



LUNDS
UNIVERSITET

Studie i att utöka arealen rikkärr i Skåne

Med exempel på hur tre rikkärr kan utökas



Marcus Ljungdahl Brönmark
Examensarbete Kandidat Biologi
BIOK01 2020-03-30

Handledare: Nils Cronberg & Tina D'Hertefeldt
Kontaktpersoner på Länsstyrelsen: Anette Persson & Karl-Johan Pålsson

ABSTRACT

Rich fens contribute with numerous ecosystem services, such as the highest biodiversity found among wetlands, water purification, carbon sequestration, hydrological services, recreational and educational services are all part of services provided from rich fens. Drainage and land-use change has severely damaged or destroyed these services in many regions of Europe and Sweden; restoration plans are needed to change this trend. I study the prerequisites for a successful restoration by reviewing studies from a range of scientific areas including geology, geochemistry, hydrology and biology. Simultaneously I investigate three rich fens in southern Scania (Dagstorps mosse, Stora Harrie mosse & Stångby mosse) to see if there is calcium rich ground in the vicinity which would allow for restoration and areal expansion. My aim is to evaluate the potential of a successful restoration by topsoil removal. Two out of three fens had thick layers of calcium rich clay at a depth of 0,3 meters. The third is assumed to have a base cation-rich groundwater supply. Based on data from my literature survey and field studies performed we should be able to establish a standard method for restoration of fens in Scania.

Innehåll

I.	INLEDNING	3
(1)	Syfte och frågeställning	6
II.	MATERIAL & METOD	7
(1)	Avgränsningar	7
(2)	Litteraturstudier	7
(3)	Samtal	7
(4)	Provtagning	7
(5)	Ekonomiska kalkyler	7
(6)	Lokaler	8
(a)	Dagstorps mosse	8
(b)	Stora Harrie mosse	8
(c)	Stångby mosse	8
III.	RESULTAT	9
(1)	Förutsättningar för nyskapande och restaurering	9
(a)	Geologi och Geokemi	9
(b)	Hydrologi och hydromorfologi	11
(2)	Strategier för nyskapande och restaurering	13
(a)	Bränning	13
(b)	Kalkning	13
(c)	Fe och Al-salter	13
(d)	Lokalisering och spridning av arter samt återställning av ekosystemtjänster	14
(c)	Övervakning av hydrologi och geokemi	15
(d)	Schaktning	16
(e)	Hantering av schaktmassor	16
(f)	Slätter och bete	18
(3)	Fältstudier och analys av provkärnor	19
(a)	Dagstorps mosse	20
(b)	Stora Harrie mosse	21
(c)	Stångby mosse	22
IV.	DISKUSSION	24
(1)	Åtgärds och kostnadsförslag	25
(a)	Dagstorps mosse	25
(b)	Stora Harrie mosse	25
(c)	Stångby mosse	26
V.	SLUTSATS	27
VI.	REFERENSER	28
(1)	Appendix A1: Provtagningspunkter Dagstorp	33
(2)	Appendix A2: Provtagningspunkter Stora Harrie	34
(3)	Appendix A3: Provtagningspunkter Stångby	35
(4)	Appendix C1 Priskalkyler för schaktning av 3 rikkärr i södra Skåne	37
(5)	Appendix D1 Flödesschema för åtgärdsval vid restaurering av rikkärr (Lamers et al. 2015)	38



I. INLEDNING

I samarbete med länsstyrelsen Skåne ämnar jag att undersöka om det finns potential för att utöka tre rikkärr i södra Skåne utifrån förekomst av kalkdeposition i marken samt utröna på vilket djup depositionen ligger. Detta för att utvärdera huruvida schaktning av översta jordlagret skulle kunna vara fördelaktigt som restaureringsåtgärd. Denna rapport behandlar även extensiva litteraturstudier i ämnet restaurering av rikkärr och avser fungera som kunskapsunderlag vid fortsatt arbete med restaurering av rikkärr i Skåne.

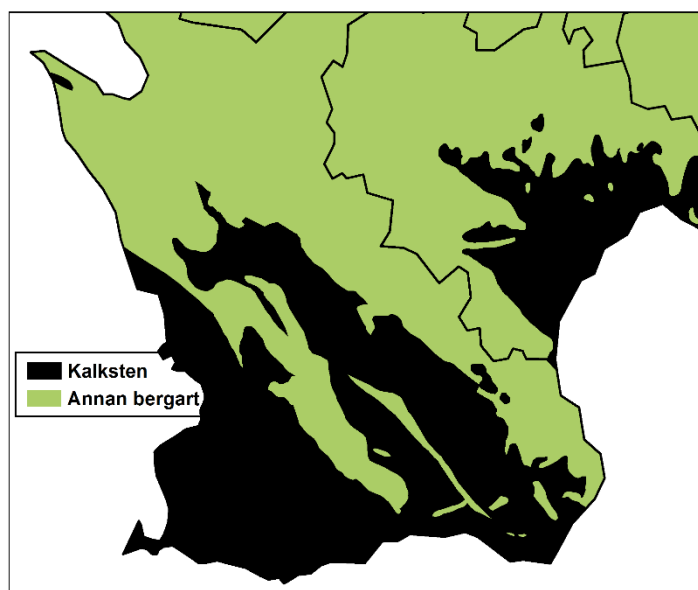
Trots namnet är rikkärr inte näringsrika, tvärtom är dessa våtmarker fattiga på näring (kväve & fosfor) och istället rika på mineraler som kalcium, järn och magnesium (Sundberg, 2006; Vitt, 2009). Rikkärr är en våtmarkstyp som domineras av brunmossor i markskiktet (Naturvårdsverket, 2011) och är ofta rikt på starr och halvgräs (Emanuelsson et al., 2002). För att ett kärr ska kunna bildas krävs antingen tillrinning av ytvatten, eller att grundvatten sipprar upp underifrån (Bedford & Godwin, 2003; Bridgham et al., 1996; Wheeler & Proctor, 2000), till skillnad från en mosse där vatten tillförs genom nederbörd (Lamers et al., 2015). Vattnet ska ha ett pH någonstans mellan 5,5 till över 8,0 och ska vara rikt på baskatjoner såsom kalcium (Ca), järn (Fe) och magnesium (Mg) (Sundberg, 2006; Vitt, 2009). Om sådan tillförsel av mineralrikt vatten finns benämns våtmarken som minerotrofisk (Lamers et al., 2015). Rikkärr kan delas upp ytterligare i två subkategorier; medelrikkärr som ofta är väldigt artrika på mossor och extremrikkärr, orkidérika kärr som ofta är påverkade av kalkrika grundvattenkällor (Sundberg, 2006). Det översta jordlagret i ett kärr består som regel av kärrtorv som skapas när dött organiskt material blir vattenmättat och nedbrytningshastigheten i marken är lägre än den primära produktionen på grund av den låga tillgången på syre (Lamers et al., 2015; Sveriges geologiska undersökning, 2013). Ungefär 4 miljoner km² (3%) av jordens landareal är täckt av torv (Lamers et al., 2015) och torvmarker är väldigt viktiga för den globala hydrologin eftersom de håller ca 10 % av världens sötvattensvolym och bidrar med viktiga ekosystemtjänster som vattenrening och lagring (Gorham, 1995; Joosten & Clarke, 2002). I rikkärr utgörs torven för det mesta av gräs (*Poaceae*), halvgräs (*Cyperaceae*) och tågväxter (*Juncaceae*) samt akvatiska makrofyter, detta återspeglas ofta i fröbanken (Lamers et al., 2015).

Förekomst i Sverige/Europa?

Sverige är ett av världens våtmarksrikaste länder (Aronsson et al., 2013) och hyser tillsammans med Finland en tredjedel av Europas torvmarker. De senaste 50 åren har arealen våtmarker minskat med ca 50% i Europa och rikkärr som naturtyp riskerar de att försvinna utan effektiva åtgärder för bevarande (Juutinen, 2011).

Lägesbild i Skåne

Rikkärr förekommer främst på kalkrik berggrund och färre kärr förekommer därför i norra Skåne (figur 1.). I Skåne har större våtmarkskomplex reducerats till mindre öar i ett allt mer lantbruksdominerat landskap (Andersson, 2003). Denna fragmentering leder till



Figur 1. Karta över Skånes berggrund.

förlust av korridorer som kan vara viktiga för spridningen av rikkärrsarter (Kirchner et al., 2003).

Medelstorleken på Skånes rikkärr är 0,67 ha vilket betyder att de flesta är små till ytan och därmed känsliga för störningar (Deák et al., 2016; Fahrig, 2003). Totalt finns det 164 rikkärrslokaler fördelat på 118 ha, trots detta bedömdes nästan 90 % ha höga eller mycket höga naturvärden; detta enligt naturvärdesklassning som grundats på antalet arter av rikkärrsindikatorer och rödlistade arter av kärlväxter och mossor (Bager & Persson, 2009). Rapporten Skånes rikkärr (2009) pekar ut en rad problem med skötseln av rikkärren i Skåne. Igenväxning med träd och buskar utgör ett stort hot mot rikkärren i Skåne. Då *Skånes rikkärr* publicerades (2009) hade 67 % av total rikkärrsareal någon form av röjningsbehov och en fjärdedel akuta behov av röjning. Endast 18% av Skånes rikkärrsareal hade då tillräckligt god hävd och inget röjningsbehov eller behov av ändrad skötsel. Nästan hälften av länets rikkärr hade en otillräcklig eller icke gynnsam bevarandestatus och krävde större skötselåtgärder eller restaurering. Inom ramen för Naturvårdsverkets Åtgärdsprogram för bevarande av rikkärr har flera av de skånska rikkärren restaurerats och fått hävd sedan inventeringsrapporten togs fram 2009. Länsstyrelsen Skåne arbetar löpande med restaurering och skydd av rikkärr (Personlig kommunikation. A. Persson. Naturskyddsenheten, Länsstyrelsen Skåne. 26 maj 2020).

Vad har orsakat att rikkärr blivit en hotad naturtyp och hur påverkas växtlighet, hydrologi och geokemi av mänsklig närvaro?

De skånska rikkärren har historiskt dikats ur för att kunna användas som jordbruksmark eller torvtäkt (Emanuelsson et al., 2002). Enligt Sundberg (2006) är detta den faktor som haft mest negativ inverkan på rikkärr i Sverige över lag. Dikning har lett till att grundvattentillförseln letts bort och grundvattennivån sänkts i större områden (Sundberg, 2006; Tyler, 1981). Dikning leder ofta till minskad förekomst av brunmossor och en ökad konkurrens från högrörter och vass som lätt tar över när hävden blir för lågintensiv och sporadisk, eller grundvattnet sjunker för lågt (Emanuelsson et al., 2002). På bara tio år kan ett kärr ha växt igen med buskage och ungskog. Revlumner, björnmossor och andra skogsmossor tar då över bottenskiktet på bekostnad av brunmossor som är typiska för rikkärr (Sundberg, 2006). Dikning gjordes ofta på grund av att man ville använda marken som jordbruksmark vilket har lett till att stora delar av Skånes markareal är övergödd (Emanuelsson et al., 2002). Många rikkärr och anslutande marker är alltså redan övergödda vilket ofta leder till succession och igenväxning (Sundberg, 2006).

Fram till början av 1900-talet har rikkärrsmarkerna ofta nyttjats för slåtter. I början av 1900-talet upphörde kärrslåttern i södra Sverige och markerna användes istället för bete. (Sundberg, 2006). Vid för svag eller utebliven hävd växer rikkärren igen med vass, högrörter, viden, björk och al (Bager & Persson, 2009). Slåtter motverkade tuvbildning, torvanrikning och naturlig succession mot mosse samt igenväxning mot sumpskogskaraktär (Elveland, 1978). Sundberg (2006) tar ett exempel från Norrland där odikade rikkärr vuxit igen som en påföljd av att slåtterhävd upphört vilket tydligt visar på vikten av kontinuerlig hävd i rikkärr för att kunna bibehålla en god status.

Att klimatet påverkats kraftigt sedan industrialismens början är ingen nyhet. Rikkärr är en av de naturtyper som generellt påverkas negativt av en global uppvärmning. Ett varmare och torrare klimat kan torka ut marker och göra det lättare för träd och buskage att etablera sig i vad som tidigare var blöta våtmarker. Sundberg (2006) påpekar även att träd kan hindra nederbörd att nå marken vilket kan påverka de rikkärr som i dagsläget är beroende av vattentillförsel

genom regn. Han nämner också att eftersom snötäcket minskar blir tillförseln av vatten genom vårfloden mindre samtidigt som klimatet under vinterhalvåret blivit fuktigare i södra Sverige genom ökad nederbörd.

Klimatförändringar förutspås påverka grundvattenbildning starkt i södra Sverige och främst västra Skåne och östra Småland/Blekinge (Eveborn et al., 2017). Just nu är Sverige uppdelat i 4 regimer (mönster för hur grundvattennivåer varierar under en årscykel) för grundvattenbildning. På grund av global uppvärmning förutspås 4 regimer ha blivit 2 i slutet av detta seklet. I norra Sverige brukar grundvatten-nivåer vara lägst på våren, detta kommer skifta till att vara lägst på hösten (Eveborn et al., 2017). Hur detta kommer påverka våra svenska rikkärr är oklart.

Utöver global uppvärmning ökade deposition av försurande svavel och kväve kraftigt under 1800-talet ända fram till slutet av 1900-talet. Svaveldeposition har dock halverats sedan 1970-talet men fortsätter att påverka genom bland annat surt nedfall (Sundberg, 2006). Surt regn kan leda till en anrikning av aluminium i marken vilket i sin tur har sagts kunna utgöra förutsättningar för succession mot mineralfattig mosse (Bendell-Young & Pick, 1995). Emellertid säger Liselott Tunemar vid SGU att buffertkapaciteten i sydsvenska marker är så stark att det aldrig blir någon försurning (Tunemar et al., n.d.) det finns alltså en oklarhet i frågan.

Även orörda kärr påverkas och går mot surare och torrare mikroklimat samtidigt som vitmossor (*Sphagnum*) expanderar och träd samt buskar tar över. I de flesta fall klarar sig extremrikkärr bättre än medelrikkärr på grund av den höga kalkhalten i marken som ofta förekommer i extremrikkärr (Sundberg, 2006). I orörda kärr attribuerar man förändringar till ökad kvävepåvekan, uppvärmning och sänkt grundvatten. Det är svårt att avgöra vilka faktorer som är avgörande för förändringar i rikkärr, något som Sundberg redan påpekat i sin rapport "Åtgärdsprogram för rikkärr" (2006). I norra Sverige är det främst utebliven hävd och succession som utgör ett hot. I södra Sverige är läget mer komplext vilket gör det svårare att hitta passande åtgärder (Sundberg, 2006)

Förlust av kärrareal av god status leder till modifikationer av de ekosystemtjänster som kärr bidrar med (Lamers et al., 2015). Rekreationsområden blir till urbana områden eller åkrar, biodiversiteten sjunker, kolsänkor blir till kolkällor (Kasimir-Klemedtsson et al., 1997) och heterogenitet i landskapet försvinner (Lamers et al., 2015). Detta är bara ett urval av de konsekvenser som har kommit med dräneringen av våtmarker, global uppvärmning, försurning och upphörd hävd. Kärr som har dränerats på ett eller annat sätt mister sin förmåga att rena, lagra och buffra vatten (Lamers et al., 2015). Detta förvärras i sin tur av global uppvärmning som torkar ut våtmarker ytterligare. Många kärr som historiskt dikats ur och använts som jordbruksmark är ofta övergödda och när de sedan översvämmas blir de istället en källa för näringsämnen som kan sprida sig till andra näringskänsliga naturtyper. Likaså har förmågan att fungera som tillrinningsområde försvunnit då torven kompakteras om marken dräneras och torkas ur vilket kan leda till översvämningar av närliggande fastigheter. Även det rekreationella värdet samt utbildningsvärdet försvinner såklart då kärren inte längre existerar (Lamers et al., 2015). Analyser utförda av Tyler et al. (2015) 2008-2015 visar att rikkärr som naturtyp minskar med 9% per årtionde i Skåne. Detta är en försämring vid jämförelse med Tyler och Olssons analyser från 1938-1995 där rikkärr som naturtyp estimerades minska med 6% per årtionde i Skåne. Enligt Tyler et al. (2015) beror denna förändring främst på varmare klimat och upphört slåtter eller bete. Ett varmare klimat förstärker även förändringar i artsammansättningen hos samhällen som är beroende av hävd eftersom dessa arter ofta trivs i ett kallare klimat (Tyler, 2018). Denna tillbakagång förefaller alarmerande och åtgärder krävs för att hindra rikkärr från att försvinna fullständigt från den svenska naturbildningen. Zedler & Kercher (2005) menar att

nästan hälften av världens våtmarker har gått förlorad på grund av antropogena aktiviteter såsom jordbruk och torvbrytning (Joosten & Clarke, 2002) och Emanuelsson et al. (2002) menar att våtmarker har minskat med 50-90 % sedan början av 1800-talet. De kvarvarande arealerna bedöms vara hårt åtgångna och bortglömda (Lamers et al., 2015).

Ekosystemtjänster

Kärr och våtmarker i allmänhet tillför en rad ekosystemtjänster. Kolsänkor, biodiversitet, rekreation och inte minst vattenrening (Lamers et al., 2015). Globalt sett står våtmarker för 40% av alla ekosystemtjänster (Zedler & Kercher, 2005). Mitsch et al. (2013) har visat att våtmarker, trots sin lilla yta (5-8% markyta globalt), effektivt kan användas som kolsänkor (Lamers et al., 2015) och lagrar världsomspännande omkring 830 000 000 ton kol per år. Rent monetärt har värdet på våtmarker beräknats ligga på omkring 60000-450000 kr/ha/år. Detta är i relation till kostnader för åtgärder som kollagring och vattenrening som i våtmarker utförs som ekosystemtjänster istället för reningsverk och CCS (Costanza et al., 1998; Zedler & Kercher, 2005). För torra naturtyper beräknas värdet vara ungefär 2000-3000 kr/ha/år. Det finns alltså rent ekonomiska incitament för att restaurera våtmarker.

Varför är det viktigt att skydda/restaurera rikkärr?

Våtmarker generellt hyser unika livsmiljöer som är hem till hundratals nischade arter och rikkärr är den miljö som uppvisar högst biodiversitet bland alla våtmarker (Lamers et al., 2015). I rikkärr förekommer minst 160 rödlistade arter varav 74 är hotade och Skåne är ett av de län som hyser flest hotade arter (Sundberg, 2006). Arter som kalkkärrgrynsnäcka (*Vertigo geyeri*), gulyxne (*Liparis loeselii*) och svarttåg (*Juncus anceps*) är alla upptagna på den svenska rödlistan och har extremrikkärr som sin hemvist (SLU Artdatabanken, 2020). Det går att applicera två miljökvalitetsmål på rikkärr; *Myllrande våtmarker* samt *Ett rikt växt och djurliv*. I dagsläget är inga av målen nådda, varken i Skåne eller Sverige som stort och trots att många insatser görs i form av skydd, nyanläggningar och restaureringar fortsätter Skånes våtmarker påverkas negativt av dikesrensningar, utebliven hävd och övergödning (Länsstyrelsen Skåne, 2020).

(1) Syfte och frågeställning

Syftet med denna studie är att ta fram underlag för hur utökandet av arealen rikkärr i Skåne bör ske med tanke på geologiska, geografiska, ekonomiska, historiska och biologiska aspekter.

- a) Vilka hydrologiska, geologiska, geografiska, geokemiska, historiska och biologiska förutsättningar styr en framgångsrik restaurering/utökning av rikkärr?
- b) Vilka förutsättningar finns för att utöka tre rikkärr; Dagstorps mosse, Stångby mosse och Stora Harrie mosse, norr om Lund i södra Skåne?

II. MATERIAL & METOD

(1) Avgränsningar

Dagstorps mosse, Stora Harrie mosse och Stånby mosse valdes ut för provtagning. Dessa tre lokaler är redan del av ett planerat Life-projekt utformat av Länsstyrelsen Skåne där rikkärren inom lokalerna planeras att restaureras. Under besöket vid Stånby mosse var mossexperten Nils Cronberg med och hjälpte till att artbestämma mossor och därför finns en lista över ett antal arter som förekommer i Stånby. En sådan lista finns inte för de två andra lokalerna då Nils inte var med och jag själv inte har tillräcklig kunskap för att arta mossor i fält.

(2) Litteraturstudier

För att utreda vilka faktorer som är viktigast när det gäller ett rikkärrs status har jag läst och sammanställt ca 100 artiklar rörande ämnen som hydrologi, geologi, geokemi, spridningsvektorer, restaurering, kalkning med flera. Utöver detta har jag tagit del av rapporter från tidigare utförda restaureringar i Östergötland (Lagmansro och Styra) och även rapporter från myndigheter som Länsstyrelsen Skåne, Länsstyrelsen Östergötland, SGU och SLU.

(3) Samtal

Vid flertalet tillfällen har jag samtalat med min handledare Nils Cronberg som är expert på bl.a. mossor och universitetslektor vid Lunds universitet. Jag har även haft samtal med Emil Åsegård på Ekologigruppen i Lund som bl.a. hjälpt mig identifiera potentiella restaureringsytor i Dagstorp mosse och Stora Harrie mosse.

(4) Provtagning

Provtagning skedde på 3 lokaler norr om Lund kring tätorten Kävlinge: Dagstorps mosse, Stora Harrie mosse och Stånby mosse vid tre tillfällen 13 april, 15 april och 19 april 2020. Alla 3 lokaler är naturreservat. Provtagningen förbereddes genom att sätta ut ungefärliga punkter längs transekter i ArcGIS för alla tre lokaler. Dessa punkter följdes inte utan väl på plats var det lätt att urskilja topografin och därmed utröna torrare områden inom lokalerna som vi valde att utesluta från studien på grund av behovet av blöt topografi (Sundberg, 2006). Istället valde vi att koncentrera punkterna runt vissa intressanta områden kring befintliga rikkärr och i de platser vi kunde se att grundvattennivån var hög nog. Provtagning gjordes med 1 meters jordborr med tom kärna för att marken skulle kunna analyseras på plats. För varje prov togs en bild av borrhölet samt GPS-koordinater via iPhone 6S och appen "Svenska Koordinater"; bilder, anteckningar och GPS-koordinater lagrades i systemappen "Places&Photos". GPS-koordinater togs i SWEREF99 TM. För varje kärna antecknades jordart och djup (m), total-djup av varje provtagning (m), förekomst av oxiderat järn (Fe) (Ja/Nej), förekomst av kalk (Ja/Nej) samt på vilket djup (m), vegetation kring provtagning (ex. gräs/mossa eller hästhage/rikkärr) och ungefärlig markfuktighet enligt SLUs Fältinstruktion: Riksinventeringen av skog (2018). Förekomst av oxiderat järn kan indikera att marklagret blir utsatt för syre på grund av lågt grundvatten och det går därför att utröna någorlunda hur lågt vattnet sjunker vid torrperioder (Cusell et al., 2013). För att lokalisera var gränserna för kalkrik jordart gick i de olika områdena gjordes en andra provtagning där målet var att hitta gränsen för potentiell schaktning.

(5) Ekonomiska kalkyler

Jag har tagit del av dokument från en större restaureringsupphandling som innehåller ungefärliga priser på de åtgärder som planeras för Skånska rikkärr. Genom att använda siffrorna från upphandlingen och de uppgifter jag samlat in genom provtagningen ska jag ge en ungefärlig kostnad för de områden som ska utökas. Priserna baseras på area, jorddjup och kostnad för schaktning, eventuell röjning samt andra potentiella åtgärder som kalkning, hydrologisk utredning/restaurering och transport av schaktmassor

samt deponi. I detta arbete redovisas siffror för schaktning, transport och deponi. Källor presenteras i uträkning (Appendix C)

(6) Lokaler

För att undersöka om det är möjligt att endast använda schaktning som metod i Skåne ska vi undersöka geologin i tre lokaler norr om Lund. Alla tre lokaler är del av ett tidigare större våtmarksområde som dikats ut genom historien för att användas som åkermark. De delar som inte kunnat brukas som åkermark på grund av för högt grundvatten har istället använts för slätter eller bete. Markerna i Kävlinge kommun användes länge för torvbrytning (Reuterskiöld & Holmström, 2009).

(a) Dagstorps mosse

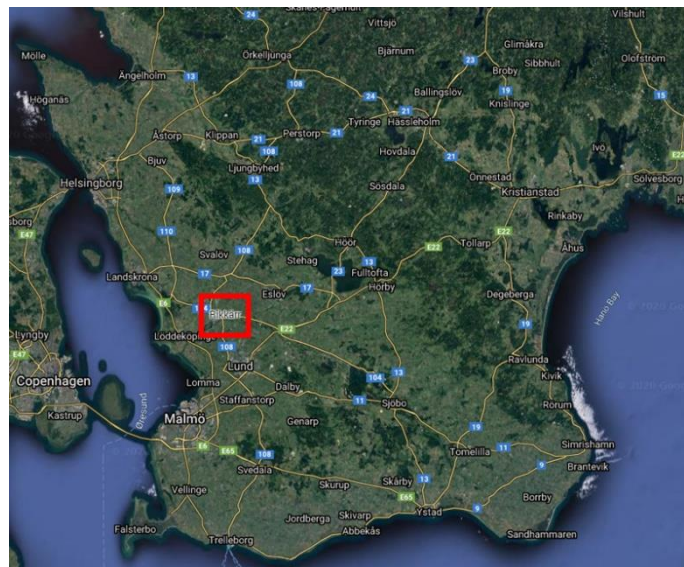
Dagstorps mosse är ett litet naturreservat (7 ha) som ligger beläget ca 14 km nordväst om Lund i Kävlinge kommun. Dagstorp blev naturreservat 1992 och sedermera Natura 2000-område (Carlzén, 2001; Rosqvist, 2005). Området ägs av staten och förvaltas av Länsstyrelsen Skåne. Det finns dokumenterat att området användes som betesmark under 1700-1800-talen (Carlzén, 2001). Under tidigt 1900-tal drogs järnväg rakt genom naturreservatet vilket ledde till en dränering av området. Samtidigt odlades östra delen upp och användes som jordbruksmark (Malmgren, 2012). I dagsläget hyser området flertal skyddsvärda arter, däribland kalkkärrgrynsnäcka (NT) svarttåg (CR) och kärrjohannesört (*Hypericum tetrapterum*) (VU). Arterna förekommer i och kring rikkärret som utgör ca 0,2 ha av den totala arealen. Idag hävdas området genom bete.

(b) Stora Harrie mosse

Strax öster om Kävlinge 11 km norr om Lund ligger Stora Harrie naturreservat som bildades 2003 och är ett Natura 2000-område. Naturreservatet täcker en yta av ca 21 ha (Andersson, 2003). Rikkärret är något större än i Dagstorps mosse och utgör ca 0,5 ha av totalarean på 21 ha. Området ägs av Kävlinge kommun samt privatpersoner och förvaltas av Länsstyrelsen Skåne. Dagstorp och Stora Harrie var en gång del av samma våtmarksområde (Andersson, 2003) och har således liknande artsammansättning. En kanal grävdes under 1800-talet i väst-östlig riktning för att dränera området så att jordbruk skulle bli möjligt. Åtminstone hälften av mossen har varit uppodlad under historiens lopp medan resten använts för slätter och bete. Vissa delar slåttras fortfarande men huvuddelen används för bete (Andersson, 2003). Svarttåg (CR) har här sin största population i hela Sverige vilket gör området värdefullt för utökning. Andra arter som förkommer här är loppstarr (VU), kalkkärrgrynsäcka och smalkärrgrynsnäcka (Reuterskiöld & Holmström, 2009).

(c) Stångby mosse

Den största av de tre lokalerna är Stångby mosse med sina 55 ha vara ca 4,5 ha utgörs av rikkärr. Stångby mosse ligger nära ovan nämnda lokaler ca 10 km norr om Lund. Stångby mosse blev naturreservat 1981. Området är dessutom ett Natura 2000-område. Här bröts det torv i hundratals år fram till början av 1900-talet (Hamilton & Persson, 1981) och markerna har även här dikats för att dränera ut vatten och därmed möjliggöra jordbruk.



Figur 2. Karta över Skåne med röd kvadrat som innehåller de tre lokaler för rikkärr där provtagning utförts (Google maps, 2020).

III. RESULTAT

Vilka åtgärder som passar kan ibland ta tid att utröna. Det kan vara viktigt att göra en noggrann inventering av arter, hydrologi och mineralisk komposition innan restaurering för att kunna avgöra om åtgärder kan förväntas ge önskat resultat. I avsnitt 1 och 2 presenteras samlad information från europeiska, nordamerikanska och sydostasiatisk kunskap kring bästa sätt att utföra utökning, restaurering samt nyskapande av rikkärr. I avsnitt 3 presenteras resultaten från studien av de tre rikkärren i sydvästra Skåne.

(1) Förutsättningar för nyskapande och restaurering

Innan en restaurering eller ett nyskapande utförs bör status och förutsättningar utvärderas för varje individuellt projekt. På så sätt har man en klar bild av vilka åtgärder som krävs för att varje lokals ofta unika behov. Det kan vara omöjligt att återskapa vissa ekosystemtjänster och därför måste man ibland göra prioriteringar; samtidigt kan ekosystemtjänster behövas vägas mot varandra (Lamers et al., 2015). Om förutsättningarna för restaurering i ett kärr är för dåliga kan det till och med vara idé att överge det till fördel för ett annat.

(a) Geologi och Geokemi

Försurning

Beroende på förmågan att neutralisera syror delas kärr i två kategorier, rikkärr och fattigkärr. I rikkärr är buffertkapaciteten stor på grund av högt inflöde av baskatjoner genom mineralberikat vatten, och torv som skapas är ofta svartnad, strukturlös och i sent stadiet av nedbrytning. Fattigkärr har ofta en mer strukturerad torv (Lamers et al., 2015). Den viktigaste bestämmande faktorn när det kommer till pH i rikkärr är det så kallade bikarbonatbuffert-systemet (Lamers et al., 2002). Vätekarbonat (HCO_3^-) kan agera som buffert genom att plocka upp fria protoner (H^+) bilda H_2CO_3 och därmed sänka pH i en vätska (Campbell & Reece, 2002).

Dränering av kärr leder ofta till försurning. Uttorkningen av torv leder till produktion av fria protoner (H^+) genom oxidativa reaktioner som nitrifiaktion, järnoxidation och svaveloxidation (Grootjans et al., 1998; Lamers et al., 2015; Lamers, Van Roozendaal, et al., 1998) vilket kallas för intern försurning (Lamers et al. 2015). Försurning sker även kontinuerligt som en bieffekt av torvackumulering (Lamers et al., 2015). Detta kan leda till att översta marklagret isoleras från bikarbonat- och mineral-tillförsel samt en igenväxning av icke önskvärda mossor (ex. *Sphagnum squarrosum*). Ett lågt pH i rhizofären bidrar även det till en ökning av fria protoner (H^+) samt urlakning av kalcium och magnesium. När bikarbonat lagrat i marken har konsumerats av växter blir utbytet av baskatjoner (Ca/Mg) från bindningsplatser i torven den viktigaste buffrande mekanismen; ett viktigt system när vattennivån sjunker på grund av fluktuationer under säsongen eller antropogen påverkan (Lamers, Van Roozendaal, et al., 1998). Men, vid låga pH (5-6) byts H^+ ut mot Ca och Mg vid bindningsplatser på torvpartklar. Ca och Mg kan sedan sköljas bort med naturliga vattenrörelser och därmed minska basmättnaden i marken. Om pH sjunker ytterligare kan även aluminium och järn lösas upp (Lamers et al., 2015). Stark försurning kan således leda till att marken mister sin buffertförmåga.

Det kan också vara viktigt att ha koll på kärr som har lägre grundvattennivåer under sommarmånaderna då flera studier har observerat både ammonium- och aluminium-förgiftning hos växter i sådana kärr (De Graaf et al., 1996; Paulissen et al., 2004; Van Den Berg et al., 2005).

Övergödning

Ett sjunkande pH leder till att kalcium i marken binder fosfat sämre vilket ökar näringsstillgången för växter och därmed bidrar till succession och igenväxning (Koerselman & Verhoeven, 1995).

Även vid högre vattennivåer kan övergödning förekomma. Ökning av sulfatrikt vatten kan leda till övergödning samt produktion och bioackumulering av metylkvicksilver (Lamers et al., 2002). Sulfat fungerar då som en alternativ elektronacceptor vilket snabbar på nedbrytning av torven (Vile et al., 2010).

En intressant fråga är huruvida fosfor (P) i marken är bundet till Ca eller Fe. I marker där P är bundet till Fe mobiliseras P lättare vilket kan leda till övergödning (van Duren et al., 1998). Det är viktigt att klargöra om området har mycket Fe-bundet P innan man bestämmer sig för att översvämma området (Lamers, Tomassen, et al., 1998; Zak et al., 2010a). Ett sådant tillstånd kan motverkas genom schaktning av översta jordlagret för att ta bort ackumulerade järnmineraler och P samt N-föreningar. I marker där P är bundet till Ca är P-mobilisering genom sulfid-tillförsel eller redox-förändringar inte lika dramatiska. Dierberg et al., (2011) visade till exempel att detta är fallet i kärr som förekommer i Everglades nationalpark (Florida, USA).

Primär produktivitet i P-limiterade kärr styrs av redox-reaktioner (Jabłońska et al., 2014). Detta betyder att stagning av vatten kan leda till att järnbunden P frigörs och ökar produktiviteten i marken (Cusell et al., 2013). Anoxiskt järnrikt grundvatten kan stabilisera näringscyklning medan syrerikt vatten stimulerar näringscyklning (Grootjans et al., 2006), vilket kan leda till en accelererad succession mot ett mer produktivt ekosystem och i slutändan omvandling till sumpskog. Permanent högt grundvatten kan leda till en reduktion av Fe^{3+} till Fe^{2+} som binder P sämre än Fe^{3+} . Uttorkning av översta torvlagret under sommarmånaderna är en viktig funktion för att hindra Fe att reduceras. Sulfater tillförs ibland genom försurat vatten från närliggande vattendrag eller surt regn. Under anoxiska förhållanden kan då pyrit (FeS_2) bildas, ett järnsulfat som stannar i det övre torvlagret (Grootjans et al., 2006). Om det finns järnsulfater i det översta jordlagret kan dessa oxideras vid torrare väder och på så sätt frigöra mer Fe^{3+} som i sin tur kan binda P (Lucassen et al., 2005). Detta sker dock genom oxidation av mineralen pyrit (FeS_2) vilket kan leda till försurning i kärr som är helt dränerade på grund av den höga syraproduktionen. Denna effekt motverkas i starkt buffrade rikkärr där grundvattensflödet stimulerar tillförseln av kalciumkarbonat och järn i rhizosfären. I dessa kärr kan det alltså förekomma en låg näringscykel och en stark buffert-förmåga samtidigt (Grootjans et al., 2006).

Beltman et al., (1995) studier styrker detta och menar att endast schaktning, utan återställning av hydrologi, kan leda till att P-nivåer snabbt går upp igen efter restaurering och därmed ger icke önskvärda *Sphagnum*-arter (ex. *Sphagnum squarrosum*) en möjlighet att etablera sig och ta över; ett klart tecken på övergödning och försurning (Kooijman & Bakker, 1995). Endast en kombination av båda åtgärderna höll P-nivåer nere under längre tid.

Fenner et al. (2011) uppmärksammar att torvmarker kan förlora mycket kol till atmosfären även efter återvätning. Under torrperioder ansamlas instabila kolföreningar i marken som vid återvätning kan brytas ned, lösas upp och spolas bort eller tillföras till atmosfären som metan eller koldioxid (Fenner & Freeman, 2011). Detta sker genom oxidering av fenoler samt nedbrytning av organiskt material. Freeman et al. (2012) har föreslagit att addering av fenolföreningar innan återvätning skulle kunna minska nedbrytningen av organiskt material. Detta är än så länge bara spekulationer och vidare studier krävs innan tekniken implementeras

i verkliga restaureringsåtgärder. Det finns definitivt ett värde i att använda kärr som kolsänkor, det har till och med spekulerats i att restaureringar kan betala för sig själva (Costanza et al., 1998; Worrall et al., 2009; Zedler & Kercher, 2005)

Inflöde av elektronreceptorer som svavel och nitrater kan leda till mobilisering av P och därmed en så kallad intern övergödning (Lamers et al., 2002). Detta kan motverkas genom schaktning eller addering av P-bindande salter (Fe och Al). Det går att utröna hur mycket P som släpps till ytan genom att ta prover i porvatten och titta på Fe:P kvoten. Hur analysen går till förklaras närmare i Geurts et al. (2008). Lamers et al. (2015) påpekar att P globalt börjar bli sällsynt och att återanvändning av P från övergödda marker kan potentiellt hjälpa till att betala för restaureringar. Hur detta skulle gå till rent tekniskt i Skåne är ett ämne för framtida studier.

(b) Hydrologi och hydromorfologi

Paleoekologiska studier har visat att kärrsystem kan vara stabila under flera århundraden utan mänsklig förvaltning (Schipper et al., 2007). Naturligt förekommande grundvattensystem kunde tillföra det bas- och järnrika vattnet som krävdes för att naturtypen skulle kunna uppstå och stabiliseras (Glaser et al., 1997; Schipper et al., 2007). Ett sakta sipprande flöde av grundvatten är alltså essentiellt för att ett rikkärr ska kunna hålla en hög biodiversitet. Grundvattenflöde kan hindra torven från att erodera och samtidigt föra bort övergödande fosfat bundet till kalciumkarbonat eller järn (Grootjans et al., 2006) medan dränering av våtmarker kan leda till mineralisering av torv och slutligen övergödning samt igenväxning med högrötsamhällen, förbuskning, och slutligen uppkomst av en trädkärm (Grootjans et al., 2006).

Det finns vissa grundläggande egenskaper hos jord som är viktiga att ta i beaktning vid restaurering. Om jorden har stora partiklar som grus och sand lämnar det utrymme för porer i marken där vatten lätt tar sig igenom (Adielsson, 2017). Detta kan vara viktigt då man väljer lokal för utökning eller nyskapande. Om underliggande lager består av små väldigt fina partiklar till exempel ler, kan detta hindra grundvatten från att tränga fram till markytan. Alla tre rikkärr jag har besökt har överliggande lager torv, ofta något inslag av lera och övergår oftast i underliggande sand. Sand har högre konduktivitet än lera och grundvatten kan således flöda lättare (Adielsson, 2017).

Grundvattenstillförsel styrs av topologi, geologisk komposition och andra abiotiska faktorer (Bovin et al., 2015). Grus och sand har högre hydraulisk konduktivitet (mått på jordens förmåga att leda vatten) medan till exempel morän och lera har lägre konduktivitet (Bovin et al., 2015). I rikkärr består marken oftast av ett överliggande lager torv som bildats under vattenmättade förhållanden då nedbrytningshastigheten är väldigt låg på grund av den låga förekomsten av syre (SGU, 2018). Under det kan det ligga allt från grus till lera men i Skåne förekommer det ofta postglacialsand under rikkärrstorv (SGU, n.d.). Konduktivitet i torv minskar kraftigt i sena nedbrytningsstadier. Även vid dränering kan konduktivitet minska eftersom marken kompakteras och porer i jorden försvinner när torv torkar (Sveriges geologiska undersökning, 2013). Konduktivitet minskar också med djup i våtmarken eftersom nedbrytningsgraden i regel ökar med ökat jorddjup (Thorsbrink et al., 2019). Graden av kompaktering bestämmer alltså hur vattenförande marken är och ibland kan den mest kompakterade torven till och med behöva skrapas bort.

En viktig ekosystemtjänst i våtmarker är just grundvattenbildning (Eveborn et al., 2017; Lamers et al., 2015). En dränerad torvmark har ingen vattenföring i de övre skikten. Dränering sker oftast på grund av antropologiska åtgärder som dikning (Emanuelsson et al., 2002) och kan leda till sänkt grundvattennivå. Om grundvattennivån blir för låg tenderar torvmarker att

kompaktera och den hydrauliska konduktiviteten sänks (Thorsbrink et al., 2019). Vid kompakterad jord finns inga porer i vilka vatten kan lagras. Marken kan då bli mättad på grund av att jorden kompakterats så mycket och istället för tillförsel av grundvatten kommer det bildas ytvatten som leds bort (Thorsbrink, 2019). För att motverka eller åtgärda en dränering föreslår Thorsbrink et al. (2019) igenläggning av nedströms dike eller ås. Detta för att återvåta marken och höja grundvattennivån. I Skåne, speciellt sydvästra Skåne, är topografin väldigt platt. Då är det viktigt att vara medveten om att en igenläggning av ett dike kan ge stora konsekvenser och en sådan åtgärd bör utredas grundligt innan projektstart (Thorsbrink et al., 2019). Thorsbrink et al. (2019) föreslår även anläggning av mindre dammar och vattenspeglar som alternativ åtgärd. Fördelarna med damm kan vara att markägarna får en vattenbuffert vid torra perioder samt ökad heterogenitet i landskapet (Thorsbrink et al., 2019).

För att förstå riktningen på vattenflöde genom ett rikkärr (speciellt under marknivå) måste man veta hur nederbörd förändras över året, berggrundens lutning och komposition samt hydraulisk konduktivitet i jord/torvlager. Det är även viktigt att klargöra storleken på den omkringliggande buffert-zonen för att förstå hur vattenflödet kan förändras under året (Duval & Waddington, 2018) så att detta kan beaktas vid planering av hydrologisk restaurering.

Faktorer som kan vara viktiga att fastställa inkluderar mängd vatten i underliggande magasin, flöde samt riktning till vattenmagasin och vattenkvalitet (SGU, 2018). Dessa uppgifter finns ofta att få tag igenom SGUs dataverktyg GET (Geodata Extraction Tool) i annat fall bör dessa uppgifter undersökas innan restaurering.

(2) Strategier för nyskapande och restaurering

(a) Bränning

Bränning som röjningsmetod kan leda till temporär övergödning (Raison, 1979) och en facilitering för konkurrenskraftiga gräs och högrörter. Tuvbildande gräsarter är speciellt motståndskraftiga och det har visats att kontrollerad bränning inte har någon större effekt på arter som blååtäl (Shaw et al., 1998), en växt som kan ta över rikkärr vid ökad tillgång på kväve (Sundberg, 2006). Bränning har påvisats minska förekomst av *Sphagnum*-arter samt motverka försurning men samtidigt minskade även biodiversiteten och de kvarvarande arterna var inte ovanliga målarter utan vanligare mossor och kärlväxter (Van Diggelen et al., 2015). Bränning kan verka som en enkel lösning vid en liten budget men fördelarna är små och därför bör metoden undvikas.

(b) Kalkning

Kalkning kan motverka försurning och kan kortsiktigt vara en väldigt effektiv åtgärd men verkar inte vara en långsiktig lösning. Kortsiktigt kan kalkning motverka igenväxning av *Sphagnum*-arter samt öka basmättnaden i marken och höja pH. Doserna som krävs är dock höga (1000-4000 kg/ha) och resultaten är långt ifrån tillfredställande då endast vanliga pionjärmosor hittades på testlokalerna en tid efter kalkning (Van Diggelen et al., 2015). I denna studien användes inga metoder för att hjälpa till att sprida målarter vilket kan ha påverkat resultaten negativt. Van Diggelen et al. (2015) utförde heller ingen schaktning och föreslår att kalkning i kombination med schaktning och åtgärder för att sprida arter kan vara rätt kombination för ett lyckat utökande/restaurering av rikkärr. Hur spridning bör ske tas upp i kommande avsnitt ”(c) Lokalisering och spridning av arter”. Beltman et al. (2001) visade att kalkning kan vara effektivt om hydrologin återställts och *Sphagnum*-skiktet eliminerats. Om *Sphagnum* inte tas bort sjunker inte pH trots kalkning (1500 kg ha⁻¹) och därför anser Beltman att schaktning är en essentiell åtgärd, åtminstone i de fall man överväger att kalka ett område. Höga halter av kalk ökar dock buffertsystemets aktivitet och det kan leda till en ökad nedbrytningshastighet och mineralisering av torv (Ono, 1991). Detta kan i sin tur leda till övergödning och göra det möjligt för eutrofieringsgynnade *Sphagnum*-mossor att ta över ett nyligen kalkat kärr och på sätt starta en succession mot igenväxning (Beltman et al., 1996; Bobbink et al., 1998; Kooijman et al., 1994). Vidare säger Van Diggelen et al. (2015) att hydrologiska åtgärder i form av återvätning av översta jordlagret samt konstant tillrinning av baskatjonrikt grundvatten krävs för att återfå ett stabilt ekosystem. Detta kan uppnås genom dämning som tas upp i avsnittet (e) Återställning av hydrologi och geokemi.

Sammanfattningsvis kan det konstateras att kalkning har visats ge resultat kortsiktigt men för inte med sig några långsiktiga resultat som är försvarbart varken ekologiskt eller ekonomiskt (Beltman et al., 2001). Det skulle kunna gå att argumentera för att nedprioritera rikkärr utan kalklager i marken, men samtidigt krävs det i sådana fall vetskap om att det inte finns tillförsel av baskatjonrikt vatten.

(c) Fe och Al-salter

För att motverka P-övergödning har saltning med Fe och Al föreslagits i åtminstone en studie (Lamers et al., 2015). Detta för att binda P till de två metallerna och göra det otillgängligt för växter. Författaren nämner också att om saltning ska övervägas måste appliceringen ske gradvis och för undvika försurning. Om ett område som planeras saltas är rikt på sulfater bör åtgärder omprövas då saltningen i det fallet kan leda till svår försurning och toxicitet (Cusell et al., 2013).

Det står oklart vilka ekologiska komplikationer denna åtgärd skulle kunna medföra nedströms och ämnet kräver därför vidare studier och utredning innan åtgärden genomförs i praktiken.

Saltning och kalkning utan schaktning har dock visats ineffektivt i flera studier (Geurts et al., 2011; Van Diggelen et al., 2015) och bör därför tas med en nypa salt innan vidare studier utförs.

(d) Lokalisering och spridning av arter samt återställning av ekosystemtjänster

När det gäller lokalisering av utökningen eller restaurering är det inte bara ekologiska, hydrologiska och geologiska faktorer som måste tas i beaktning; även antropologiska faktorer kan vara minst lika viktiga. En god kontakt med markägare och andra berörda som till exempel kommuner och ideella föreningar är avgörande för att kunna restaurera rikkärr (Persson & Ragnarsson, 2011). Det är även viktigt att kunna visa på nyttan med restaureringen, inte bara ekologiskt eller rekreationellt utan även ekonomiskt (Lamers et al., 2015). Om man visar att det finns ett värde med en kalkrik våtmark kan man göra markägare stolta över sina marker och då kommer ett restaureringsprojekt gå mycket smidigare.

För att öka chanserna till ett gott restaureringsresultat bör utökningar ske i närkontakt med befintliga rikkärr av god status (Beltman et al., 1995). Att binda samman rikkärr är ett av målen som Länsstyrelsen tar upp i sin handlingsplan för grön infrastruktur och ett viktigt steg i riktningen mot en bättre status för skånska rikkärr (Persson & Nilsson, 2020). I kärr är hydrokori, (växters spridning m.h.a. vatten) en av de vanligaste spridningsformerna (Vogt et al., 2004). Spridningen kan potentiellt ske utan åtgärd och det finns redan en vetskap om att hydrologin och geologin i området kan hysa ett rikkärr. Dock tåls det att påpekas att många rikkärrsspecialiserade arters fröer inte överleva i marken längre än 5 år (Gignac et al., 2004; Middleton et al., 2006; Van Dijk et al., 2007). Även om spridning kan ske spontant är det ekonomiskt försvarbart samt bevisat effektivt (Klimkowska et al., 2019; Mälson et al., 2010) att vidta åtgärder som spridning av hö, fragment av brunmossor och annat växtmaterial (Groenendael et al., 1998). Således kan transplantering av växtmaterial vara helt essentiellt för att få tillbaka rikkärrskaraktär.

Mälson et al. (2008) har visat att om man endast återfuktat ett tidigare rikkärr tar det lång tid att få tillbaka någon form av specialarter; detta på grund av att rikkärrsarter är långsamt växande arter som lätt utkonkurreras av andra och är dåliga på att sprida sig. Arter som indikerar ett tidigare rikkärr kan vara blåtåtel, vitmossor och björkarter. Efter dränering av ett kärr tar halvgräs snabbt över tillsammans med pionjärsmossor (K. Mälson et al., 2008). Därför är det viktigt att se till att tillföra växtmaterial från ett befintligt rikkärr med god status. Naturvårdsverket har redan tagit fram en liten vägledning för utsättning av vilda växt- och djurarter (Wetterin, 2008) och håller just nu på att ta fram en mer omfattande vägledning.

Vindspridda arters sporer kan röra sig allt från 1-100 m i ett öppet landskap men sällan mer än ett par meter (Lamers et al., 2015). Det kan därför vara nödvändigt att transplantera även vindspridda arter. Samma gäller för mollusker som kalkkärrgrynsnäckan som med största sannolikhet behöver introduceras för hand.

Flera studier (Kiehl et al., 2010; Patzelt et al., 2001) har visat på vikten av att schakta översta jordlagret innan man introducerar frön, hö eller jord från donator-kärr. Patzelt et al. (2001) lyckades överföra ca 70% av arterna från ett befintligt närliggande rikkärr till ett tidigare dränerat kärr. Här handlade dock om en kärräng och inte ett rikkärr så studier på detta kan med fördel göras på svensk mark i samband med Länsstyrelsens kommande Life-projekt.

För att de ekosystemtjänster som rikkärr bidrar med ska bibehållas bör den gröna infrastrukturen värnas om. En bättre grön infrastruktur betyder att man skyddar biodiversiteten som skapar ekosystemtjänsterna (Persson & Nilsson, 2020). Detta görs genom att involvera alla aktörer som berörs av restaureringsprojekt och arbeta för ett hållbart långsiktigt landskap där resultatet ska vara positiva ekologiska, ekonomiska och sociala effekter som alla är en förutsättning för en hållbar utveckling (Berlin & Niss, n.d.). Grön infrastruktur kan stärkas genom att satsa på att återställa ekosystemtjänster och biologisk mångfald i den lokala och regionala utvecklingen, något som är otroligt viktigt i ett heterogent och fragmenterat landskap som Skåne (Persson & Nilsson, 2020).

(c) Övervakning av hydrologi och geokemi

Ibland kan det krävas att projektledare tar fram egna data för vattenövervakning. SGU (2018) har tagit fram noggranna mätmetoder för vattenövervakning.

Grundvattenprover bör tas på flera platser för att säkert fastställa viktiga parametrar. SGU (2018) föreslår grundvattenprover där det misstänks finnas påverkan, platser man verkligen inte vill påträffa en negativ inverkan samt en yta som kan agera referens för hela kärret.

När ska man mäta? Det beror på hur stora de underliggande magasinen är samt vilka rytmer i grundvatten som är intressanta för habitatet. Stora magasin bör mätas 1 ggr/månad och små magasin bör mätas 2 ggr/månad. För att mäta dygnsrytm bör mätningar göras 2-4 ggr/dygn. För att mäta vattenkvalitet bör mätningar göras 2-4 ggr/år (SGU, 2018). I vissa fall kan det redan finnas grundvattenrör installerade, men dessa bör besiktigas innan de används för att säkerställa de inte blivit skadade. SGU menar att mätningar bör utföras under en 1-årsperiod före åtgärd.

När det gäller vattenkvalitet finns det ett vissa basvariabler som bör mätas för att kunna göra en bra bedömning; pH, konduktivitet, syre, järn, sulfat, ammonium. Stigande ålder på grundvatten kan leda till mindre alkalinitet (Sveriges geologiska undersökning, 2013) därför är det viktigt att följa upp grundvattenmätningar gärna 1 ggr/år (kvalitet och mängd).

Ofta kan det vara svårt att helt utesluta övergödning från omkringliggande jordbruk, speciellt i ett landskap som Skåne som har så dominerande jordbrukslandskap. Därför är det viktigt att se till att ett nyskapat kärr inte delar hydrologi med omgivande jordbruksmarker. I västra Skåne är större delen av markarealen övergödd på grund av århundraden av intensivt jordbruk (Emanuelsson et al., 2002) och därför bör man här vara extra aktsam.

För ett övergött kärr är det viktigt att det finns ett utflöde av näring (Wheeler et al., 2004). Detta för att minska risken för intern övergödning (Lamers et al., 2002) och toxicitet då grundvatten inte har möjlighet att lämna området på grund av påtryckningar från ytvatten. Med detta i åtanke kan det vara svårt att veta hur en höjning av grundvattennivån ska gå till men som regel bör slutresultatet vara säsongsberoende fluktuationer (Wheeler et al., 2004).

SGU (2018) tar upp möjligheten för konstgjord grundvattenlagring som kan skapas genom att man anlägger bassänger på en högre höjd än själva rikkärret och sedan drar ledningar ner till rikkärret. Detta kräver dock att marken inte är vattenmättad och samt ledningsdragnings vilket kan bli kostsamt (Schoning, 2019). Mindre drastiska åtgärder som dämning av befintliga diken

för att höja grundvattennivå är dock mer ekonomiskt försvarbart och enklare att utföra (Lucassen et al., 2005)

(d) Schaktning

Övergödning av kärr genom näringsrikt grundvatten eller bara ren gödsling har länge varit ett problem och många ser schaktning av översta jordlagret som enda lösning (Lamers et al., 2015; Van Dijk et al., 2007; Zak et al., 2010b). Ofta är dessa jordmassor så övergödda att de kan ge upphov till hypertrofa förhållanden i årtionden framöver (Lamers et al., 2015). I kombination med andra åtgärder är schaktning den metod för restaurering som är mest återkommande då det för med sig en rad fördelar. Med schaktning kan man stoppa succession, och de torvlager som är irreversibelt skadade och kompakterade på grund av dränering kan tas bort (Lamers et al., 2015).

Schaktning som en metod för utökning och restaurering har förespråkats i många studier (Emsens et al., 2015; Geurts et al., 2011; Klimkowska et al., 2010; Patzelt et al., 2001; van Duren et al., 1998; Zak et al., 2010b). Resultaten är varierande men har ofta goda utkomster. De flesta studier kommer fram till att schaktning med efterföljande hävd som slåtter eller bete ger bäst resultat. I vissa fall är hydrologin så hårt åtgången att dämning av diken eller ändring av topografin är nödvändigt. I Sverige har jämförelsevis få schaktningar av rikkärr utförts. Tre lokaler i Östergötland (Jonsson, 2014) och en i Skåne, alla med gott resultat (Ekologgruppen, 2012). I Östergötland utfördes första schaktningen 1967 underligt nog av misstag när en markägare ville anlägga skog. Den lokalen har nu stora bestånd av ängsnycklar, kärrknipprot och axag, typiska rikkärrsarter (Jonsson, 2014).

Schaktningsdjup kan variera och bestäms utifrån variabler som hur övergödd marken är och hur långt ner den kalkrika jorden ligger (Ekologgruppen, 2012; Lamers et al., 2015; Länsstyrelsen Östergötland, 2009), om det förekommer någon. Schaktning kan övergå 50 cm (Lamers et al., 2015) men höga kostnader för transport och hantering av schaktmassor gör det ofta oekonomiskt att gå djupare än 50 cm och de områden där detta krävs bör därmed bortprioriteras.

Det är viktigt att beakta det faktum att en hektar restaurerat kärr kan leda till övergödning av flera hektar ytvatten om översta jordlagret inte schaktas (Lamers et al., 2015). Därför är det essentiellt att lämna en remsa oschaktad torv som avgränsning mellan nyskapat rikkärr och ett befintligt för att på så sätt undvika dränering och potentiell övergödning från mobiliserat P i ett nyskapat kärr (Lamers et al., 2015; E. Åsegård. Personlig kommunikation. 14 april 2020).

(e) Hantering av schaktmassor

En stor fråga vid schaktning är hur schaktmassorna bör tas hand om. Transport och deponering kan bli väldigt dyrt speciellt i större områden och kan uppgå till hundratusentals (Ekologgruppen, 2012) ibland till och med miljoner kronor. Det bästa alternativet är såklart om massorna är rena nog att deponera på en markägares närliggande fastighet som en åker eller liknande. Då raderar man kostnaderna för transport

Vid hantering av schaktmassor kommer snabbt frågan upp huruvida massorna är avfall eller biprodukt. Detta har implikationer på hur man ska hantera massorna enligt Avfallsförordningen (2001:1063). Enligt Arvidsson Glans et al. (2010) med stöd av naturvårdsverket, ska schaktmassor i princip alltid definieras som avfall.

Vi börjar med återvinning i anläggningsändamål. Schaktmassor kan användas i en rad återvinnings syften där de kan ersätta mer traditionella material som hade använts vid konstruktioner (Arvidsson Glans et al., 2010). Återvinning av massor kan ersätta utvinning av andra material som grus och sand vilket är helt i linje med hushållningsprincipen samt MÖD 2005:65¹. Det är även viktigt att klargöra att massorna inte är förorenade om de ska spridas på ren mark. Det är verksamhetsutövaren som kommer använda massorna som enligt 2 kap. 2§ MB har ansvar att se till den som producerar massorna har testat för föroreningar (Naturvårdsverket, 2010).

För att anläggningsändamål ska kunna styrkas ska åtgärden (1) ha ett tydligt syfte som kan motiveras, (2) ska vara definierad i tid och rum och (3) att återvinning inte ökar föroreningsbelastningen på platsen för anläggningen (Arvidsson Glans et al., 2010).

Vid användning av avfall som anläggningsändamål får endast den mängd som behövs för konstruktionens funktion (bärförmåga, hållbarhet, utjämning o.s.v.) omfattas av återvinning. Det vill säga att schaktmassor inte får ”sopas under mattan” och därmed ändra konstruktionsplaner. Konstruktionen måste som sagt också ha ett syfte. En bullervall mitt i Dalby söderskog skulle inte fylla något syfte och därför inte betraktas som återvinning.

I samband med att etablering av projektplan för varje restaureringsprojekt kan det vara viktigt att kontakta kommun/region/markägare för att samråda om användningar av kommande schaktmassor. Det kan underlätta arbetet med hanteringen om länsstyrelse kan samarbeta med andra aktörer för att undvika att lämna schaktmassor på deponi. Nedan följer exempel på användningsområden där schaktmassor används i återvinnings syfte (uttagna ur Arvidsson Glans et al. (2010)).

Vägförstärkning av motionsspår

Överskottsmassor från tidigare exploatering av betesmark används för att täcka berg och rötter som kommit fram i dagen på ett motionsspår. Risken för förorening bedöms ringa och därför krävs varken tillstånd eller anmälan.

Användning av massor för skogsplantering

Anmälan kommer in till kommunen om att använda överskottsmassor från tidigare exploatering av betesmark för att höja marknivån av plantageareal samt två intilliggande åkrar vid skogsplantering. Detta för att underlätta framkomlighet för skogsmaskin efter stormfällning. Det ska planteras lärkräd varpå kommunen rådgör med skogsstyrelsen som ser lärdbeståndet som nödvändigt för skydd mot vind samt att massorna kan utgöra en jordförbättring.

Utfyllnad av åkermark

Det går att återanvända rena massor för att höja marknivå på åkermark. Där är dock viktigt att se till att eventuella närliggande vattendrag inte påverkas av verksamheten. I Arvidsson Glans et al. (2010) tas ett exempel upp där verksamhetsutövare (VU) inte följde riktlinjer om att ha skyddsavstånd till närliggande vattendrag samtidigt som VU dikade marker utan tillåtelse. Detta ledda till översvämning av väg och miljönämnden förelade VU om rättelse. I Skåne är stora delar av landskapet just åkermark vilket gör detta alternativ passande.

¹ om en åtgärd ska anses vara en återvinningsåtgärd och klassas som återvinning krävs att avfallet kan användas på ett sätt som bidrar till att bevara naturresurserna genom att ersätta annat material (MÖD 2005:65).

Bullervall

En återanvändning som kräver transport men som möjligtvis kan finansieras av kommun som ett samarbete där länsstyrelsen står med råvaror kostnadsfritt.

Utfyllnadsmassor till banvall eller väg

Precis som vid konstruktion av bullervall kräver denna återvinning transport, men vid samarbete med kommun/NCC/markägare kan de kostnaderna reduceras. Även markägare med enskilda vägar kan vara intresserade av att använda schaktmassor för att fylla ut och höja vägar.

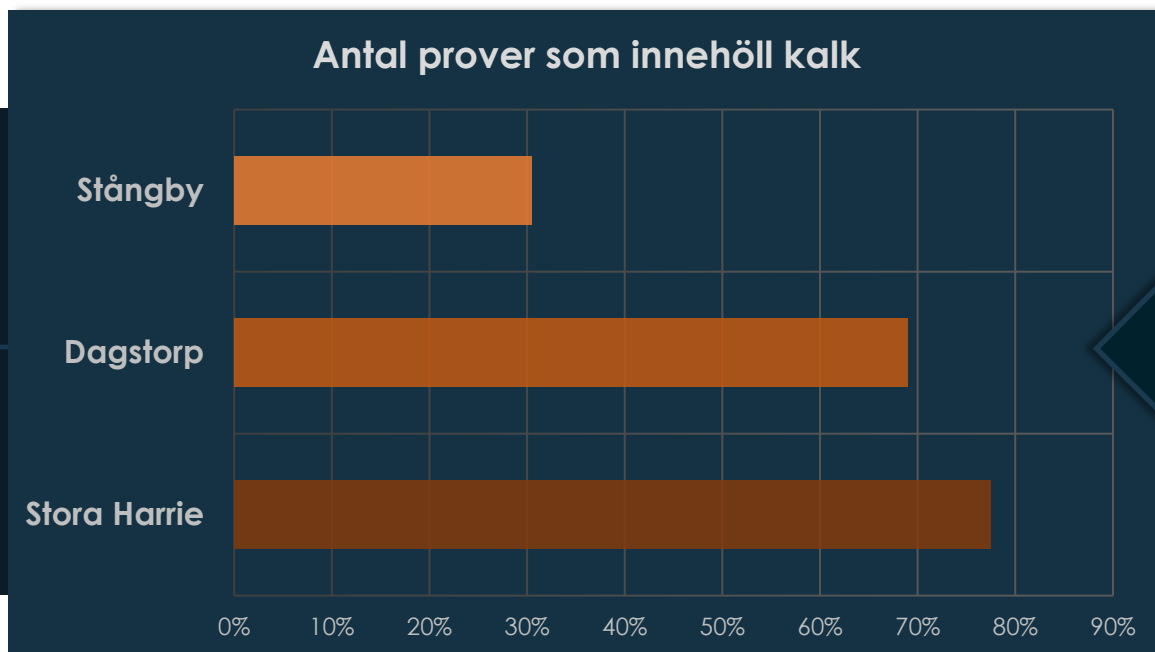
Om återvinning inte är möjligt är kan deponi vara sista alternativet. För att kunna använda massor vid ett senare tillfälle går det att få tillstånd om mellanlagring enligt 5 § 2 pkt. Avfallsförordningen (2001:1063) men då ska det finnas en tidsram (max 3 år) att utgå ifrån. Enligt avfallsförordningen är en deponi en upplagsplats för avfall, samma gäller för deponeringsförordningen (2001:512). En deponi kräver alltid tillstånd enligt bilagan till förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd. En deponi omfattas av vissa krav enligt deponeringsförordningen däribland bottentätning, geologisk barriär och förhindrat tillträde. Detta gör att en anläggning av deponi för hantering av schaktmassor i restaureringssyfte anses högst oekonomisk och opraktiskt. Transport till befintlig deponi är att föredra om inget annat alternativ finns.

(f) Slåtter och bete

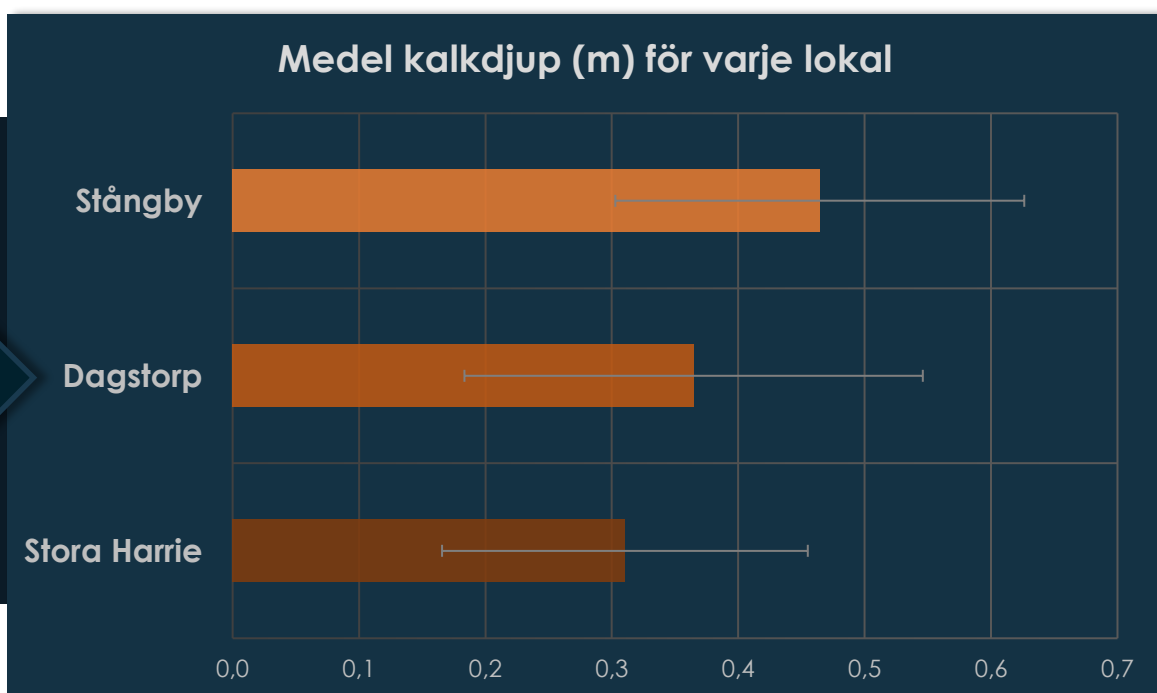
Borttagning av biomassa är viktigt för att förhindra framtida övergödning (Cooper & MacDonald, 2000; Sundberg, 2012). Slåtter med lie, slåtterbalk eller slåttermaskin har vistats gynna halvgräs, småvuxna örter och pleurokarpa mossor och missgynna *Sphagnum*-arter, björk, viden, ris och blåttåtel (Sundberg, 2006). Slåtter bör enligt Sundberg (2006) ske vartannat år vilket har visats gynnsamt för flera orkidéarter. Hävd bör inte ske inom de första 10-15 åren enligt Länsstyrelsen Östergötland (2009), samtidigt är det viktigt att börja med riktad bekämpning av ohävsarter (icke önskvärda arter) i tid för att undvika att dessa etablerar sig. Vissa arter som vass kan vara lättare att dra upp för hand innan de utvecklats ett utpräglat rotsystem och därmed minska kostnader för framtida röjning (E. Åsegård, Ekologigruppen, personlig kommunikation, 14 april 2020). Viktigt att tänka på är att bortforsla växtmaterial för att inte göda marken efter slåtter. Slåtteravfall bör inte heller brännas på plats då även detta riskerar att göda lokalt och öppna upp för näringsgynnade konkurrenskraftiga arter som lätt konkurrerar ut rikkärrsspecialiserade arter. Bete som hävd har inte visats lika effektivt på just rikkärrsspecialiserade arter utan gynnar främst vissa kärlväxter och mossor genom trampstörning och slitskador (Sundberg, 2006). Bete kan fungera alldeles utmärkt som hävd. Rikkärr ligger ofta som små fragment i större betesmarker som betas extensivt under torra perioder. Detta gör att många arter hinner blomma och sätta frön innan de betas frampå eftersommaren. Bete är även billigare än att slåttas manuellt eller motormanuellt och de tuvor som uppstår vid bete kan gynna många landsnäckor (Bager & Persson, 2009).

(3) Fältstudier och analys av provkärnor

I huvudsak bestod jorden av torv (med olika förmultningsgrad), sand och olika kalkrika jordar med varierande inslag av sand, lera och organiskt material (se Appendix tabell 1-3) i alla tre områden. Förekomsten av kalk (figur 3) och djupet där kalk förekom (figur 4) varierade mellan lokalerna men bäst förutsättningar hittades i Dagstorps mosse och Stora Harrie mosse.



Figur 3. Procentuell andel av prover som innehöll kalk vid provtagning med sonderingskäpp i tre lokaler norr om Lund i södra Skåne



Figur 4. Medeldjup för förekomst av kalk i tre rikkärr norr om Lund i södra Skåne.

(a) Dagstorps mosse

I Dagstorps mosse togs 30 prover med jordborr. Provtagningar visar på stora depåer av kalkbleke (Appendix A tabell 1) på ca 0,3 m djup, väster om det befintliga rikkärret i område 1 (figur 5). Norr om rikkärret i område 2 står grundvatten i marknivå med starka järnutfällningar i markskiktet. Endast ett prov gick att ta ut norr om rikkärret på grund av vattenmättnaden som skapade vakuum och sög tag i borrhärnan. Detta prov visade dock kalklager på 0,3 meters djup och därmed potential för utökning (Appendix tabell 1, prov nr. 20) dock behövs fler prover tas med bättre utrustning eller vid en tidpunkt på året då marken är något torrare.



Figur 5. Områden för utökning av rikkärr i naturreservatet Dagstorps mosse. Grön är primärt & gul är sekundärt utökningsområde. Lilla bilden visar provtagningsspunkter som redovisas i Appendix A tabell 1.

(b) Stora Harrie mosse

I Stora Harrie mosse togs 38 prover med jordborr och det återfanns två intressanta områden som hade stora depåer av kalkbleke på ca 0,3-0,4 meters djup (figur 4) öster samt söder om det befintliga rikkärret (figur 6).

I område 1 förekommer kalkbleke på ca 0,4 meters djup (Appendix A tabell 2). Västra delen av område 1 är i dagsläget bevuxet av tät vass på ca två meters höjd. Östra delen består av fuktig hagmark med små vattenspeglar och viss sönderkörning från större jordbruksfordon. I område 2 har det tidigare bekräftats fynd av svarttåg (Holmström & Andersson, 1989) vilket gör ytan intressant då arten är rödlistad som akut hotad. I området fanns också depåer av kalk på ett djup av ca 0,4 m (Appendix A tabell 2). Även Axag (Andersson & Holmström, 1989) har rapporterats i detta område, en växt som bara förekommer i kalkrika våtmarker (Anderberg, 2008).



Figur 6. Områden för utökning av rikkärr i naturreservatet Stora Harrie mosse. Grön är primärt & gul är sekundärt utökningsområde och blå är rikkärr. Lilla bilden visar provtagningpunkter som redovisas i Appendix A tabell 2.

(c) Stångby mosse

I Stångby togs 69 prover med jordborr. Provtagningar från Stångby mosse visar låga halter av kalk i marken (Appendix A tabell 3). Kalk förekommer men inte i samma mängder som Stora Harrie eller Dagstorp. Vid tre områden hittades små kalkdepåer. Område 1 är i hästhage med dålig status. Dock finns det kalk i marken vid utpekade områden vilket gör att det kan finnas potential för nyskapande av rikkärr. I område 2 hittades flertalet rikkärrsspecialiserade arter (mossor) däribland *Scorpidium*-arter samt källindikerande mossor. Området är redan klassat som en del av rikkärrret och det finns intresse att utöka i närheten av denna plats.

Lämpligheten bedöms god men inga större områden kommer kunna restaureras utan höga kostnader på grund av den torra marken i sydsydostlig riktning. Område 3 (figur 7) ligger inbäddat i högvuxet vassbestånd. Påtagliga kalkdepåer förekommer på ca 0,4 m djup vilket gör denna plats till den bäst lämpad för schaktning. Arean är liten, ca 0,05 ha, men ligger tillgängligt för mindre grävare och lastbil alternativt traktor för schaktning.

I Stångby mosse hittades flertalet rikkärrsspecialiserade arter (mossor) däribland *Scorpidium*-arter samt källindikerande mossor (tabell 1). I Stångby förekommer också stora kvantiteter spjutmossa (*Calliergonella cuspidata*) som indikerar eutrofiering (Sundberg, 2006), även spärrvitmossa (*Sphagnum squarosum*) hittades som indikerar både eutrofiering och försurning (Kooijman & Bakker, 1995).



Figur 7. Områden för utökning av rikkärr i naturreservatet Stångby mosse. Grön är primärt & gul är sekundärt utökningsområde och blå är rikkärr. Lilla bilden visa provtagningspunkter som redovisas i Appendix A tabell 3.

I Stångby mosse var mossexperten Nils Cronberg med och hjälpte mig artbestämna ett antal mossor samt en kärlväxt (tabell 1).

Tabell 1. Arter som har hittats i Stånby naturreservat vid besöket 17 april 2020. Koordinater är presenterade i SWEREF 99 TM.

Stångby	N	E	Rödlistning
Växter			
Småvänderot <i>Valeriana dioica</i>	6181889	383888	VU
Mossor			
Bäcknicka <i>Pohlia wahlenbergii</i>	6182087	383991	LC
Källmossa <i>Philonotis fontana</i>	6182087	383991	LC
Källtuffmossa <i>Cratoneuron filicium</i>	6182093	383990	LC
	6182343	384506	LC
Spärrvitmossa <i>Sphagnum squarrosum</i>	6182227	384389	LC
Spjutmossa <i>Calliergonella cuspidata</i>	6182352	384496	LC
Bandpraktmossa <i>Plagionium elatum</i>	6182349	384500	LC
Knoppvitmossa <i>Sphagnum teres</i>	6182358	384493	LC
Räffelmossa <i>Aulacomnium palustre</i>	6182358	384502	LC
Vattenlungmossa <i>Marchantia polymorpha polymorpha</i>	6182379	384639	NE
Späd skorpionmossa <i>Scorpidium cossonii</i>	6182283	384476	LC
Röd Skorpionmossa <i>Scorpidium revolvens</i>	6182267	384507	LC
Guldspärrmossa <i>Campylium stellatum</i>	6182267	384507	LC

IV. DISKUSSION

Hydrologi och geologi är de faktorer som är överlägset viktigast för att ett rikkärr ska kunna existera. Höga fosforhalter (P) och Järnhalter (Fe) kan göra restaurering svårare och mer kostsam. De rikkärr som förekommer i västra Skåne är med största sannolikhet påverkade av övergödning och försurning genom jordbruk och föroreningar (Emanuelsson et al., 2002) och för att restaurera övergödda och försurade rikkärr kan schaktning av sådana kärr beaktas. I östra Skåne där förekomsten av kalkrik berggrund är lägre däremot vill jag föreslå en testperiod då jordprover tas för att fastställa huruvida majoriteten av näringsämnen binds av Fe eller andra mineraler (exempelvis Al och Ca). Om näringsämnen binds av Al och Ca vill jag föreslå slätter och dämning/översvämning i passande rikkärr för att avgöra huruvida Lamers et al. (2015) observationer kring uteslutning av schaktning stämmer och är applicerbara. Om schaktningen kan undvikas skulle detta kunna innebära stora ekonomiska besparingar för länsstyrelsen vilket i sin tur leder till möjligheten att restaurera fler kärr.

Den största kostnaden vid restaurering är definitivt deponering. Enligt 5 § i avfallsförordningen får inte schaktmassor mellanlagras längre än tre år då platsen kan betraktas som deponi. Om massorna ska ligga mer än tre år är tillstånd och utformning av deponi ett krav vilket är kostsam och tidsupptagande. För att möjliggöra återvinning av schaktmassor nu när Länsstyrelsen Skåne vill börja med ett större restaureringsprojekt skulle en dispens från denna paragraf vara fördelaktig. Detta är en fråga som lyfts av Arvidsson Glans et al. (2010) i ett annat sammanhang men jag vill applicera den tanken på Länsstyrelsens restaureringsåtgärder. Det skulle kunna underlätta för det tidsberövande och kostsamma arbetet att transportera schaktmassor eller att hitta anläggningsändamål och istället förvara schaktmassor en tid tills de kan användas i återvinningsyfte lokalt.

Återställning av hydrologi är svårt i de fall då hela landskapsbilden har ändrats under århundraden av jordbruk. Men ibland kan en enkel dämning av ett dike vara en effektiv åtgärd. SGU har tagit fram riktlinjer för övervakning av grundvattenberoende terrestra miljöer. Där föreslår SGU ett arbetsschema för val av område och åtgärder som börjar med att inventera förutsättningar och åtgärdsalternativ för att sedan bedöma eventuella konsekvenser, rangordna åtgärdsalternativ och sist välja åtgärd och inkludera uppföljning. Även Lamers et al. (2015) föreslår en standardiserad modell och ett flödesschema för att bestämma åtgärder i kärr (Appendix figur 1). Jag tror att en standardiserad modell är bästa sättet att arbeta med restaurering av rikkärr i Skåne och hoppas att denna rapport kan vara till hjälp för arbetet att ta fram en sådan.

Rikkärr bidrar med en uppsjö av ekosystemtjänster, vattenrening, vattenlagring, biodiversitet, rekreation o.s.v., listan kan göras lång (Lamers et al., 2015). Bara kollagringen kan bidra med flera miljoner kronor om Sverige som stat kan satsa på restaurering av våtmarker istället för CCS (Carbon Capture Storage) (Naturvårdsverket, 2019). En lyckad restaurering kan potentiellt betala för projektet och även ge en produktiv avkastning (Mondal & Pal, 2017). Det är viktigt att denna information kan passas vidare till lokalbefolkning och kommun och på så sätt uppmärksamma på nyttan med denna sällsynta naturtyp. God kommunikation och gärna en inbjudan till seminarier och presentationer för att inkludera markägare och alla som är intresserade är en viktig del för att restaureringsarbetet ska gå smidigt. Det kan även vara nyttigt att göra restaureringsprojekt som praktik-arbeten för biologistudenter eller grundskoleelever. Här kan man t.ex. låta en klass övervaka förändringar i kärr som grundvatten eller marktäckning

av mossor (Lamers et al., 2015). Jag föreslår även kampanjer i samarbete med ideella föreningar som Naturskyddsföreningen och Lunds botaniska förening.

Det kan finnas konflikter kring vilka ekosystemtjänster man bör prioritera. Många ekologer vill att våtmarker ska vara näringsrika för att gynna sumpmarksfåglar. Detta ska inte vara målet vid restaurering/utökning av rikkärr eftersom studier visat att dessa näringsrika våtmarker oftast är de med minst biodiversitet (Lamers et al., 2015). Det finns dock en poäng i att prioritera lokaler för restaurering. Restaureringar i Skåne bör börja där hydrologin inte är helt förstörd och fokusera på olika metoder rörande hävd, kalkning, saltning och schaktning. Detta kan ge värdefulla erfarenheter inför kommande restaureringar där till exempel hydrologi kräver större insatser.

(1) Åtgärds och kostnadsförslag

(a) Dagstorps mosse

Eftersom det finns stora depåer av kalk i marken bör schaktning vara det bästa alternativet för åtgärd. Området är lättillgängligt och det finns möjligheter att schakta område 1 med goda resultat.

Förslag och Kostnad

Schaktning av område 1 (figur 8: grön, A: ca 0,3 ha) ner till ca 0,3 m djup bör ta fram kalkbleke i dagen. Växtmaterial som hö, mossfragment och frön bör hämtas från Stora Harrie som har bättre status. Dagstorp hyser kalkkärrgrynsnäckan (Rosqvist, 2005) och därför bör ett bestånd av viden sparas eftersom de producerar en gynnsam förna för kalkkärrgrynsnäckan (Von Proschwitz, 2011). Dessa bör dock klippas ner till en längd som ackommoderar ljus till rikkärrets känsliga kärllväxter och mossor, ca 0,5 meter eller ”knähöjd” bör vara passande höjd (Von Proschwitz, 2011). Kostnad för schaktning av område 1 uppgår till ungefär 510 000 kr med transport och deponi. Område 2 (figur 8: gul) uppgår till ca 300 000 kr. Priset kan reduceras avsevärt om schaktmassor kan spridas ut på närliggande åker



Figur 8. Område (grönt) för utökning av rikkärr (blått) i Dagstorps mosse.

(b) Stora Harrie mosse

Tydliga kalkdepositioner har påträffats i område 1 (figur 9: grön Area: ca 0,5 ha) och 2 (figur 9: gul, Area: ca 0,15 ha) vilket gör båda till områden med potential. Stora Harrie är intressant då det finns stora möjligheter att återställa hydrologi via det stora tvåstegsdike som skär igenom naturreservatet. Samtidigt är vattnet med största sannolikhet övergött och prover för att fastställa kvalitet bör göras innan några större hydrologiska ingrepp utförs.

Förslag och Kostnad

Det löper ett djupt dike i väst/östlig riktning igenom större delen av naturreservatet. Från det befintliga rikkärret löper ett litet dike ut i det större diket. Detta dike föreslås sättas igen för att ytterligare höja vattennivån i befintligt rikkärr. Skrapning av område 1 bör inte ske ända ut i dikeskanten utan ett par meter bör lämnas som buffert för att vatten inte ska kunna komma in från diket och göda kärret vid höga



Figur 9. Område (grönt) för utökning av rikkärr (blått) i Stora Harrie mosse.

grundvattennivåer. Schakta inte heller nya rikkärr ända intill befintligt rikkärr utan lämna en torvvall som håller isär hydrologin. Den befintliga rikkärnsytan får inte dräneras ut till det nya kärret. Det är ca 1,5 m höjdskillnad från norr till söder vilket påverkar hydrologin och ger vattenrörelser i området en svag sydlig rörelse. Det bör samrådats med markägare om det går att sprida schaktmassor på någons ägor för att minska kostnaden för transport som i regel är den dyraste åtgärden. Kostnad för schaktning av område 1 uppgår till ungefär 1 200 000 kr med transport och deponi. Område 2 uppgår till ca 300 000 kr. Priset kan reduceras avsevärt om schaktmassor kan spridas ut på närliggande åker.

(c) *Stångby mosse*

Avsaknaden av tydliga lerkalklager i kombination med förekomsten av rikkärsspecialiserade mossor samt källindikerande mossor i västra delen av Stångby mosse pekar mot att grundvattnet är kalkrikt. Antagligen plockas baskatjoner upp i berggrund eller i närliggande kalkdepå. Det finns en risk med att schakta i detta område eftersom inga definitiva kalklager förekommer på samma sätt som i de två övriga lokalerna. Samtidigt hittades stora kvantiteter spjutmossa som indikerar försurning och spärrvitmossa som indikerar både försurning och övergödning vilket gör att området bör nedprioriteras tills provtagningar (P/S/Fe/Ca) av marken har gjorts. Dock hade det varit intressant att göra schaktningar och transplantera växtmaterial även här för att avgöra om kalklager i marken är essentiellt för en lyckad restaurering i detta område.

Förslag och Kostnad

Gör en provyta utav område 3 (figur 10: grönt, Area: ca 0,05 ha). För att se om det går att schakta och introducera växtmaterial från befintligt rikkärr. Om det blir lyckat kan de andra områdena utökas. Kostnad för schaktning av område 3 uppgår till ungefär 150 000 kr med transport och deponi. Priset kan reduceras avsevärt om schaktmassor kan spridas ut på närliggande åker.



Figur 10. Område (grönt) för utökning av rikkärr (blått) i Stångby mosse.

V. SLUTSATS

Det finns vissa faktorer som verka vara universella och kan appliceras på rikkärr i Skåne.

- I Skåne är schaktning av det översta jordlagret nästan alltid applicerbart som åtgärd för att motverka den övergödning som ackumulerats genom extensivt jordbruk över århundraden.
- Hävd bör introduceras inom en tidsram av 7-10 år, beroende på igenväxningsgrad som kontrolleras genom övervakning av naturvårdsförvaltare.
- Hydrologin måste i regel återställas och dämning av diken är en beprövad metod där antropogen dränering skett. Det är dock viktigt att utreda tillrinningsområdets markanvändning och fastställa att vattnet inte är övergött som så ofta är fallet i Skåne.
- Kalkning kan med fördel användas för att hjälpa till att introducera kalkgynnade arter men bör undvikas som buffertåterställare. Kalkning är inte gynnsamt utan att först skrapa översta jordlagret. För att höja pH i marken och skapa gynnsamma buffrande förhållanden måste hydrologi i de flesta fall återställas.
- Assisterad spridning är alltid att föredra. Förutsatt att det finns ett befintligt närliggande rikkärr med liknande artsammansättning som kan donera växtmaterial.
- Geologiska förhållanden bör utredas innan någon form av restaurering görs. Ca, Fe, S, P och N-förhållanden är viktiga att fastställa för att kunna göra välgrundade beslut inför en restaurering
- Områden inom de tre undersökta lokalerna kan schaktas och då bör även växtmaterial från närliggande rikkärr med god status appliceras för att få goda förutsättningar för introduktion av rikkärrsarter.

I detta arbete har jag lagt ner min själ för att kunna ta fram en samling universella sanningar men sitter nu här endast med en liten del av all den kunskap som finns att ta del av. Om jag haft mer tid och mer resurser hade jag velat pröva teorier om N- och P-limiterade kärr, göra multidisciplinära studier i van Duren et als (1998) anda och pröva att dämna en gammal torvtäkt. Restaurering av rikkärr är inte endast biologi. Det är geologi, geokemi, hydrologi, miljövetenskap, samhällsvetenskap och ekonomi; det är komplext och det kräver resurser i form av expertis från ett flertal vetenskapliga områden. Hur vi går vidare för att skapa en metod som fungerar i Skåne är en invecklad process men underlaget finns och nu behöver vi bara börja arbeta fram den perfekta metoden för att rädda de skånska rikkärren.

VI. REFERENSER

- Adielsson, S. (2017). *VÄGLEDNING: METOD FÖR KARTLÄGGNING OCH PÅVERKANSBEDÖMNING AV GRUNDVATTEN (2017:09)*. <http://resource.sgu.se/produkter/sgurapp/s1709-rapport.pdf>
- Anderberg, A. (2008). *Den virtuella floran: Schoenus ferrugineus L. - Axag*. <http://linnaeus.nrm.se/flora/mono/cypera/schms/schofer.html>
- Andersson, J. (2003). *Stora Harrie mosse SKÖTSELPLAN 2003*. <https://www.lansstyrelsen.se/skane/besoksmal/naturreservat/kavlinge/stora-harrie-mosse.html>
- Andersson, S., & Holmström, G. (1989). *Artportalen - Axag (Schoenus ferrugineus L.)*. <https://www.artportalen.se/Sighting/63874765>
- Aronsson, M., Berglund, H., Bjelke, U., Eide, W., Hallingbäck, T., Jacobsson, A., Naeslund, M., Sohlman, A., Sundberg, S., Svensson, M., Tjernberg, M., & von Wachenfeldt, E. (2013). *Arter & naturtyper i habitatdirektivet-bevarandestatus i Sverige*. https://www.artdatabanken.se/globalassets/ew/subw/artd/2.-var-verksamhet/publikationer/15.-arter-och-naturtyper-i-habitatdirektivet/arter_naturtyper_2013.pdf
- Arvidsson Glans, E., Eklund, K., Lindström, C., Harri, A., Kling, T., Lunder, C., Bergqvist, Å., Borgert, T., Eriksson, S., Ivansson, T., & Persson, A.-L. (2010). *Hantering av schaktmassor*. [http://www.miljosamverkanvg.se/SiteCollectionDocuments/Projekt och rapporter/Avfall/Massor från schakt och anläggning/tillsynshandledning-hantering-schaktmassor.pdf](http://www.miljosamverkanvg.se/SiteCollectionDocuments/Projekt%20och%20rapporter/Avfall/Massor%20från%20schakt%20och%20anläggning/tillsynshandledning-hantering-schaktmassor.pdf)
- Bager, H., & Persson, A. (2009). *Skånes rikkärr (2009:41)*.
- Bedford, B. L., & Godwin, K. S. (2003). Fens of the United States: Distribution, characteristics, and scientific connection versus legal isolation. *Wetlands* 23:3, 23(3), 608–629. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2003\)023\[0608:FOTUSD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2003)023[0608:FOTUSD]2.0.CO;2)
- Beltman, B., Van Den Broek, T., Barendregt, A., Bootsma, M. C., & Grootjans, A. P. (2001). Rehabilitation of acidified and eutrophied fens in The Netherlands: Effects of hydrologic manipulation and liming. *Ecological Engineering*, 17(1), 21–31. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00128-2](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00128-2)
- Beltman, B., van den Broek, T., & Bloemen, S. (1995). Restoration of acidified rich-fen ecosystems in the Vechtplassen area: successes and failures. *Restoration of Temperate Wetlands, August*, 273–286.
- Beltman, B., Van Den Broek, T., Bloemen, S., & Witsel, C. (1996). Effects of restoration measures on nutrient availability in a formerly nutrient-poor floating fen after acidification and eutrophication. *Biological Conservation*, 78(3), 271–277. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(96\)00052-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(96)00052-3)
- Bendell-Young, L., & Pick, F. R. (1995). Contrasting the geochemistry of aluminum among peatlands. *Water, Air, & Soil Pollution*, 81(3–4), 219–240. <https://doi.org/10.1007/BF01104012>
- Berlin, G., & Niss, J. (n.d.). *Grön infrastruktur | Länsstyrelsen Skåne*. Retrieved May 28, 2020, from <https://www.lansstyrelsen.se/skane/samhalle/planering-och-byggande/gron-infrastruktur.html>
- Bobbink, R., Hornung, M., & Reolofs, J. G. M. (1998). The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology*, 86, 717–738. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1998.8650717.x>
- Bovin, K., Vikberg, E., & Morén, I. (2015). *Tätande jordlager – en kunskapssammanställning*. www.sgu.se
- Bridgham, S. D., Pastor, J., Janssens, J. A., Chapin, C., & Malterer, T. J. (1996). Multiple limiting gradients in peatlands: A call for a new paradigm. *Wetlands*, 16(1), 45–65. <https://doi.org/10.1007/BF03160645>
- Campbell, N. A., & Reece, J. B. (2002). *Biology* (6. ed.). Addison-Wesley.
- Carlzén, K. (2001). *Dagstorps naturreservat SKÖTSELPLAN 2001*. <https://www.lansstyrelsen.se/skane/besoksmal/naturreservat/kavlinge/dagstorps-mosse.html>
- Cooper, D. J., & MacDonald, L. H. (2000). Restoring the vegetation of mined peatlands in the Southern Rocky Mountains of Colorado, U.S.A. *Restoration Ecology*, 8(2), 103–111. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2000.80016.x>
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & van den Belt, M. (1998). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics*, 25(1), 3–15. [https://doi.org/10.1016/s0921-8009\(98\)00020-2](https://doi.org/10.1016/s0921-8009(98)00020-2)
- Cusell, C., Lamers, L. P. M., van Wirdum, G., & Kooijman, A. (2013). Impacts of water level fluctuation on mesotrophic rich fens: acidification vs. eutrophication. *Journal of Applied Ecology*, 50(4), 998–1009. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12096>
- De Graaf, M. C. C., Bobbink, R., Verbeek, P. J. M., & Roelofs, J. G. M. (1996). ALUMINIUM TOXICITY AND TOLERANCE IN THREE HEATHLAND SPECIES. *Water, Air, and Soil Pollution*, 98, 229–239. <https://link.springer.com/article/10.1007/BF02047036>
- Deák, B., Valkó, O., Török, P., & Tóthmérész, B. (2016). Factors threatening grassland specialist plants - A multi-proxy study on the vegetation of isolated grasslands. *Biological Conservation*, 204, 255–262. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.023>
- Dierberg, F. E., DeBusk, T. A., Larson, N. R., Kharbanda, M. D., Chan, N., & Gabriel, M. C. (2011). Effects of sulfate amendments on mineralization and phosphorus release from South Florida (USA) wetland soils

- under anaerobic conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(1), 31–45.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.09.006>
- Duval, T. P., & Waddington, J. M. (2018). Effect of hydrogeomorphic setting on calcareous fen hydrology. *Hydrological Processes*, 32(11), 1695–1708. <https://doi.org/10.1002/hyp.11625>
- Ekologgruppen. (2012). *Vällerödsjärret*, Sjöbo kommun. www.ekologgruppen.com
- Elveland, J. (1978). *Management of rich fens in North Sweden: studies of various factors influencing the vegetational dynamics* (1st ed.). Naturvårdsverket. <https://libris.kb.se/31fhhg7m1m3frf8#it> (Elveland, Jan, 1943-)
- Emanuelsson, U., Bergendorff, C., Billqvist, M., Carlsson, B., & Lewan, N. (2002). *Det Skånska Kulturlandskapet* (M. Billqvist (ed.); 2nd ed.). Naturskyddsföreningen.
- Emsens, W. J., Aggenbach, C. J. S., Smolders, A. J. P., & van Diggelen, R. (2015). Topsoil removal in degraded rich fens: Can we force an ecosystem reset? *Ecological Engineering*, 77, 225–232.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.01.029>
- Eveborn, D., Vikberg, E., Thunholm, B., & Hjerne och Mattias Gustafsson, C.-E. (2017). *Grundvattenbildning och grundvattentillgång i Sverige*. www.sgu.se
- Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 487–515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Fenner, N., & Freeman, C. (2011). Drought-induced carbon loss in peatlands. *Nature Geoscience*.
<https://doi.org/10.1038/NGEO1323>
- Fenner, N., Williams, R., Toberman, H., Hughes, S., Reynolds, B., & Freeman, C. (2011). *Decomposition “hotspots” in a rewetted peatland: implications for water quality and carbon cycling*.
<https://doi.org/10.1007/s10750-011-0733-1>
- Freeman, C., Fenner, N., & Shirsat, A. H. (2012). Peatland geoengineering: an alternative approach to terrestrial carbon sequestration. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 370(1974), 4404–4421. <https://doi.org/10.1098/rsta.2012.0105>
- Geurts, J. J. M., Smolders, A. J. P., Verhoeven, J. T. A., Roelofs, J. G. M., & Lamers, L. P. M. (2008). Sediment Fe:PO₄ ratio as a diagnostic and prognostic tool for the restoration of macrophyte biodiversity in fen waters. *Freshwater Biology*, 53(10), 2101–2116. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02038.x>
- Geurts, J. J. M., van de Wouw, P. A. G., Smolders, A. J. P., Roelofs, J. G. M., & Lamers, L. P. M. (2011). Ecological restoration on former agricultural soils: Feasibility of in situ phosphate fixation as an alternative to top soil removal. *Ecological Engineering*, 37(11), 1620–1629.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.06.038>
- Gignac, L. D., Gauthier, R., Rochefort, L., & Bubier, J. (2004). Distribution and habitat niches of 37 peatland cyperaceae species across a broad geographic range in Canada. *Canadian Journal of Botany*, 82(9), 1292–1313. <https://doi.org/10.1139/B04-081>
- Glaser, P. H., Siegel, D. I., Romanowicz, E. A., & Shen, Y. P. (1997). Regional Linkages Between Raised Bogs and the Climate, Groundwater, and Landscape of. In *Source: Journal of Ecology* (Vol. 85, Issue 1).
<https://www.jstor.org/stable/2960623>
- Gorham, E. (1995). The biogeochemistry of northern peatlands and its possible responses to global warming. In G. M. Woodwell & F. T. Mackenzie (Eds.), *Biotic Feedbacks in the Global Climatic System: Will the Warming Feed the Warming?* (1st ed., Vol. 1, pp. 169–187). Oxford University Press.
- Groenendael, J. M. van, Ouborg, N. J., & Hendriks, R. J. J. (1998). Criteria for the introduction of plant species. *Acta Botanica Neerlandica*, 47(March), 3–13. <http://natuurtijdschriften.nl/search?identifier=541118>
- Grootjans, A. P., Adema, E. B., Bleuten, W., Joosten, H., Madaras, M., & Janáková, M. (2006). Hydrological landscape settings of base-rich fen mires and fen meadows: an overview. *Applied Vegetation Science*, 9(2), 175–184. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109x.2006.tb00666.x>
- Grootjans, A. P., Ernst, W. H. O., & Stuyfzand, P. J. (1998). European dune slacks: Strong interactions of biology, pedogenesis and hydrology. *Trends in Ecology and Evolution*, 13(3), 96–100.
[https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(97\)01231-7](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(97)01231-7)
- Hamilton, G., & Persson, K. (1981). *Stångby mosse BESLUT och SKÖTSELPLAN*.
<https://www.lansstyrelsen.se/skane/besoksmal/naturresevat/lund/stangby-mosse.html>
- Holmström, G., & Andersson, S. (1989). *Artportalen - Svarttåg (Juncus anceps Laharpe)*.
<https://www.artportalen.se/Sighting/63874809>
- Jabłońska, E., Falkowski, T., Chormański, J., Jarzombkowski, F., Kłosowski, S., Okruszko, T., Pawlikowski, P., Theuerkauf, M., Wassen, M. J., & Kotowski, W. (2014). Understanding the long term ecosystem stability of a fen mire by analyzing subsurface geology, eco-hydrology and nutrient stoichiometry - Case study of the Rospuda valley (NE Poland). *Wetlands*, 34(4), 815–828. <https://doi.org/10.1007/s13157-014-0544-z>
- Jonsson, O. (2014). *Att återskapa rikkärr (2014:29)*.
- Joosten, H., & Clarke, D. (2002). *WISE USE OF MIRES AND PEATLANDS-BACKGROUND AND PRINCIPLES INCLUDING A FRAMEWORK FOR DECISION-MAKING*.

- www.wetlands.org/projects/GPI/default.htm
- Juutinen, R. (2011). The decrease of rich fen bryophytes in springs as a consequence of large-scale environmental loss. A 50-year re-sampling study. *Lindbergia*, 34(January 2011), 2–8.
- Kasimir-Klemedtsson, Å., Klemedtsson, L., Berglund, K., Martikainen, P., Silvola, J., & Oenema, O. (1997). Greenhouse gas emissions from farmed organic soils: a review. *Soil Use and Management*, 13(s4), 245–250. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1997.tb00595.x>
- Kiehl, K., Kirmer, A., Donath, T. W., Rasran, L., & Hölzel, N. (2010). Species introduction in restoration projects - Evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe. *Basic and Applied Ecology*, 11(4), 285–299. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.004>
- Kirchner, F., Ferdy, J.-B., Andalo, C., Colas, B., & Moret, J. (2003). Role of Corridors in Plant Dispersal: an Example with the Endangered *Ranunculus nodiflorus*. *Conservation Biology*, 17(2), 401–410. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.01392.x>
- Klimkowska, A., Goldstein, K., Wyszomirski, T., Kozub, Ł., Wilk, M., Aggenbach, C., Bakker, J. P., Belting, H., Beltman, B., Blüml, V., De Vries, Y., Geiger-Udod, B., Grootjans, A. P., Hedberg, P., Jager, H. J., Kerkhof, D., Kollmann, J., Pawlikowski, P., Pleyl, E., ... Kotowski, W. (2019). Are we restoring functional fens? – The outcomes of restoration projects in fens re-analysed with plant functional traits. *PLoS ONE*, 14(4), 1–22. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0215645>
- Klimkowska, A., Van Diggelen, R., Grootjans, A. P., & Kotowski, W. (2010). Prospects for fen meadow restoration on severely degraded fens. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 12(3), 245–255. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2010.02.004>
- Koerselman, W., & Verhoeven, J. (1995). Eutropication of fen ecosystems : External and internal nutrient sources and restoration strategies. In B. D. Wheeler, S. C. Shaw, W. . Fojt, & R. A. Robertson (Eds.), *Restoration of temperate wetlands* (pp. 91–112). John Wiley & Sons Ltd. <http://ci.nii.ac.jp/naid/10006581742/en/>
- Kooijman, A. M., & Bakker, C. (1995). Species Replacement in the Bryophyte Layer in Mires: The Role of Water Type, Nutrient Supply and Interspecific Interactions. In *Source: Journal of Ecology* (Vol. 83, Issue 1). <https://www.jstor.org/stable/2261145>
- Kooijman, A. M., & Paulissen, M. P. C. P. (2006). Higher acidification rates in fens with phosphorus enrichment. *Applied Vegetation Science*, 9(2), 205–212. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109x.2006.tb00669.x>
- Lamers, L. P. M., Smolders, A. J. P., & Roelofs, J. G. M. (2002). The restoration of fens in the Netherlands. *Hydrobiologia*, 478, 107–130. <https://doi.org/10.1023/A:1021022529475>
- Lamers, L. P. M., Tomassen, H. B. M., & Roelofs, J. G. M. (1998). Sulfate-induced eutrophication and phytotoxicity in freshwater wetlands. *Environmental Science and Technology*, 32(2), 199–205. <https://doi.org/10.1021/es970362f>
- Lamers, L. P. M., Van Roozendaal, S. M. E., & Roelofs, J. G. M. (1998). Acidification of freshwater wetlands: Combined effects of non-airborne sulfur pollution and desiccation. *Water, Air, and Soil Pollution*, 105(1–2), 95–106. <https://doi.org/10.1023/A:1005083526455>
- Lamers, L. P. M., Vile, M. A., Grootjans, A. P., Acreman, M. C., van Diggelen, R., Evans, M. G., Richardson, C. J., Rochefort, L., Kooijman, A. M., Roelofs, J. G. M., & Smolders, A. J. P. (2015). Ecological restoration of rich fens in Europe and North America: from trial and error to an evidence-based approach. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 90(1), 182–203. <https://doi.org/10.1111/brv.12102>
- Länsstyrelsen Östergötland. (2009). *Återskapande Av Rikkärr*. 37.
- Länsstyrelsen Skåne. (2020). *Sammanfattning 2020 | Miljö tillståndet i Skåne*. <http://skanesmiljomal.info/sammanfattning-2020/>
- Lucassen, E., Smolders, A., Lamers, L., & Roelofs, J. (2005). Water table fluctuations and groundwater supply are important in preventing phosphate-eutrophication in sulphate-rich fens: Consequences for wetland restoration. *Plant and Soil*, 269, 109–115. <https://doi.org/10.1007/s11104-004-0554-3>
- Malmgren, A. (2012). *Dagstorps mosse SKÖTSELPLAN 2012*. <https://www.lansstyrelsen.se/skane/besoksmal/natureservat/kavlinge/dagstorps-mosse.html>
- Mälson, K., Backéus, I., & Rydin, H. (2008). Long-term effects of drainage and initial effects of hydrological restoration on rich fen vegetation. *Applied Vegetation Science*, 11(1), 99–106. <https://doi.org/10.3170/2007-7-18329>
- Mälson, Kalle, Sundberg, S., & Rydin, H. (2010). Peat Disturbance, Mowing, and Ditch Blocking as Tools in Rich Fen Restoration. *Restoration Ecology*, 18(SUPPL. 2), 469–478. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00563.x>
- Middleton, B., Grootjans, A., Jensen, K., Venterink, H. O., & Margóczy, K. (2006). Fen Management and Research Perspectives: An Overview. In R. Bobbink, B. Beltman, J. T. A. Verhoeven, & D. Whigham

- (Eds.), *Wetlands: Functioning, Biodiversity Conservation, and Restoration* (pp. 247–268). Springer-Verlag.
- Mitsch, W. J., Bernal, B., Nahlik, A. M., Mander, Ü., Zhang, L., Anderson, C. J., Jørgensen, S. E., & Brix, H. (2013). Wetlands, carbon, and climate change. *Landscape Ecology*, 28(4), 583–597. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9758-8>
- Mondal, D., & Pal, S. (2017). Evolution of wetlands in lower reaches of Bagmari-Bansloi-Pagla rivers: a study using multitemporal images and maps. In *CURRENT SCIENCE* (Vol. 112, Issue 11).
- Naturvårdsverket. (2010). *Återvinning av avfall i anläggningsarbeten handbok (2010:1)*. (L. Callermo (ed.); 1st ed.). Naturvårdsverket. <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-0164-3.pdf>
- Naturvårdsverket. (2011). *Vägledning för 7230 Rikkärr (Rapport NV-04493-11)*. <http://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/natura-2000/naturtyper/myrar/vl-7230-rikkarr.pdf>
- Naturvårdsverket. (2019). *Koldioxidavskiljning och lagring (CCS)*. <https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/EU-och-internationellt/EUs-miljoarbete/Koldioxidavskiljning-och-lagring-CCS/>
- Ono, S. (1991). Effects of Flooding and Liming on the Promotion of Mineralization of Soil Organic Nitrogen. *Soil Science and Plant Nutrition*, 37(3), 427–433. <https://doi.org/10.1080/00380768.1991.10415055>
- Patzelt, A., Wild, U., & Pfadenhauer, J. (2001). Restoration of wet fen meadows by topsoil removal: Vegetation development and germination biology of fen species. *Restoration Ecology*. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2001.009002127.x>
- Paulissen, M. P. C. P., Van Der Ven, P. J. M., Dees, A. J., & Bobbink, R. (2004). Differential effects of nitrate and ammonium on three fen bryophyte species in relation to pollutant nitrogen input. *New Phytologist*, 164(3), 451–458. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01196.x>
- Persson, A., & Nilsson, K. (2020). GRÖN INFRASTRUKTUR I SKÅNE. In J. Niss, G. Berlin, C. Ek, & L. Gustafsson (Eds.), *Grön infrastruktur i Skåne - nulägesbeskrivning 2020: Handlingsplanen för grön infrastruktur* (pp. 138–157). Länsstyrelsen Skåne. [https://www.lansstyrelsen.se/download/18.3db3ed8a171ac1fbfcb154ed/1589983047192/Grön infrastruktur i Skåne -nulägesbeskrivning 2020.pdf](https://www.lansstyrelsen.se/download/18.3db3ed8a171ac1fbfcb154ed/1589983047192/Grön+infrastruktur+i+Skåne+-nulägesbeskrivning+2020.pdf)
- Persson, A., & Ragnarsson, J. (2011). Restaurering och återupptagen hävd kan rädda de skånska rikkärrarna. *Svensk Botanisk Tidskrift*, 105(2), 86–93.
- Raison, R. J. (1979). MODIFICATION OF THE SOIL ENVIRONMENT BY VEGETATION FIRES, WITH PARTICULAR REFERENCE TO NITROGEN TRANSFORMATIONS: A REVIEW. *Plant and Soil*, 51, 73–108. <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/BF02205929.pdf>
- Reuterskiöld, D., & Holmström, C. (2009). *NATUR- OCH GRÖNSTRUKTURINVENTERING 2009 Kävlinge kommun*. www.ekologgruppen.com
- Rosqvist, G. (2005). *Bevarandepplan för Natura 2000-område Dagstorps mosse*. <https://www.lansstyrelsen.se/skane/besoksmal/naturreservat/kavlinge/dagstorps-mosse.html>
- Schipper, A. M., Zeefat, R., Tanneberger, F., Van Zuidam, J. P., Hahne, W., Schep, S. A., Loos, S., Bleuten, W., Joosten, H., Lapshina, E. D., & Wassen, M. J. (2007). Vegetation characteristics and eco-hydrological processes in a pristine mire in the Ob River valley (Western Siberia). *Plant Ecology*, 193(1), 131–145. <https://doi.org/10.1007/s11258-006-9253-x>
- Schoning, K. (2019). *Typområden - våtmarksåtgärder*. SGU.
- SGU. (n.d.). *Geokartan*. Retrieved May 15, 2020, from <https://apps.sgu.se/geokartan/#mappage>
- SGU. (2018). *Vattenförvaltning av grundvatten*. <https://www.sgu.se/vagledning/vattenforvaltning-av-grundvatten/fordjupning-grundvattenberoende-ekosystem/grundvattenberoende-terrestra-ekosystem/>
- Shaw, S. C., Wheeler, B. D., Kirby, P., Phillipson, P., & Edinutids, R. (1998). *Literature review of the historical effects of burning and grazing of blanket bog and upland wet heath* (Vol. 172). University of Sheffield. https://doi.org/10.1007/978-94-017-0906-4_10
- SLU. (2018). *Fältinstruktion Riksinventeringen av skog* (G. Odell (ed.)). SLU. <http://www.slu.se/markinventeringen>
- SLU Artdatabanken. (2020). *Rödlistade arter i Sverige 2020 Rödlistade arter i Sverige 2020 ARTDATABANKEN* (W. Eide (ed.)). SLU.
- Sundberg, S. (2006). *Åtgärdsprogram För Bevarande Av Rikkärr (Rapport 5601)*. <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5601-8.pdf>
- Sundberg, S. (2012). Quick Target Vegetation Recovery after Restorative Shrub Removal and Mowing in a Calcareous Fen. *Restoration Ecology*, 20(3), 331–338. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00782.x>
- Sveriges geologiska undersökning. (2013). *Bedömningsgrunder för grundvatten (2013:01)*. SGU. www.sgu.se
- Thorsbrink, M. (2019). *Grundvatten och Grundvattenbildning*.
- Thorsbrink, M., Sohlenius, G., Becher, M., Bastviken, P., Nolin Nyström, L., & Eveborn, D. (2019). *Geologins betydelse vid våtmarksåtgärder – Sätt att stärka tillgången på grundvatten (2019:15)*. www.sgu.se

- Tunemar, L., Fölster, J., & Havenhand, J. (n.d.). *Sveriges vattenmiljö*. Retrieved April 30, 2020, from <https://www.sverigesvattenmiljo.se/sa-mar-vara-vatten/2019/sammanfattningar/0/0/82#tillstand>
- Tyler, T. (2018, February 20). *Varmare klimat och nedläggning av jordbruk förändrar Skånes flora | SLU Artdatabanken*. <https://www.artdatabanken.se/arter-och-natur/Dagens-natur/varmare-klimat-och-nedlaggning-av-jordbruk-forandrar-skanes-flora/>
- Tyler, T., Olsson, K., Andersson, S., Olsson, O., Fröberg, L., Svensson, Å., Olsson, P.-A., & Herbertsson, L. (2015). *Miljö- och Floraövervakning i Skåne*. http://biologiskmangfald.se/onewebmedia/Millora_slutrapport_kortversion-Torbjörn-Tyler.pdf
- Van Den Berg, L. J. L., Dorland, E., Vergeer, P., Hart, M. A. C., Bobbink, R., & Roelofs, J. G. M. (2005). Decline of acid-sensitive plant species in heathland can be attributed to ammonium toxicity in combination with low pH. *New Phytologist*, *166*(2), 551–564. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2005.01338.x>
- Van Diggelen, J. M. H., Bense, I. H. M., Brouwer, E., Limpens, J., Van Schie, J. M. M., Smolders, A. J. P., & Lamers, L. P. M. (2015). Restoration of acidified and eutrophied rich fens: Long-term effects of traditional management and experimental liming. *Ecological Engineering*, *75*, 208–216. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.12.006>
- Van Dijk, J., Stroetenga, M., Van Bodegom, P. M., & Aerts, R. (2007). The contribution of rewetting to vegetation restoration of degraded peat meadows. *Applied Vegetation Science*, *10*(3), 315–324. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2007.tb00430.x>
- van Duren, I. C., Strykstra, R. J., Grootjans, A. P., ter Heerdt, G. N. J., & Pegtel, D. M. (1998). A multidisciplinary evaluation of restoration measures in a degraded *Cirsio-Molinietum* fen meadow. *Applied Vegetation Science*, *1*(1), 115–130. <https://doi.org/10.2307/1479090>
- Vile, M. A., Scott K., Brault E., Wieder K., & Vitt D. (2010). *Living on the edge : the effects of drought on Canada's western boreal peatlands*. In : N. Slack & Z. Tuba (eds.) *Bryophyte ecology and climate change / Repository of the Athabasca River Basin*. <http://www.barbau.ca/content/living-edge-effects-drought-canadas-western-boreal-peatlands-n-slack-z-tuba-eds-bryophyte-ec>
- Vitt, D. H. (2009). Peatlands. In S. E. Jørgensen (Ed.), *Ecosystem Ecology* (1st ed., pp. 343–353). Elsevier B.V.
- Vogt, K., Rasran, L., & Jensen, K. (2004). Water-borne seed transport and seed deposition during flooding in a small river-valley in Northern Germany. *Flora*, *199*(5), 377–388. <https://doi.org/10.1078/0367-2530-00166>
- Von Proschwitz, T. (2011). *Inventering av sällsynta grynsnäckor (2011:61)*. www.lansstyrelsen.se/vastragotaland
- Wetterin, M. (2008). *Utsättning av vilda växt- och djurarter i naturen*.
- Wheeler, B. D., Gowing, D. J. G., Shaw, S. C., Mountford, J. O., & Money, R. P. (2004). *Protecting and enhancing wetlands: Ecohydrological Guidelines for Lowland Wetland Plant Communities Final Report*. www.environment-agency.gov.uk
- Wheeler, B. D., & Proctor, M. C. F. (2000). Ecological gradients, subdivisions and terminology of north-west European mires. *Journal of Ecology*, *88*(2), 187–203. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00455.x>
- Worrall, F., Evans, M. G., Bonn, A., Reed, M. S., Chapman, D., & Holden, J. (2009). Can carbon offsetting pay for upland ecological restoration? *Science of the Total Environment*, *408*(1), 26–36. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.09.022>
- Zak, D., Wagner, C., Payer, B., Augustin, J., & Gelbrecht, J. (2010a). Phosphorus mobilization in rewetted fens: The effect of altered peat properties and implications for their restoration. *Ecological Applications*, *20*(5), 1336–1349. <https://doi.org/10.1890/08-2053.1>
- Zak, D., Wagner, C., Payer, B., Augustin, J., & Gelbrecht, J. (2010b). Phosphorus mobilization in rewetted fens: the effect of altered peat properties and implications for their restoration. *Ecological Applications*, *20*(5), 1336–1349. <https://doi.org/10.1890/08-2053.1>
- Zedler, J. B., & Kercher, S. (2005). WETLAND RESOURCES: Status, Trends, Ecosystem Services, and Restorability. *Annual Review of Environment and Resources*, *30*(1), 39–74. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.30.050504.144248>

VII. APPENDIX

(1) Appendix A1: Provtagningspunkter Dagstorps mosse

Tabell 2. Provtagningspunkter i naturreservatet Dagstorps mosse tagna med 1 meter jordborr. Resultat beskriver sammansättning av jordkärna för varje punkt. Koordinater presenteras i SWEREF 99 TM.

Borr nr	Beskrivning	Oxiderat Fe	Borrdjup (m)	Vegetation	Kalk	Kalkdjup (m)	Markfuktighet B/F/FoF/Fr/T	Lokal	N	E	Övrigt
1	0,0-0,4 Kärrtorv 0,4-0,9 Sand	N	0,9	Gräs/Hage/Betespåverkad	N	-	F	Dagstorp	6187037,773	379008,27	
2	0,0-0,4 Kärrtorv 0,4-1,0 Sand (0,9-1,0 Fe)	J	1	Mossa/Hage/Betespåverkad	N	-	B	Dagstorp	6187030,188	379025,128	
3	0,0-0,4 Kärrtorv 0,4-0,8 Silt 0,8-0,9 Sand	N	0,9	Gräs/Hage/Betespåverkad	N	-	FoF	Dagstorp	6186993,698	379091,343	
4	0,0-0,2 Kärrtorv 0,2-0,4 Sand 0,4-0,7 Sand (Fe)	J	0,7	Gräs/Hage/Betespåverkad	N	-	FoF	Dagstorp	6186978,739	379206,405	
5	0,0-0,8 Kärrtorv 0,8-0,9 Sand (Fe)	J	0,9	Dike/Gräs	J	0,9	FoF	Dagstorp	6186939,336	379321,834	
6	0,0-0,5 Kärrtorv 0,5-0,6 Sand (Kalk)	N	0,6	Gräs/Hage/Betespåverkad	J	0,5	FoF	Dagstorp	6186899,947	379392,326	
7	0,0-0,3 Kärrtorv 0,3-0,4 Sand	N	0,4	Gräs/Hage/Betespåverkad	N	-	FoF	Dagstorp	6186925,485	379408,364	
8	0,0-0,6 Kärrtorv 0,6-0,7 Sand (Fe)	J	0,7	Dike/Gräs	J	0,6	F	Dagstorp	6186957,754	379338,022	
9	0,0-0,5 Kärrtorv 0,5-0,6 Ler (Kalk) 0,6-0,8 Sand	N	0,8	Gräs/Hage/Betespåverkad	J	0,5	F	Dagstorp	6187000,067	379240,267	
10	0,0-0,6 Kärrtorv 0,6-1,0 Sand (Kalk Insprängt)	N	1	Mossa (Fe utfällning)	J	0,1	B	Dagstorp	6187011,042	379212,704	
11	0,0-0,4 Kärrtorv 0,4-0,7 Sand (Fe i Vegetationen)	J (Ytan)	0,7	Mossa (Fe utfällning)	J	0,7	B	Dagstorp	6187025,287	379189,935	
12	0,0-0,5 Kärrtorv 0,5-0,7 Kärrtorv/Sand 0,7-1,0 Sand (kalkgranulat)	N	1	Mossa	J	0,2	B	Dagstorp	6187036,616	379149,668	
13	0,0-0,7 Kärrtorv 0,7-1,0 Sand (Kalkgranulat L)	N	1	Mossa	J	0,3	F	Dagstorp	6187050,096	379143,251	
14	0,0-0,6 Kärrtorv 0,6-1,0 Sand	N	1	Mossa	J	0,7	F	Dagstorp	6187050,911	379147,28	
15	0,0-0,4 Kärrtorv 0,4-1,0 Sand/Silt (Insprängd kalk)	N	1	Mossa	J	0,1-1,0	F	Dagstorp	6187044,823	379132,654	
16	0,0-0,4 Kärrtorv 0,4-1,0 Kärrtorv/Sand (Kalkgranulat)	N	1	Mossa	J	0,2	B	Dagstorp	6187076,083	379143,104	
17	0,0-0,2 Kärrtorv 0,2-0,7 Kalkrik lera/Silt 0,7-1,0 Sand	N	1	Mossa	J	0,2-0,7	FoF	Dagstorp	6187083,586	379118,058	
18	0,0-0,2 Kärrtorv 0,2-0,6 Kärrtorv/Sand 0,6-1,0 Sand	N	1	Mossa	N	-	F	Dagstorp	6187100,801	379088,58	
19	0,0-0,2 Kärrtorv 0,2-1,0 Sand (Fe) (Kalkgranulat)	N	1	Mossa	J	0,2-1,0	F	Dagstorp	6187164,447	379069,105	
20	0,0-0,2 Kärrtorv 0,2-0,3 Kalkrik Lera (Fe) 0,3-1,0 Sand (Kalkgranulat)	J	0,9	Mossa	J	0,3-1,0	B	Dagstorp	6187120,816	379169,605	
21	0,0-0,1 Matjord 0,1-0,3 Torv 0,3-0,4 Kalkrik Lera (Fe) 0,4-0,5 Silt	J	0,5	Hårt betat gräs/	J	0,3	F	Dagstorp	6187072	379109	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
22	0,0-0,1 Matjord 0,1-0,8 Kalkrik Silt 0,8-1,0 (Fe)	J	1	Hårt betat gräs/	J	0,1	FoF	Dagstorp	6187078	379083	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
23	0,0-0,4 Torv 0,4-0,6 Ler/Silt/Kalk 0,6-0,8 Torv 0,8-1,0 Sand/Ler	N	1	Hårt betat gräs/	J	0,4	FoF	Dagstorp	6187092	379051	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
24	0,0-0,5 Torv 0,5-0,6 Silt/Ler 0,6-0,7 Torv 0,7-0,8 Sand	N	0,8	Hårt betat gräs/	N	-	FoF	Dagstorp	6187094	379043	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
25	0,0-0,6 Torv 0,6-0,7 Sand (Sänka)	N	0,7	Hårt betat gräs/	N	-	FoF	Dagstorp	6187102	379091	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
26	0,0-0,3 Torv 0,3-0,5 Kalk/Silt/Ler 0,5-0,7 Torv 0,7-1,0 Ler/Silt (Fe)	J	1	Hårt betat gräs/	J	0,3	FoF	Dagstorp	6187082	379081	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
27	0,0-0,4 Torv 0,4-0,8 Kalklera/Silt 0,8-1,0 Torv	N	1	Hårt betat gräs/	J	0,4	FoF	Dagstorp	6187069	379079	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
28	0,0-0,3 Torv 0,3-0,4 Kalk/Ler/Silt 0,4-0,7 Torv 0,7-1,0 Sand	N	1	Hårt betat gräs/	J	0,3	FoF	Dagstorp	6187055	379092	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
29	0,0-0,7 Torv 0,7-1,0 Sand	N	1	Hårt betat gräs/	N	-		Dagstorp	6187041	379066	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.

(2) Appendix A2: Provtagningspunkter Stora

Tabell 2. Provtagningspunkter i naturreservatet Stora Harrie mosse tagna med 1 meter jordborr. Resultat beskriver sammansättning av jordkärna för varje punkt. Koordinater presenteras i SWEREF 99 TM.

Borr nr	Beskrivning	Oxiderat Fe	Borr djup (m)	Vegetation	Kalk	Kalkdjup (m)	Markfuktighet B/F/FoF/Fr/T	Lokal	N	E	Övrigt
1	0,0-0,2 Torv 0,2-0,8 Sandig Lera	N	0,8	Grästuvor	N	-	F	Stora Harrie	6185540,738	382792,616	
2	0,0-0,3 Torv 0,0-1,0 Sand	N	1	Gräs/Mossa	N	-	F	Stora Harrie	6185589,45	382775,638	
3	0,0-0,2 Torv 0,2-0,3 Grus (Kalkgranulat) 0,3-0,6 Lera	N	0,6	Gräs/Mossa	J	0,3	F	Stora Harrie	6185581,994	382822,651	
4	0,0-0,4 Torv (Fe 0,2) 0,4-0,8 Lera	J	0,8	Gräs	N	-	F	Stora Harrie	6185560,332	382845,935	
5	0,0-0,3 Torv 0,3-0,4 Lera (Fe) 0,4-0,6 Finsand	J	0,6	Gräs	J	0,3	F	Stora Harrie	6185436,4	382807,744	
6	0,0-0,2 Torv 0,2-0,3 Silt 0,3-0,9 Lera 0,9-1,0 Sand	N	1	Gräs	N	-	FoF	Stora Harrie	6185383,913	382792,737	
7	0,0-0,3 Torv 0,3-0,9 Lera (Kalkgranulat)	N	0,9	Grästuvor	J	0,5	F	Stora Harrie	6185380,862	382871,407	
8	0,0-0,3 Torv 0,3-0,6 Lera 0,6-0,9 Sand () Kalkgranulat	N	0,9	Gräs	J	0,7	FoF	Stora Harrie	6185430,825	382888,262	
9	0,0-0,3 Torv 0,3-0,8 Kalklera (Kalkgranulat) (Fe)	J	0,8	Gräs	J	0,4-1,0	F	Stora Harrie	6185469,787	382854,293	
10	0,0-0,2 Matjord 0,2-0,4 Kalklera 0,4-1,0 Sand	N	1	Mossa/Gräs	J	0,2-0,4	F	Stora Harrie	6185528,278	382876,082	
11	0,0-0,3 Matjord 0,3-0,5 Kalklera (Kalkgranulat) (5 kärnor kring denna punkt var ej möjliga att få upp över 0,4 dessa punkter antas se ut 0,0-0,3 Matjord 0,3->? kalklera)	N	0,5	Mossa/Gräs	J	0,3-0,5	F	Stora Harrie	6185480,369	382943,609	
12	0,0-0,2 Matjord 0,2-0,5 Kalklera (Granulat) (Fe)	J	0,5	Mossa/Gräs	J	0,2-0,5	F	Stora Harrie	6185447,735	382972,348	
13	0,0-0,1 Torv 0,1-0,2 Kalklera (Fet) 0,3-0,5 Lera	N	0,5	Mossa/Gräs	N	-	F	Stora Harrie	6185483,639	382994,397	
14	0,0-0,1 Torv 0,1-0,8 Kalklera (Kalkgranulat)	N	0,8	Mossa	J	0,2-0,8	F	Stora Harrie	6185437,05	383024,502	
15	0,0-0,2 Torv 0,2-0,3 Kalklera (Fe) 0,3-0,7 Blålera	J	1	Mossa	J	0,2	F	Stora Harrie	6185464,141	383040,739	
16	0,0-0,1 Torv 0,1-0,3 Kalklera (Fe) 0,3-0,7 Blålera	J	1	Mossa/Gräs/Tåg	J	0,1-0,3	B	Stora Harrie	6185474,565	383067,153	
17	0,0-0,1 Torv 0,1-0,3 Kalklera (Kalkgranulat) 0,3-1,0 (Litet lager Sand) Blålera	N	1	Mossa/Gräs/Tåg	J	0,1-1,0	F	Stora Harrie	6185438,026	383080,107	
18	0,0-0,2 Torv 0,2-0,4 Kalklera (Kalkgranulat) (Fe) 0,3-1,0 Lera/Sand (Flytande)	J	1	Gräs	J	0,2-0,4	F	Stora Harrie	6185437,5	383134,104	
19	0,0-0,2 Torv 0,2-0,4 Kalklera 0,4-0,1,0 Lera (Kalkgranulat)	N	1	Mossa/Vass	J	0,2-0,4	F	Stora Harrie	6185481,264	383151,485	
20	0,0-0,3 Torv 0,3-0,5 Lera (Kalkgranulat)	N	0,5	Vasshav	J	0,3-0,5	F	Stora Harrie	6185401,326	383167,976	
21	0,0-0,4 Torv 0,4-0,5 Kalklera 0,5-1,0 Lera (Kalkgranulat) (Flytande)	N	1	Vasshav	J	0,4-0,5	F	Stora Harrie	6185420,26	383177,023	
22	0,0-0,5 Torv 0,5-0,6 Kalklera 0,6-1,0 Lera/Sand	N	1	Mossa/Gräs	J	0,5	F	Stora Harrie	6185406,763	383195,825	
23	0,0-0,4 Torv 0,4-0,5 Kalklera 0,5-0,8 Blålera/Sand	N	0,8	Gräs	J	0,4-0,5	F	Stora Harrie	6185389,769	383149,197	
24	0,0-0,2 Torv 0,2-0,4 Kalklera (Fe) (Kalkgranulat) 0,4-0,8 Blålera/Sand	J	0,8	Gräs/Mossa	J	0,2-0,4	F	Stora Harrie	6185390,249	383073,942	
25	0,0-0,2 Torv 0,2-0,3 Kalklera (Fe) 0,3-0,6 Blålera/Sand (Kalkgranulat)	J	0,6	Gräs	J	0,2-0,3	F	Stora Harrie	6185381,637	383049,144	
26	0,0-0,3 Torv 0,3-0,4 Kalklera (Fe) 0,4-0,9 Lera/Sand	J	0,9	Gräs/Mossa	J	0,3-0,9	B	Stora Harrie	6185345,638	383062,74	
27	0,0-0,5 Torv	N	0,5	Hage	N	-	F	Stora Harrie	6185512	383152	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
28	0,0-0,5 Torv (Blött)	N	0,5	Hage/Mossa/Dike	N	-	F	Stora Harrie	6185506	383137	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
29	0,0-0,2 Matjord 0,2-0,4 Sand/Kalk	N	0,4	Hage/Gräs	J	0,2	B	Stora Harrie	6185515	383156	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
30	0,0-0,4 Torv 0,4-0,6 Silt/Torv/Kalk 0,6-1,0 Matjord	N	1	Hage/Holme/Vatten kring	J	0,4-0,6	FoF	Stora Harrie	6185495	383167	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
31	0,0-0,6 Torv 0,6-0,8 Torv/Silt/Kalk	N	0,8	Hage/Ö om Holme	J	0,6	FoF	Stora Harrie	6185496	383166	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
32	0,0-0,8 Matjord med inslag av grus	N	0,8	Hage/Ö om Holme "Infart"	N	-	FoF	Stora Harrie	6185511	383173	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
33	0,0-0,3 Torv 0,3-0,4 Matjord 0,4-0,6 Sand	N	0,6	Hage/td Odlingsmark	N	-	FoF	Stora Harrie	6185409	383225	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
34	0,0-0,2 Torv 0,2-0,3 Kalkrik Silt 0,3-0,6 Torv 0,6-0,7 Sand (Fe) (Kalkgranulat)	J	0,7	Hage/Sank mark	J	0,2	F	Stora Harrie	6185416	383219	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
35	0,0-0,4 Torv 0,4-0,6 Kalkrik Silt/Sand 0,6-0,8 Torv	N	0,8	Hage/Sank mark	J	0,4	F	Stora Harrie	6185471	383215	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
36	0,0-0,4 Torv 0,4-0,6 Kalkrik Lera/Silt 0,6-0,9 Torv	N	0,9	Hage/Sank mark	J	0,4	F	Stora Harrie	6185464	383236	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
37	0,0-0,3 Torv 0,3-0,8 Kalklera/Sand/Silt 0,8-1,0 Torv	N	1	Hage/Sank mark	J	0,3	F	Stora Harrie	6185466	383222	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
38	0,0-0,2 Torv 0,2-0,4 Kalklera/Silt/Sand 0,4-0,6 Ler/Silt/Sand 0,6-0,8 Torv 0,8-1,0 Ler/Silt/Sand	N	1	Hage/Sank mark	J	0,2	F	Stora Harrie	6185465	383217	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.

(3) Appendix A3: Provtagningspunkter Stångby

Tabell 3. Provtagningspunkter i naturreservatet Stångby mosse tagna med 1 meter jordborr. Resultat beskriver sammansättning av jordkärna för varje punkt. Koordinater presenteras i SWEREF 99 TM.

Borr nr	Beskrivning	Oxiderat Fe	Borr djup (m)	Vegetation	Kalk	Kalkdjup (m)	Markfuktighet B/F/FoF/Fr/T	Lokal	N	E	Övrigt
1	0,0-0,3 Torv 0,3-0,5 Sand/Grus 0,5-0,9 Torv (5m till dike)	N	0,9	Gräs/Alsly	N	-	F	Stångby	6182162	384032	
2	0,0-0,4 Torv 0,4-0,5 Ljus Torv/Lera 0,8-1,0 Lera/Torv	N	1	Gräs	N	-	F	Stångby	6182126	384057	
3	0,0-0,4 Torv 0,4-0,7 Torv/Lera	N	0,7	Gräs/Mossa	N	-	F	Stångby	6182089	384069	
4	0,0-0,3 Torv 0,3-0,4 Lera (Fe) 0,4-0,7 Lera 0,7-1,0 Kalklera	J	1	Gräs	J	0,7-1,0	F	Stångby	6182048	384082	
5	0,0-0,2 Matjord 0,2-0,9 Kalklera (Sand 0,8) (Fe) 0,9-1,0 Blålera	J	1	Gräs	J	0,2-0,9	F	Stångby	6182009	384083	
6	0,0-0,1 Matjord 0,3-1,0 Blålera (Fe)	J	1	Gräs/Dike	J	0,3-0,7	F	Stångby	6181974	384056	
7	0,0-0,5 Matjord 0,5-0,7 Lera/Sand 0,7-1,0 Blålera	N	1	Gräs	N	-	F	Stångby	6181982	384010	
8	0,0-0,5 Matjord 0,5 Ljus Torv 0,5-1,0 Torv	N	1	Gräs	N	-	F	Stångby	6182021	384006	
9	0,0-1,0 Torv	N	1	Mossa (Scorpidium) (Kransalg)	N	-	F	Stångby	6182076	383986	
10	0,0-0,8 Torv	N	0,8	Mossa (Brunmossor;Källindikerande)	N	-	B	Stångby	6182093	383982	
11	0,0-0,1 Torv 0,1-0,6 Blöt Torv Ljus 0,6-1,0 Silt/Kalk/Sand/Grus	N	1	Mossa	J	0,6	F	Stångby	6182101	383982	
12	0,0-1,0 Torv Kompakt kring 0,5	N	1	Mossa/Gräs	N	-	F	Stångby	6182133	383974	
13	0,0-0,2 Torv 0,2-0,6 Silt (Kalkgranulat) Torv 0,6-1,0	N	1	Mossa	J	0,2-0,6	F	Stångby	6182127	383958	
14	0,0-0,6 Torv/Matjord (Kalkgranulat) 0,6 Silt/Kalk 0,6-1,0 Torv	N	1	Gräsvall	J	0,0-0,6	FoF	Stångby	6182081	383970	
15	0,0-0,6 Torv	N	0,6	Mossa	N	-	B	Stångby	6182046	383970	
16	0,0-1,0 Torv (Kalkgranulat)	N	1	Mossa/Gräs	N	-	F	Stångby	6182031	383979	
17	0,0-1,0 Torv (Kalkgranulat)	N	1	Gräs	N	-	FoF	Stångby	6182061	383920	
18	0,0-0,8 Torv 0,9 Silt	N	0,9	Mossa	N	-	F	Stångby	6182004	383933	
19	0,0-1,0 Torv	N	1	Mossa	N	-	B	Stångby	6181999	383931	
20	0,0-1,0 Torv	N	1	Mossa	N	-	F	Stångby	6182003	383944	
21	0,0-1,0 Torv (Fe)	J	1	Hästhage Upptrampad	N	-	FoF	Stångby	6181879	383869	
22	0,0-0,2 Torv 0,2-0,4 Kalklera (Fe) 0,4-1,0 Silt (organiskt material)	J	1	Hästhage Vass	N	-	F	Stångby	6181940	383843	
23	0,0-0,3 Torv 0,3-0,4 Silt/Kalk 0,4-0,5 Silt 0,5-0,6 Silt/Kalk 0,6-1,0 Silt	N	1	Hästhage Upptrampad	N	-	FoF	Stångby	6181937	383851	
24	0,0-0,2 Torv 0,2-0,6 Silt/Kalk (Fe) 0,6-1,0 Torv (Kalkmelerat)	J	1	Hästhage Vass	J	0,2-1,0	F	Stångby	6181933	383871	
25	0,0-0,3 Torv 0,3-1,0 Silt/Torv	N	1	Utanför hästhage/Gräs	J	0,3-0,4	FoF	Stångby	6181937	383872	
26	0,0-0,6 Torv 0,6-1,0 Silt/Torv	N	1	Utanför hästhage/Gräs	N	-	FoF	Stångby	6181993	383855	
27	0,0-0,5 Torv 0,5-1,0 Lera	N	1	Gräs	N	-	F	Stångby	6181856	384162	
28	0,0-0,4 Torv 0,4-0,5 Kalk/Silt/Torv 0,5-1,0 Silt/Torv	N	1	Gräs Rikkärr	J	0,4-0,5	F	Stångby	6182273	384459	
29	0,0-0,4 Torv 0,4-0,5 Kalk/Silt (Fe) 0,5-1,0 Silt/Torv	J	1	Rikkärr	J	0,4-0,5	F	Stångby	6182267	384507	
30	0,0-1,0 Torv	N	1	Rikkärr	N	-	B	Stångby	6182364	384503	
31	0,0-1,0 Torv	N	1	Rikkärr	N	-	F	Stångby	6182385	384502	
32	0,0-0,6 Torv 0,6-1,0 Silt/Torv (Kalkgranulat)	N	1	Rikkärr	J	0,6-1,0	F	Stångby	6182428	384522	
33	0,0-0,5 Torv (Kalkgranulat) 0,5-1,0 Torv Lös Blöt	N	1	Rikkärr	J	0,0-0,5	F	Stångby	6182484	384529	
34	0,0-0,4 Matjord 0,4-0,5 Kalklera 0,5-0,8 Sand (Gammal Sjöbotten?)	N	0,8	Beteshage/Gräs	J	0,5	FoF	Stångby	6182506	384587	
35	0,0-1,0 Torv porfylld dåligt nedbruten	N	1	Rikkärr	N	-	B	Stångby	6182384	384640	
36	0,0-0,4 Matjord 0,4-0,5 Kalklera (Fe) (Sand) (Sten i botten)	J	0,5	Vass	J	0,4	FoF	Stångby	6182044	384152	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
37	0,0-0,8 Torv	N	0,8	Vass	N	-	F	Stångby	6182057	384139	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
38	0,0-0,8 Matjord 0,8-1,0 Kalklera	N	1	Vass	J	0,8	F	Stångby	6182060	384165	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
39	0,0-0,5 Matjord/Ler 0,5-0,7 Sandig Lera 0,7-1,0 Blålera	N	1	Utant Låg Vass	J	0,3	F	Stångby	6182034	384142	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
40	0,0-0,5 Torv/Matjord 0,5-0,7 Lerig Sand 0,7-1,0 Blålera	N	1	Vass	J	0,5	F	Stångby	6182042	384136	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
41	0,0-0,4 Matjord Torr 0,4-0,5 Sand Kalk	J	0,6	Dunge Vildsvin	J	0,4	Fr	Stångby	6182044	384165	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
42	0,0-0,6 Matjord 0,6-0,8 Kalklera	N	0,8	Öppet Vass/Gräs	J	0,6	Fr	Stångby	6182050	384163	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
43	0,0-1,0 Torv	N	1	Låg Vass/Gräs	N	-	F	Stångby	6182171	384269	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
44	0,0-0,6 Matjord 0,6-0,7 Silt/Kalk 0,7-0,9 Torv	N	0,9	Låg Vass/Vide	J	0,6	FoF	Stångby	6182196	384255	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
45	0,0-0,6 Torv 0,6-0,8 Torv/Kalk/Silt 0,8-1,0 Torv	N	1	Låg Vass/Träd	J	0,6	F	Stångby	6182213	384271	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
46	0,0-1,0 Torv (BLÖT botten)	N	1	Låg Vass	N	-	F	Stångby	6182245	384276	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
47	0,0-0,3 Torv 0,3-0,5 Silt/Lera/Torv 0,5-0,8 Torv/Kalk 0,8-1,0 Torv/Silt	N	1	Låg Vass/Dike	J	0,5	F	Stångby	6182234	384304	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
48	0,0-0,4 Matjord (Kalkgranulat)0,4-1,0 Torv	N	1	Låg Vass	N	-	FoF	Stångby	6182221	384262	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
49	0,0-0,7 Torv 0,7-0,8 Kalk/Torv (Sten i botten)	N	0,8	Låg Vass/Dike	J	0,7	FoF	Stångby	6182207	384248	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
50	0,0-0,4 Torv 0,4-0,7 Torv/Kalk	N	0,7	Låg Vass/Gräs/Vide	J	0,4	FoF	Stångby	6182202	384234	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
51	0,0-0,5 Torv 0,5-0,6 Kalk/Silt 0,7-1,0 Silt	N	1	Vass/Öppet	J	0,5	FoF	Stångby	6182184	384222	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
52	0,0-0,4 Matjord 0,4-0,8 Silt 0,8-1,0 Torv	N	1	Vass/Öppet	J	0,7	FoF	Stångby	6182169	384227	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
53	0,0-0,3 Matjord 0,3-0,7 Sandig Lera (Kalk) 0,7-0,8 Torv	N	0,8	Vass/Öppet	J	0,3	FoF	Stångby	6182154	384203	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
54	0,0-1,0 Torv (Blöt mitt ~0,5)	N	1	Vass/Öppet	N	-	F	Stångby	6182182	384200	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
55	0,0-0,2 Torv 0,2-1,0 Ljus Torv	N	1	Vass/Öppet	N	-	F	Stångby	6182198	384203	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
56	0,0-0,6 Matjord 0,6-0,7 Silt/Kalk 0,7-0,9 Torv	N	1	Rikkärr	J	0,6	FoF	Stångby	6182383	384407	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
57	0,0-0,5 Lerig Matjord 0,5-0,6 Sand (Kalk ~0,5)	N	0,9	Hage	J	0,6	FoF	Stångby	6182519	384626	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
58	0,0-0,2 Matjord 0,2-0,4 Torv 0,4-0,6 Sand	N	0,6	Hage	N	-	F	Stångby	6182504	384598	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.

Studie i att utöka arealen rikkärr i Skåne

59	0,0-0,5 Torv 0,5-0,6 Sand	N	0,6	Hage	N	F	Stångby	6182490	384586	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
60	0,0-0,4 Torv 0,4-0,5 Sand	N	0,5	Hage	N	FoF	Stångby	6182516	384587	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
61	0,0-0,2 Torv 0,2-0,4 Silt (Kalkgranulat) 0,4-0,6 Sand	N	0,6	Hage	N	FoF	Stångby	6182512	384573	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
62	0,0-0,1 Torv 0,1-0,4 Ler/Silt 0,4-0,5 Sand	N	0,5	Hage/Dike	N	FoF	Stångby	6182843	384727	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
63	0,0-0,3 Torv 0,3-0,5 Lera (Torrt)	N	0,5	Hage/Dike	N	Fr	Stångby	6182896	384837	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
64	0,0-0,3 Matjord 0,3-0,8 Sand	N	0,8	Hage	N	FoF	Stångby	6182461	384706	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
65	0,0-0,2 Torv 0,2-0,6 Sand 0,6-0,8 Blålera	N	0,8	Rikkärr	N	F	Stångby	6182440	384634	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
66	0,0-0,4 Torv 0,4-0,5 Sand 0,5-0,8 Blålera (Kalkgranulat STORA)	N	0,8	Rikkärr	J	0,5 F	Stångby	6182435	384616	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
67	0,0-0,2 Torv 0,2-0,5 Lera/sand (Kalkgranulat STORA)	N	0,5	Rikkärr	J	0,2 F	Stångby	6182386	384666	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
68	0,0-0,4 Matjord 0,4-0,5 Sand	N	0,5	Hage	N	FoF	Stångby	6182411	384682	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.
69	0,0-0,2 Torv 0,2-1,0 Matjord	N	1	Hage	N	FoF	Stångby	6182351	384699	Punkt tagen vid andra besöket för inramning av pot. lokal för utökning.

(4) Appendix C1 Priskalkyler för schaktning av 3 rikkärr i södra

Dagstorps mosse

Område 1

Djup: 0,3 m Area: 0,272 ha
 2720 kvm x 0,3 m=816 ton
 Pris deponi (Lunds grusterminal AB)
 363 kr/ton
 $816 * 363 = 296\ 208$ kr
 Schaktning: ~75 kr/kvm
 $2720 * 75 = 204\ 000$ kr
 $296\ 208 + 204\ 000 = 500\ 208$ kr
 Transport ~600 kr/h
 8h=4800 kr

Totalkostnad: 505 008 kr

Område 2

Djup: 0,3 m Area: 0,157 ha
 1570 kvm x 0,3 m=471 ton
 Pris deponi (Lunds grusterminal AB)
 363 kr/ton
 $471 * 363 = 170\ 973$ kr
 Schaktning: ~75 kr/kvm
 $1570 * 75 = 117\ 750$ kr
 $170\ 973 + 117\ 750 = 288\ 723$ kr
 Transport ~600 kr/h
 8h=4800 kr

Totalkostnad: 288 723 kr

Stora Harrie mosse

Område 1

Djup: 0,4 m Area: 0,534 ha
 5340 kvm x 0,4 m=2136 ton
 Pris deponi (Lunds grusterminal AB)
 363 kr/ton
 $2136 * 363 = 775\ 368$ kr
 Schaktning: ~75 kr/kvm
 $5340 * 75 = 400\ 500$ kr
 $775\ 368 + 400\ 500 = 1\ 175\ 868$ kr
 Transport ~600 kr/h
 8h=4800 kr

Totalkostnad: 1 180 668 kr

Område 2

Djup: 0,3 m Area: 0,146 ha
 1460 kvm x 0,3 m=438 ton
 Pris deponi (Lunds grusterminal AB)
 363 kr/ton
 $438 * 363 = 158\ 994$ kr
 Schaktning: ~75 kr/kvm
 $1460 * 75 = 109\ 500$ kr
 $158\ 994 + 109\ 500 = 268\ 494$ kr
 Transport ~600 kr/h
 8h=4800 kr

Totalkostnad: 273 294 kr

Stångby mosse

Område 1

Djup: 0,4 m Area: 0,05 ha
 500 kvm x 0,4 m=200 ton
 Pris deponi (Lunds grusterminal AB)
 363 kr/ton
 $200 * 363 = 72\ 600$ kr
 Schaktning: ~75 kr/kvm
 $500 * 75 = 37\ 500$ kr
 $72\ 600 + 37\ 500 = 110\ 100$ kr
 Transport ~600 kr/h
 8h=4800 kr

Totalkostnad: 114 900 kr

(5) Appendix D1 Flödesschema för åtgärdsval vid restaurering av rikkärr (Lamers et al. 2015)

