervintringsområden i Afrika har också landskapsförändringar ägt rum, men förändringarna på häckplatserna i Europa har med stor sannolikhet haft en större betydelse för vadarnas tillbakagång.

I dagsläget är många lämpliga lokaler i Sverige skyddade på ett eller annat sätt. Restaurering av fågelsjöar och våtmarker har återställt och nyskapat åtskilliga lämpliga häckningslokaler för både brushane och rödspov. Ur biotopsynpunkt skulle Sverige därför kunna hålla större populationer av arterna än vad som är fallet. Samtidigt har livsmiljöerna på flera lokaler som hyst dessa arter försämrats, så tillvida att ett hårt hävdtryck (inte minst från betande gäss) har minskat arealen av den för brushane och rödspov nödvändiga högre vegetationen. Ägg och ungar är därför mer oskyddade och sårbara på lokaler i ett landskap där predation på ägg och ungar spelar en större roll än tidigare.

En omfattande dränering av gräsmarker har gjort många strandängar torrare där fuktigheten och tillgång till vatten har minskat.

Biotopskötsel

En stor andel av strandängarna växte gradvis igen under 1900-talet, precis som i fallet med andra naturliga gräsmarker. Efter att problemet uppmärksammats har alltfler strandängar restaurerats och åter tagits i bruk. Denna process har varit av central betydelse för bevarandet av strandängarna. Emellertid har det oomstridda värdet av hävd tagits som intäkt för att mer hävd generellt är bättre än mindre hävd. Starkt hävdade gräsmarker blev därmed ett uttalat mål. Idag har vi därmed på många platser fått en situation där strandängarna i stor utsträckning antingen är för hårt betade, eller inte hävdas alls. Detta har skapat en situation som missgynnar mycket av mångfalden, eftersom den viktiga småskaliga variationen i vegetationsstruktur som skapar fler biotoper, och därmed ger större artrikedom av fåglar, insekter och kärlväxter, ofta saknas. Högre vegetation ger vadarna större möjligheter att dölja sina bon och bidrar sannolikt till en högre insektstillgång för födosökande ungar (för brushane se Thuman 2003, Eglinton m.fl. 2010). Analyser av de inventeringar som Länsstyrelsen i Gotlands län utfört visar att brushane och rödspov är knutna till strandängar med medelhård hävd, medan de saknas i hårt hävdade marker (Fredrik Widemo muntl.). Motsvarande inventeringar på Öland förstärker bilden av att arterna förekommer i högre tätheter på gräsmarker med intermediärt hävdtryck (Wallin m.fl. 2009).

Kraftigt ökande populationer av grågås och vitkindad gås (huvudsakligen rastande) har erbjudits ökad tillgång till lämpligt bete genom den hårdare hävden. Gässen har bidragit till att beta ned växtligheten på redan hårt hävdade strandängar till nivåer som minskar arealen häckningsbiotoper för brushane och rödspov. De häckande gässen återvänder tidigt på våren, långt innan betesdjur släppts ut på bete, vilket kraftigt påverkar gräsutvecklingen på strandängar där bl.a. brushane och rödspov skulle kunna häcka. I England konstaterades lägre tätheter av vadare på gräsmarker som betades intensivt av gäss vintertid (Vickery m.fl. 1997).

Predation

Utöver förändringar i jordbruksmetoder, förlust av betade strandängar, markdränering m.m. utgör höga nivåer av predation på bon och ungar ett stort hot mot många vadarpopulationer (MacDonald & Bolton 2008). Visserligen tål vadarpopulationer relativt höga nivåer av predation på ägg och ungar utan att för den skull minska i antal, men majoriteten av alla granskade studier visar att predationstrycket i dagsläget är så pass högt att det kan vara en bidragande orsak till minskande populationer. Dessutom har en genomgång av ett stort antal studier visat att predationen på ägg för flera arter vadare ökat påtagligt i västra Europa och Skandinavien från 1980-talet och framåt (Roodbergen m.fl. 2012).

Hos flera vadararter överlever mer än 80 % av de adulta fåglarna från ett år till nästa och de mest långlivade individerna kan bli upp till 20–30 år gamla. Samtidigt har flera studier visat att dålig ungpåproduktion utgör huvudorsaken till observerade minskningar hos många vadare (exempelvis rödspov i Nederländerna). En beräkning i MacDonald & Bolton (2008) visar att vid

25 % ungförelivnad (1 av 4 kläckta ungar blir flygg) upprätthåller tofsvipa en bärkraftig population om ungefär 50 % av lagda bon överlever till kläckning. Detta motsvarar en ungföproduktion av 0,6–0,8 flygga ungar/häckande par, men förutsätter då att 69 % av de tofsvipor som misslyckas med en lagd äggkull lägger en ny kull upp till maximalt tre äggkullar. För andra arter med högre adult överlevnad än tofsvipa, t.ex. strandskata, är en lägre kläckningsframgång än 50 % ofta tillräcklig för en livskraftig population. För många arter kan emellertid 40–50 % kläckningsframgång vara ett rimligt riktmärke för att upprätthålla en oförändrad populationsnivå. Men vid avvikelser i ungfööverlevnaden från 25 % som når flygg ålder påverkas också den nödvändiga nivån på kläckningsframgång. Vid en nivå av 40 % ungfööverlevnad kan istället 30 % kläckningsframgång vara tillräcklig för att upprätthålla en stabil populationsnivå.

Orsaker under flyttning och övervintring

Faktorer under övervintringen i Afrika som kan ha påverkat beståndsutvecklingen är torka, dammbyggen och reglering av floder samt jakt och fångst av fåglar som födoresurs för människor (Zwarts m.fl. 2009).

Det har föreslagits att brushanarna i Europa under 2000-talet i viss utsträckning har flyttat längre österut inom artens utbredningsområde (Rakhimberdiev m.fl. 2011). Antalet rastande brushanar på viktiga rastplatser i Holland har minskat, liksom antalet häckande brushanar i Finland och västra Ryssland. Samtidigt som arten har minskat på rastplatser i västra Europa har en viss ökning observerats längre österut. En tänkbar förklaring till vad som verkar vara en omfördelning av brushanar är en försämring i livsmiljöerna på rastplatserna i Holland (Verkuil m.fl. 2012b). Dränering av jordbruksmark med lägre grundvattennivåer har sannolikt inneburit sämre födotillgång för brushanarna, som kan ha övergivit den västliga flygrutten till förmån för en mer östlig rutt som går via Podeltat i Italien och rastplatser i Vitryssland till häckningsområden i västra Sibirien. Detta skulle kunna innebära att färre brushanar kommer till Sverige då de i stället flyger till häckningsplatser längre österut. Brushanens kraftiga minskning i Sverige under perioden 1990–2012, med en minskningstakt som har varit närmare 8 % per år mellan 1998 och 2012 (Lindström & Green 2013), kan möjligen förklaras med en förskjutning från den västliga flygrutten till en östligare rutt. Livsmiljöerna i de fjällnära områdena har knappast förändrats under denna period.

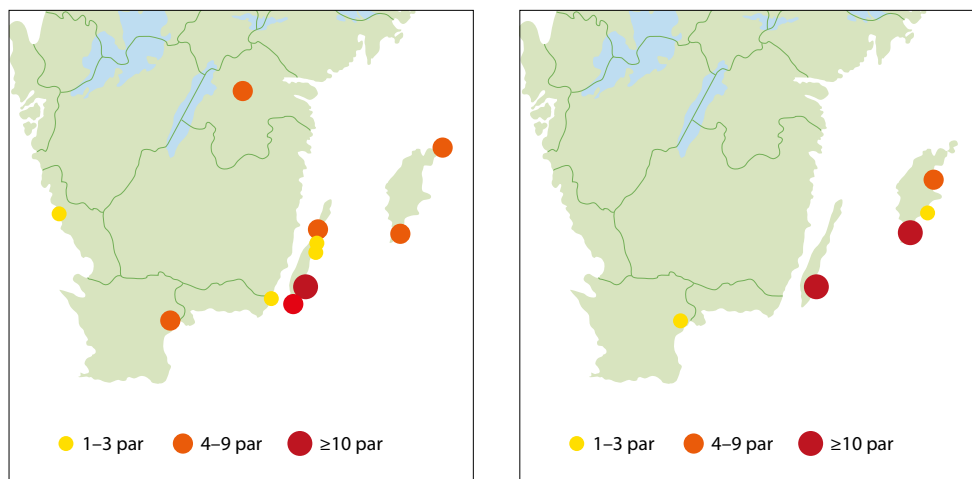
Rödspoven behöver liksom brushanen våtmarker under flyttning och övervintring. Då många naturliga våtmarker i södra Europa och Afrika har dränerats till åkermark har risodlingar fungerat som ersättningsmiljö. Utbredningen av risodlingar har varierat över tiden och sålunda också de platser som rödspovarna använder till födosök. Den variabla förekomsten av lämpliga uppehållsplatser för rödspov vid flyttning genom västra Europa och övervintring i Afrika tycks inte ha påverkat de vuxna rödspovarnas överlevnadsmöjligheter då holländska rödspovars överlevnad mellan år har ökat något, möjligen för att jakttrycket minskat i Europa och i Nordafrika (Roodbergen m.fl. 2008, Zwarts m.fl. 2009).

Aktuell utbredning

Brushanen har ett vidsträckt utbredningsområde med häckande fåglar på betade strandängar från Nederländerna (endast några tiotal par) och norrut i Europa, samt på starrmyrar i taiga och lågalpin tundramiljö från Skandinavien till Sibirien. I Sverige häckar arten främst i Norrland på myrar i barrskogs- och fjällregionerna, med en klar tyngdpunkt till Norrbottens län. Arten förekommer fläckvis aggregerad och utnyttjar inte sällan hävdade gräsmarker även i Norrland. Brushanen saknas som häckfågel i de flesta län i södra Sverige och regelbunden förekomst finns endast i Skåne, Gotlands och Kalmar län på Öland (Figur 5).

Rödspovens häckningsområde sträcker sig från Island och Nederländerna till Sakhalin, med en isolerad förekomst vid Lofoten i norra Norge. Utbredningsområdet har en lucka mellan östra och västra Sibirien och förekomsterna på Island och i Norge är isolerade från övriga europeiska populationer. I Sverige häckar arten regelbundet i Skåne, Hallands, Östergötlands, Gotlands och Kalmar län (Öland) men 2014 noterades en häckning också i Blekinge län (Figur 5).

Svartbent strandpipare har ett stort utbredningsområde som omfattar Nordafrika, Europa och Asien. Populationerna i Amerika bör sannolikt separeras från svartbent strandpipare som egen art. Nordgränsen för artens utbredning i Europa ligger idag i Danmark. Under 2000-talet har svartbent strandpipare häckat oregelbundet i Sverige med enstaka par i Skåne län samt i Kalmar län på Öland. Arten har varit årlig under häckningssäsongen i Ottenby mellan 2006 och 2014, med en lyckad häckning 2010 samt misslyckade häckningsförsök 2011 och 2014.



Figur 5. Utbredning i södra Sverige av brushane (till vänster) och rödspov (till höger). Utbredningskartor: Magnus Ullman.

Aktuella populationsfakta

Världspopulationen av brushane bedöms vara i storleksordningen 2 miljoner individer (Zwarts m.fl. 2009). Den europeiska populationen har uppskattats till minst 400 000 individer (Thorup 2006). Under 2000-talet har en förskjutning av beståndet från Europa till Asien dokumenterats, men det är oklart i vilken utsträckning denna förändring kan förklara minskningen i västra Europa (Rakhimberdiev m.fl. 2011, Verkuil m.fl. 2012b). I Sverige skattas det häckande beståndet till 16 000–34 000 par (Ottosson m.fl. 2012). Av dessa påträffas endast 20–40 par (häckande honor) på strandängar i södra Sverige.

Rödspovens världspopulation fördelas på de tre beskrivna raserna. På Island och fåtaligt i Norge bedöms beståndet av rasen *islandica* omfatta 75 000 individer. Beståndet av rasen *melanoroides* med förekomst i östra Sibirien har uppskattats till 160 000 individer. Beståndet av *limosa* består av knappt 200 000 individer, varav hälften i Nederländerna och ca 150 individer i Sverige (Thorup 2006, Gill m.fl. 2007, Ottosson m.fl. 2012).

Världspopulationen av svartbent strandpipare inklusive Nordamerika har uppskattats till mellan 120 000 och 240 000 par (Wetlands International 2006). Det europeiska beståndet bedömdes kring år 2000 till maximalt 35 000 par, medan det nordvästeuropeiska beståndet endast bestod av 875 par (BirdLife International 2004). I Sverige har arten inte häckat årligen under 2000-talet.

Demografi

En viktig aspekt med små, minskande och fragmenterade fågelpopulationer är att man ofta har en skev könskvot med ett underskott av honor. Detta har påvisats i populationerna av sydlig kärrsnäppa och svartbent strandpipare i sydvästra Skåne (Jönsson 1991, 1999). Det är däremot inte känt ifall en skev könskvot förekommer i populationerna av brushane och rödspov.

Aktuell hotsituation

Regelbundna häckningsförekomster av brushane och rödspov finns nu på ett fåtal lokaler i södra Sverige. Hotsituationen är därför allvarlig för båda arterna. I den senaste svenska rödlistan (Gärdenfors 2010) klassas brushane som Sårbar (VU) och rödspov som Akut hotad (CR). Svartbent strandpipare som inte längre häckar regelbundet i Sverige klassas som nationellt utdöd (RE). Arten har en besvärlig situation även i Danmark och Tyskland, och förutsättningarna för att arten ska komma tillbaka som svensk häckfågel är allt annat än goda.

Av brushanens aktiva spelplatser återstår endast ett fåtal på Öland och Gotland. I Skåne verkar spelen och häckningarna ha upphört i Kristianstads Vattenrike (Cronert 2014). Däremot har brushanen återvänt till den danska ön Saltholm i Öresund, och en ökande population på den danska sidan skulle kunna spilla över till de skånska lokalerna, om de erbjuder lämpliga livsmiljöer.

Mellan 2011 och 2012 minskade rödspovspopulationen i Kristianstads Vattenrike från ca 40 individer till drygt 20 (Cronert 2014). Ett par lyckades sannolikt få ungar på vingarna, medan övriga par misslyckades. Eftersom

rödspovarna har haft dålig häckningsframgång i flera år i Vattenriket, kan populationen fortsätta att minska de närmaste åren, även om åtgärder sätts igång med omedelbar verkan. Visst hopp finns på Öland där häckningsframgången bland strandängsvadare varit relativt hög under perioden 2007–2014 (Ottvall 2014). På Gotland försvann två tredjedelar av de häckande rödspovarna mellan 1996 och 2006 från den viktigaste lokalen Faludden (Johansson m.fl. 2007). Delvis har minskningen balanserats av en ökning på Fårö, men förändringen av vadarnas livsmiljöer på Faludden är bekymmersam för rödspovens framtid på Gotland.

Svartbent strandpipare kan tänkas återkomma som regelbunden häckfågel i Sverige. Den årliga förekomsten av en revirhävdande hane vid Ottenby på Öland åren 2006–2013 visar att det är möjligt. Bekymmersamt är dock att populationerna i Danmark och Tyskland fortsätter att minska i antal.

Biotopskötsel

Länsstyrelsernas inventeringar visar att arealen strandängar klassade som välhävdade, dvs. troligen oftast alltför hårt hävdade för brushane och rödspov, har ökat. När vegetationen på gräsmarkerna blir alltmer homogen och kortsnaggad, missgynnas dessa arter. Höga antal av betande gäss, redan tidigt under våren innan betesdjuren har släppts ut på bete, har bidragit till denna utveckling i t.ex. Foteviken, Kristianstads Vattenrike och på Faludden.

En effekt av alltför avbetad vegetation på gräsmarkerna är att ägg och ungar har ett sämre skydd mot predatorer, och därmed kan predation utgöra ett större problem än när tillräckliga arealer med högre vegetation upp till ca 20 cm finns (van der Wal & Palmer 2008).

Predation

De små och fragmenterade bestånden av brushane och rödspov har mycket liten tolerans för predation på ägg och ungar. Ett högt predationstryck är därför ett hot mot de hotade strandängsvadarna, där förnyringen på flera lokaler är långt under vad som är tillräckligt. Om man inte får bukt med det höga predationstrycket i sydvästra Skåne är det inte heller sannolikt att återfå en svensk population av svartbent strandpipare.

Tornfalk- och pilgrimsfalksholkar

Tornfalkar och pilgrimsfalkar som häckar på strandängar, eller i deras närområde, kan utgöra ett allvarligt hot mot strandängshäckande vadare. Rester av åtskilliga adulta rödspovar och andra våtmarksarter hittades i holken hos det häckande pilgrimsfalksparet i Kristianstad, innan detta par drabbades av förgiftning. Om rödspoven ska ha en möjlighet att återhämta sig i Kristianstads Vattenrike bör åtgärder för att etablera pilgrimsfalk i närområdet undvikas.

Troliga effekter av olika förväntade klimatförändringar

Med nuvarande kunskapsläge är effekterna på vadarna av förväntade klimatförändringar svårbedömda. Klimatforskningen förutspår klimatförändringar i form av högre temperaturer, förändrade nederbördsmonster och mer extrema

vädersituationer, vilket kan tänkas påverka vadarna på olika sätt. Långvariga värmeböljor kan leda till torka på vissa platser samtidigt som kraftiga skyfall och stora nederbördsmängder kan drabba andra områden. Även om den globala nederbördsmängden ökar fördelas den sannolikt mer ojämnt. Om högre medeltemperaturer innebär vattenståndshöjningar i havet riskerar kustlinjen att flyttas så att viktiga strandängsområden hamnar under vatten och därmed förloras som livsmiljö för häckande vadare. Detta gäller även strandängarna i Kristianstads Vattenrike som står i direkt kontakt med havet och varje höjning av vattennivån innebär motsvarande höjningar av nivån på inlandsstrandängarna ända upp till Isternäset och Araslövssjön norr om Kristianstad.

Eftersom olika typer av våtmarker är en viktig komponent för vadarna kan torka påverka såväl reproduktionsframgången som överlevnaden i övervintringsområden i Sahelzonen. Det finns ett samband mellan år med torka i Sahel och överlevnaden för rödspov, men rödspovarnas överlevnad har ökat sedan 1980-talet trots att klimatdata snarare borde innebära en motsatt utveckling av överlevnaden (Zwarts m.fl. 2009).

Skyddsstatus i lagar och konventioner

Arterna har följande status i nationell lagstiftning, EU-direktiv, EU-förordningar och internationella överenskommelser som Sverige ratificerat. Texten nedan hanterar endast den lagstiftning etc. där arterna har pekats ut särskilt i bilagor till direktiv och förordningar. Den generella lagstiftning som kan påverka en art eller den biotop eller område där arten förekommer finns inte med i detta program.

Nationell lagstiftning

Brushane, rödspov och svartbent strandpipare är fredade i Sverige enligt 4 § artskyddsförordningen (2007:845). Detta innebär att det är förbjudet att avsiktligt störa fåglar samt att skada eller förstöra arternas fortplantningsområden eller viloplats. Man får inte heller ta bort eller skada arternas ägg eller bon.

EU-lagstiftning

Brushane och svartbent strandpipare finns upptagna i fågeldirektivets (Rådets direktiv 79/409/EEG av den 2 april 1979 om bevarande av vilda fåglar) bilaga 1 (arter för vilka särskilda åtgärder ska vidtas för att bevara deras livsmiljöer) och rödspov i bilaga 2 B (arter vilka endast får jagas i särskilt utpekade medlemsländer). Dessutom finns strandängsvadarnas viktigaste livsmiljöer med i art- och habitatdirektivet (Rådets direktiv 92/43/EEG av den 21 maj 1992 om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter). Majoriteten av de rödspovar som häckar längs kusterna i Sverige, liksom de brushanar som häckar i sydligaste Sverige, återfinns på salta strandängar (1330), strandängar vid Östersjön (1630) och kalkgräsmarker (viktiga orkidélokaler, 6210). Den

geografiska gränsen mellan de två första naturtyperna går genom Blekinge och bevarandet av strandängar vid Östersjön (1630) har hög prioritet inom EU. På inlandslokaler påträffas brushane och rödspov på fuktängar med blååtätel eller starr (sötvattenstrandäng, 6410).

Internationella konventioner

Strandängsvadarna i detta åtgärdsprogram omfattas av följande internationella konventioner:

- Bilaga 3 i Bernkonventionen om skydd av fågelarter i behov av skydd men som kan jagas.
- Bilaga 2 i Bonnkonventionen om skydd av flyttande djur. Bilagan listar arter som behöver, eller kan dra nytta av, mellanstatliga avtal.

Befintliga internationella "Action plans"

I Danmark finns en handlingsplan för sydlig kärrsnäppa, brushane och rödspov vilken har sammanställts av Miljøministeriet och Skov- og Naturstyrelsen (Asbirk & Pitter 2005).

En handlingsplan för rödspov inom EU gällande perioden 2007–2009 publicerades 2007 (European Commission 2007). Den följdes upp av en internationell handlingsplan framtagen av UNEP, AEWa och EU (Jensen m.fl. 2008).

Övriga fakta

Erfarenheter från tidigare åtgärder som kan påverka bevarandearbetet

Restaureringar av strandängsområden

Det finns en del att lära av restaureringar som gjorts av strandängsområden i till exempel Kristianstads Vattenrike och Svartåmyrningens naturreservat. Efter en period med eftersatt skötsel och förvaltning var båda områdena kring år 1990 i stort behov av omfattande åtgärder.

I Svartåmyrningens naturreservat höjdes det totala betetrycket och man gick från många fållor till en mer samlad djurhållning. I vissa delar av området gick man över till slätter med efterbete. För att få bort bladvass användes rotorkultivator och bandvagnskörning över områden med vassruggar. När man fick bort bladvass öppnades strandlinjen upp. Sedan början av 1990-talet har ett högt betetryck upprätthållits där betesdjuren fick tillträde till strandlinjen vilket sannolikt bidrog till att hålla efter bladvassen. Slutresultatet blev ett stort, öppet och sammanhängande strandängsområde med hög fuktighet, där rödspoven etablerade sig kring år 2000. Under 2012 noterades minst 4 häckande rödspovspar och minst 13 vuxna individer observerades under häckningssäsongen.

I Kristianstads Vattenrike ökade antalet rödspovspar markant efter ett omfattande restaureringsarbete i början av 1990-talet, men efter en topp kring

år 1997 (ca 70 par) har beståndet minskat till 10–15 par år 2012. De viktigaste åtgärderna bakom rödspovens ökning var troligen att träd och buskar rövades bort i den centrala delen av Håslövs ängar, att slätter med efterbete infördes med bete ända ner till sjökanten vilket skapade en ”blå bård” och en öppen strandlinje. Slätter med efterbete höll tillbaka tuvtäteln, och starren vid sjökanten togs bort tidigt på säsongen av betesdjuren. De positiva effekterna av restaureringarna avtog relativt snabbt då en kombination av faktorer såsom ett omfattande gåsbete (främst grågås) tidigt under säsongen och en förvegetation mycket omfattande sommaröversvämning år 2007 försämrade rödspovens och brushanens livsmiljöer på strandängarna.

Predator kontroll

Predator kontroll innebär att man försöker begränsa predation, i det här fallet på de markhäckande vadarfåglarnas ägg och ungar. Metoderna som använts är antingen olika former av jakt eller att man stänger ut predatorerna med skyddsburar över bon, eller täta elstängsel runt avgränsade häckningsområden.

Flertalet tidigare studier där man har undersökt effekter av predator kontroll på fågelpopulationer har berört skogshöns, fälthöns eller sjöfåglar. Liknande undersökningar med vadare som målgrupp är färre, men några publicerade sådana sammanfattas i Bolton m.fl. (2007). En kunskapssammanställning över predator kontroll inom viltförvaltning och naturvård med fokus på svenska undersökningar har relativt nyligen publicerats (Widemo 2008). En meta-analys av internationellt publicerade studier om predator kontroll indikerar att predator kontroll kan vara effektiv både med avseende på att förbättra häckningsutfallet och att öka bestandsstorlekar av små och hotade fågelpopulationer (Smith m.fl. 2010). En gemensam slutsats i ovan nämnda publikationer är vikten av att jakten riktas mot flera olika predatorer och inte enbart mot en art. En genomgång av publikationer där jakt förekommit mot kråkfåglar visade att predator kontroll var mer framgångsrik när jakten utfördes på både däggdjur och kråkfåglar (Madden m.fl. 2015). Kritiken mot predator kontroll är framförallt den etiska aspekten med avlivning och att jaktinsatserna ofta blir fleråriga och kostsamma om inte jakten åtminstone delvis kan ske med ideella insatser. Dessutom kan jakten behöva ske utanför ordinarie jakttider som skydds jakt för att vara verkningsfull.

I tidigare studier har inte alltid tydliga effekter av predator kontroll med vadare som målgrupp kunnat urskönjas, men i en 8-årig studie i England med över 3 000 undersökta tofsvipebon (Bolton m.fl. 2007) ökade kläckningsframgången i områden med höga predator tätheter när utökad jakt inleddes. Däremot kunde inte några effekter påvisas på lokaler med lägre initiala predator tätheter. Det är emellertid inte enkelt att använda denna studie som vägledning för vilken nivå som är höga tätheter av predatorer. Vid inventeringar nattetid från fordon observerades som mest 1,5–2,5 rävar per timme och vid linjeräkningar av kråkor dagtid noterades som mest 3–4 par kråkor per timme. Vidare fann man i studien en högre överlevnad bland tofsvipeungar när predator kontroll bedrevs. Game & Wildlife Conservation Trust visade i en 8-årig undersökning med predator kontroll att vadares häckningsframgång var

högre när jakt på predatorer utfördes och positiva populationseffekter påvisades hos några arter (Fletcher m.fl. 2010). En 2-årig studie på en ö utanför Nordirland kunde däremot inte upptäcka några effekter på kläckningsframgång hos tofsvipa efter predator kontroll (Bodey m.fl. 2011).

I Sverige har en del insatser med predator kontroll genomförts i försök att skydda vadarbon. Inom ”Projekt Svartbent strandpipare” bedrevs skydds jakt på kråkor, räv och mink, samt användes antipredatorburar och elstängsel för att förhindra predation från såväl däggdjur som kråkfåglar. Erfarenheterna från dessa åtgärder var att elstängsel effektivt förhindrade räv från att plundra de skyddade bona. Men sett över flera år varierade framgången med åtgärderna. Vissa säsonger ersatte andra predatorer, främst kråkor, den rävpredation som tidigare var dominerande (Jönsson 1989, 1993, 1995). Åtgärderna med predator kontroll hade en viss effekt, men kunde inte förhindra att svartbent strandpipare försvann från Skåne och Sverige som häckfågel.

Ett 4 km långt elstängsel i kombination med vattenreglering har använts framgångsrikt många år kring en sandrevel i Flommen på Falsterbohalvön (t.ex. Bentz m.fl. 2012). Skyddet riktar sig främst mot skärfläcka som vid ett flertal tillfällen fått många ungar på vingarna tack vare åtgärderna med elstängsel och vattenreglering. Elstängslet kräver regelbunden övervakning så att spänningen i trådarna inte försvinner. Detta arbete görs med ideella insatser.

Som en del av åtgärdsprogrammet för sydlig kärrsnäppa har olika riktade åtgärder genomförts åren 2006–2012 i Foteviken, Skåne, för att minska predationen på ägg och ungar av främst sydlig kärrsnäppa, men också av andra arter vadare (Olsson m.fl. 2013). En kombination av elstängsel, skyddsburar och skydds jakt på kråka och grävling har haft en positiv inverkan på häckningsutfallet för sydlig kärrsnäppa, även om antalet flygga ungar varit på gränsen till vad som krävs för att populationen inte ska minska i antal.

Specialdesignade skyddsburar som placeras över vadarbon har i flera studier visat sig öka kläckningsframgången påtagligt (Flodin m.fl. 2010, Olsson m.fl. 2013). En risk med metoden är att predatorer kan lära sig att fånga och döda de ruvande vadarfåglarna inne i buren. Risken är störst för vadare som litar till sitt kamouflage och trycker på boet in i det längsta innan de lämnar boet. Därför bör inte metoden användas för t.ex. sydlig kärrsnäppa och rödbena om inte bon med skyddsburar övervakas mycket noggrant (Isaksson m.fl. 2007).

På Öland har ett försök med predator kontroll utförts av ideella krafter från Mörbylånga jaktvårdskrets åren 2007–2011. Utvärdering och kostnader för t.ex. fångstfällor har finansierats av Länsstyrelsen i Kalmar län, delvis som ett försök inom åtgärdsprogrammet för sydlig kärrsnäppa. En sammanställning av 5-årsförsöket kunde inte påvisa statistiskt säkerställda effekter av jakten på vadarnas kläckningsframgång (Ottvall 2009, 2014). Det har inom projektet på Öland inte varit möjligt att i tillräckligt stor skala följa upp resultatet för det totala häckningsutfallet utan analysen gäller främst kläckta och plundrade bon. En stor del av predationen av vadarägg ägde rum nattetid av däggdjur, främst grävling och räv. Åtgärder med jakt på predatorer och elstängsel har fortsatt på Öland inom ett LONA-projekt under 2012–2014. Även om jaktens betydelse på vadarnas häckningsframgång på öländska sjömarker är oklar, har det under åren då jakten pågått varit många vadarungar som har kommit

på vingarna. Uppföljning av antalet par rödspov på Öland visar att det häckande beståndet inte längre minskar och att häckningsframgången var exceptionellt god 2013 (Ottvall 2013).

I Danmark används konstgjorda rävgryt för att reglera lokala rävbekämp i anslutning till fågelrika områden. Ett exempel är Vestamagers naturreservat i Köpenhamns utkanter. Med hjälp av 30 anlagda gryt lockar man rävarna till att använda dessa gryt så att de relativt enkelt kan lokaliseras och avlivas av en jägare med hund. Optimalt är grytet utrustat med övervakningsutrustning som sänder ett meddelande till en jägare på mobiltelefon när ett gryt är upptaget av en räv. Därefter används en hund för att jaga ut räven ur grytet. I den mån en rävhona föder ungar i ett gryt avlivas också ungarna i grytet. En sådan jakt kan uppfattas som oetisk och kräver skyddsjaksdispens, men kan genomföras för att effektivt minska antalet rävar i naturreservatet. Jakt i gryt på rävfamilj bör dock endast behöva ske undantagsvis eftersom man har kontinuerlig kontroll på konstgryten och därför kan bedriva jakt under de perioder predatorerna är lovliga för jakt. Huvudinriktningen på all jakt som bedrivs som predator kontroll ska vara att jakten sker under normala jakttider.

Åtgärder i övrigt: jordbrukets miljöersättningar

Miljöersättningar inom landsbygdsprogrammet utgör en förutsättning för att tillräckligt stora arealer av ängs- och betesmarker sköts så att livskraftiga populationer av de tre strandängsvadarna i programmet kan uppnås. Möjligheten att i åtagandeplaner skraddarsy särskilda skötselvillkor för marker med särskilda värden eller förekomst av rödlistade arter är viktig att behålla. Därutöver finns ett behov av ersättningar till särskilda insatser som kan gynna naturvärden såsom strandängsvadarna i detta åtgärdsprogram. Länsstyrelsen i Halland genomför under 2013–2015 åtgärder med medel från landsbygdsprogrammets tidigare ersättningsform utvald miljö med syfte att förbättra strandängsvadarens livsmiljöer. Erfarenheter från dessa åtgärder bör användas för eventuella liknande insatser i framtiden.

Med det nuvarande landsbygdsprogrammet (2014–2020) gäller nya miljöersättningar, och det är mycket viktigt att bevaka vilka nya möjligheter till ersättning för projekt via landsbygdsprogrammet som finns. Länsstyrelserna har stor möjlighet att påverka prioriteringen av projekt i sina strategier för landsbygdsprogrammet. Inom det nya landsbygdsprogrammet finns det möjlighet till betes- och slätterfria år. Detta kan vara positivt för vadarfåglar, inte minst för brushane och rödspov, samt att få upp vegetationshöjden i marker med gåsproblematik. Brukaren får emellertid inte ersättning för det hävdfria året, vilket kan göra det svårt att motivera brukaren till detta om inte annan ersättning kan erbjudas.

Åtgärder i övrigt: dämning av diken/våtmarker

Inom EU LIFE-projektet BaltCoast (Rehabilitation of Baltic coastal lagoon habitat complex) har ett antal diken lagts igen samt grunda vattensamlingar och våtmarker återskapats på Öland. Dessa åtgärder har i flera fall lett till lokala ökningar av antalet häckande vadare (Länsstyrelsen i Kalmar län).



Figur 6. En dämning av ett gammalt dike vid Lilla Brunneby på östra Öland resulterade i att vatten stannade kvar på sjömarken under större delen av vadarnas häckningssäsong. Vattensamlingen attraherade rödspov och brushane. Foto: Richard Ottvall.

Resultat från existerande sårbarhetsanalyser

Några sårbarhetsanalyser har inte gjorts på svenska populationer av rödspov, brushane och svartbent strandpipare. Däremot visade en känslighetsanalys av Ottvall & Härdling (2005) att populationer av långlivade vadare är mest känsliga för förändringar i adult överlevnad. Därutöver har en riskanalys gjorts för rödspovspopulationen på Faludden, som studerades intensivt åren 1996–2000 (Johansson 2001). Riskanalysen av denna population visade att utdöenderisken var stor eftersom antalet rekryter var för lågt för att upprätthålla en stabil populationsnivå. En beräkning av det sydvästsånska beståndet av svartbent strandpipare kom fram till att det behövdes en årlig produktion av minst 0,7 flygga ungar/adult för att beståndet skulle vara självproducerande (Jönsson 1992). Den genomsnittliga ungtproduktionen under perioden 1982–1998 varierade mellan 0,3 och 0,4 flygga ungar/adult, en alltför låg nivå för att vara bärkraftig (Jönsson 1999).

Vision och mål

Vision

Visionen är att brushane i södra Sverige samt rödspov och svartbent strandpipare ska ha livskraftiga populationer. Det ska finnas tillräckligt stora arealer med lämpliga livsmiljöer för att skapa förutsättningar för livskraftiga populationer. För att arterna inte längre ska betraktas som hotade på den nationella rödlistan ska det finnas minst 1 000 reproduktiva individer. Detta är rimligt för brushane och rödspov som har haft motsvarande populationer någon period under 1900-talet. Däremot har svartbent strandpipare förmodligen aldrig haft en population i den storleksordningen i Sverige. Men om arten i en framtid expanderar norrut i Europa med en immigration till Sverige ska det finnas tillräckliga arealer med lämpliga livsmiljöer för etablering av en randpopulation med en rödlistestatus som sårbar (VU).

Långsiktigt mål

Målet är att Sverige har självreproducerande populationer av brushane, rödspov och svartbent strandpipare som ökar i antal till dess att livskraftiga populationer uppnåtts.

Till år 2030 ska:

- det i Skåne, Halland, Öland och Gotland finnas sammanlagt minst 300 reproduktiva individer av brushane. Av dessa ska det finnas minst 30 i Skåne, minst 20 i Halland, minst 150 på Öland och minst 100 på Gotland.
- det i Skåne, Halland, Öland, Gotland och Östergötland sammanlagt finnas minst 400 reproduktiva individer av rödspov. Av dessa ska det finnas minst 70 i Skåne, varav 60 i Kristianstads Vattenrike, minst 250 på Öland, minst 60 på Gotland, minst 6 på flera lokaler i Halland och minst 14 på flera lokaler i Östergötland.
- det finnas minst 40 reproduktiva individer av svartbent strandpipare i Skåne och på Öland.

Kortsiktigt mål

Till år 2019 ska:

- populationerna av brushane och rödspov i södra Sverige ha upphört att minska i antal.
- det finnas minst 100 reproduktiva individer av brushane, minst 200 rödspovar och minst 10 svartbent strandpipare.
- det finnas minst 20 reproduktiva brushanar i Skåne, minst 40 på Öland och minst 40 på Gotland.
- det finnas minst 40 reproduktiva rödspovar i Kristianstads Vattenrike, minst 100 på Öland, minst 40 på Gotland, minst 6 i Halland och minst 10 i Östergötland.
- det sammanlagt finnas minst 10 reproduktiva individer av svartbent strandpipare i Skåne och på Öland.

Åtgärder och rekommendationer

Beskrivning av åtgärder

I det här avsnittet ges en övergripande beskrivning av de åtgärder som föreslås genomföras under åtgärdsprogrammets giltighetstid. I Bilaga 1 finns en tabell med detaljerad information om de planerade åtgärderna. I Bilaga 3 görs en genomgång av åtgärderna uppdelade på varje lokal.

Information

Ett informationsblad om arterna i detta åtgärdsprogram liknande det som tidigare producerats inom åtgärdsprogrammet för sydlig kärrsnäppa, bör tryckas och distribueras till berörda markägare och brukare. Det är angeläget att sprida kunskap om vattensamlingarnas betydelse för vadarna och uppmuntra till enkla åtgärder som gynnar vadarna. Det är också viktigt att erfarenheter och kunskap av praktiskt naturvårdsarbete som finns bland markägare och brukare kommer förvaltare och myndigheter till kännedom. Gemensamma fältvandringar i områden med häckande vadare kan vara en effektiv väg till informationsutbyte. Ny kunskap rörande åtgärdsprogrammet bör presenteras till personal som arbetar med miljöersättningar.

Rådgivning

Rådgivning till markägare och brukare är viktig så att rätt åtgärder utförs på de marker som kan tänkas hysa hotade strandängsvadare. Den bästa vägen för rådgivning är sannolikt vid ett direkt informationsutbyte mellan förvaltare, naturvårdare, markägare och brukare. De ovan nämnda gemensamma fältvandringarna är ett exempel på ett lämpligt informationsutbyte.

Intern dialog och rådgivning är viktig mellan naturvårds- och lantbruksenheterna på länsstyrelserna. Kontrollanter av miljöersättningar bör kontakta naturvårdsenheten för rådgivning i de fall en art i det här åtgärdsprogrammet förekommer på marker som ska kontrolleras.

Utbildning

Det är angeläget med en intern utbildning på myndighetsnivå (berörda länsstyrelser) för de personer som formulerar åtagandeplaner. Handläggare på länsstyrelser som arbetar med förvaltning och skötsel av områden måste också vara väl insatta i det regelverk som gäller för miljöersättningarna. Utbildningen ska skapa förutsättningar för en starkare koppling mellan åtgärdsprogrammet och rådgivning till brukare. Det finns ett behov av ett tätt samarbete på länsstyrelser mellan de som upprättar åtagandeplaner och den som ansvarar för förvaltningen av respektive område. För att ta lärdom av erfarenheter och resultat av projekt och åtgärder i andra länder bör studieresor och deltagande vid symposier eftersträvas. Om tillräcklig kompetens för utbildning inte finns inom en länsstyrelse ska utbildning från extern expertis kunna inhandlas.

Ny kunskap och inventering

Några få lokaler som inte inventeras inom den regionala miljöövervakningen (se under Miljöövervakning) bör inventeras med samma metodik som inom miljöövervakningen efter rödspov (t.ex. Fårö på Gotland, Långkärr på Öland och Vombs ängar i Skåne) och brushane (t.ex. Skenholmen på Gotland) vid ett tillfälle under en femårsperiod. Detta för att få till stånd en totalinventering av de aktuella arterna. I Kristianstads Vattenrike har en enklare inventeringsmetod, simultanräkning, använts för inventering av rödspov (Cronert 2014). Metoden bygger på att ett antal ornitologer under en förmiddag besöker så många potentiella häckningslokaler för rödspov som möjligt. Inventeringen genomförs kring mitten av april då merparten av fåglarna har återkommit från vinterkvarteren men ännu inte inlett ruvningen av ägg. Metoden har gett likvärdiga antalsskattningar som revirkarteringsmetoden med 4 besök.

Förhindrande av illegal verksamhet

Det är inte aktuellt med några åtgärder för att motverka illegal verksamhet inom Åtgärdsprogrammet.

Omprövning av gällande bestämmelser

Det är angeläget att göra en översyn av befintliga skötselplaner och utifrån rådande kunskapsläge lämna uppdaterat underlag till förvaltare av skyddade områden.

Anpassning av åtagandeplaner

Möjligheten att skriva in särskilda skötselvillkor i åtagandeplaner inom miljöersättningarna är viktig. Åtagandeplaner som berör strandängsvadarnas livsmiljöer bör anpassas till optimal skötsel för hotade strandängsvadare. Målbilden där strandängen utgör en mosaik av olika strukturer och vegetationshöjder med inslag av vattensamlingar bör finnas med i åtagandeplaner. Det är viktigt att åtgärder i befintliga åtagandeplaner för marker med miljöersättning för betesmarker och slätterängar kan revideras i samråd med brukarens önskemål och förutsättningar. Revidering bör också kunna göras vid behov under en åtagandeperiod.

Områdesskydd

Åtgärdsprogrammet är vägledande för åtgärder i skyddade områden. I skyddade områden måste de åtgärder som genomförs stämma överens med de styrande dokumenten för området, t.ex. syfte, föreskrifter och skötselplan, som är framtagna för att främja områdets samlade bevarandevärden. I första hand bör åtgärder för arterna riktas mot skyddade områden där dessa åtgärder stämmer överens med områdenas syften och skötselplaner. Där åtgärdsprogrammets arter förekommer i befintligt skyddade områden, där skötselplanen inte är förenlig med de åtgärder som behövs för att gynna arterna, bör en samlad bedömning göras av det eventuella revideringsbehovet för skötselplanen, med utgångspunkt i det skyddade områdets bevarandevärden.

Skötsel, restaurering och nyskapande av livsmiljöer

Strandängarna där brushane och rödspov häckar är kulturpåverkade miljöer som skapats och upprätthållits genom århundraden av bete och slåtter. En fortsatt drift och skötsel är nödvändig för att behålla strandängarnas kvalitet som häckplatser för strandängsvadarna.

De viktigaste åtgärderna för att skapa bra livsmiljöer för brushane och rödspov är att skapa tillräckligt stora områden med högre vegetation och att göra markerna fuktigare. Vilka åtgärder som krävs för att åstadkomma rätt miljöer för brushane och rödspov varierar beroende på lokala förutsättningar (se målbild i Bilaga 2). Lämplig hävdnivå på lokalen i fråga justeras oftast bäst baserat på tidigare erfarenheter och djurhållarens kunskaper. Ett riktmärke kan vara att djurtätheter av 0,5–1 djur/ha kan ge ett tillräckligt extensivt bete för att uppnå lämplig höjd på vegetationen. Men det kan vara stora lokala skillnader, och limnoga strandängar kräver generellt högre djurtätheter än kustnära strandängar för att hävden inte ska bli alltför lågintensiv.

En högre fuktighet med fler vattensamlingar på gräsmarkerna kan öka vegetationstillväxten och öka födotillgången för inte minst ungar. Genom att dämna diken kan vattensamlingar åstadkommas som inte torkar ut förrän tidigast i slutet av juni, ens under torra år. Det är dock viktigt att det inte blir permanenta vattensamlingar så att området med vattenspegel riskerar att räknas bort vid en kontroll. Våtmarker är inte ersättningsberättigade i miljöersättningen för betesmarker och slåtterängar.

Svartbent strandpipare är ursprungligen en stäppfågel och föredrar torra, sandiga och vegetationsfattiga områden nära långgrunda och näringsrika stränder. Till skillnad från brushane och rödspov förekommer den alltid nära saltvatten. Arten är inte lika knuten till hävdade miljöer som brushane och rödspov, utan kan även utnyttja sandutfyllnader och andra liknande människoskapade miljöer. För att attrahera häckande svartbent strandpipare i Sverige krävs dock oftast hävdade strandängar längs kusten.

Exempel på lokaler där skötseln har fungerat för brushane och rödspov är Stora Örens fågelskyddsområde och markerna strax söder därom på Öland, Svartåmyningens naturreservat i Östergötland och den danska ön Saltholm i Öresund. Det finns anledning att använda dessa områden som referensområden och målbild för hur strandängarna bör se ut för att passa brushane och rödspov.

Förekomst av gäss kan ställa till problem vid försök att uppnå lämplig hävdnivå med betesdjur. Det kan vara aktuellt att införa tillfälliga betesfria år för att vegetationen ska kunna växa upp till en höjd där gässen inte längre finner gräset attraktivt. Betes- och slåtterfria år är möjligt på en viss del av den brukade marken inom miljöersättningarna i det nya landsbygdsprogrammet.

Där markförhållandena tillåter kan slåtter efter häckningssäsongens slut med påföljande efterbete vara en lämplig skötsel för områden med brushane och rödspov. Slåttern bör helst inte utföras före 1 juli, men kan variera beroende på väderförhållanden. Slätterängar bör förläggas uppe på gräsmarkerna och så långt ner mot vattnet som slåtter fungerar med avseende på bärighet för traktorer och slåtterredskap. Den inledningsvis betesfredade slätterängen fungerar som boplats för fåglarna och födosökmiljö för ungar. Nedanför

detta område och ut mot vattnet kan betesdjur släppas ut tidigt för att hejda eventuell tillväxt av de för djuren så osmakliga starren och tuvtåtel. Öppna, grunda vegetationsfria strandområden är viktiga födosöksområden för de vuxna fåglarna och de nästan flygfärdiga ungarna. Därför bör det inte finnas höga vegetationsbarriärer mellan vatten och strandäng.

Omställning av åkermark till slätterängar med efterbete bör uppmuntras där så är möjligt.

Ett relativt sent betesdjurspåsläpp är att föredra för att minimera risken för söndertrampade bon och risken för förhöjd bopredation i samband med påsläppet. Man kan överväga möjligheterna att spärra av vissa delar av betesmarken tillfälligt i de fall ett sent betespåsläpp inte är genomförbart. Det viktigaste är dock att minimera djurtätheterna utan att det riskerar att leda till ett alltför svagt hävdtryck.

Holkar för häckande tornfalk och pilgrimsfalk bör inte placeras i närheten av strandängar. Avståndet från holkar till strandängar bör vara minst 10 km för tornfalk och minst 30 km för pilgrimsfalk.

En åtgärd kan vara att återskapa områden som håller vatten under vadarnas häckningssäsong, t.ex. genom att blockera eller lägga igen diken som avvattnar ängarna. I de fall diket är ett enskilt intresse och inte längre fyller någon funktion för vattenavledning är det en relativt enkel åtgärd om den enskilda markägaren samtycker att blockera diket. I andra fall kan det handla om enskilda eller samfälliga diken där det är ett fortsatt behov av att upprätthålla dräneringsfunktionen. Igenläggning av diken är en vattenverksamhet som är tillståndspliktig om det skadar enskilda eller allmänna intressen.

För att spelplatser av brushane ska etableras kan det i många fall räcka med att det finns vatten på markerna. De blöta och sankta vattenbrynen kan också utnyttjas av rödspov som födosöksområde. På stora och platta ängar kan mikrotopografin ändras för att skapa förhöjda punkter som kan utnyttjas som spelplatser för brushane. En tänkbar åtgärd är att försiktigt gräva grunda och svagt sluttande vattenhål där schaktmassor läggs som ringar eller låga kullar runt vattenhållet. Kombinationen av vattenbryn och förhöjda punkter i området med lämplig häckningsbiotop kan troligen öka sannolikheten att nya spelplatser av brushane etableras.

Direkta populationsförstärkande åtgärder

Predator kontroll

På längre sikt kan åtgärder som förbättrar vadarnas livsmiljöer vara tillräckliga för att uppnå gynnsam bevarandestatus för arterna i detta åtgärdsprogram. De åtgärder som föreslås med avseende på förbättringar av livsmiljöerna kommer sannolikt att öka ungarnas överlevnad då födosöksresurserna och skydd mot predatorer kommer att öka. Till viss del kan boplatser i högre vegetation också förhindra predation på ägg. Men så länge populationerna har de nuvarande låga nivåerna är de också känsliga för högt predationstryck och riskerar därför att inte svara på förbättringsåtgärder i dess livsmiljöer.

För att på kort sikt öka antalet flygga ungar kan predationsminskande åtgärder vara nödvändiga på lokaler där predationstrycket är högt. Dessa

åtgärder bör fokuseras till områden där livsmiljöförbättrande åtgärder har genomförts eller pågår eftersom predator kontroll inte har en långvarig effekt om inte livsmiljöerna är bra för vadarna.

På lokaler eller områden med konstaterat högt predationstryck på vadarnas ägg och ungar kan det vara angeläget att få ner antalet predatorer som vistas på vadarnas häckningsområden. Detta kan uppnås med omfattande jakt och fångst samt eventuellt kompletterat med elstängsel eller permanenta stängsel för att stänga däggdjur ute från vadarnas häckningsplatser. Etablering av konstgjorda gryt kan vara en åtgärd för att hålla nere bestånd av räv och grävling. Men eftersom predatorsamhällen varierar mellan olika lokaler, är det inte säkert att jakt på enstaka arter är tillräckligt, utan det kan bli nödvändigt att också jaga olika däggdjur som räv, grävling, mård och mink samt kråkfåglar som korp, kråka, kaja och råka. Tidigare erfarenheter med predator kontroll visar att jakten oftast måste riktas mot flera olika predatorer för att uppnå effekt. Jakt utanför ordinarie jakttider kan komma att vara nödvändig för att uppnå önskad effekt. Samverkan med markägare och lokala jägare är avgörande för att nå resultat.

Jakt och skydds jakt ska vara upplagt som en försöksverksamhet med årlig uppföljning så att generella slutsatser ska kunna dras av denna typ av åtgärd. Jaktförordningens 29 §, med hänvisning till 23 § jaktförordningen punkt 4, kan användas för att skydda hotade arter och där predation anses vara en faktor att räkna med.

Övervakning

Merparten av lokaler där åtgärdsprogrammets arter förekommer täcks in av strandängsinventeringar inom den regionala miljöövervakningen för strandängsfåglar (inom ett gemensamt delprogram mellan berörda län). Detta innebär att omkring vart 5:e år inventeras nästintill all strandängsareal i västra Skåne och Kristianstads Vattenrike, Blekinge, Halland, Öland och Gotland.

Uppföljning

För att kunna följa upp och utvärdera effekter av åtgärder bör inventeringar och datainsamling före och efter åtgärder göras. Utvärdering av effekter av enklare åtgärder såsom förändring av hävden eller igenläggning av diken kräver som minimum inventeringar av häckande fåglar före och efter åtgärd, medan utvärdering av predator kontroll ofta är mer komplicerad och arbetskrävande. Vid åtgärder med predator kontroll är det önskvärt att vadarnas kläckningsframgång och ungvärdnad skattas parallellt med inventeringar av predatorantal, identifiering av huvudsakliga predatorer vid bon (kamera kontroll) och totalt vadarantal. Det är viktigt att följa upp sammansättningen av predatorer så att inte nya predatorer tar över när dominerande predatorer tagits bort vid jakt eller annan predator kontroll. Utöver områden med åtgärder bör utvärderingen också omfatta referensområden. Rödspovens häckningsframgång kan skattas genom räkningar av andelen häckande rödspovar som varnar för närvarande ungar. Häckande brushonor är ofta svåra att inventera, men vid besök på ängarna i slutet av maj och första halvan av juni brukar de

avslöja sig genom avledningsmanövrar, ofta när inventeraren kommer inom 50 m från bo eller ungar.

Det är önskvärt med en expertgrupp som gör en årlig uppdatering av de tre strandängsvadarnas situation samt utvärderar och planerar åtgärder. En sådan grupp samordnas lämpligen med åtgärdsprogrammet för sydlig kärrensna.

Allmänna rekommendationer

Det här kapitlet vänder sig till alla de utanför myndighetssfären som genom sitt jobb eller fritid kommer i kontakt med de arter som programmet handlar om, och som genom sitt agerande kan påverka arternas situation och som vill ha vägledning för hur de bör agera för att gynna dem.

Åtgärder som kan skada eller gynna arterna

Minskat bete kan leda till igenväxning med träd och buskar. Å andra sidan kan en alltför hård hävd missgynna strandängsvadare då högre vegetation behövs till boplatser och som födosöksområden för ungarna. Markavvattning och torrläggning av våtmarker på gräsmarkerna är åtgärder som missgynnar strandängsvadare överlag. Det är också viktigt att betesdjuren betar ända ner till strandlinjen så att den delen hålls fri från högre vegetation.

Markägare och brukare kan gynna vadarna genom att röja bort träd och buskar, blockera diken för att hålla kvar vatten på ängarna samt genom att försöka åstadkomma en hävd som skapar en mosaik av högre tuvor och partier med lägre vegetationshöjd. Det bör vara "lurvig" utan att vegetationen blir för tät. Jakt på predatorer av vadarnas ägg och ungar kan gynna vadarnas förnyring. Anläggning av konstgjorda gryt är en åtgärd som kan underlätta jakten på räv och grävling.

Finansieringshjälp för åtgärder

Inom landsbygdsprogrammet finns vissa möjligheter att söka stöd för olika åtgärder, till exempel restaurering och anläggande av våtmarker och dammar. Det kommer också troligen vara möjligt att söka stöd för engångsröjningar av träd och buskar på marker som inte redan har miljöersättning. Eventuellt kommer det att finnas möjlighet till finansiering av rådgivning och annan kompetensutveckling i form av projektstöd som kan sökas av föreningar, företag och kommuner. Finansiering till särskilda åtgärder som dämning av diken eller konstgjorda gryt kommer troligen inte vara möjligt att få från landsbygdsprogrammet.

Länsstyrelser och kommuner kan förutom landsbygdsprogrammet hjälpa till med att söka finansiering för åtgärder från annat håll. Exempel på källor till finansiering för särskilda åtgärder är Lokala Naturvårdssatsningen (LONA, Naturvårdsverket), EU:s miljöprogram LIFE och Lokala Vattenvårdsprojekt (LOVA).

Andra källor kan vara olika fonder och stiftelser, t.ex. Alvins fond för fågel-skydd, som förvaltas av Naturvårdsverket eller Svensk Våtmarksfond.

Utsättning av arter i naturen för återintroduktion, populationsförstärkning eller omflyttning

I det här åtgärdsprogrammet för vadare på strandängar föreslås inga utsättningar under 2015–2019.

Vid utsättningar gäller att den som vill sätta ut växt- eller djurarter som är fridlysta enligt 4–9 §§ artskyddsförordningen (2007:845) eller som är fredade enligt 3 § jaktlagen (1987:259), samt införskaffa grundmaterial för uppfödning och uppdrivning inklusive förvaring och transport, måste se till att skaffa erforderliga tillstånd. Länsstyrelsen får enligt 14–15 §§ artskyddsförordningen i det enskilda fallet ge dispens från förbuden i 4–9 §§ som avser länet eller del av länet. För fångst och utsättning av vilda däggdjur och fåglar krävs tillstånd enligt jaktförordningen (1987:905) av Naturvårdsverket eller den aktuella länsstyrelsen beroende på art. När det gäller förvaring och transport av levande exemplar av växt- och djurarter som i bilaga 1 till artskyddsförordningen har markerats med N eller n samt levande fåglar och fågelägg med embryo av arter som lever vilt inom Europeiska unionens europeiska territorium, måste undantag från förbudet i 23 § sökas hos Jordbruksverket.

Vid utsättningar ska också beaktas att åtgärder som inte kräver särskilt tillstånd men som väsentligt kan påverka naturmiljön ska anmälas för samråd till länsstyrelsen enligt 12 kap. 6 § miljöbalken. Utsättning av arter i naturen kan vara en sådan åtgärd. Därför bör samråd ske med aktuell länsstyrelse innan åtgärder vidtas för att sätta ut växt- eller djurarter i naturen.

Myndigheterna kan ge information om gällande lagstiftning

Den fastighetsägare eller nyttjanderättsinnehavare som brukar mark eller vatten där hotade arter och deras livsmiljö finns bör vara uppmärksam på hur området brukas. En brukare som sätter sig in i naturvärdenas behov av skötsel eller frånvaro av ingrepp och visar hänsyn i sitt brukande är oftast en god garant för att arterna ska kunna bibehållas i området.

Oavsett verksamhetsutövarens kunskap och intresse för att bibehålla naturvärdena kan det finnas krav på verksamhetsutövaren enligt gällande lagar, förordningar och föreskrifter. Vilken myndighet som i så fall ska kontaktas avgörs av vilken myndighet som har tillsyn över den verksamhet eller åtgärd det gäller. Länsstyrelsen är den myndighet som oftast är tillsynsmyndighet. För verksamhet som omfattas av skogsvårdslagen är Skogsstyrelsen tillsynsmyndighet. Det går alltid att ringa till länsstyrelsen för att få besked om vilken myndighet som ska kontaktas.

Tillsynsmyndigheterna kan ge upplysningar om vilka regelverk som gäller i det aktuella fallet. Det kan finnas krav på tillstånds-, anmälningsplikt eller samråd. Den berörda myndigheten kan ge information om vad en anmälan eller ansökan bör innehålla och i hur god tid den bör lämnas in innan verksamheten planeras sättas igång.

Råd om hantering av kunskap om observationer

Enligt offentlighets- och sekretesslagen (2009:400) 20 kap. § 1 gäller sekretess för uppgift om en djur- eller växtart som är i behov av skydd och som det finns ett intresse av att bevara i ett livskraftigt bestånd, om det kan antas att ett sådant bevarande av arten inom landet eller del av landet motverkas om uppgiften röjs. Kännedom om förekomster av hotade arter kräver omdöme vid spridning av sådan kunskap då illegal jakt och insamling kan vara ett hot mot arten.

Naturvårdsverkets policy är att informationen så långt möjligt ska spridas till markägare och nyttjanderättshavare så att dessa kan ta hänsyn till arten i sitt brukande av området där arterna förekommer permanent eller tillfälligt.

När det gäller arterna i det här programmet så bör inga restriktioner tillämpas när det gäller utlämnande av förekomstdata. Observationer av häckande strandängsvadare bör rapporteras till Artportalen. Berörda länsstyrelser bör få tillgång till samtliga uppgifter om förekomst.

Konsekvenser och samordning

Konsekvenser

Åtgärdsprogrammets effekter på olika naturtyper och på andra rödlistade arter

Arealen hävdad havsstrandäng (salta strandängar 1330 och strandängar vid Östersjön 1630) anses vara otillräcklig för att långsiktigt kunna bevara många av de hävdgynnade arterna och bevarandet av havsstrandängar har hög prioritet i naturvårdsarbetet (Eide 2014). Det är angeläget att restaurera och återuppta hävdn i strategiskt belägna objekt som nu står utan relevant skötsel. Resultaten av tidigare gjorda restaureringar är goda och fauna och flora svarar snabbt på restaureringsinsatserna. Ökad areal av ogödslade slåttermarker och återskapandet av ett mosaikartat landskap efterlyses för att bevara mångfalden på gräsmarker.

Åtgärdsprogrammet kan ha negativa effekter på trädriddar, buskmarker och bryn, naturtyper som är viktiga för framförallt den lägre faunan

Ett stort antal rödlistade arter (bl.a. fåglar, fjärilar, skalbaggar, kärlväxter och hopprätvingar) finns listade i bevarandeplaner för Natura 2000-områden där brushane och rödspov förekommer. Samordning och hänsyn måste tas till de miljökrav som andra rödlistade arter har för att undvika konflikter med andra arter.

Följande rödlistade fågelarter gynnas sannolikt positivt av nyskapade vattensamlingar på ängarna: årtå (VU), sydlig kärrsnäppa (CR, bilaga 1 i fågeldirektivet), storspov (NT), skärfläcka (NT, bilaga 1 i fågeldirektivet). Sydlig kärrsnäppa och storspov kan också gynnas vid nyskapande av områden med vegetation av 10–20 cm höjd. Arter som kan gynnas positivt av anläggning av grunda vatten är de två groddjursarterna stinkpadda (EN) och grönfläckig padda (CR). Andra fågelarter som påverkas i mindre utsträckning är fisk-, silver- och småtärna (bilaga 1-arter i fågeldirektivet) vilka främst häckar på strandnära sandområden. Vid restaurering av betesmarker kan höksångare (bilaga 1 i fågeldirektivet) och törnskata (bilaga 1 i fågeldirektivet) missgynnas om buskar och träd plockas bort.

Intressekonflikter

En optimal strandäng för vadarna i detta åtgärdsprogram hyser en hög fuktighet och inslag av vattensamlingar under vadarnas häckningssäsong. Vattensamlingarna kan och bör försvinna, t.ex. genom avdunstning, under sensommaren efter häckningssäsongen. Eftersom våta områden inte har räknats som ersättningsberättigande inom gårdsstödet har sådana områden på strandängar räknats bort, med ett ekonomiskt bortfall i gårdsstödet som följd. Inom landsbygdsprogrammet 2007–2013 har det varit möjligt att genom miljöersättningen ge ekonomisk ersättning för block > 0,1 ha (1 000 m²) som försvann i gårdsstödet. Det finns dock en risk att åtgärder som syftar till att öka den nödvändiga fuktigheten på gräsmarkerna får negativa konsekvenser för markägare och brukare. Denna risk måste hanteras på lämpligt sätt så att

markägare och brukare som överväger att genomföra viktiga åtgärder inte tvekar på grund av en risk att förlora ersättning.

På havsstrandängar längs kusterna i Skåne och Halland kan ett omfattande rörligt friluftsliv ha negativa effekter på vadarnas häckningsutfall. I dagsläget finns ingen direkt konflikt med strandängsvadarna i detta åtgärdsprogram, men konflikter med det rörliga friluftslivet kan uppstå i framtiden om arterna försöker etablera sig i t.ex. Lundåkrabukten i västra Skåne. Information till allmänheten bör vara den viktigaste vägen för att undvika att fritidsaktiviteter orsakar negativa effekter på strandängsvadarna i detta åtgärdsprogram.

Samordning

Samordning som bör ske med andra åtgärdsprogram

Åtgärdsprogram existerar redan för sydlig kärrsnäppa samt för grönfläckig padda och stinkpadda. På Öland finns grönfläckig padda delvis på samma platser som rödspov och brushane. Eftersom denna groddjursart gynnas av förekomst av grunda våtmarker på havsstrandängar är en samordning av bevarandeinsatserna i åtgärdsprogrammen både önskvärd och nödvändig. Samma sak gäller om vadarna skulle etablera sig i Foteviken i Skåne.

Skötselåtgärder för strandängsvadarna överlappar till stor del med åtgärdsprogrammet för sydlig kärrsnäppa. Brushane och rödspov föredrar generellt något högre vegetation än sydlig kärrsnäppa och för att alla arterna ska finnas tillsammans är det nödvändigt med en variation och mosaik av olika vegetationshöjder.

Samordning som bör ske med miljöövervakningen och annan uppföljning än ÅGP:s

Samordning behöver ske med den datainsamling som sker via den regionala miljöövervakningen.

Källförteckning

- Asbirk, S. & Pitter, E. (2005). *Handlingsplan for truede engfugle*. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Bentz, P-G., Karlsson, L & Kristofferson, M. (2012). The Pied Avocet in Vellinge – an example of successful conservation measures. Meddelande från Falsterbo fågelstation nr 270.
- BirdLife International (2004). *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. BirdLife International (Conservation Series No. 12). Cambridge, United Kingdom.
- Bodey, T.W., McDonald, R.A., Sheldon, R.D. & Bearhop, S. (2011). Absence of effects of predator control on nesting success of Northern Lapwings *Vanellus vanellus*: implications for conservation. *Ibis* 153: 543–555.
- Bolton, M., Tyler, G., Smith, K. & Bamford, R. (2007). The impact of predator control on lapwing *Vanellus vanellus* breeding success on wet grassland nature reserves. *Journal of Applied Ecology* 44: 534–544.
- Cronert, H. (2014). Strandängsfåglar i Vattenriket. Häckfågelkarteringar och simultanräkningar. Biosfärkontoret Kristianstads Vattenrike och Spoven nr 1 2014, NÖSF. Rapport Vattenriket i fokus 2014:02.
- Eglington, S.M., Bolton, M., Smart, M.A., Sutherland, W.J., Watkinson, A. R. & Gill, J.A. (2010). Managing water levels on wet grasslands to improve foraging conditions for breeding northern lapwing *Vanellus vanellus*. *Journal of Applied Ecology* 47: 451–458.
- Eide, W. red. (2014). Arter och naturtyper i habitatdirektivet – bevarandestatus i Sverige 2013. ArtDatabanken SLU, Uppsala.
- European Commission (2007). Management plan for Black-tailed Godwit (*Limosa limosa*) 2007–2009.
- Fletcher, K., Aebischer, N.J., Baines, D., Foster, R. & Hoodless, A.N. (2010). Changes in breeding success and abundance of ground-nesting moorland birds in relation to the experimental deployment of legal predator control. *Journal of Applied Ecology* 47: 263–272.
- Flodin, L.-Å. (2015). Övervakning av häckande fåglar på havsstrandängar i Halland 2012. Länsstyrelsen i Hallands län 2015:1.
- Gill, J.A. m.fl. (2007). Contrasting trends in two Black-tailed Godwit populations: a review of causes and recommendations. *Wader Study Group Bulletin* 114: 43–50.
- Gärdenfors, U. red. (2010). *Rödlistade arter i Sverige 2010*. ArtDatabanken, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

- Isaksson, D., Wallander, J. & Larsson, M. (2007). Managing predation on ground-nesting birds: experimental test of nest exclosures. *Biological Conservation* 136:136-142.
- Jensen, F.P., Béchet, A. & Wymenga, E. red. (2008). International Single Species Action Plan for the Conservation of Black-tailed Godwit *Limosa l. limosa* & *L.l. islandica*. AEWa Technical Series No. 37. Bonn, Germany.
- Johansson, T. (2001). *Habitat selection, nest predation and conservation biology in a Black-tailed Godwit (Limosa limosa) population*. Doktorsavhandling, Uppsala universitet.
- Johansson, T., Hedgren, S. & Kolehmainen, T. (2007). Återinventering 2006 av häckande fåglar på gotländska strandängar. Rapporter om natur och miljö – nr 2007:17. Länsstyrelsen i Gotlands län.
- Jukema, J. & Piersma, T. (2006). Permanent female mimics in a lekking shorebird. *Biology Letters* 2: 161–164.
- Jönsson, P.E. (1989). Svartbenta strandpiparen *Charadrius alexandrinus* i Skåne 1988 – en projektrapport. *Anser* 28: 25–36.
- Jönsson, P.E. (1991). Reproduction and survival in a declining population of the southern dunlin *Calidris alpina schinzii*. *Wader Study Group Bulletin* 61(Suppl.): 56–68.
- Jönsson, P.E. (1992). Svartbenta strandpiparen *Charadrius alexandrinus* i Skåne 1991 – en projektrapport. *Anser* 31: 1–10.
- Jönsson, P.E. (1993). Projekt svartbent strandpipare – årsrapport 1992. *Anser* 32: 29–34.
- Jönsson, P.E. (1995). Svartbenta strandpiparen *Charadrius alexandrinus* i Skåne 1993–1995 – en projektrapport. *Anser* 34: 203–213.
- Jönsson, P.E. (1999). Svartbenta strandpiparen *Charadrius alexandrinus* i Skåne 1996–1998. *Anser* 38: 15–24.
- Hooijmeijer, J.C.E.W., Senner, N.R., Tibbitts, T.L., Gill, Jr, R.E., Douglas, D.C., Bruinzeel, L.W., Wymenga, E. & Piersma, T. (2014). *Ardea* 101:141–152.
- Höglund, J., Johansson, T., Beintema, A. & Schekkerman, H. (2009). Phylogeography of the black-tailed godwit *Limosa limosa*: substructuring revealed by mtDNA control region sequences. *Journal of Ornithology* 150: 45–53.
- Höglund, J., Widemo, F., Sutherland, W.J. & Nordenfors, H. (1998). Ruffs (*Philomachus pugnax*) and ideal free distribution models: can leks be regarded as patches. *Oikos* 82: 370–376.

- Kentie, R., Hooijmeijer, J.C.E.W., Trimbos, K.B., Groen, N.M. & Piersma, T. (2013). Intensified agricultural use of grasslands reduces growth and survival of precocial shorebird chicks. *Journal of Applied Ecology* 50:243–251.
- Küpper, C., Augustin, J., Kosztolányi, A., Burke, T., Figuerola, J. & Székely, T. (2009). Kentish versus Snowy Plover: phenotypic and genetic analyses of *Charadrius alexandrinus* reveal divergence of Eurasian and American subspecies. *The Auk* 126: 839–852.
- Küpper, C., Edwards, S.V., Kosztolányi, A., Alrashidi, M., Burke, T., Herrmann, P., Argüelles-Tico, A., Amat, J.A., Amezian, M., Rocha, A., Hötcker, H., Ivanov, A., Chernicko, J. & Székely, T. (2012). High gene flow on a continental scale in the polyandrous Kentish plover *Charadrius alexandrinus*. *Molecular Ecology* 21: 5864–5879.
- Lif, M. (2002). Spridning, rekrytering och överlevnad hos den fragmenterade populationen av brushane, *Philomachus pugnax*, på Gotland. Examensarbete, Uppsala universitet.
- Lindström, Å. & Green, M. (2013). Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 2012. Rapport, Biologiska institutionen, Lunds universitet. 80 sid.
- MacDonald, M.A. & Bolton, M. (2008). Predation on wader nests in Europe. *Ibis* 150 (Suppl.1): 54–73.
- Madden, C.F., Arroyo, B. & Amar, A. (2015). A review of the impacts of corvids on bird productivity and abundance. *Ibis* 157: 1–16.
- Olsson, P., Bruun, M., Dahlén, J., Sjöberg, S., Svahn, K. & Ullman, M. (2013). Det är hög tid att vända trenden för den sydliga kärrsnäppan (*Calidris alpina schinzii*) i Skåne. *Anser* 52(1): 9–21.
- Ottosson, U., Ottvall, R., Elmberg, J., Green, M., Gustafsson, R., Haas, F., Holmqvist, N., Lindström, Å, Nilsson, L., Svensson, M., Svensson, S. & Tjernberg, M. (2012). *Fåglarna i Sverige – antal och förekomst*. Sveriges Ornitologiska Förening, Halmstad.
- Ottvall, R. & Härdling, R. (2005). Sensitivity analyses of a migratory population of redshanks *Tringa totanus*: a forewarning of a population decline? *Wader Study Group Bulletin* 107: 40–45.
- Ottvall, R. (2009). *Kan predator kontroll vara ett verktyg för naturvården på öländska sjömarker?* Länsstyrelsen i Kalmar län, Meddelande 2009: 11.
- Ottvall, R. (2013). Positivt för rödspoven på Öland. *Calidris* 4(2013): 21–23.
- Ottvall, R. (2014). Häckningsframgången hos vadare på Ölands sjömarker: utvärdering av ett försök med predator kontroll. Meddelande 2014:17. Länsstyrelsen Kalmar län.

- Rakhimberdiev, E., Verkuil, Y.I., Saveliev, A.A., Väisänen, R.A., Karagicheva, J., Soloviev, M.Y., Tomkovich, P.S. & Piersma, T. (2011). A global population redistribution in a migrant shorebird detected with continent-wide qualitative breeding survey data. *Diversity and Distributions* 17: 144–151.
- Roodbergen, M., Klock, C. & Schekkerman, H. (2008). The ongoing decline of the breeding population of Black-tailed Godwits *Limosa l. limosa* in the Netherlands is not explained by changes in adult survival. *Ardea* 96: 207–218.
- Roodbergen, M., van der Werf, B. & Hötker, H. (2012). Revealing the contributions of the reproduction and survival of to the Europe-wide decline in meadow birds: review and meta-analysis. *Journal of Ornithology* 153: 53–74.
- Smith, R.K., Pullin, A.S., Stewart, G.B. & Sutherland, W.J. (2010). Effectiveness of predator removal for enhancing bird populations. *Conservation Biology* 24: 820–829.
- Tholin, C. (1982). Rödspovens *Limosa limosa* förekomst på Öland under häckningstid. *Calidris* 11: 231–256.
- Thorup, O. red. (2006) Breeding waders in Europe 2000. International Wader Studies 14. International Wader Study Group.
- Thuman, K. (2003). Female reproductive strategies in the ruff. Doktorsavhandling, Uppsala universitet.
- Tjernberg, M. (2011). ArtFaktablad *Limosa limosa* rödspov. ArtDatabanken, SLU 2011-12-22.
- Trimbus, K.B., Doorenweerd, C., Kraaijeveld, K., Musters, C.J.M., Groen, N.M., de Knijff, P., Piersma, T. & de Snoo, G.R. (2014). Patterns in nuclear and mitochondrial DNA reveal historical and recent isolation in the Black-tailed Godwit (*Limosa limosa*). *PLoS One* 9(1): e83949. doi:10.1371/journal.pone.0083949.
- Ulfstrand, S. & Högstedt, G. (1976). Hur många fåglar häckar i Sverige? *Anser* 15: 1–32.
- Verkuil, Y.I., Piersma, T., Jukema, J., Hooijmeijer, J.C.E.W., Zwarts, L. & Baker, A.J. (2012a). The interplay between habitat availability and population differentiation: a case study on genetic and morphological structure in an inland wader (Charadriiformes). *Biological Journal of the Linnean Society* 106: 641–656.
- Verkuil, Y.I., Karlionova, N., Rakhimberdiev, E.N., Jukema, J., Wijmenga, J.J., Hooijmeijer, J.C.E.W., Pinchuk, P., Wymenga, E., Baker, A.J. & Piersma, T. (2012b). Losing a staging area: Eastward redistribution of Afro-Eurasian ruffs is associated with deteriorating fuelling conditions along the western flyway. *Biological Conservation* 149: 51–59.

- Vickery, J., Sutherland, W.J., O'Brien, M.O., Watkinson, A.R. & Yallop, A. (1997). Managing coastal marshes for breeding waders and overwintering geese: is there a conflict? *Biological Conservation* 79: 23-34.
- van der Wal, R. & Palmer, S.C.F. (2008). Is breeding of farmland wading birds depressed by a combination of predator abundance and grazing? *Biology Letters* 4: 256–258.
- Wallin, M., Wallin, K. & Truvé, J. (2009). Fågelfaunan på Ölands sjömarker – inventeringar 1988-2008. Länsstyrelsen i Kalmar län. Meddelande 2009: 08.
- Wetlands International (2006). Waterbird Population Estimates, Fourth Edition. Summary Report. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands.
- Widemo, F. (1995). Distribution models and the evolution of lekking with empirical tests on the Ruff, *Philomachus pugnax*. Doktorsavhandling, Uppsala universitet.
- Widemo, F. (1997). The social implications of traditional use of lek sites in the Ruff, *Philomachus pugnax*. *Behavioral Ecology* 8: 211–217.
- Widemo, F. (2008). Predatorkontroll inom viltförvaltning och naturvård – en kunskapsöversikt över predationens betydelse och effekter av predatorkontroll. *Viltforum* 1/2008. Svenska Jägareförbundet.
- Zwarts, L., Bijlsma, R.G., van der Kamp, J. & Wymenga, E. (2009). *Living on the edge: Wetlands and birds in a changing Sahel*. KNNV Publishing, Zeist, The Netherlands.

Bilaga 1. Föreslagna åtgärder

Åtgärd	Län	Område/Lokal	Aktör	Finansiär	Kostnad NV-ÅGP	Prioritet	Genomförs
Information, utbildning och rådgivning							
Informationsmaterial och informationsinsatser till markägare och förvaltare	M, K, N, H, I, E	Enligt identifiering	Lst, kommun	NV-ÅGP + NV-skötsel	100 000	1	2019
Utbildning inom länsstyrelser och kommuner kring regelverk av miljöersättningar, om arternas krav m.m.	M, K, N, H, I, E	Enligt identifiering	Lst, kommun	NV-ÅGP + NV-skötsel	100 000	1	2019
Rådgivning till markägare och brukare så att bästa åtgärder ingår i åtagandeplaner	M, K, N, H, I, E	Enligt identifiering	Lst	LBP, NV-ÅGP + NV-skötsel	I uppdrag	1	2019
Inventering							
Inventering av rödspov och brushane på Öland och Gotland på lokaler som inte ingår i den regionala miljöövervakningen	H, I	Enligt identifiering	Lst	NV-ÅGP, NV-miljöövervakning	100 000	2	2019
Skötsel och restaurering av livsmiljöer							
Skötsel av lämpliga lokaler – anpassning av bete och slätter	M, K, N, H, I, E	Enligt identifiering	Lst, markägare	LBP, NV-ÅGP + NV-skötsel, markägare	400 000	1	2019
Röjning av träd och buskar	M, K, N, H, I, E	Enligt identifiering	Lst, markägare	NV-ÅGP + NV-skötsel		1	2019
Dämma diken för att skapa mer vattensamlingar på strandängar	M, K, N, H, I, E	Enligt identifiering	Lst, markägare	Landsbygdsprogrammet enbart vid engångsröjning som restaurering	200 000	1	2019
Anläggning av spelplatser för brushane – grävning, schaktning m.m.	M, K, N, H, I, E	Enligt identifiering	Lst, markägare	NV-ÅGP + NV-skötsel	800 000	2	2019
Populationsförstärkning							
Predationsdämpande åtgärder – artificiella gryt, elstängsel, skydds jakt på predatorer	M, K, N, H, I, E	Enligt identifiering	Lst, jägare, markägare	NV-ÅGP + NV-skötsel	400 000	1	2019

Forts. Bilaga 1. Föreslagna åtgärder

Uppföljning och övervakning							
	M, K, N, H, I, E	Enligt identifiering	Lst	NV-ÅGP + NV-skötsel	300 000	1	2019
Uppföljning av effekter av biotopförbättrande åtgärder: ändrad hävd, skapande av vattensamlingar m.m.							
Uppföljning av effekter av predationsdämpande åtgärder	M, K, N, H, I, E	Enligt identifiering	Lst	NV-ÅGP + NV-skötsel	500 000	1	2019
Expertgrupp: möten och utvärdering av åtgärder	M		Lst	NV-ÅGP	50 000	1	2019
Total kostnad NV-ÅGP					3 050 000		

Bilaga 2. Arternas krav på livsmiljön och målbild för hur det bör se ut på gräsmarkerna för att gynna respektive art

Livsmiljöns egenskap	Brushane	Rödspov	Svartbent strandpipare
Fuktighet	Beroende av fuktigare områden på ängarna. Ibland kan fuktstråk åstadkomma önskvärd vegetationshöjd och -struktur	Beroende av fuktigare områden på ängarna. Ibland kan fuktstråk åstadkomma önskvärd vegetationshöjd.	Fuktighet på ängarna ingen nödvändighet. Arten är ursprungligen en stäppfågel. Den föredrar torra, sandiga och vegetationsfria områden.
Struktur	Beroende av en struktur på ängarna med inslag av våtar och högre, torrare platser för spelplatser och boplatser samt varierande vegetationshöjd.	Beroende av strukturer på ängarna med inslag av våtar och högre, torrare platser för boplatser samt varierande vegetationshöjd.	Inga krav.
Områdets storlek	Minst 75–100 ha med lämpligt habitat och arrondering. Kan sällsynt häcka på smala ängar, men oftast bara med enstaka individer.	Minst 75–100 ha med lämpligt habitat och arrondering. Undviker smala ängar och känslig för skog som omger området.	Häcker gärna på öar och större, öppna områden. Kan häcka på smala ängar.
Bete	Kreatur eller hästar. Helst inget djurpåsläpp före 1 juni. Minst 50 % av ängarna bör ha		
10–20 cm hög vegetation. Arten missgynnas både av igenväxning och av alltför hård hävd.	Kreatur eller hästar. Helst inget djurpåsläpp före 25 maj. Gynnas av medelhård hävd, men missgynnas av igenväxning och av alltför hård hävd.	Kreatur, hästar eller får. Helst inget djurpåsläpp före 25 maj.	
Slåtter	Tidigaste slåtterdatum 15 juli.	Tidigaste slåtterdatum 1 juli.	Förekommer inte i slåttermarker.
Gödsling	Känslig för gödsling.	Tolererar viss gödsling.	Gödsling inte önskvärd.
Salt	Känslig för salthalter i ängarnas vattensystem, och vid omkring 5 saltpromille häcker inte arten längre.	Tolererar relativt höga salthalter, åtminstone upp till 10 saltpromille i ängarnas vattensystem.	Tolererar höga salthalter.
Vegetationshöjd i bohabitat	Boet placeras i 10–20 cm hög, men inte för tät vegetation, med visst utsyn från boet.	Boet placeras i 5–15 cm hög vegetation med bra utsyn från boet.	Boet placeras relativt öppet, men dolt i mycket gles, kortvuxen vegetation.
Vegetationshöjd i ungarnas habitat	Ungarna leds i varierad, gles vegetation med låga tuvor av 10–20 cm höjd.	Små ungar leds upp till 2–3 veckors ålder i relativt öppen vegetation av 15–30 cm höjd.	Ungarna födosöker i mycket gles, kortvuxen vegetation.
Minimikrav	Normalt är medelhård hävd genom bete och/eller slåtter nödvändigt för att kraven på vegetationshöjd och struktur ska uppnås.	Normalt är medelhård hävd genom bete och/eller slåtter nödvändigt för att kraven på vegetationshöjd och struktur ska uppnås.	Kan häcka på öppna, torrare platser som sandutfyllnader. På ängarna är bete nödvändigt för att kraven på vegetationshöjd och struktur ska uppnås.

Bilaga 3. Åtgärder på lokalerna

I denna bilaga beskrivs de viktigaste lokalerna dit restaurerings- och skötsel-åtgärder i första hand bör koncentreras under programperioden. Åtminstone en av lokalerna har redan idag en skötsel som fungerar väl, men det är viktigt att denna skötsel kan fortsätta också framöver. Generellt är det angeläget att göra en översyn av befintliga åtagandeplaner. Finns möjligheter att genomföra restaurerings- och skötselåtgärder på andra lokaler som har potentialen för en etablering av arterna i detta åtgärdsprogram, ska dessa givetvis genomföras. Exempel på lokaler/områden med historisk förekomst av arterna är Båtafjorden i Hallands län, Vombs ängar och Klingavälsån i Skåne län och Stora Alvaret på Öland. Men rödspov häckade 2014 i Blekinge och såväl rödspov som brushane har häckat i flera län där arten saknas idag. Svartbent strandpipare förekom tidigare på åtskilliga lokaler i bl.a. Hallands och Västra Götalands län.

Skåne: Kristianstads Vattenrike

Detta Biosfärområde med flera Natura 2000-områden har under flera decennier utgjort ett av rödspovens starkaste fästen i Sverige. Vadarpopulationerna nådde efter omfattande restaureringar en topp kring 1997–2003, men har sedan gått starkt tillbaka. Under 2012 återstod endast ca 20 rödspovsindivider jämfört med ca 150 femton år tidigare. Sydlig kärrsnäppa häckar inte längre, och det är tveksamt om brushane häckar regelbundet i området.

Efter omfattande sommaröversvämningar 2007 då stora ytor gräsmarker lades under vatten har vegetationen haft svårt att återhämta sig. Sannolikt har bete från stora mängder grågäss bidragit till att ängarna i flera områden förblivit kortsnaggade. Predationstrycket är sannolikt högt, främst från räv som är talrik på flera av ängarna. Flera torra år kan också ha bidragit till den svaga förnygringen under 2000-talet. Det kan finnas ett utbyte av rödspovar mellan de som häckar på den danska ön Saltholm i Öresund. Ett närmare samarbete med danska beskyddare av arten bör initieras.

Möjligheterna att med hjälp av ändrad hävd eller minskat gåsbete, få ensartade kortklippta gräsytor att istället bli en mosaik av olika vegetationshöjder, bör undersökas. Det kan vara aktuellt att uppdatera gåsförvaltningsplanen för de områden där gässen utgör ett problem. På såväl Håslövs ängar som Hovby ängar finns ett behov av större arealer med högre vegetationshöjd. Införandet av slätter med efterbete var tidigare en viktig anledning till att rödspovarna ökade i antal på 1990-talet. Den tidiga nedbetningen av grågäss som äger rum långt innan betesdjuren släpps ut på bete bidrar emellertid till att hejda vegetationstillväxten på slätterängarna.

För att minska predationstrycket bör man se över möjligheterna att förstöra naturliga rävgryt och ersätta dessa med konstgjorda gryt där räv kan jagas under stora delar av året. Så länge antalet reproducerande rödspovar i Vattenriket är färre än 100 bör det inte finnas någon pilgrimsfalksholk i närheten av ängarna med häckande rödspov. Eftersom de häckande pilgrimsfalkarna jagar över ett stort område och regelbundet inom 30 km, rekommenderas 30 km

som ett minsta avstånd från holk till ett strandängsområde. I praktiken innebär detta ett totalt stopp för uppsättning av holkar för pilgrimsfalk i hela Kristianstads kommun.

Skåne: Falsterbo-Foteviken

Detta Natura 2000-område omfattar strandängar av marsktyp närmast havet och torrare ängar längre in på land. De grunda sandbottenarna i havet kring Falsterbohalvön och i Foteviken hyser en rik fauna som utgör föda till ett stort antal fåglar inklusive åtskilliga vadararter. Havsstrandängarna är av en relativt torr typ och överlag inte idealisk för häckande brushane och rödspov, men på Lilla Hammars näs finns utrymme för några par brushane och något par rödspov. Närheten till den danska ön Saltholm där båda arterna häckar kan utgöra en möjlighet till etablering. Området utgör fortfarande det mest sannolika för en återetablering av svartbent strandpipare i landet. De två största utmaningarna att bemästra i området är hävden där en lokal som Vellinge ängar idag utgörs av en mycket kortsnaggad gräsyta samt det höga predationstrycket från ett flertal olika arter generalistpredatorer. Det finns ett behov av att upprätta en gåsförvaltningsplan för de områden där gässen utgör ett problem.

Öland: Ottenby

Den viktigaste delen för arterna i detta program i Natura 2000-området Ottenby är Schäferiängarna, ett stort sammanhängande strandängsområde med öppna gräsmarker ner mot havet. De gamla strandvallarna ger en böljande topografi med högre belägna torrängar och mera kärrartad vegetation i sänkor. Området har en lång tradition som slåtteräng, och idag slåttras 55 ha medan resten betas av får och nötkreatur. Enligt bevarandeplanen för området häckar minst 10 brushonor i området, men arten är inte längre årlig som häckfågel. Rödspov häckar årligen med 3–7 par på Schäferiängarna och antalet har varit relativt stabilt sedan 1990-talet. Sydlig kärrsnäppa förekommer med ca 10–15 par vilket gör lokalen till Ölands främsta för arten. En översyn bör göras för vilka åtgärder som krävs för att få tillbaka brushanen i området. Sannolikt behövs mer fuktighet på ängarna. På 1970- och 1980-talen fanns ett brushanespel på slåtterängarna utanför Norra Lundstornet. Beskrivningar av hur dessa marker såg ut på den tiden indikerar att det fanns betydligt mer vatten på slåtterängarna då, samt att vegetationen var glesare. Dagens maskinella slåtter gör att svackornas vegetation lämnas högre än önskvärt. Predation på vadarägg av framförallt räv var mycket hög innan rävskaften gjorde att räven, åtminstone tillfälligt, försvann från Ottenby. Åtgärder som förhindrar återetablering av räv inom Natura 2000-området bör sättas in. Grävling, mård och kråka är andra viktiga predatorer på Schäferiängarna. Svartbent strandpipare har gjort häckningsförsök på de kortbetade markerna strax norr om fyrsamhället vid flera tillfällen under 2000-talet. Här finns ett behov av att minimera störning från besökare som i viss utsträckning går ut på de betade gräsmarkerna.

Öland: Sydöstra Ölands sjömarker

Detta Natura 2000-område har en 28 km lång kuststräcka från Gräsgård i söder till Södra Sandby i norr och är ett av Europas största sammanhängande områden med kustnära gräsmarker. På lokalerna Segerstad, Mellby, Hulterstad, Triberga, Alby, Stora Ören (Södra Kvinneby mellan Alby och Stenåsa), Stenåsa och Lilla Brunneby återfinns ca 40 av Ölands 50 par rödspov. Området hyser också ca 40 % av Ölands bestånd av sydlig kärrensäppa, och vid Stora Ören finns Ölands och därmed kanske också Sveriges största permanenta brus-hanespel på strandängar. Sammantaget är sydöstra Ölands sjömarker landets för närvarande främsta område för strandängsvadare.

Inom området finns åtskilliga möjligheter att nyskapa vattensamlingar genom att lägga igen eller blockera diken. Några diken har redan blockerats inom projektet LIFE-Baltcoast med lyckat utfall för vadarna. En inventering av diken som vid igenläggning bedöms ha störst effekt på rödspov och brus-hane bör genomföras omedelbart. En stor del av området har sedan år 2007 ingått i ett försök med predator kontroll, och ett antal engagerade jägare bosatta i området är redan organiserade. Det är angeläget att se över möjligheten att anlägga konstgjorda rävgryt för att bättre kontrollera rävbekämpningen i området. En översyn av hävden bör genomföras med målet att minst 50 % av området ska omfattas av ett ”måttligt betestryck” med relativt gles och öppen vegetation upp till 10–20 cm höjd. Uppföljningen av att målet uppnås kan göras inom de översiktliga och grova bedömningar som utförs vid fågelinventeringar inom den regionala miljöövervakningen.

Gotland: Faludden

Faludden är södra Gotlands största sammanhängande beteslandskap, och hyste tidigare minst hälften av Gotlands häckande brushonor och rödspovar. Inom området förekom årligen ett tiotal stationära brushanespel, samtidigt som området utnyttjas som rastlokal för brushanar på väg söder- och norrut.

Huvuddelen av Faludden är Natura 2000-område (227 ha), och omfattar i första hand naturtyperna fuktängar 6410 samt kalkgräsmarker 6210. Området är småkuperat med omväxlande torra åsar och fuktiga sänkor, men domineras av stora områden kalkgräsmark med låga tuvor. Tidigare var området till stora delar medelhårt hävdad. Genom den kuperade topografin skapades en mosaik av hårt betade torra åsar och stora områden med medelhög vegetation som passar brushane och rödspov. Brushanen visar i området en tydlig preferens för ängar med stora områden med älväxning som håller en höjd av 10–20 cm under häckningssäsongen. Även rödspov och sydlig kärrensäppa häckade tidigare i denna typ av miljö. Centralt beläget på Faludden finns också en liten yta med slättermark som varit attraktiv för brushane och rödspov.

Populationerna av brushane och rödspov minskade kraftigt under början av 2000-talet, samtidigt med att hävdintensiteten ökade. Stora delar av området är dessutom kraftigt påverkat av betestryck från rastande vitkindade gäss, vilket gör att det är en utmaning att återskapa en miljö dominerad av medelhård hävd. För delar av Faludden skulle en ändrad hydrologi troligen gynna brushane och rödspov, och dessa möjligheter bör utredas och utnyttjas.

Viktigast är dock att återskapa en för de mer känsliga arterna lämplig hävd i området. Genom att landskapet är kuperat med varierande hydrologi skapar ett medelhårt betestryck en mosaik av olika miljöer, vilket gynnar hela vadar-samhället.

Gotland: Fårö

På senare år har Fårö blivit ett viktigt område för rödspov. Det är inte säkert ställt hur stor populationen är, men den omfattar ca 10 par. Flera par finns på de betade strandängarna vid Norsholmen, och övriga par är lokaliserade till alvarsvätar på ön. Det är angeläget att genomföra systematiska inventeringar av arten på Fårö och göra en bedömning av eventuella åtgärder som behöver göras på de lokaler arten förekommer.

Halland: Getterön

Några par rödspov häckar i Getteröns naturreservat. Lokalen ingår i de biotopförbättringar som är inplanerade inom landsbygdsprogrammets tidigare ersättningsform utvald miljö för åren 2013–2015. Några åtgärdsförslag för lokalen presenteras inte här, men det är viktigt att utvärdera utfallet av de åtgärder som kommer att göras under treårsperioden.

Östergötland: Svartåmynningens naturreservat

Svartåmynningens naturreservat är en av landets fågelrikaste inlandsstrandängar. Brushanen var troligen ganska talrik i området under första halvan av 1900-talet och rödspoven häckade med enstaka par från omkring 1950 fram till 1980 då den försvann. Efter omfattande restaureringar under 1990-talet etablerades rödspoven som häckfågel i området. Linköpings Fågelklubb har gjort egna inventeringar av de häckande rödspovarna och häckningsframgången har varit bra. Predationstrycket tycks vara på en låg nivå. Arten har haft en ökande trend i reservatet och områdets storlek tillåter en population av åtminstone 10 par. Området bör fungera som ett exempel på vilken skötsel som gynnar rödspov, och lokalens biotoper bör utgöra en målbild som ska uppnås även på andra lokaler. Platsen är synnerligen isolerad från landets övriga rödspovslokaler. På sikt kan det därför vara angeläget att försöka återskapa lämpliga biotoper på ytterligare lokaler lite närmare Svartåmynningens naturreservat, förslagsvis i Östergötlands län.

Åtgärdsprogram för hotade vadare på strandängar, 2015–2019

RAPPORT 6680

NATURVÅRDSVERKET
ISBN: 978-91-620-6680-2
ISSN: 0282-7298

Hävdade gräsmarker i södra Sverige som sköts med slätter eller bete utgör viktiga livsmiljöer för brushane, rödspov och svartbent strandpipare. Brushanen förekommer regelbundet som häckande endast på kustnära öländska sjömarker och gotländska strandängar. Rödspoven har sitt starkaste fäste på Öland där den förutom på sjömarker också förekommer på alvarmark. Mindre antal rödspov häckar i Halland, Östergötland, Skåne, Blekinge och på Gotland. Svartbent strandpipare anses vara utgången som svensk häckfågel men uppträder årligen med enstaka individer på kustlokaler och häckningsförsök har gjorts vissa år, särskilt på Öland. Minskad areal av hävdade gräsmarker, fragmentering av livsmiljöer och dränering är viktiga landskapsförändringar som varit negativa för vadarfågarna. Hög predation har påverkat föryngringen och försvårat överlevnadsmöjligheter för små populationer. Omfattande störning och viss exploatering på lokaler där svartbent strandpipare tidigare förekom kan också ha bidragit till artens utgång som regelbunden häckfågel. För att gynna hotade vadarfåglar rekommenderas förbättrad skötsel av hävdade gräsmarker med nyskapande av tillfälliga vattensamlingar under vadarnas häckningssäsong. På lokaler med högt predationstryck kan det vara aktuellt att bedriva predator kontroll i syfte att öka vadarnas häckningsframgång.

