



LUND
UNIVERSITY

Restaurering av grässandhedar genom aktiv markstörning

En jämförelse av florans kolonisation av plöjningar och sandblottor
på Revingefältet utanför Lund



Erik Borgström

Mastersarbete i biologi 30 hp



Titel: Restaurering av grässandhedar genom aktiv markstörning –
en jämförelse av florans kolonisation av plöjningar och sandblottor på
Revingefältet utanför Lund

Författare: Erik Borgström

Nivå: Mastersarbete i biologi 30 hp (BIOM01)

Handledare: Stefan Andersson

Ansvarsfriskrivning: Denna rapport speglar författarens syn och institutionen ansvarar inte
nödvändigtvis för synpunkter och åsikter som uttrycks i rapporten.

Abstract

The conservation value of sandy habitats for a flora and fauna adapted to open, light, dry, warm, and often nutrient-poor conditions, is well recognized. Today this environment is threatened by lack of disturbance, fragmentation and exploitation, acidification and increased levels of nitrogen and phosphorus. Traditional management such as mowing and grazing have proven unsuitable for restoring populations of valuable species in formerly cultivated areas, and hence active soil disturbances such as ploughing or deep soil inversion have been introduced as procedures to mirror the historical disturbance regime. While previous research has mainly focused on calcareous sites, this study compares the floristic effects of two soil disturbance methods in an area with a more acidic, siliceous soil.

Sand plots created with deep topsoil removal or inversion turned out to be more favourable than conventional ploughing for target species and in general for plant species characterized by high affinity for heat, light, drought, disturbance, and low nutrition levels. This difference agrees with results from calcareous habitats, confirms the importance of deep soil disturbance, and is most likely driven by reduced nutrition levels. In addition to these findings, other aspects of best restoration and management of grasslands on siliceous inland dunes, are briefly discussed.

Innehållsförteckning

Inledning	5
Vad är sandmarker?	5
Växtsamhällets succession i störningspräglade sandmarker	5
Olika typer av störningspräglade sandmarker	6
Grässandhedar	6
Hot mot grässandhedar och andra sandmarker	7
Restaurering	9
Aktiv markstörning	10
Ingreppens effekter på växtsamhället	11
Kunskapsluckor	12
Syfte och frågeställningar	12
Hypoteser	13
Material och metoder	14
Försöksområde	14
Studerade åtgärder	16
Inventeringar	18
Analyser	19
Resultat	22
Florans kolonisation av sandblottor och plöjningar	22
Artrikedomens fördelning över tid, plats och ingrepp	26
Olika faktorerers relativa betydelse enligt ordinationsanalys	27
Diskussion	29
Vilken markstörningsmetod är bäst för grässandhedars flora?	29
Hur ofta bör störningen upprepas?	31
Bästa störningsregim på lokal och regional skala	32
Stora störningar och efterstörningar	34
Spridningsbarriärer	35
Studiens begränsningar	35
Evidensbaserad naturvård	36
Praktiska råd för restaurering av grässandhedar	37

Sammanfattning.....	38
Referenser.....	39
Bilaga 1 Definition av indikatorvärdenas nivåer	45
Bilaga 2 Observationernas fördelning över indikatorvärdenas olika nivåer.....	47
Livslängd.....	47
Markstörning.....	48
Ljus	49
Kväve	50
Fukt	51
Värme.....	52
Bilaga 3 Förekomst art för art	53

Inledning

Vad är sandmarker?

Hur väl olika växtarter trivs och sprids på olika platser i landskapet styrs av klimat, geologi och jord, naturens inre dynamik och mänsklig påverkan. Växtsamhällen klassificeras därför vanligen utifrån just dessa storheter, inte minst jordart och jordmån [1]. Detta arbetes fokus är sandmarker, det vill säga marker som domineras av den relativt grovkorniga jordarten sand. Den grova kornstorleken gör att **sanden dräneras snabbt och binder näring dåligt** [2]. Sandmarker är därför i sitt naturliga tillstånd oftast mera näringsfattiga och torra än till exempel de finkorniga lerjordarna [3]. Utan vattnets utjämnande effekt på temperaturen värms den torra sanden soliga sommark dagar dessutom upp mycket snabbt. Långa perioder med vattenbrist och sparsam tillgång på viktiga närsalter som kväve och fosfor gynnar många specialiserade växtarter, samtidigt som solitärbin och andra insekter bygger bo i den lättgrävda, varma och väl-dränerade sanden [4] [5] [6] [7].

Sanden härrör i nordliga områden ursprungligen från den omstuvning av allt löst material och delar av den fasta berggrunden som inlandsisen åstadkom [1]. Därefter gav ostadiga markförhållanden och starka vindar upphov till **sandflykt** och en del av sanden omlagrades i regelrätta **inlandsdyner** [8] [9] (sanddyner i inlandet). Dessa storskaliga processer definierar än idag huvuddragen för sandens fördelning över landskapet, men även senare har både naturliga förlopp och mänsklig aktivitet satt avtryck. Inlandsdynerna stabiliserades efterhand till gräsmarker eller skogar men avskogades under flera tusen år åter av människan, samtidigt som de öppna sandmarkerna formades av bete, slåtter och odling [10]. Från yngre stenåldern utvecklades ett skiftesbruk med ursprungligen mycket långa trädesperioder [11]. Efterhand utökades emellertid odlingsarealen och på 1700-talet hade omloppstiden på grund av kraftig befolkningsökning och dåliga skördar förkortats till ett fåtal år, samtidigt som även de allra näringsfattigaste sandjordarna omvandlades till åkermark [12]. Vid den här tiden hade de öppna sandmarkerna en stor utbredning i landskapet [13], de återkommande störningarna skapade en mosaik av sandblottor i olika stadier av igenväxning och när störningen var som intensivast förekom även sandflykt och nya inlandsdyner bildades [14].

Växtsamhällets succession i störningspräglade sandmarker

Många sandmarker präglas som beskrivet av någon form av naturlig eller mänsklig **markstörning** som motverkar igenväxning och förnaansamling [3]. Kraftiga störningar sliter även upp grässvålen och skapar luckor i vegetationstäckets, så kallade **sandblottor** [15]. I den blottade sanden etablerar sig pionjärarter, men om ingreppet inte upprepas växer sandblottorna med tiden igen [16] och med störningen som startpunkt inleds således en succession som brukar delas in i tre faser. I **etableringsfasen** som domineras av

störningsgynnade växter ökar artrikedomen snabbt, i **optimalfasen** är den som högst, men i **degenerationsfasen** utgår allt fler arter när konkurrensen ökar i takt med igenväxning och en återgång till det växtsamhälle som fanns före störningen. Helt utan störningar kommer ett växtsamhälle med tiden i princip att tas över av den art som bäst utnyttjar rådande näringsförhållande [17]. Enligt **teorin om lagom störning** (IDH, ideal disturbance hypothesis) [18] ger störningar med *lagom* intensitet, utbredning och frekvens högst artrikedom. Eftersom successionens olika faser gynnar olika arter präglas artrika sandmarker dessutom ofta av en störningsregim där störningsytor i olika stadier av igenväxning finns samtidigt [19] [20]. Vidare antas successionen enligt **teorin om dynamisk jämvikt** [21] gå snabbast i produktiva (näringsrika) marker.

Olika typer av störningspräglade sandmarker

Regelbundna störningar påverkar sandens tillgänglighet för flora och fauna, dess plats i jordprofilen och kemiska egenskaper. Skillnader i störningens art, intensitet, utbredning och frekvens har drivit fram olika anpassningar hos sandmarkernas växtsamhällen [22]. Till milda störningar hör bete och slätter, medan kraftfulla markstörningar kan vara erosion i vattendragens rasbranter och andra sluttningar, eller återkommande uppbrytande av marktäcket i samband med odling [6] [23]. Vid de mest omfattande ingreppen följer även rötter med och stora delar av jordprofilen eroderas eller omlagras med vindens hjälp (sandflykt) i nya sandfält eller sanddyner. Sanddyner uppstår främst längs kusten där vindarna är kraftigare och sanden oftare blottad, men periodvis bildas alltså även inlandsdyner. Utöver nuvarande och historisk störning präglas växtsamhällen, svampar och markorganismer också i stor utsträckning av sandens kalkhalt, vilket motiverar en indelning i kalkrika och kalkfattiga sandmarker [24]. Slutligen är även näringshalt en viktig parameter som dessutom samspelar med störningens frekvens genom att successionen går snabbare i näringsrika jordar [21].

Grässandhedar

Detta arbete handlar om Natura 2000-habitatet **grässandhedar**. Natura 2000-habitat är naturtyper som i ett europeiskt perspektiv och med utgångspunkt i EU:s art- och habitatdirektiv samt konventionen om biologisk mångfald, betraktas som särskilt värda att skydda [25]. Grässandhedar är solöppna, torra och kalkfattiga (silikatrika) sandgräsmarker som uppkommer på igenvuxna sandfält eller inlandsdyner med en **historia av kraftig markstörning** i form av till exempel odling. Gynnsamt bevarandetilstånd för grässandhedar kräver återkommande störning som håller tillbaka igenväxningsvegetation och skapar sandblottor som täcker minst en tiondel av ytan. Störningen kan idag till exempel bestå av militär verksamhet, maskinell omrörning eller sandtäckter för husbehov [6]. För att bibehålla alla karaktärsarter måste en viss del av störningsytorna vara i tidigt successionsstadium och vanligen behöver den maskinella störningen dessutom kompletteras med bete och i vissa fall bränning. I gynnsamt tillstånd attraherar grässandhedarnas sandiga mikromiljöer en ofta

ganska artfattig men särartad vegetation och en särpräglad insektsfauna med många sandberoende grävande arter.

Typiska växtarter i grässandhedar

I Naturvårdsverkets vägledning för restaurering och skötsel av grässandhedar [6] listas åtta kärlväxter som så kallade typarter som ska indikera gynnsamt bevarandetilstånd. Dessa arter kallas här **habitatarter** och representerar anpassningar till olika faser i störningscykeln. De ettåriga arterna vårtåtel, blåmunkar, vårspärgel och sandkrassing kräver mycket täta störningar, i storleksordningen vartannat år. Borsttåtel, backtimjan och hedblomster är också beroende av störning för förökning men väl etablerade individer kan därefter även utan störning kvarstå länge (årtionden), och även när vegetationen har slutit sig något. Fälrvädd – som var den minst störningsgynnade habitatarten – kan faktiskt föröka sig även i etablerad vegetation, men om störningen helt uteblir utgår i längden även den [26] (Tabell 1, Figur 1).

Tabell 1 Habitatarter, det vill säga arter som enligt naturvårdsverkets manual är typarter för grässandhedar.

Habitatarter			
backtimjan (NT)	borsttåtel	hedblomster (VU)	vittåtel (NT)
blåmunkar	fälrvädd	sandkrassing	vårspärgel vårtåtel



Figur 1 De nio habitatarterna (typarter för grässandhedar). Övre raden från vänster backtimjan, borsttåtel och hedblomster. Nedre raden från vänster blåmunkar, fälrvädd och sandkrassing. Längst till höger räknat uppifrån vittåtel, vårspärgel och vårtåtel.

Hot mot grässandhedar och andra sandmarker

På 1700-talet hade som beskrivet de öppna sandmarkerna stor utbredning i landskapet, men därefter vände utvecklingen. Den intensiva odlingen med otillräcklig tid för återhämtning utarmade långsiktigt marken på näring med sämre skördar som följd och när jordbruket förenklades med effektivare maskiner, skiftesreformer och vallväxter togs de allra magraste markerna åter ur bruk. **Sandflykten minskade** och avhjälpes ytterligare av statligt sanktionerade **tallplanteringar för att binda sanden** [11]. Igenväxningen påskyndades av 1900-talets fortsatta rationalisering av jordbruket med fler **övergivna odlingsytor**, minskat bete och slåtter samt **förhöjd näringshalt** genom introduktion av konstgödsel [27]. Under 1900-talet har grässandhedarnas utbredning och karaktärsarter minskat kraftigt och återstående förekomster hotas idag av brist på störning, höga näringshalter, försurning och andra kemikalier, exploatering och stark fragmentering [28] [29] [6] [30].

- **Brist på störning:** Genom jordbrukets rationalisering har tidigare odlad, betad och slåttad mark övergivits och växer igen [4]. Igenväxningen minskar andelen blottad sand och gör mikroklimatet kallare och fuktigare. Avveckling av skiftesbruk har drabbat tidigare vanliga åkerogräs som åkerfibbla (VU) och klubbfibbla (EN) hårt [31].
- **Förhöjd näringshalt:** Konstgödning och luftburna utsläpp av kväveoxider från trafik, kraftverk och industri [32]. De flesta sandmarksspecialister har utvecklats på lågproduktiva jordar och konkurreras ut av snabbväxande gräs som effektivare utnyttjar förhöjda halter av kväve och fosfor [3] [33].
- **Försurning och andra kemikalier:** Naturlig försurning genom vegetationens näringsupptag samt antropogen genom nedfall av luftburna svavelföreningar orsakade av förbränning av kol och eldningsolja [24]. Kalkhaltiga jordar har en buffertkapacitet mot försurning, men utan regelbunden störning som för upp ny kalkrik jord till ytan försuras efterhand ytjorden även i dessa, och kalkhorisonten (djupet där kalk fortfarande påträffas) drivs allt längre ner i marken [24]. Omfattande användning av bekämpningsmedel drabbar växter och följarter direkt eller spills liksom andra kemikalier och olja till mark, vattendrag och grundvatten [6].
- **Exploatering:** Bebyggelse, vägbyggen och annan infrastruktur, skogsplanteringar och intensifierad skötsel av den mark som ännu används för jordbruk [6].
- **Fragmentering:** Bristande landskapsmosaik orsakad av rationellt skogs- och jordbruk har ökat fragmenteringen så att kvarvarande störningspräglade sandmarker med god status är små och inbäddade i stora arealer icke-habitat, vilket gör dem känsliga för påverkan från omgivande miljö och dess populationer i riskzonen för utdöende eller försvagning genom naturliga fluktuationer och genetiska komplikationer [3] [6] [22].

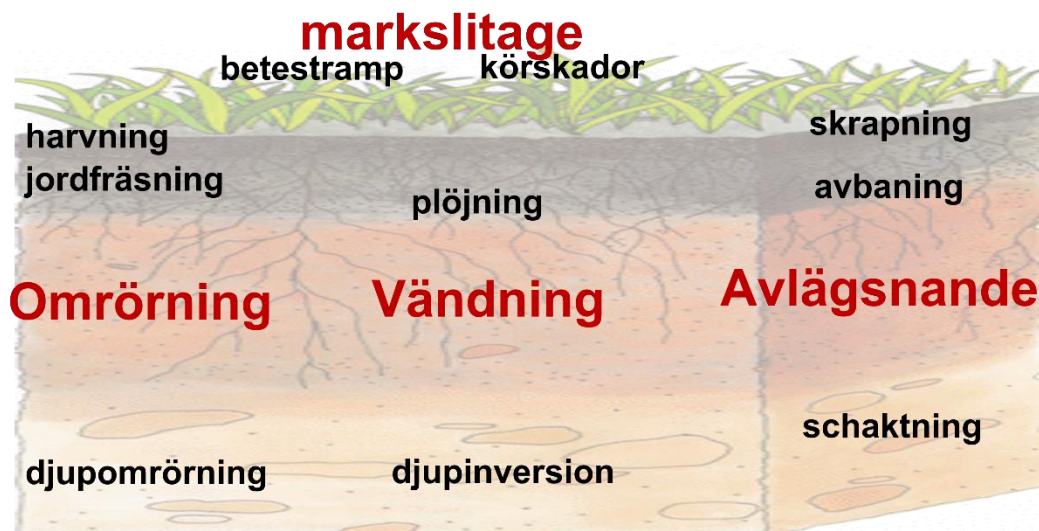
Listade hot gäller i olika utsträckning alla sandmarker. Men vilka hot som är viktigast beror förstås på respektive växtsamhälles evolutionära historia. För starkt störningspräglade sandmarker som grässandhedar och sandstäpp tillhör utebliven störning tillsammans med fragmentering och förhöjd näringshalt de allvarligaste olägenheterna [6]. Försurning kan däremot antas ha mindre betydelse i grässandhedar och andra kalkfattiga marker där floran redan är anpassad till urlakning, men bilden kompliceras av att måttlig försurning samtidigt har en indirekt effekt på näringsbalansen genom att göra fosfor mera lättillgängligt [24]. Störningspräglade sandmarker i allmänhet har idag en utbredning som bara är en bråkdel av den historiska [16] och nya människoskapade miljöer som militära övningsfält, övergivna sand- och grustäcker, banvallar, grusvägar och grusgångar, industritomter, hamnar och andra ruderatmarker har bara delvis kunnat kompensera för den dominerande utvecklingen med igenväxning och ogynnsam markkemi [34] [19] [35]. Specifikt **för grässandhedar bedöms både förekomstareal och framtidsutsikter som dåliga** eftersom nedläggning av lantbruk och övriga problem förväntas bestå [6] [28].

Restaurering

Restaureringen av kulturpåverkad gräsmark tog fart redan på 1970-talet men då främst genom traditionell hävd som bete och slåtter [10]. När denna skötsel tillämpades även på marker där den historiska skötseln var en annan missgynnades förstås växter som utvecklats genom kraftfulla markstörningar som till exempel skiftesbruk [36] [10] [22] [19] [37]. Enbart bete är till exempel otillräckligt för att hindra igenväxning [35] och dessutom präglas många marker som varit uppodlade under senare halvan av 1900-talet idag fortfarande av förhöjda näringshalter som tar flera årtionden att återställa genom slåtter [38] [39]. Karaktärsarter för småskaliga täta störningar tillhör de växter som förlorade mest på att skötseln främst bestod av slåtter [10]. Samtidigt förbisågs solitärbin och andra insekter som behöver torr, varm och lättillgänglig sand för sitt bobygge när störningen inte var tillräckligt kraftig för att skapa luckor i vegetationstäckets [22] [40]. De senaste årtiondena har dock skötselplaner för marker som – i likhet med grässandhedar – tidigare präglats av naturliga eller mänskliga störningar, tagit större hänsyn både till den historiska störningsregimen och olika organismgruppers behov [41]. Allt oftare lyfts aktiv markstörning – det vill säga planerade mänskliga aktiviteter med det uttalade syftet att genom direkta omrörande eller vändande ingrepp i marken gynna en flora som utvecklats under sådana förutsättningar – som ett sätt att hålla liv i störningskontinuiteten [22] [5].

Aktiv markstörning

Aktiv markstörning strävar efter att efterlikna lokalens historiska skötsel och därigenom gynna den flora och fauna som utvecklats under denna **störningsregim** [3] [41]. Utöver en grov indelning baserad på markstörningsmetodernas principiella funktion (markslitage respektive omrörning, vändning eller avlägsnande av jorden) varierar även ingreppens djup (Figur 2).



Figur 2 Schematisk sammanställning av markstörningsmetoder (svart text), arrangerade efter princip (markslitage respektive omrörning, vändning och avlägsnande av jorden; röd text) och relativt djup vid normal användning.

- Markslitage: **Betestramp** och **körskador** (på till exempel militära övningsfält) sliter sönder och skapar luckor i vegetationen [19] [29] [30].
- Omrörning: **Harvning**, **jordfräsning** (eng. *rotovation*) och **djupomrörning** (eng. *soil perturbation*) [35].
- Vändning: **Plöjning/inversion** (sv. även *omgrävning*, eng. *ploughing*, *soil inversion*, *cultivation*). Jordprofilen inverteras så att djupt liggande lager kommer upp till ytan. Terminologin varierar i litteraturen, men i detta arbete avser plöjning det djup som normalt används i jordbruket (cirka 30 centimeter) och djupinversion minst en meter (medeldjupa ingrepp diskuteras inte). [42] [43]
- Avlägsnande: **Skrapning**, **avbaning** och **schaktning** [16] [44] [45]. Även här kan terminologin variera i litteraturen, men i detta arbete avser skrapning några centimeter (för att avlägsna hämmande mosslager och ibland även förna), avbaning (eng. *sod cutting*) en eller två decimeter och schaktning (eng. *topsoil removal*) omkring en meter.

I samband med markstörning och specifikt i detta arbete diskuteras ibland även slätter som egentligen snarare är en form av stress, där bortförsl av slättrat material långsiktigt sänker markens näringshalt.

Ingreppens effekter på växtsamhället

- **Öppna och ljusa förhållanden med blottad jord** där störningsgynnade arter kan etablera sig. Gäller i varierande grad alla ingrepp: betestramp och körskador skapar endast luckor i vegetationen medan övriga ingrepp blottlägger hela störningsytan.
- **Befintlig vegetation avlägsnas eller begravs**, vilket också (genom minskad konkurrens) gynnar pionjärarter. Gäller alla ingrepp även om effektens varaktighet beror på ingreppets djup. Efter skrapning och harvning påbörjas återhämtningen snabbt, även efter jordfräsning, plöjning och avbaning kan ursprunglig vegetation delvis återkomma genom nya skott (vilket kan förenklas av att rötter förs närmare ytan) men efter de djupaste ingreppen är rötterna avlägsnade eller för djupt begravda för detta [46].
- **Fröbanken avlägsnas/reduceras**. Eftersom den främst är belägen i markens översta decimeter [47] reduceras fröbanken kraftigt redan vid jordfräsning, plöjning och avbaning, och elimineras vid djupare ingrepp nästan helt. Störningsberoende växter har generellt en sparsam och kortlivad fröbank och förlorar därför inte på detta utan gynnas tvärtom av minskad konkurrens [48] [49].
- **Ytjorden är mer väl-dränerad, näringsfattig och torr** samt **mindre sur** och **värms upp snabbare** än före ingreppet [42]. Gäller alla djupa ingrepp men effekten är tydligast om jordens avlägsnas eller vänds och svagare när jorden rörs om. Försöksområdets glaciala sediment är oftast finkorniga, fuktiga, näringsrika och mer eller mindre försurade i ytskiktet men domineras på större djup av sand och andra grovkorniga jordarter med motsatta egenskaper [3] som efter ingreppen kommer upp till ytan. **För att kraftigt sänka näringshalten har framförallt djupinversion visat sig effektiv** [43] [50].
- **Jorden luftas och plogsulan bryts** – faktorer som ökar syresättningen i markporerna, dränerar jorden och motverkar vattenmättnad. Gäller djupa omrörande och i viss mån även vändande ingrepp. Fordonskörning har ofta den motsatta och för många kärlväxter oönskade bieffekten att jorden kompakteras, det vill säga markens porer som transporterar vatten och luft pressas samman, vilket förhindrar rötternas tillväxt och kan ge syrebrist.

De två första effekterna gäller alltså i stort sett alla ingrepp, även fröbanken påverkas av relativt ytliga åtgärder, medan förändringar av markprofilens kemiska och fysikaliska egenskaper alltså kräver djupare ingrepp.

Kunskapsluckor

Beskrivna effekter yttrar sig olika beroende på jordart, markkemi och befintlig vegetation [4]. Jämförelser försvåras av att det finns varianter av varje metod och av att effekterna mäts på olika sätt i olika studier. Inte minst för djupinversion och schaktning är påverkan på näringshalt och växtsamhälle dåligt utredd och ingreppens potential att bana väg för en viss typ av flora är inte tillräckligt väl kvantifierad [43] [51]. Dessutom har forskningen i huvudsak – trots att kalkfattig mark är lika vanlig – fokuserat på kalkrika sandmarker [52]. I synnerhet saknas studier som direkt jämför effekten av här studerade ingrepp (se nedan) i grässandhedar eller andra kalkfattiga sandgräsmarker.

Syfte och frågeställningar

Syftet med detta arbete var att undersöka potentialen för två olika markstörningsmetoder att återställa den flora som karaktäriserar grässandhedar. De två studerade ingreppen var **sandblottor** (skapade genom djup inversion eller schaktning till mer än en meters djup) och **plöjningar** (direkt i grässvålen till cirka 30 centimeters djup). Specifikt jämfördes florans kolonisation av dessa två typer av störningsytor i tidigare uppodlad sandmark som idag har ej fullgod bevarandestatus och/eller klassas som andra naturtyper men vars målsättning enligt bevarandeplan är att utvecklas till fullgoda grässandhedar. De två huvudsakliga frågeställningarna var:

- A. Vilket av de två ingreppen (sandblottor och plöjningar) är gynnsammast för grässandhedars flora?**
- B. Hur styrs växtsamhällets kolonisation av åtgärdsytorna av arternas livslängd och affinitet för ljus, värme, fukt, näring och störning**

Utöver den huvudsakliga jämförelsen mellan sandblottor och plöjningar diskuteras ideal störningsfrekvens och andra aspekter av markstörning som restaureringsmetod. Om studiens resultat ökar kunskapen om ingreppens effekter kan det i förlängningen bidra till bättre restaurering och skötsel av grässandhedar. Utifrån ambitionen att ge en bredare bild av bästa restaureringsmetodik diskuteras även några aspekter som ligger bortom studiens resultat, däribland behovet av insådd och efterstörningar, val av restaureringsobjekt och bästa störningsregim på olika rumsliga skalor. Som ett försök till tillämpning avslutas arbetet med några praktiska råd.

Hypoteser

Baserat på redovisade resultat från kalkrik mark antogs båda ingreppen djupa nog för att avlägsna befintlig vegetation samt mycket kraftigt reducera fröbanken, men endast sandblottorna förmodades vara tillräckligt djupa för att kraftigt sänka näringshalten. Enligt teorin om dynamisk jämvikt [21] bör successionen gå snabbast i de (förmodat) näringsrikare plöjningarna. Utifrån dessa grundantaganden formulerades fyra hypoteser:

- 1) Artrikedomen stiger snabbt i sandblottor men ännu snabbare i plöjningar.**
- 2) Genom att befintlig vegetation avlägsnas gynnar båda ingreppen inledningsvis en flora dominerad av kortlivade arter knutna till störning och ljus.**
- 3) Efter vändning blir det översta jordlagret torrare, varmare och näringsfattigare än innan, varför arter med preferens för låg näringshalt, torka och värme gynnas av båda ingreppen, men speciellt av sandblottorna eftersom dessa var djupast (effekternas storleksordning bör korrelera med ingreppets djup).**
- 4) Eftersom grässandhedar i gynnsamt bevarandetillstånd är starkt förknippade med just låg näringshalt, torka och värme [6] kommer andelen habitatarter vara högre i åtgärdsytorna än i kontrolytorna, och allra högst i sandblottorna.**

Material och metoder

Försöksområde

Undersökningen utfördes kring Krankesjön som tillsammans med omgivande sandryggar i Vombsänkan bildar Natura 2000-området Revingefältet cirka 20 km öster om Lund.

Markerna domineras av **isälvsavlagringar** med grova jordarter som sand och grus [53] [54] [55] [56]. På stora delar av området bedrevs **skiftesbruk** ända in på 1900-talet men odlingen var ur ett naturvårdsperspektiv ändå relativt förskonad från konstgödsling och andra stora rationaliseringar inom jordbruket [14]. Skiftesbruket gynnade störningsberoende åkerogräs som klubbfibbla, åkerfibbla, åkermadd, åkersyska och luddvicker [57]. Lättgrävd sand och viktiga pollen- och nektarkällor som flockfibbla, hedblomster och backtimjan samt mindre förekomster av luktvädd attraherar rödlistade solitärbin som i sin tur ger förutsättningar för predatorer och boparasiter. I området finns också rödlistade fjärilar, trollsländor och frölöpare, sandödlor, större vattensalamander, dvärgmus och ibland även fältpiplärka [57]. Många arter med en huvudsakligen kontinental utbredning har här sina nordligaste förekomster, samtidigt som störningskontinuitet ofta är en bristvara även i arternas kärnområden. Vid sidan om åkerbruket har lerigare mark på torrlagda sjöstränder och andra låglänta partier använts som slåtterängar och även våtmarker, fuktängar och lövsumpskog förekommer. Den **historiska störningsregimen** gör tillsammans med den omväxlande miljön att Revingefältet än idag är något av en biologisk hotspot [57]. Enligt bevarandepåbjudningen ska området präglas av en mosaik av örtrik gräsmark med luckert vegetationstäckning, sandmarker med olika störningsgrad och öppna blottor med näringsfattig, ljus och solbelyst sand. Med hänsyn till insektsfaunan ska det också finnas gott om varma vindskyddade miljöer [57].

De senaste hundra åren har dock både odling och slåtter upphört och även om militärens verksamhet sedan 1960-talet fläckvis sliter på vegetationen samtidigt som stora ytor trampas av frigående nötkreatur, räcker den typen av ytliga störningar sällan för att långsiktigt bevara en flora som utvecklats genom skiftesbruk [57] [35] [19]. Små ytor med rörlig sand återstår men **området** i stort **hotas idag** i likhet med många andra sandmarker **av störningsbrist, övergödning och igenväxning** [57]. Floran vittnar fortfarande om en historia av såväl långvarigt skiftesbruk som bete och slåtter, men karaktärsarter för denna skötsel möter utöver beskrivna hot även konkurrens från en kulturpåverkad gräsvegetation som har sitt ursprung i insådd av vallväxter (även om denna insådd också bidragit med vissa karaktärsarter, däribland grådådra) [57]. Revingefältets torra delar domineras idag av naturtyper med icke fullgod bevarandestatus, främst silikatgräsmarker, grässandhedar, torra hedar och rissandhedar. Naturtypen grässandhedars bevarandestatus missgynnas av förnaansamling orsakad av bristande störning och svagt bete, och är till nio tiondelar ej fullgod i området. Också de andra naturtyperna hotas av igenväxning och störningsgynnade och värmeälskande arter som borsttåtel trängs tillbaka. En viktig målsättning för

bevarandearbetet är att höja kvalitén på degenererade habitat. Inte minst ska enligt bevarandeplaner många ytor som idag klassas som andra naturtyper eller icke-habitat utvecklas mot grässandhedar i **gynnsamt tillstånd** [57].



Figur 3 Översiktskarta. Studiens tre lokaler ligger alla i nära anslutning till Kränkesjön och kallas i detta arbete medsols från vänster Fredrikslund, Gravljunga och Silvåkra.

Inventeringarna koncentrerades till tre lokaler som alla låg i nära anslutning till Kränkesjön och i detta arbete kallades Fredrikslund, Gravljunga och Silvåkra (Figur 3). Alla tre lokalerna präglades liksom området i stort av igenväxning och otillräcklig hävd [57]. Innan här studerade ingrepp var naturtypen på alla tre lokalerna silikatgräsmarker och torra hedar i övervägande ogynnsamt tillstånd. Enligt bevarandeplanen skulle större delen av respektive lokal (de torrare delarna) utvecklas till grässandhedar med fullgod bevarandestatus medan friskare partier istället skulle bli silikatgräsmarker med något mindre andel blottad sand [57].

Fredrikslund och **Gravljunga** domineras av inlandssanddyner som före ingreppen var helt ohävdade och hotades av igenväxning med bland annat ljung. Enligt bevarandeplanen skulle en välutvecklad grässandhed med 40-50 % bar sand skapas. Ljung fick finnas kvar men skulle ej tillåtas dominera. På dessa lokaler angavs utöver generella åtgärder att de varje vårvinter skulle brännas för att få bort gammal förna samt hålla tillbaka ljung och mossor. För att riva upp mosstäcket skulle bränningen dessutom kunna behöva föregås av lättare harvning.

Silvåkra är ett övergivet sandtag som hade bete en kortare del av säsongen men sparsamt med blottad sand. Restaureringsmålet för denna lokal var något lägre satt: den torraste delen skulle utvecklas till en öppen inlandssanddyn med gräsvegetation, örter och 5-10 % bar sand.

Studerade åtgärder

För att i linje med bevarandeplanens riktlinjer höja kvalitén på områdets störningspräglade naturtyper, skapades inom ramen för det EU-finansierade projektet Sand Life mellan 2014 och 2017 omkring 70 hektar markstörda ytor i området. Specifikt skapades minst ett hundratal markstörda ytor av typerna sandblottor och plöjningar [58].

- **Sandblottorna** (Figur 4) hade en yta på cirka 10 meter x 10 meter. Vissa skapades genom djupinversion, andra genom schaktning och vid skrivandet av detta arbete gick det inte att fastställa vilket förfarande som använts för vilka ytor. Generellt var dock ingreppens djup cirka en och en halv meter [57] [59] [58].
- **Plöjningarna** (Figur 5) hade en yta på cirka 40 meter x 10 meter och skapades genom plöjning direkt i grässvålen till ett djup av cirka 30 cm [59].

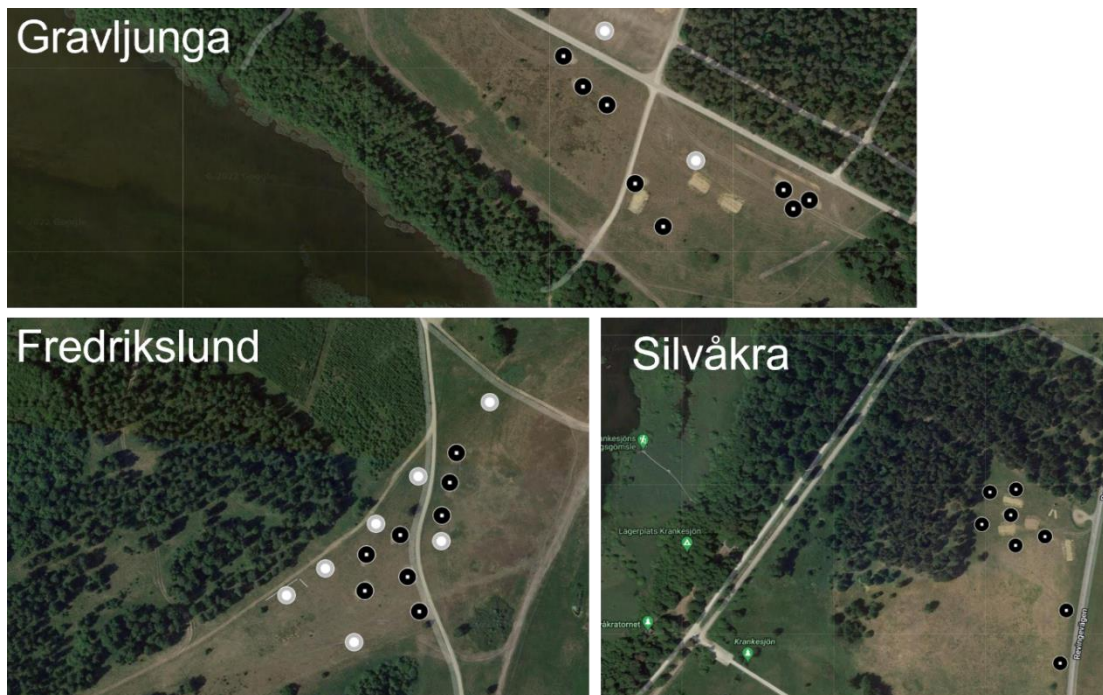


Figur 4 Sandblottor. Till vänster sommaren 2015, cirka ett halvår efter skapandet. Till höger sommaren 2017. Båda i Fredrikslund.



Figur 5 Plöjningar. Till vänster sommaren 2016, cirka ett halvår efter skapandet. Till höger sommaren 2017. I Gravljunga respektive Fredrikslund.

I detta arbete studerades 33 av dessa **åtgärdsytor** – 24 sandblottor jämnt fördelade över de tre lokalerna och nio plöjningar koncentrerade till Fredrikslund (sju stycken) och Gravljunga (två stycken). Plöjningarnas skeva fördelning mellan lokalerna berodde på Sand Lifes princip att göra ingreppen på platser som var optimala utifrån befintlig kunskap om deras effekter [58]. Således var inte heller inom lokalerna åtgärdsytornas utplacering randomiserad. Inom varje lokal låg studerade åtgärdsytor med i storleksordningen 20 meters mellanrum (Figur 6).



Figur 6 Inventerade sandblottor (svarta prickar) och plöjningar (vita prickar). De 24 sandblottorna var jämnt fördelade mellan lokalerna, medan de nio plöjningarna var koncentrerade till Fredrikslund (7 stycken) och Gravljunga (2 stycken).

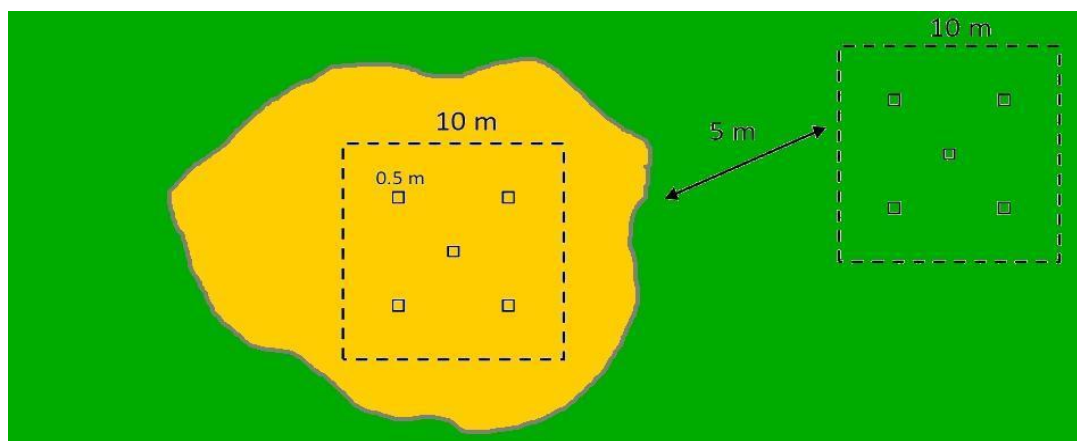
Utöver skapandet av sandblottor och plöjningar innehöll området bevarandeplan ytterligare åtgärder vars genomförande jag inte har haft möjlighet att följa upp, däribland röjning av ljung för att förhindra igenväxning, generell bete för att stävja förnaansamling, harvning och bränning på flera platser samt en allmän avrådan från att tillföra näring till marken [57]

Inventeringar

Samtliga inventeringar genomfördes sommartid (mellan 5 juni och 19 juli) mellan 2015 och 2017. Sandblottorna skapades vintern 2014/2015 och inventerades alla tre somrarna medan plöjningarna skapades ett år senare och därför endast inventerades två somrar. Vid varje tillfälle inventerades utöver åtgärdsytan normalt sett (av tidsskäl vissa undantag sista året) även en **kontrollyta** i omgivande gräsmark. Två olika metoder användes (se nedan) men oavsett metod eftersöktes samtliga kärlväxter med undantag för graminider, av vilka endast några utvalda arter (borsttåtel, vårtåtel, sandsvingel, sandtimotej och tofsäxing) eftersöktes.

Totalinventering (endast åtgärdsytor): Samtliga funna arter registrerades.

Stickprovsinventering (åtgärdsytor och kontrolltytor): Samtliga arter som påträffades i ett stickprov bestående av fem identiska kvadrater med en sammanlagd yta på en dryg kvadratmeter (1, 25 m², Figur 7) registrerades. Stickprovsinventeringen gjorde det möjligt att jämföra åtgärdsytor med kontrolltytor, och gav samtidigt en grov uppskattning av mest spridda arter (eftersom detta korrelerar med hög sannolikhet att påträffas i stickprov).



Figur 7 I stickprovsinventeringarna registrerades endast arter påträffade inom någon av fem små kvadrater med sidan en halvmeter, vilka i sin tur var systematiskt utplacerade i en större kvadratisk ram med sidan tio meter (streckad i bilden). Kontrollytans ram placerades fem meter från åtgärdsytan, utöver detta randomiserades de båda ramarnas placering varje år.

För åtgärdsytor kompletterade de två metoderna alltså varandra. Totalinventeringar gav **totalfloror** (alla arter som koloniserat ytan) medan stickprovsinventeringar summerat över många ytor gav en ungefärlig bild av **väl spridda arter** (vilka arter som var mest spridda över ytorna). I analyser används dessutom de båda termerna **grova skalan** respektive **fina skalan** för att skilja på mått baserade på de båda inventeringarna (till exempel genomsnittligt kväveberoende för alla inkomna arter respektive samma mått för väl spridda arter).

Grova och fina skalan

Grova skalan: mått baserade på **totalfloror** (alla inkomna arter, totalinventeringar). Endast åtgärdsytor.

Fina skalan: mått baserade på **väl spridda arter** (stickprovsinventeringar). Åtgärdsytor och kontrolltytor.

Genomförda inventeringar

I studien genomfördes totalt 255 stycken inventeringar – 90 totalinventeringar och 90 stickprovsinventeringar av åtgärdsytor samt 75 stickprovsinventeringar i kontrolltytor (Tabell 2).

Tabell 2 Antal totalinventeringar och stickprovsinventeringar av sandblottor och plöjningar samt stickprovsinventeringar i respektive ingrepps kontrolltytor, redovisat per år och sammanräknat.

	Sandblottor		Kontroller till sandblottor	Plöjningar		Kontroller till plöjningar
	Totalinv.	Stickprovsinv.		Totalinv.	Stickprovsinv.	
2015	24	24	24	---	---	---
2016	24	24	24	9	9	9
2017	24	24	17	9	9	1
Totalt	72	72	65	18	18	10

Analys

Analyserade arter

I analyserna benämns alla taxa som arter och behandlas likvärdigt även om ett taxon (maskrosor) endast bestämdes till släkte. Om artbestämningen vid något inventeringstillfälle var osäker uteslöts arten helt ur analysen (detta berörde dock inga habitatarter). Observera dock att i enlighet med ursprungliga riktlinjer för fältarbetet eftersöktes inte habitatarten vittåtel (som i och för sig inte heller uppgavs förekomma i området [60]) samtidigt som habitatarten vårspärgel är en årlig med mycket tidig blomning i förhållande till inventeringsperioden, och därför kan ha missats [26].

Karaktärisering av växtsamhällen

Utifrån arbetets frågeställningar och hypoteser valdes åtta parametrar för att beskriva **växtsamhällets karaktär** vid varje inventeringstillfälle (se Bilaga 1 för fullständiga definitioner) [26].

- artantal
- andel habitatarter
- arternas genomsnittliga affinitet för
 - markstörning
 - ljus
 - värme
 - fukt
 - kväve
- arternas genomsnittliga livslängd (enligt ett index 1-4)

Jämförelsegrupper

I analys av totalinventeringar skapades gruppering av inventeringarna efter ingrepp och successionsår fem **jämförelsegrupper** (tre för sandblottornas tre somrar, samt två för plöjningar). I analys baserade på stickprovsinventeringarna tillkom en grupp för kontrolltytor.

Florans kolonisation av åtgärdsytorna

För var och en av ovanstående åtta parametrar beräknades medelvärde och standardfel per ingrepp och år (för kontrolltytor dock medelvärde över alla år). Utvecklingen över tiden i sandblottor och plöjningar redovisades i separata diagram för totalinventeringar och stickprov (för de senare fanns även kontrolltytor med som jämförelse). Dessutom beräknades den statistiska signifikansen av skillnader i alla relevanta parvisa jämförelser med ett tvåsidigt Mann-Whitney U-test i Excel [61], alla fall där $p < 0,01$ betraktades som statistiskt signifikanta och redovisades. I Bilaga 2 presenteras därutöver för varje parameter (livslängd, störningsindex etc.) alla observationers fördelning över parameterns olika nivåer, vilket ger en mera nyanserad bild av växtsamhällenas utveckling än vad enbart medelvärden kan ge. I Bilaga 3 redovisas förekomst art för art.

Artrikedomens fördelning och betadiversitet

Med utgångspunkt i ambitionen att utöver val av ingrepp översiktligt beröra även andra aspekter av störningsregimens design, analyserades artrikedomens fördelning över tid, lokaler, åtgärdsytor och ingrepp. Utifrån sista sommaren resultat beräknades dessutom betadiversiteten (omsättningen av arter från yta till yta) för såväl området i stort som enskilda ingrepp och lokaler.

Kartläggning av olika faktorer relativa betydelse med ordinationsanalys

Vilka arter som observeras styrs inte bara av de faktorer som utgjorde studiens fokus (ingrepp och successionsår), utan även inventeringsår och plats (var ingreppen gjordes) skulle kunna ha ett systematiskt inflytande på resultaten:

- Eftersom plöjningarna skapades ett år senare än sandblottorna svarar samma successionsår mot olika inventeringsår, vilket (genom variation i väder och fenologi) skulle kunna påverka jämförelser mellan ingreppen.
- Eftersom utplaceringen av åtgärdsytor inte var randomiserad, kan det ha funnits systematiska skillnader (till exempel skillnader i markkemi, fröbank eller fröregn) mellan de platser där respektive ingrepp gjordes.

Faktorer som kan påverka observerad flora

Ingrepp: Sandblotta, plöjning, kontrolltyta (inget ingrepp)

Successionsår: Tid efter åtgärd (första successionsåret är första sommaren efter störningen)

Inventeringsår: Kalenderår

Plats: Platsen där ingreppet utfördes

Observera att eftersom plöjningarna skapades ett år senare än sandblottorna så motsvarar (vid jämförelser mellan ingreppen) samma inventeringsår olika successionsår.

De olika faktorernas relativa betydelse kartlades med **ordination**, en vanlig växtekologisk metod som i en enda bild kan fånga ett helt växtsamhälles respons på flera olika faktorer [62]. Specifikt användes i detta arbete Detrended Correspondence Analysis (DCA) som är en ordinationsmetod speciellt anpassad till vanliga utmaningar i vegetationsstudier, främst "gles" data (många arter totalt, men få i varje enskilt stickprov) samt unimodal (snarare än linjär) respons på miljövariabler (det vill säga varje art har en "optimal fuktighet" snarare än "ju fuktigare desto bättre") [63].

Två ordinationsanalyser gav genom olika färgläggningar totalt fyra diagram: tre diagram baserade på ordinationsanalysen av stickprovsinventeringar (S) och ett diagram baserat på ordinationsanalysen av totalinventeringar (T).

Inventeringsår (S): Inventeringsårets betydelse renodlades genom att följa utvecklingen i de 17 kontrolltytor som inventerades alla år.

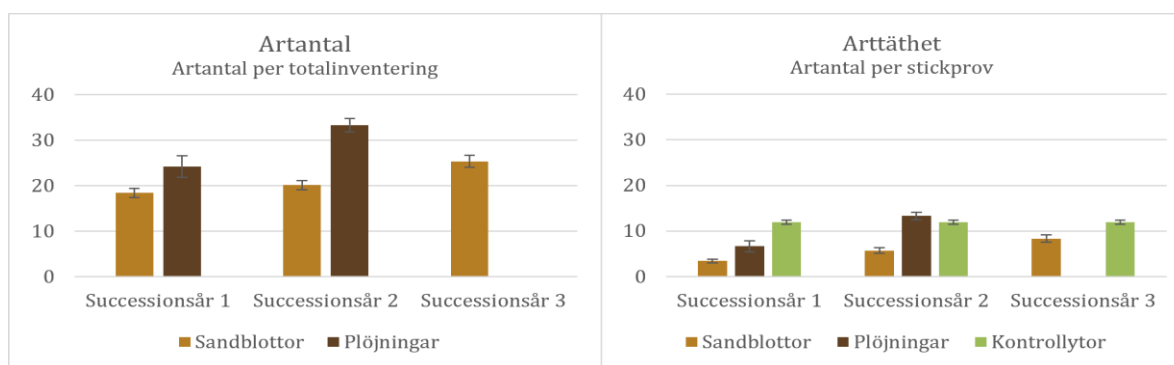
Plats (S): Eventuella systematiska skillnader mellan de platser där sandblottor respektive plöjningar skapades kartlades genom att jämföra motsvarande kontrolltytor (2016, den enda sommar då samtliga kontrolltytor inventerades).

Ingrepp och successionsår (två diagram: T och S): Färgläggning av samtliga totalinventeringar respektive stickprovsinventeringar för att samtidigt belysa både ingreppets och tidens effekt. Fördelen med diagrammet baserat på stickprovsinventeringar är att även kontrolltytor omfattas, medan fördelen med diagrammet baserat på totalinventeringar är att det på grund av större och stabilare datamängd förmodades kunna ge en tydligare bild.

Resultat

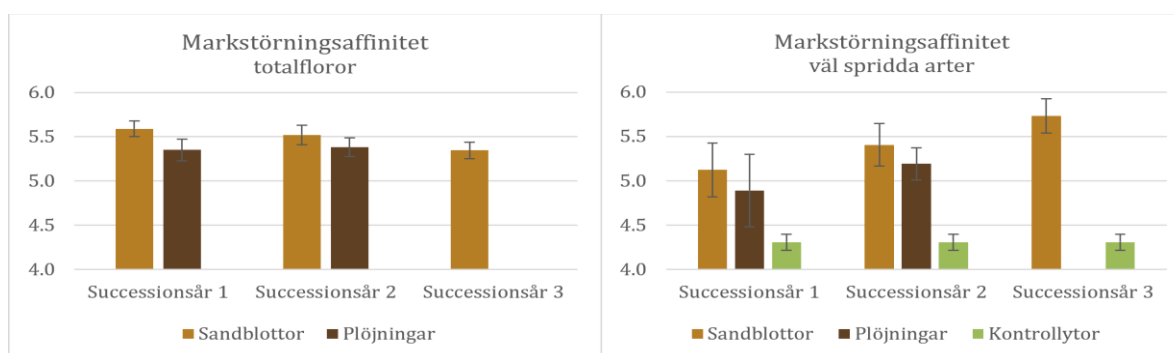
Florans kolonisation av sandblottor och plöjningar

I såväl sandblottor som plöjningar ökade för varje år både genomsnittligt artantal (per totalinventering) och *arttätethet* (arter per stickprov) signifikant¹. Trots detta förblev sandblottornas arttätethet alla tre somrarna signifikant lägre än kontrolllytor. Plöjningarnas artrikedom och arttätethet var hela tiden högre än sandblottornas, andra året var skillnaderna signifikanta på båda skalorna och även kontrolllytoras arttätethet passerades (Figur 8).



Figur 8 Artrikedom respektive arttätethet uttryckt som medelvärde och standardfel (vertikala linjer) per ingrepp och år (respektive över alla år för kontrolllytor).

Floran var under hela studieperioden mera störningssynnad i åtgärdsytor än i kontrolllytor², och allra mest störningssynnad i sandblottor. Var femte i plöjningar och nästan var tredje bland väl spridda i sandblottor var arter som *kräver störning minst vartannat år*, jämfört med var fjortonde i kontrolllytor. Med tiden koloniserades åtgärdsytorna av något mindre störningssynnade arter, men bland redan inkomna arter spred sig istället de mer störningssynnade efterhand allt bättre i förhållande till övriga (Figur 9).

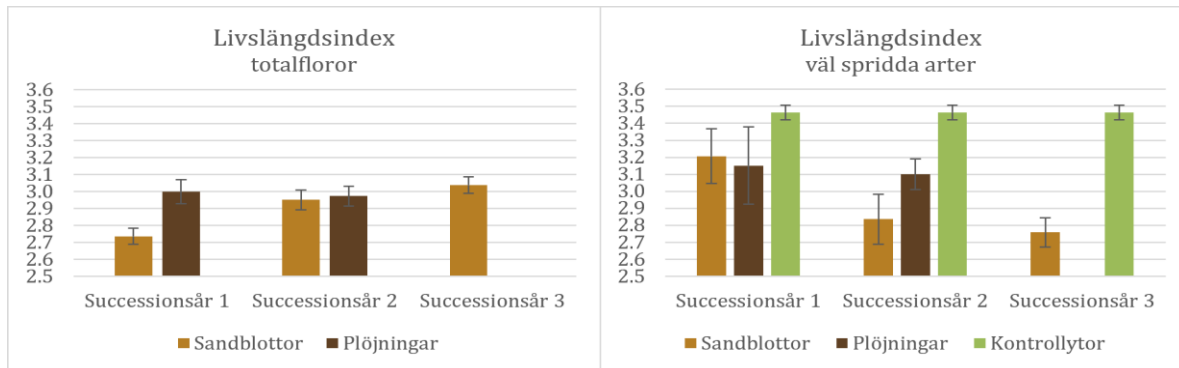


Figur 9 Markstörningsaffinitet uttryckt som medelvärde och standardfel (vertikala linjer) per ingrepp och år (respektive över alla år för kontrolllytor) för alla respektive väl spridda arter. Niogradig skala.

¹ artrikedomen ökade signifikant sett till hela studieperioden, arttätetheten ökade signifikant varje år

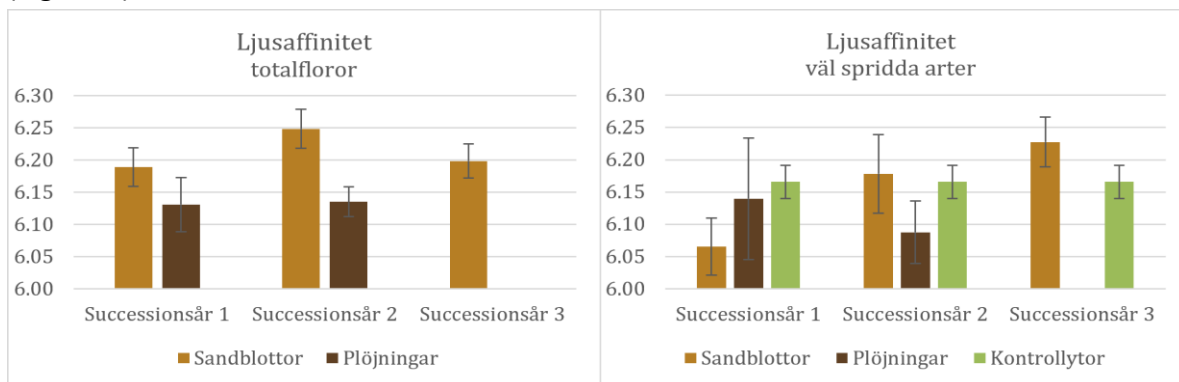
² för båda ingreppen från andra sommaren signifikant

Floran var under hela studieperioden mera kortlivad i åtgärdsytor än i kontrollytor³, och generellt allra mest kortlivad i sandblottor. Skillnaden mellan ingreppen var inledningsvis tydligast på den grova skalan (första sommaren signifikant) men efterhand istället på den fina⁴. Efterhand speglades ingreppens skilda kvalitéer alltså främst av att de kortlivade arterna spred sig bättre i sandblottor än plöjningar – medan den genomsnittliga livslängden hos alla inkomna arter efterhand inte skilde sig tydligt mellan ingreppen (Figur 10).



Figur 10 Livslängdsindex uttryckt som medelvärde och standardfel (vertikala linjer) per ingrepp och år (respektive över alla år för kontrollytor) för alla respektive väl spridda arter. Fyrgradig skala (1 = annueller, 2 = bienner, 3 = kortlivade perenner, 4 = långlivade perenner).

Såväl åtgärdsytornas som kontrollytornas flora hade stark affinitet för ljusa förhållanden med minst fyra femtedelar arter som *kräver eller föredrar full sol*. De enda signifikanta resultaten för denna parameter var att sandblottornas flora på den fina skalan första året hade *lägre* ljusaffinitet än kontrollytorna, men sett över tiden fick allt högre ljusaffinitet (Figur 11).

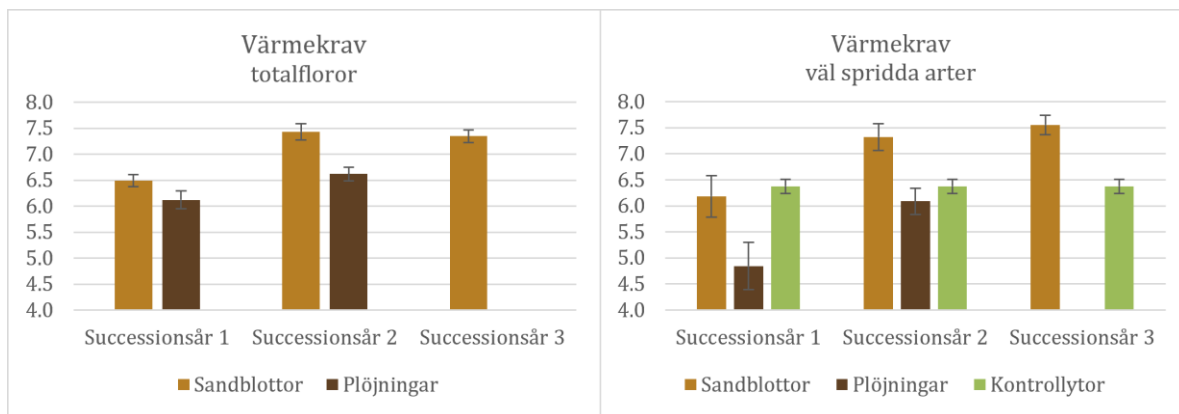


Figur 11 Ljusaffinitet uttryckt som medelvärde och standardfel (vertikala linjer) per ingrepp och år (respektive över alla år för kontrollytor) för alla respektive väl spridda arter. Sjugradig skala.

³ för båda ingreppen från andra sommaren signifikant

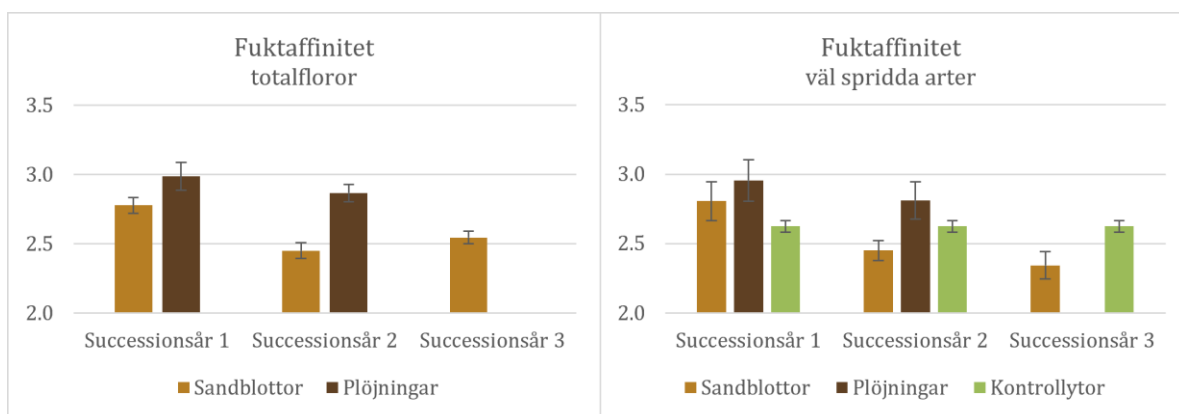
⁴ eftersom i sandblottor totalfloror blev signifikant mera långlivade medan kortlivade arter spred sig allt bättre

Första sommaren var båda ingreppens flora *mindre* värmekrävande än kontrolllytornas⁵ men efterhand steg värmeaffiniteten på båda skalorna⁶ och från andra sommaren var sandblottornas flora signifikant *mera* värmekrävande än både kontrolllytor och (på grova skalan) plöjningar. För båda ingreppen ökade andelen arter som tillhörde värmeskalans fem högsta nivåer kraftigt under studieperioden⁷ (Figur 12).



Figur 12 Värmekrav uttryckt som medelvärde och standardfel (vertikala linjer) per ingrepp och år (respektive över alla år för kontrolllytor) för alla respektive väl spridda arter. Fjortongradig skala.

Åtgärdsytornas flora blev med tiden allt torktåligare⁸. Sandblottorna hyste alltid en mera torktålig flora än plöjningarna⁹ och från andra året även en mera torktålig flora än kontrolllytorna¹⁰ (Figur 13). Sista sommaren utgjorde arter med preferens för *mycket torr mark* 16 procent av sandblottornas totalfloror och 20 procent av väl spridda arter, jämfört med ungefär hälften så höga andelar i kontrolllytor och plöjningar.



Figur 13 Fuktaffinitet uttryckt som medelvärde och standardfel (vertikala linjer) per ingrepp och år (respektive över alla år för kontrolllytor) för alla respektive väl spridda arter. Tolvgradig skala.

⁵ för plöjningar signifikant

⁶ för sandblottor signifikanta utvecklingar

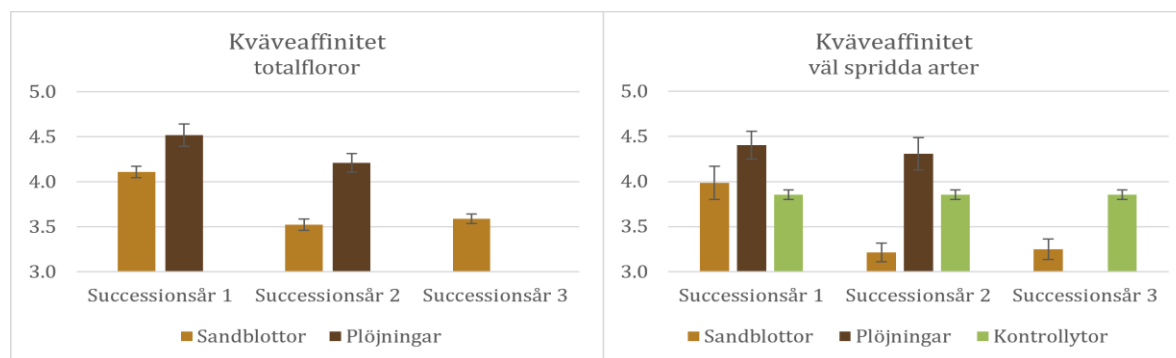
⁷ från 10 till 41 procent för väl spridda arter i sandblottor och från 10 till 23 procent för väl spridda arter i plöjningar, jämfört med i genomsnitt 29 procent i kontrolllytor

⁸ på grova skalan signifikant utveckling i sandblottor

⁹ på grova skalan andra året signifikant

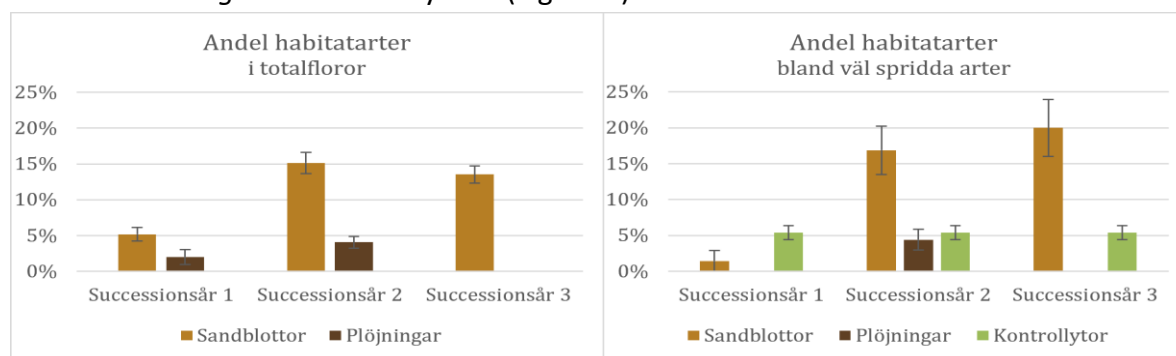
¹⁰ tredje sommaren signifikant

Det indikatorvärde som gav klart mest signifikanta utslag var kväveaffinitet. Sandblottornas flora blev med tiden allt mer kväveskyende¹¹ och hade från andra sommaren kraftigt signifikant¹² lägre kväveaffinitet än både kontrolltytor och plöjningar. Arter med preferens för kväveskalans två lägsta nivåer (*mycket* respektive *måttligt-mycket kvävefattig mark*) omfattade då över 20 % av sandblottornas totalfloror och 24 % av väl spridda arter, jämfört med ungefär hälften så stora andelar i plöjningar och kontrolltytor. Plöjningarnas flora hade istället under hela studieperioden *signifikant högre* kväveaffinitet än kontrolltytorna (Figur 14).



Figur 14 Kväveaffinitet uttryckt som medelvärde och standardfel (vertikala linjer) per ingrepp och år (respektive över alla år för kontrolltytor) för alla respektive väl spridda arter. Niogradig skala.

Andelen habitatarter steg snabbt i åtgärdsytorna, både sett till hela växtsamhällen och bland väl spridda arter¹³. På den grova skalan var andelen från andra sommaren 15 % i sandblottor, vilket var fyra gånger högre än i plöjningar¹⁴. På den fina skalan var andelen habitatarter i sandblottor första sommaren visserligen bara en procent men steg andra sommaren till 17 och sista sommaren till 20 procent¹⁵. I plöjningar var andelen habitatarter tvärtom alltid *lägre* än i kontrolltytor¹⁶ (Figur 15).



Figur 15 Andel habitatarter i totalfloror respektive bland väl spridda arter, uttryckt som medelvärde och standardfel (vertikala linjer) per ingrepp och år (respektive över alla år för kontrolltytor).

¹¹ på båda skalorna signifikanta utvecklingar

¹² på båda skalorna och i jämförelser med såväl plöjningar som kontrolltytor var från andra sommaren $p < 0,0001$

¹³ i sandblottor på båda skalorna signifikanta utvecklingar

¹⁴ signifikant skillnad

¹⁵ första sommaren signifikant lägre men andra och tredje sommaren istället signifikant högre än i kontrolltytor

¹⁶ första sommaren signifikant

Artrikedomens fördelning över tid, plats och ingrepp

Totalt observerades 113 olika arter i åtgärdsytor, varav 23 unika för sandblottor och 17 unika för plöjningar¹⁷. För båda ingreppen steg den totala artrikedomen varje år, men det fanns också arter som utgick över tiden (Tabell 3).

Tabell 3 Total artrikedom per ingrepp och år.

	År 1	År 2	År 3	Hela studieperioden
Sandblottor	63	70	84	96
Plöjningar	63	83	--	90
Totalt	80	101	--	113

Ingreppens samlade artrikedom förklarades till nästan tre fjärdedelar av variation mellan åtgärdsytornas artpooler snarare än genomsnittligt artantal per enskild sandblotta eller plöjning. Även för enskilda lokaler och när sandblottor och plöjningar betraktades var för sig förklarades över hälften av artrikedomen av variation mellan åtgärdsytornas artpooler (Tabell 4).

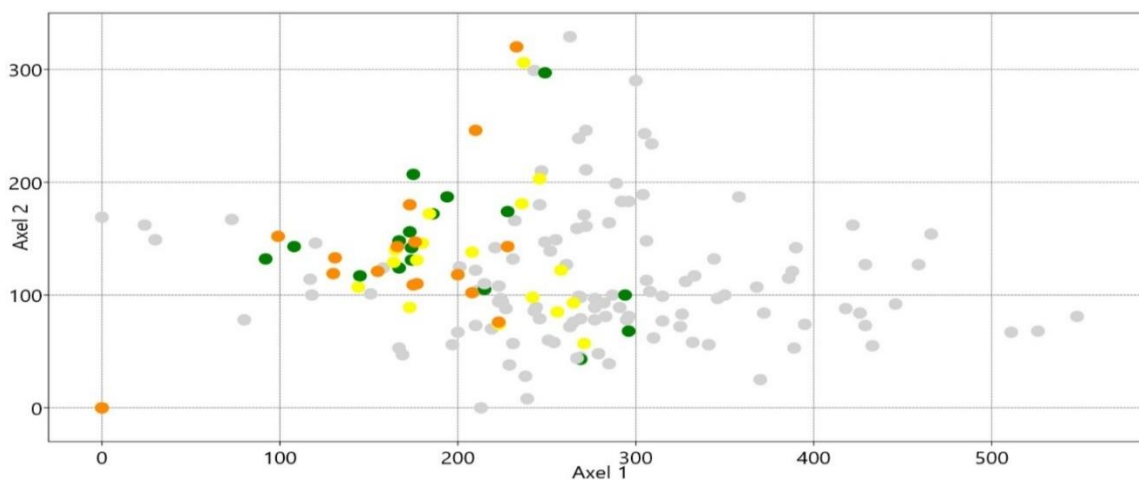
Tabell 4 Betadiversitet 2017 (studiens sista sommar) i sandblottor, plöjningar och totalt, redovisat per lokal och sammantaget. Beräknat som proportionell omsättning, det vill säga andel av total artrikedom inom respektive grupp som *inte* förklaras av delarnas (här: de enskilda åtgärdsytornas) genomsnittliga artrikedom.

B-diversitet 2017				
	Silvåkra	Gravljunga	Fredrikslund	Hela området
Sandblottor	52%	57%	55%	70%
Plöjningar		29%	54%	60%
Totalt	52%	61%	65%	74%

¹⁷ Enskilda sandblottor hyste i genomsnitt 25 och som mest 36 arter. Enskilda plöjningar hyste i genomsnitt 33 och som mest 39 arter.

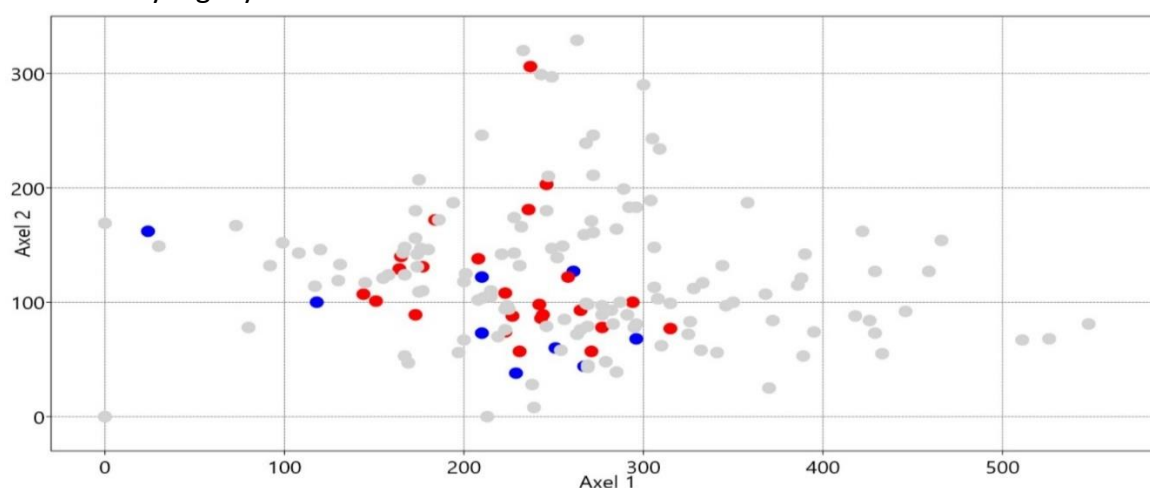
Olika faktorerers relativa betydelse enligt ordinationsanalys

För de 17 kontrolllytor som inventerades under hela studieperioden överlappade åren väl, även om andra sommaren var något förskjuten mot högre och tredje sommaren mot lägre värden längs första ordinationsaxeln (Figur 16). Åtminstone i kontrolllytor föreföll inventeringsåret alltså inte ha någon tydlig systematisk påverkan på observerad flora.



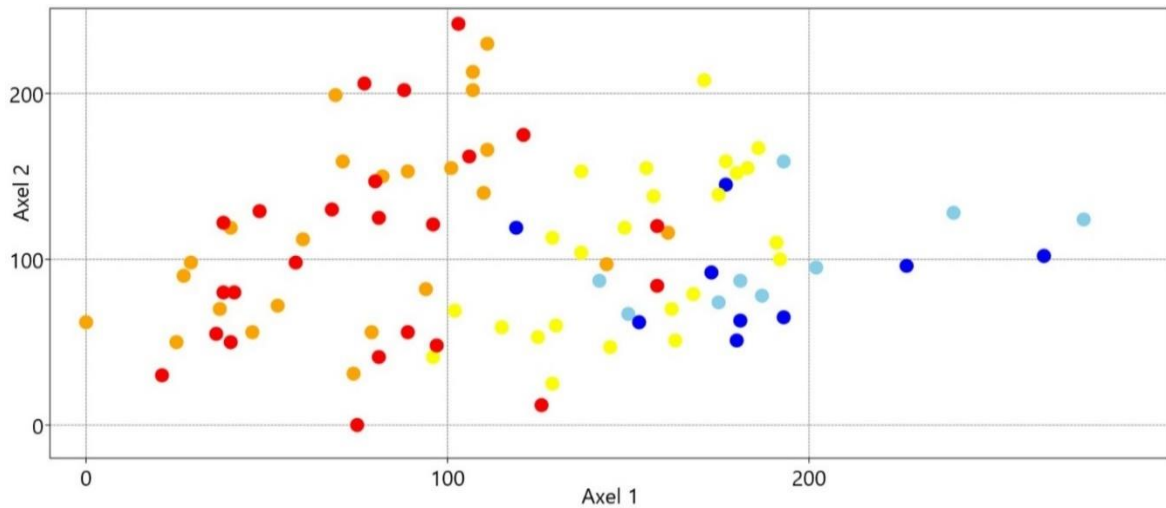
Figur 16 Inventeringsårets betydelse illustrerad av upprepade inventeringar av de 17 kontrolllytor som inventerades alla tre åren. Gröna punkter svarar mot inventeringar gjorda år 2015, gula mot 2016 och orange mot 2017. Ordinationen baserades på samtliga 165 stickprovsinventeringar och ej färglagda inventeringar markerades med gråa punkter.

Det år alla inventerades (2016) överlappade punktsvärmarna för respektive ingrepps kontrolllytor väl. De tydligaste avvikelserna var att en kontrolllyta till plöjning hade ett tydligt lägre värde längs första ordinationsaxeln än övriga punkter, och fyra kontrolllytor till sandblottor hade tydligt högre värden längs andra ordinationsaxeln än övriga punkter (Figur 17). Förhållandena på de platser där sandblottor respektive plöjningar skapades föreföll alltså inte tydligt systematiskt olika.

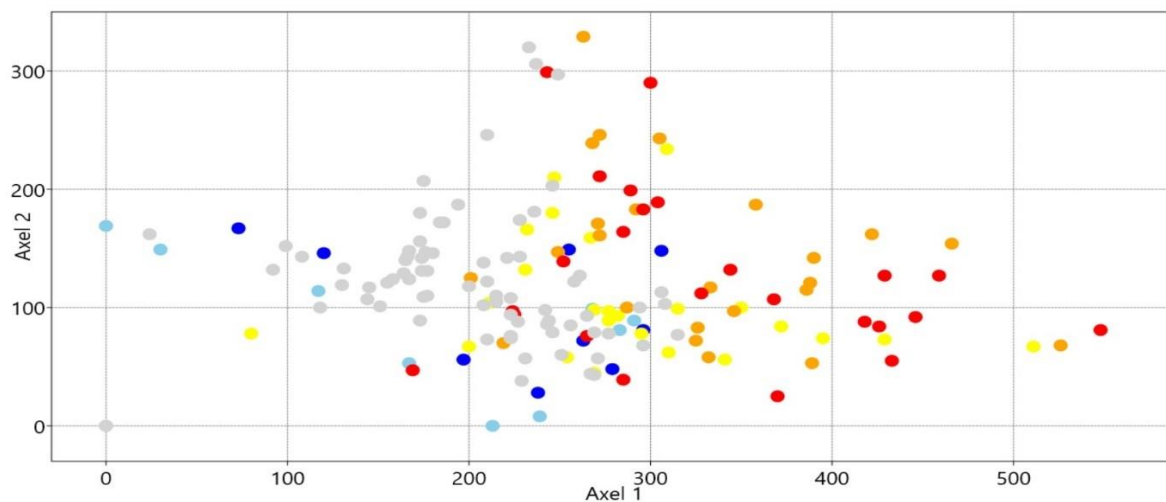


Figur 17 Platsens betydelse, illustrerad genom färgläggning av 2016 års alla inventeringar av kontrolllytor. Röda punkter svarar mot kontrolllytor till sandblottor och blåa mot kontrolllytor till plöjningar. Ordinationen baserades på samtliga 165 stickprovsinventeringar och ej färglagda inventeringar markerades med gråa punkter.

De två sista diagrammen illustrerade ingreppens och successionsårets betydelse. För totalinventeringar överlappade sandblottornas båda senare somrar väl, plöjningarna var nästan helt separerade från dessa och sandblottornas första sommar intog en mellanställning (Figur 18). I diagrammet baserat på stickprov återkom samma mönster men något mindre tydligt. Kontrolllytornas punktsvärm överlappade främst med plöjningarnas och något med sandblottornas första år men betydligt mindre med sandblottornas båda senare år (Figur 19). Faktorn åtgärd verkar alltså ha haft en tydlig systematisk inverkan på observerad flora, liksom – åtminstone för sandblottor – successionsåret.



Figur 18 Florans utveckling i åtgärdsytor. Sandblottor motsvaras av gula (första sommaren), orange (andra) och röda (tredje) punkter samt plöjningar av ljusblåa (första sommaren) och mörkblå (andra) punkter. Ordination baserad på samtliga 90 totalinventeringar.



Figur 19 Florans utveckling i åtgärdsytor och kontrollytor. Sandblottor motsvaras av gula (första sommaren), orange (andra) och röda (tredje) punkter samt plöjningar av ljusblåa (första sommaren) och mörkblå (andra) punkter. Kontrollytor motsvaras av gråa punkter. Ordination baserad på samtliga 165 stickprovsinventeringar.

Sammanfattningsvis var de faktorer som gav tydligast utslag i ordinationsanalyserna åtgärd och successionsår, vilket motiverar fokuset på just dessa faktorer i föregående analyser.

Diskussion

De huvudsakliga resultaten stämde väl med förväntningarna. Artrikedomen ökade snabbt i sandblottor och ännu snabbare i plöjningar (hypotes 1) och floran i båda typerna av åtgärdsytor var mera störningsgynnad och kortlivad (dock ej tydligt mera ljusgynnad) än i kontrolltyterna (hypotes 2). Arter knutna till värme, torka och låg näringshalt återfanns främst i sandblottorna (hypotes 3), vilka även hyste klart högst andel habitatarter (hypotes 4).

Diskussionens omfång och grund

I det följande diskuteras i första hand arbetets huvudsakliga målsättning att jämföra sandblottor med plöjningar, samt ideal störningsfrekvens och andra aspekter av en god störningsregim. Samtidigt har ambitionen varit att ge en mer heltäckande bild av bästa praktik för restaurering av grässandhedar. Efterhand som perspektivet breddas bottnar diskussionen därför inte bara i denna studies resultat utan också i tidigare forskning.

Vilken markstörningsmetod är bäst för grässandhedars flora?

Den kanske mest slående skillnaden mellan sandblottor, plöjningar och kontrolltyter var andelen habitatarter (typarter för målhabitatet grässandhedar). I slutet av studieperioden var nästan var femte växtart i sandblottorna en habitatart, i jämförelse med omkring en på tjugo i plöjningar och kontrolltyter (plöjningarna hade faktiskt något *lägre* andel habitatarter än kontrolltyterna). Studiens korta tidsram gör långsiktiga prognoser svåra, men att beskrivna skillnader förstärktes snarare än försvagades, talar för att sandblottornas fördelar skulle komma att bestå i åtminstone ytterligare några år. **Sandblottor tycks alltså vara lämpligare än plöjningar för att återskapa grässandhedarnas typflora.**

Utöver andel habitatarter var kväveaffinitet den parameter som gav tydligast utslag – med kraftigt signifikanta skillnader mellan sandblottornas kväveskyende flora och plöjningarnas mera kvävegynnade. Även om markens näringshalt inte uppmättes direkt i studien finns det flera faktorer som talar för att den före ingreppen skulle kunna ha varit generellt förhöjd i området: luftburet nedfall av kväveoxider drabbar alla marker, delar av området odlades ända in på 1900-talet, det förekommer viss tillskottsutfodring av betesdjur vilket ger en indirekt gödande effekt och militärens bandfordon kan dra med sig torvjord som höjer sandens kvävehalt [57]. I tidigare studier (på kalkrik mark) har djupa ingrepp (som sandblottor) visat sig nödvändiga för att kraftigt sänka näringshalten, medan plöjning ibland snarast haft motsatt effekt [64] [42] [65] [66]. Eftersom den typiska sandmarksfloran har utvecklats i näringsfattiga miljöer verkar det **troligt att sandblottornas fördelar till stor del förklaras av ingreppets förmodat kraftigare inverkan på kvävehalten.**

Anpassning till lokala förhållanden

Även om grässandhedarnas flora alltså trivdes bäst i sandblottor, hade även plöjningarna sina förtjänster. Arttätheten var under hela studieperioden *högre* i plöjningar än sandblottor, och redan andra året också högre i plöjningar än i kontrolltytor. Störningsgynnade och kortlivade arter i allmänhet trivdes markant bättre i plöjningar än i omgivande gräsmark, och nästan lika bra i plöjningar som i sandblottor. Och inte minst är plöjning ett betydligt billigare ingrepp som på lokaler med redan goda markkemiska förhållanden har visat sig vara en kostnadseffektiv lösning [10] [5] [4] [58]. När främst ökad sandflykt eller kolonisationsfönster i form av små sandblottor eftersträvas fungerar ibland ännu ytligare ingrepp som jordfräsning eller till och med harvning [41]. I vårt försöksområde vore troligen en generell utarmning av marken gynnsam för kväveskyende arter som vårtåtel, borsttåtel, luktvädd, dvärgserradella och hedblomster, men av kostnadsskäl är det kanske mer realistiskt att även fortsatt göra dessa djupa ingrepp med varaktiga effekter fläckvis. Jordprover kan användas för att identifiera eventuella näringsfattiga partier och även i måttligt näringsrik jord kan mildare störningar som plöjning eller till och med harvning räcka långt för att vederkvicka försvagade populationer av historiska åkerogräs som åkerfibbla och klubbfibbla, vilka främst hämmas av ett alltför slutet vegetationstäck.

Det är också värt att påminna sig om att svaret på vilken markstörningsmetod som är bäst ibland kanske kan vara båda samtidigt. I vår studie noterades tjugotre arter som var unika för sandblottorna och sju arter som var unika för plöjningarna. Åtminstone på detta tidiga stadium kompletterar alltså de båda ingreppens artpooler delvis varandra och skapar på lokalnivå således högre biologisk mångfald än varje ingrepp för sig.

Habitatarternas svar på de båda ingreppen

Av sex observerade habitatarter förekom tre i både sandblottor och plöjningar. Blåmunkar och backtimjan var i stora drag lika vanliga i de båda ingreppen och även sandkrassing etablerade sig i några plöjningar, om än inte lika snabbt och kraftfullt som i sandblottor. Övriga tre habitatarter påträffades däremot endast i sandblottor: vårtåtel och borsttåtel som båda förekom i mer än hälften av sandblottorna samt hedblomster som mot slutet förekom i var fjärde. Arternas skilda respons på ingreppen speglar deras ekologi. Arterna knutna till sandblottor var alla mera kväveskyende – vilket återigen pekar på näringshaltens möjliga betydelse. Arterna som även förekom i plöjningar hade istället alla lägre värmekrav samt lägre eller lika låga ljuskrav och tolerans för torka [26]. Även när specifikt habitatarter studeras visar det sig alltså att **sandblottorna gynnar växter knutna till låg näringshalt, värme, torka och ljus**. Av de två habitatarter som inte påträffades ens i sandblottor har fältvädd haft en kraftigt negativ utveckling de senaste 40 åren och verkar inte förekomma i området medan vårspärgel tvärtom haft en tydligt uppåtgående trend (och speciellt i Vombsänkan) men som tidigare påpekats kan ha förbisetts på grund av tidig blomning [60] [26].

Hur ofta bör störningen upprepas?

Lämplig **störningsfrekvens** beror på successionens hastighet i en given störningsyta. Samt förstås vilka arter som ska gynnas [22] [18]. Pionjärarter frodas i nyanlagda åtgärdsytors öppna miljö med extremvärden för ljus, värme, torka och låg näringshalt, samtidigt som andra arter föredrar senare successionsstadier [67]. Trots grässandhedars tydliga störningsprägel anges utöver **störningsbrist** även **överstörning** (som till exempel överbete eller alltför kraftig röjning av träd och buskar) som ett potentiellt problem [6]. I vår studie ökade den samlade artrikedomen varje år men flera arter hann också utgå. Till exempel återfanns var åttonde av sandblottornas totalt knappt hundra arter sista sommaren inte längre i någon av åtgärdsytorna. Att samtidigt gynna alla arter är alltså en utmaning. Trots studiens korta tidsram görs här ändå en ansats att ge en ungefärlig bild av tidsperspektiven.

Ett enkel mått på successionens förlopp är artantalet. I detta perspektiv nådde plöjningarna redan andra sommaren optimalfasen (eftersom deras arttäthet då passerade kontrollytornas) medan sandblottorna efter tre år alltså befann sig i etableringsfasen. Utifrån produktivitetens betydelse (till exempel teorin om dynamisk jämvikt [21]) var det förväntat att successionen skulle gå snabbast i (de förmodat näringsrikare) plöjningarna. Plöjning har tidigare även i ett näringsfattigt habitat som sandstjäpp visat sig ha visserligen positiva men endast kortvariga effekter för sandbundna skalbaggar [68].

Ett bättre mått på växtsamhällets kvalitet i förhållande till den naturtyp som här ska gynnas (grässandhedar) är emellertid antal eller andel habitatarter (typarter för grässandhedar). I såväl sandblottor som plöjningar steg antalet habitatarter per åtgärdsyta varje år, även om de få habitatarter som påträffades i plöjningarna började sprida sig över ytorna först andra sommaren. Redan andra sommaren hade de tre mest störningssyngade habitatarterna (vårtåtel, sandkrassing och blåmunkar) koloniserat mer än hälften av sandblottorna, och redan tredje sommaren började de också utgå från vissa blottor (även om de fortfarande spreds inom andra). För de andra tre habitatarterna (borsttåtel, hedblomster och backtimjan) – som inte är lika störningsberoende – var kolonisationen betydligt långsammare men i gengäld tilltagande under hela studieperioden (och spridningen var påbörjad men ännu sparsam). Att etableringen av vissa karaktärsarter – i synnerhet efter djupa ingrepp – ibland kan ta ännu längre tid, framgår bland annat av en studie i degenererad sandstjäpp där målarten tofsäxing uppträdde först fyra år efter djupinversion men därefter spred sig snabbt över ytorna [64]. Sammantaget visar resultaten för habitatarterna dock att **om hänsyn ska tas främst till grässandhedarnas typflora** (snarare än total artrikedomen) **så bör tätare störningsintervall övervägas.**

Tidigare forskning

När det gäller tidigare forskning är kalkfattiga habitat som grässandhedar bristfälligt studerade, och även den mer omfattande dokumentationen på kalkrik mark ger en ganska spretig bild där resultaten varierar bland annat med ingreppens djup och markens näringshalt. Visserligen finns en god beskrivning av successionens förlopp i det kalkrika

habitatet sandstäpp [69] men för andra sandiga naturtyper har jag inte kunnat hitta motsvarande översikter. I en bred studie av jordinversioner med ett genomsnittligt djup på cirka 80 cm fann [43] att effekter som sänkta halter av kväve, fosfor och organiskt material kvarstod även fem år efter störningarna, och kanske är det – som en mycket grov gissning – där någonstans som sandblottornas inträde i optimalfasen kan förväntas. I en studie av djupomrörning hade initialt sänkt näringshalt börjat stiga igen redan fyra år efter störningen [70], medan annan forskning visar att även ytliga störningar kan lämna långvariga spår. I en engelsk studie tog det till exempel efter militär verksamhet 20 år för ytliga sandblottor att växa igen [71] och lika länge kvarstod i en annan studie den positiva effekten av det relativt ytliga ingreppet jordfräsning [36]. Efter mycket ytliga störningar som kaninbete och kortvarig torka återtog vegetationen dock snabbt sin ursprungliga sammansättning [72].

Succession på olika rumsliga skalor

Svaret på ideal störningsfrekvens kan också påverkas av vilken rumslig skala som används. För i stort sett alla parametrar (ljus, värme, torka, kväve och andel habitatarter) inföll vändpunkterna minst ett år senare på den fina skalan (mått för väl spridda arter) jämfört med den grova (samma mått för alla inkomna arter). Detta kan tolkas som att även sedan de mest specialiserade och störningsgynnade arterna inkommit och nyetableringarna i större utsträckning börjar bestå av generalister och sekundära kolonizatörer, så styrs spridningen av redan inkomna arter i detta relativt tidiga skede av successionen fortfarande av åtgärdsytornas speciella miljö (ljus, varmt, torrt och näringsfattigt).

Sammanfattningsvis var denna studie för kort och iakttagelser på kalkrik mark för otillräckligt tillämpliga på här studerade metoder i det kalkfattiga habitatet grässandhedrar för att ge säkra svar på hur ofta störningarna bör upprepas. Tillsammans bör redovisade resultat från denna och andra studier ändå ha skapat åtminstone en grov uppfattning om längden på successionens olika faser. Det är tydligt att ideal störningsfrekvens beror såväl på ingreppens utformning, djup och utbredning som lokala näringsförhållanden och vilka arter som ska gynnas.

Bästa störningsregim på lokal och regional skala

Växksamhällen formas inte bara av ingreppens form och frekvens utan även bland annat deras antal och rumsliga utbredning [73]. Stora störningsytor kan hysa stora populationer vilket minskar risken för utdöende på grund av populationsfluktuationer och inavelsproblem [67]. Små störningsytor är däremot – i synnerhet om den omgivande miljön skiljer sig starkt från målhabitatet – känsliga för biotisk och abiotisk påverkan [74]. Trots detta kan flera små störningar ibland vara bättre än en stor. Utöver kanteffekter på gränsen mellan störda och ostörda ytor kan slumpmässig etablering ge skilda artpooler från yta till yta och därigenom totalt sett högre artrikedom [75]. Även om artrikedom inte nödvändigtvis innebär funktionell diversitet [76] [77] argumenterar flera forskare för att en ideal störningsregim bygger på variation över många parametrar, det vill säga en mosaik av störningsytor av olika

storlek som skapats vid olika tillfällen, med olika djup och utformning [78] [19]. I vårt försöksområde åstadkoms detta i stor utsträckning genom en kombination av militärens övningar och betesdjur i ranchdrift samt sandblottor, plöjningar, röjning, harvning och naturvårdsbränningar kopplade till projektet Sand Life [58]. Och trots att studiens störningsytor låg ganska tätt ihop förklarades mer än hälften av artrikedomen per ingrepp och lokal av variation mellan ytornas artpooler. I ett regionalt perspektiv är artrikedomen och andra typer av diversitet per lokal emellertid delvis underordnat målsättningen att **gynna de allra mest specialiserade arterna**, och därigenom skapa hög artrikedomen på landskapsnivå. Bäst görs detta med hänsyn till växternas evolutionära förflutna **genom en skötselregim som bygger vidare på den historiska**. På samma sätt som det i hävdade marker utvecklats säsongsekotyper utifrån betets eller slåtterns tidpunkt på året, har störningspräglade växtarter formats av ingreppens historiska intensitet, storlek och frekvens [20] [10] [5]. Kontinuitet även i störningen är därför en naturlig del av en vidsynt naturvård.

Artexempel från vår studie

Vår studie gav stöd både för nuvarande skötselregims förmåga att åtminstone upprätthålla vissa höga typer av naturvärden och behovet av kraftfulla ingrepp för att gynna de allra mest specialiserade arterna.

Backtimjan som var vanlig redan i omgivande gräsmark och tillsynes åtminstone inte ännu tydligt gynnades av studiens ingrepp – efter en etableringsperiod på cirka tre år var arten i stort sett lika spridd i såväl sandblottor och plöjningar som kontrolltytor – var i vissa avseenden studiens allra värdefullaste art. Backtimjan var nämligen den habitatart som hade allra flest listade *följearter*: mellan 50 och 100 andra organismer (däribland svartfläckig blåvinge (NT)) använder arten för att samla nektar och pollen eller som föda, bomaterial eller substrat [26]. Och försöksområdet hyser fortfarande många arter som är värdefulla även i ett regionalt och nationellt perspektiv – till exempel klubbfibbla (EN), hedblomster (VU) och slickmaskros (EN), vilket förmodligen kan tillskrivas en viss störningskontinuitet (genom bete och militär) även efter att jordbruket upphörde [57]. **Redan nuvarande skötsel skapar alltså tillsynes förutsättningar för ekologiskt viktiga arter.**

Å andra sidan var de efter backtimjan sett till antal *följearter* viktigaste habitatarterna – hedblomster och borsttåtel – båda strikt knutna till sandblottor och enligt ett annat naturvärdesindex hade alla habitatarter som var begränsade till sandblottor (vårtåtel, borsttåtel och hedblomster) högre naturvärden än alla som även förekom i plöjningar (blåmunkar, backtimjan och sandkrassing) [79]. Tillsammans med att bevarandestatusen för många störningspräglade naturtyper i området är övervägande ogynnsam understryker detta betydelsen av **kraftfulla ingrepp för att gynna de allra värdefullaste arterna**. Och även för i dagsläget livskraftiga arter i området kan nuvarande förekomster förstås delvis maskera en utdöendeskuld. Väl etablerade individer av till exempel hedblomster kan kvarstå och sprida sig vegetativt i decennier (och backtimjan i sekel) men behöver störning för fröspridning och långsiktig fortlevnad [26].

En art som uppvisade ett för mig svårförklarad mönster var dvärgserradella. Trots att arten enligt de i studien använda indikatorvärdena ska kräva störning minst vartannat år för att inte försvinna verkar den ha klarat sig väl så bra även i den opåverkade omgivningen. Och nationellt har den – trots generellt minskad markstörning – haft en positiv trend över flera årtionden [31]. Fram till 2015 var dvärgserradella listad som *starkt hotad* men har nu helt tagits bort från rödlistan (en skillnad på hela tre nivåer), främst på grund av ökning i Skåne [80]. De senaste årens förbättrade status kanske kan kopplas till insatserna inom ramen för Sand Life, men den långsiktigt positiva trenden antyder att antingen dess behov av störning är överskattat eller att den överlevt genom att vara kopplad till specifika störningar och platser som militär verksamhet och/eller betesdrift på Revingefältet.

Stora störningar och efterstörningar

Det skiftesbruk som fram till för något århundrade bedrevs i området karaktäriserades av att en stor del av markytan utsattes för ganska täta störningar. Däremot var ingreppens djup knappast större – och troligen mindre – än konventionell plöjning i det moderna jordbruket. Meterdjupa ingrepp som den här studiens sandblottor kan därför verka skjuta något över målet och får kanske snarare betraktas som engångsinsatser för att vända utvecklingen efter en längre tids igenväxning och näringsberikning. Så länge inte yttre påverkan som gödsling eller kvävenedfall återkommer behöver sådana djupa och kostsamma ingrepp därför inte nödvändigtvis upprepas, utan grundeffekter som sänkt näringshalt och grövre kornstorlek i ytjorden kan vara långvarigt bestående.

Däremot bör de efter en tid alltid kompletteras av så kallade **efterstörningar** som återskapar öppna ytor efter yttlig igenväxning och förnaansamling [50] [81] [46] [3] [20] [21] [10]. Behovet av efterstörningar (omfattning och frekvens) beror på igenväxningshastighet som i sin tur styrs av markkemi samt huvudstörningens djup och utbredning. Efter djupa ingrepp som sandblottor kan efterstörningen till exempel vara plöjning, jordfräsning, harvning eller bete, men är igenväxningen alltför långt gången kan även nya kraftfulla störningar behövas. I försöksområdets skötselplan beskrivs båda dessa aspekter: "floran i de sandiga miljöerna...måste följas upp kontinuerligt för att se att skötseln är optimal för området...och i takt med att grässvålen blir tätare [måste] nya sandblottor regelbundet skapas" [57]). Även om jag inte hade möjlighet att följa upp efterlevnad och eventuella effekter av dessa riktlinjer, är det tydligt att **både sällsynta men kraftfulla och regelbundna mildare ingrepp fyller viktiga funktioner.**

Spridningsbarriärer

De flesta störningsgynnade sandmarksarter har kortlivad fröbank [47] och bristfälligt fröregn [38]. Kolonisation av lokalt utgångna arter är i dagens fragmenterade landskap en långsam process som sällan helt fullbordas (Prins et al. 1998) och ofta sprider sig inte ens alla målarter som förekommer i direkt angränsande lokaler [82] [38]. Även om spontan etablering i speciellt gynnsamma omgivningar är möjlig [83] [84] är de flesta välbevarade sandmarker inbäddade i stora arealer icke-habitat [85] och mekaniska ingrepp kan då i bästa fall ändra dominansförhållanden mellan arter som redan finns på plats [29]. **Numera kompletteras markstörningen därför ofta med insådd** och även om så inte var fallet i vår studie (vilket gör den höga etableringen av målarter i studiens sandblottor än mer anmärkningsvärd) kommenteras ämnet kort för att göra bilden av bevarandearbetets utmaningar mera komplett.

För insådden används oftast antingen en fröblandning eller hö med stort fröinnehåll som slagits i ett målhabitat med gynnsam bevarandestatus. Hö kan gynna målarter genom att skydda unga skott från uttorkning [16] men också främja tillväxten av konkurrerande mattbildande mossor [86]. En annan stödjande teknik där ett tunt jordlager skrapas av på givarlokalen och sprids över störningsytan ger vanligen mossfragment som är mindre hämmande men höjer ändå fuktigheten kring fröna [3] samt överför mycel som bidrar till mykorrhizabildning [87] [88] och ett tunt förnalager som i vissa fall gynnar målarter [89]. Oavsett hur frön tillförs krävs hänsyn till risken för genetiska komplikationer [90]. Dagens habitatfragmentering ger små isolerade populationer med fara för inavel [91] samtidigt som ospecifika fröblandningar (frön som inte alltid har lokal proveniens används fortfarande ofta i den praktiska naturvården) riskerar att sprida dåligt anpassade genotyper till växtplatsen [92]. Insådden bör baseras på så lokala populationer som möjligt (för att motverka utavel) samtidigt som den genetiska variationen inom infört material maximeras (för att motverka inavel) [93]. Även insådd är en aspekt som främst studerats i kalkrika habitat och därför vore intressant att pröva också på kalkfattig mark.

Frågan om insådd tangerar också diskussionen om bästa naturvårdspraktik på landskapsnivå. Vad är (mot bakgrund av naturvårdens begränsade resurser) viktigast **när man väljer vilka platser som ska restaureras**: nuvarande växtsamhälle eller god markkemi? Eftersom även lovande flora ofta maskerar en "utdöendeskuld" (som till exempel eventuellt för baktimjan i vår studie) [94], har istället abiotiska förutsättningar som låg halt av tillgängligt fosfor lyfts fram som avgörande för att kunna nå långsiktigt goda resultat [38], [95]. Och eftersom det vanligen är mycket kostsamt att sänka näringshalten på stora ytor, **bör lokaler med redan god markkemi prioriteras**.

Studiens begränsningar

I tolkningen av resultaten måste några skevheter i studiedesignen beaktas. Subjektiv utplacering av åtgärdsytor innebär att skillnader mellan växtsamhällen delvis skulle kunna

förklaras av plats snarare än ingrepp. Ordinationsanalysen påvisade dock inga systematiska skillnader mellan respektive ingrepps kontrolltytor. Visserligen kan parametrar som har liten betydelse i stabila växtsamhällen (och därmed missas av analysen av kontrolltytor) ändå vara viktiga för kolonisationen, men eftersom även sandblottor och plöjningar som låg tätt ihop (och alltså hade likartad omgivande flora och förmodligen även likartade abiotiska förhållanden) hade tydligt skilda växtsamhällen, är den typen av dolda förbiseenden troligen inte av avgörande karaktär. En annan möjlig felkälla var inventeringsåret – inte minst eftersom sandblottor och plöjningar anlades vid olika tidpunkter och växtsamhällena förutom av dessa ingrepp påverkades av samtidiga insatser som röjning, bränning och harvning. Ordinationsanalysen visade dock på marginell variation mellan olika inventeringsår, långt ifrån tillräcklig för att förklara de tydliga skillnaderna för successionsår och ingrepp. Slutligen kan kontrolltyornas medelvärde ha påverkats av att de delvis inventerades olika många år, men detta får mot bakgrund av bland annat det stora antal inventeringar som värdet baserades på, anses mindre betydelsefullt. Sammanfattningsvis kan diskuteras brister knappast fälla de huvudsakliga resultat som redan presenterats.

Även om felkällorna alltså visat sig hanterbara bör varje studie också sträva efter resultat som inte bara är korrekta utan även relevanta. Både inventeringsmetodik och analys lämnar i den här studien utrymme för förbättringar som ibland med ganska enkla medel hade kunnat ge säkrare och mer användbara slutsatser. **Regelbundna återbesök av ett urval åtgärdsytor** hade kunnat förtydliga successionens förlopp, ideal störningsfrekvens och behov av efterstörningar. **Procentuell täckningsgrad** hade kunnat ersätta studiens båda inventeringsmetoder och därigenom både frigöra tid och nyansera bilden av arternas spridning. **Stickprover** hade istället kunnat placeras mera **perifert i åtgärdsytorna** för att fånga upp eventuella kanteffekter. **Provtagning av kväve- och fosforhalter** hade kunnat förtydliga kopplingen mellan störning, näringshalt och flora, och redan tillgänglig data för blottad sand och andra organismgrupper hade kunnat tas med i analysen för att bredda bilden av ingreppens effekt. En viktig begränsning är förstås också osäkerheten kring ingreppens exakta utformning. Även om tydliga skillnader mellan djupa och ytliga åtgärder påvisats i växtsamhällena, är detaljerade uppgifter om störningens djup, maskinpark och övrig utrustning viktiga för det praktiska naturvårdsarbetet. Denna typ av uppgifter bör vid behov dock gå att få fram genom kontakt med ansvariga för projektet Sand Life [59]

Evidensbaserad naturvård

Strävan efter att producera och använda relevanta resultat kan tyckas självklar men prioriteras inte alltid tillräckligt [96] och sedan några årtionden uppmärksammas därför tre principer kopplade till så kallad evidensbaserad naturvård [97] [98]. För det första måste den praktiska naturvården förse forskningen med "sina" frågor så att den fokuserar på relevanta och angelägna problem istället för antingen ointressanta, redan klargjorda, självklara eller marginella företeelser [99]. För sandmarker finns som diskuterat ett behov av ökad kunskap kring olika ingrepps effekter (däribland betydelsen av ingreppens djup och

frekvens) inte minst i kalkfattiga habitat [52]. För det andra måste (vilket bidragsgivare gärna får kräva) studier ha tydliga strategier för att genom systematisk uppföljning och utvärdering ta fram väl underbyggda svar som kan bidra till ett förbättrat kunskapsläge [100]. Mot bakgrund av detta är det glädjande att de projekt med upprepade störningar i sandmarker som det senaste årtiondet tagit fart runtom i Europa förefaller ha ett mer systematiskt upplägg även när det gäller uppföljande inventeringar, dock är fokuset fortfarande vinklat mot kalkrika marker [4]. För det tredje ska naturvården använda sig av de evidensbaserade resultat som faktiskt finns. På denna punkt har bristande utbyte mellan forskare och praktisk naturvård beskrivits som ett allmänt hinder [101]) men inom projektet Sand Life (vars restaureringsåtgärder studerades i denna studie) var åtminstone den uttalade målsättningen att placera ingreppen baserat på kännedom om var de skulle kunna göra mest nytta [58].

Praktiska råd för restaurering av grässandhedar

Tid och resurser bör avsättas för översiktlig planering. Platsens förutsättningar för att – med utgångspunkt i dess historiska skötsel – gynna naturvården på landskapsnivå, bör kartläggas och utmytna i en övergripande målsättning. Jordprover på olika djup visar på lämpliga åtgärder för att sänka näringshalten – kraftig sänkning kräver djupa ingrepp men där marken redan är näringsfattig eller främst ett uppbrutet växttäckte eftersträvas kan plöjningar eller till och med harvning räcka. Lokala variationer i markens egenskaper och historiska användning kan innebära att en sammansatt skötselregim passar bäst och kompletterande åtgärder som bränning, röjning och bete bör övervägas. Eventuell insådd för att överkomma spridningsbarriärer måste planeras noga av hänsyn till risken för inavels- och utavelsdepression. Den övergripande målsättningen bör – tillsammans med en långsiktig plan för störningar och efterstörningar, uppföljning och betingade insatser – integreras i bevarandeplaner och andra relevanta dokument. I uppföljande inventeringar för att övervaka florans kolonisation av åtgärdsytorna är långsiktighet, viss kontinuitet och adekvat metodik (procentuell täckningsgrad fångar upp både kolonisation och spridning) avgörande och viktigare än mängden replikat.

Planering och genomförande grundas idealt i tät samverkan och gediget kunskapsutbyte mellan forskare, beslutsfattare och naturvårdshandläggare. Praktiska och ekonomiska ställningstaganden bör vara väl förankrade inom hela projektet inklusive entreprenörer. Berörda (närboende och andra intressen) bör erbjudas möjlighet till tidig delaktighet, samtidigt som missförstånd ska förebyggas genom framförhållning, precisa formuleringar och god kommunikation. Målsättningar och motiveringar bör – utan att göra avkall på saklighet – göras lättillgängliga för allmänheten, gärna genom en kombination av informationsmöten, fältkursationer, tydlig skyltning på plats och en miljö med till exempel väl placerade bord och bänkar som inbjuder till spontana och förlängda besök i de restaurerade områdena.

Sammanfattning

Sandmarkers värde för en specialiserad flora och fauna är väldokumenterad. Tidigare forskning på sandgräsmarker har främst fokuserat på kalkrika habitat. I denna studies kalkfattiga mark med en historia av skiftesbruk visade sig sandblottor tydligt gynnsammare än plöjningar för växtsamhällen knutna till värme, ljus, torka, störning och låg näringshalt, och specifikt målhabitatet grässandhedars typer. Detta överraskade inte mot bakgrund av tidigare studier av kalkrika habitat som poängterar betydelsen av djupa ingrepp för att kraftigt sänka näringshalten men breddar förståelsen för markstörningarnas effekter i kalkfattig mark. Många sandiga naturtypers utbredning och kvalitet är idag på nedgång, men studier som denna är vittnesbörd om kraftfulla markstörningars potential att vända trenden på platser där floran historiskt utvecklats genom till exempel skiftesbruk. Plöjningarnas största förtjänst var att de till låg kostnad snabbt stimulerade en flora som visserligen hade få inslag av grässandhedarnas karaktärsarter men ändå var artrik och genom fler kortlivade och störningsberoende arter åtminstone tydligt skilde sig från kontrollsamhällena. Andra organismer än kärnväxter omfattades inte av studien men insekter som solitärbin bör dra fördel av mer blottlagd torr, varm och lucker sand där de kan gräva sina bon. Förutom val av ingrepp diskuterades relaterade aspekter som störningens ideala frekvens och rumslig utbredning, efterstörningar, insådd, effekter på lokal nivå och betydelsen av hänsyn till historisk skötselregim. Dessutom har förslag getts på uppföljande inventering och utvecklad metodik.

Referenser

- [1] K.-A. Olsson, M. Gustafsson, H. Johansson, S. Snogerup och T. Tyler, "Floran i Skåne. Vegetation och utflyktsmål," *Lunds Botaniska förening*, 2003.
- [2] R. Larsson, "Jords egenskaper. 5:e utgåvan - reviderad," Statens Geotekniska Institut. Diarienummer 3-0806-0641., 2008.
- [3] C. Eichberg, C. Storm, M. Stroh och A. Schwabe, "Is the combination of topsoil replacement and inoculation with plant material an effective tool for the restoration of threatened sandy grassland?," *Applied Vegetation Science* 13, pp. 425-438. Doi: 10.1111/j.1654-109X.2010.01082.x., 2010.
- [4] A. M. Ödman, T. K. Schnoor, J. Ripa och P. A. Olsson, "Soil disturbance as a restoration measure in dry sandy grasslands," *Biodiversity and Conservation* 21, pp. 1921-1935. Doi 10.1007/s10531-012-0292-4., 2012.
- [5] T. Schnoor, H. H. Bruun och P. A. Olsson, "Soil disturbance as a grassland restoration measure - effects on plant species composition and plant functional traits," *PLoS ONE* 10(4), 2015.
- [6] Naturvårdsverket, "Vägledning för svenska naturtyper i habitatdirektivets bilaga 1.," NV-04493-11., 2011.
- [7] A. Pekkarinen, "Oligolectic bee species in Northern Europe (Hymenoptera, Apoidea).," *Entomologica Fennica* 8(4), pp. 205-214., 1998.
- [8] M. Bernhardson, Aeolian dunes of central Sweden., Akademisk avhandling. Geologiska institutionen vid Lunds Universitet. ISBN: 978-91-87847-38-7. 117 s., 2018.
- [9] R. Isarin, H. Renssen och E. Koster, "Surface wind climate during the Younger Dryas in Europe as inferred from aeolian records and model simulations.," *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 134(1-4), pp. 127-148., 1997.
- [10] P. Poschlod och M. F. WallisDeVries, "The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands — lessons from the distant and recent past.," *Biological Conservation* 104(3), pp. 361-376., 2002.
- [11] U. Emanuelsson, C. Bergendorff, M. Billqvist, B. Carlsson och N. Lewan, Det skånska kulturlandskapet., Naturskyddsföreningen i Skåne, Lund., 2002.
- [12] J. O. Mattsson, "Vinderosion och klimatförändringar. Kommentarer till 1700-talets ekologiska kris i Skåne.," i *Svensk Geografisk Årsbok*, pp. 94-108. January 1987. ISSN: 0081-9808 f., 1987.
- [13] C. von Linné, Carl Linnaei skånska resa på höga öfwerhetens befallning, förrättad år 1749., Stockholm, Sverige., 1751.
- [14] L. Barring, P. Jönsson, J. O. Mattsson och R. Åhman, "Wind erosion on arable land in Scania, Sweden and the relation to the wind climate - a review.," *Catena* 52(3-4), pp. 173-190., 2003.
- [15] T. Tyler, "Sandstjäppens status vårvintern 2003.," *Botaniska notiser* 136(4), pp. 1-22., 2003.
- [16] K. Kiehl och J. Pfadenhauer, "Establishment and persistence of target species in newly created calcareous grasslands on former arable fields.," *Plant Ecology* 189(1), pp. 31-48., 2007.
- [17] K. Suss, C. Storm, A. Zehm och A. Schwabe, "Succession in inland sand ecosystems: which factors determine the occurrence of the tall grass species *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth and *Stipa capillata* L.?, " *Plant Biology* 6(4), pp. 465-476., 2004.
- [18] J. P. Grime, "Competitive Exclusion in Herbaceous Vegetation.," *Nature* 242, pp. 344-347., 1973.
- [19] S. D. Warren, S. W. Holbrook, D. A. Dale, N. L. Whelan, M. Elyn, W. Grimm och A. Jentsch, "Biodiversity and the heterogenous disturbance regime on military training lands.," *Restoration Ecology* 15(4), pp. 606-612., 2007.
- [20] R. J. Hobbs och L. F. Huenneke, "Disturbance, diversity and invasion: Implications for conservation.," *Conservation Biology* 6(3), pp. 324-337., 1992.

- [21] M. Huston, "A General Hypothesis of Species Diversity.," *American Naturalist* 113(1), pp. 81–102., 1979.
- [22] M. F. WallisDeVries, P. Poschlod och J. Willems, "Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe - integrating the requirements of flora and fauna.," *Biological Conservation* 104(3), pp. 265–273., 2002.
- [23] K.-A. Olsson, "Sandstäpp i Skåne - ett uppdrag.," *Lunds Botaniska Förenings Medlemsblad*, 1994:2, pp. 4-13., 1994.
- [24] P. A. Olsson, L.-M. Mårtensson och H. H. Bruun, "Acidification of sandy grasslands – consequences for plant diversity.," *Applied Vegetation Science* 12(3), pp. 350–361., 2009.
- [25] Naturvårdsverket, "Arbetet med Natura 2000.," *Besökt den 13 april 2023 på <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/skyddad-natur/sa-bildas-skyddade-omraden/arbetet-med-natura-2000/>*, 2023.
- [26] T. Tyler, L. Herbertsson, J. Olofsson och P. A. Olsson, "Ecological indicator and traits values for Swedish vascular plants.," *Ecological Indicators* 120. Artikel 106923., 2021.
- [27] I. D. Lunt och P. G. Spooner, "Using Historical Ecology to Understand Patterns of Biodiversity in Fragmented Agricultural Landscapes.," *Journal of Biogeography* 32(11), pp. 1859-1873., 2005.
- [28] W. Eide, "Arter och naturtyper i habitatdirektivet - bevarandestatus i Sverige 2013.," *ArtDatabanken SLU.*, 2014.
- [29] A. Jentsch, S. Friedrich, T. Steinlein, W. Beyschlag och W. Nezadal, "Assessing Conservation Action for Substitution of Missing Dynamics on Former Military Training Areas in Central Europe.," *Restoration Ecology* 17(1), pp. 107-116., 2009.
- [30] K. Rehounkova och K. Prach, "Spontaneous Vegetation Succession in Gravel Sand Pits - A Potential for Restoration.," *Restoration Ecology* 16(2), pp. 305-312., 2008.
- [31] Artdatabanken, "Artfakta.," *Besökt den 13 april 2023 på <https://artfakta.se/artbestamning/>*, 2023.
- [32] W. J. Roem och F. Berendse, "Soil acidity and nutrient supply ratio as possible factors determining changes in plant species diversity in grassland and heathland communities.," *Biological Conservation* 92(2), pp. 151-161., 2000.
- [33] F. Janssens, A. Peeters, J. Tallwin, J. P. Bakker, B. R.M., F. Fillat och M. Oomes, "Relationship between soil chemical factors and grassland diversity.," *Plant and Soil* 202(1), pp. 69-78., 1998.
- [34] U. Bjelke och H. Ljungberg, *Rödlistade arter och naturvård i sand- och grustäcker.*, ArtDatabanken Rapporterar 10. ArtDatabanken SLU., 2012.
- [35] T. K. Schnoor och P. A. Olsson, "Effects of soil disturbance on plant diversity of calcareous grasslands.," *Agriculture, Ecosystems and Environment* 139(4), pp. 714–719., 2010.
- [36] P. M. Dolman och W. J. Sutherland, "The Ecological Changes of Breckland Grass Heaths and the Consequences of Management.," *Journal of Applied Ecology* 29(2), pp. 402-413., 1992.
- [37] M. Fischer och J. Stöcklin, "Local Extinctions of Plants in Remnants of Extensively Used Calcareous Grasslands 1950-1985.," *Conservation Biology* 11(3), pp. 727-737., 1997.
- [38] R. Verhagen, J. Klooker, J. P. Bakker och R. van Diggelen, "Restoration Success of Low-Production Plant Communities on Former Agricultural Soils after Top-Soil Removal.," *Applied Vegetation Science* 4(1), pp. 75-82., 2001.
- [39] R. H. Marrs, "Soil Fertility and Nature Conservation in Europe: Theoretical Considerations and Practical Management Solutions.," *Advances in Ecological Research* 24, pp. 241-300., 1993.
- [40] W. I. Linkowski, B. Cederberg och L. A. Nilsson, "Vildbin och fragmentering - kunskapssammanställning om situationen för de viktigaste pollinatörerna i det svenska jordbrukslandskapet.," Svenska vildbiprojektet vid Artdatabanken, SLU och avdelningen för växtekologi vid Uppsala Universitet., 2004.
- [41] A. M. Ödman och P. A. Olsson, "Conservation of sandy calcareous grassland: What can be learned from the land use history?," *PLoS ONE* 9(3): e90998., 2014.

- [42] G. Luscombe, R. Scott och D. Young, "Soil Inversion Works - breaking new ground in creative conservation.," Landlife, National Wildflower Centre, Court Hey Park, Liverpool, UK. 56 pp., 2008.
- [43] E. Glen, E. A. C. Price, S. J. M. Caporn, J. A. Carroll, L. M. Jones och R. Scott, "Evaluation of topsoil inversion in U.K. habitat creation and restoration schemes.," *Restoration Ecology* 25(1), pp. 72–81., 2017.
- [44] M. C. C. de Graaf, P. J. M. Verbeek, R. Bobbink och J. G. M. Roelofs, "Restoration of species-rich dry heaths: The importance of appropriate soil conditions.," *Acta Botanica Neerlandica* 47(1), pp. 89–111., 1998.
- [45] M. van Til och A. Kooijman, "Rapid improvement of grey dunes after shallow sod cutting.," In M. Isermann & K. Kiehl (eds.): *Restoration of Coastal Ecosystems. Coastline Reports 7 (2007)*, ISSN 0928-2734, pp. 53-60., 2007.
- [46] P. M. Dolman och W. J. Sutherland, "The use of soil disturbance in the management of Breckland grass heaths for nature conservation.," *Journal of Environmental Management* 41(2), pp. 123-140., 1994.
- [47] B. Bossuyt och O. Honnay, "Can the Seed Bank Be Used for Ecological Restoration? An Overview of Seed Bank Characteristics in European Communities.," *Journal of Vegetation Science* 19(6), pp. 875-884., 2008.
- [48] Á. Tóth, B. Deák, K. Tóth, R. Kiss, K. Lukács, Z. Rádai, L. Godó, S. Borza, A. Kelemen, T. Migléc, Z. Bátori, N. T. J. och O. Valkó, "Vertical distribution of soil seed bank and the ecological importance of deeply buried seeds in alkaline grasslands.," *PeerJ* 10:e13226. doi: 10.7717/peerj.13226., 2022.
- [49] D. J. Graham och M. J. Hutchings, "A field investigation of germination from the seed bank of a chalk grassland ley on former arable land.," *Journal of Applied Ecology* 25(1), pp. 253-263., 1988.
- [50] M. L. M. Jones, K. Norman och P. M. Rhind, "Topsoil inversion as a restoration measure in sand dunes, early results from a UK field trial.," *Journal of Coastal Conservation* 14(2), pp. 139-151., 2010.
- [51] M. Czerwiński, M. Kobierski, B. Golińska och P. Goliński, "Applicability of full inversion tillage to seminatural grassland restoration on ex-arable land.," *Archives of Agronomy and Soil Science* 61(6), pp. 785-795., 2015.
- [52] M. Öster, K. Ask, S. A. O. Cousins och O. Eriksson, "Dispersal and establishment limitation reduces the potential for successful restoration of semi-natural grassland communities on former arable fields.," *Journal of Applied Ecology* 46(6), pp. 1266-1274., 2009.
- [53] J. P. Chatziemmanouil, The Upper Cretaceous of the Vomb Trough, southern Sweden., Akademisk avhandling vid geologiska institutionen på Stockholms Universitet. Stockholm Contributions in Geology 38(5-6), pp. 57-161. 105 s., 1982.
- [54] M. Erlström, U. Sivhed, H. Wikman och K.-A. Kornfält, "Beskrivning till berggrundskartorna 2D Tomelilla NV, NO, SV, SO; 2E Simrishamn NV, SV; 1D Ystad NV, NO och 1E Örnahusen NV.," Sveriges Geologiska Undersökning. ISBN 91-7158-698-9., 2004.
- [55] P. Sandstedt och B. Wällstedt, "Krankesjön under ytan - en naturgeografisk beskrivning.," *Seminarieuppsatser Nr 4. Naturgeografiska institutionen, Lunds Universitet.*, 1986.
- [56] Sveriges Geologiska Undersökning, "Jordartskarta.," 2022. [Online]. Available: <https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-jordarter-25-100.html> den 19 april 2022..
- [57] M. Björkander och G. Rosquist, "Bevarandeplan för Natura 2000-område Revingefältet (SE 0430113). Planförfattare Gabrielle Rosquist. Senast reviderad 2018-02-28 av Marie Björkander.," Länsstyrelsen i Skåne län. Diarienummer 511-21923-2015., 2018.
- [58] M. Sandell, "LIFE+ Nature project application NAT/SE/SandLIFE.," Länsstyrelsen i Skåne., 2012.
- [59] G. Rosquist, Interviewee, *Personlig kommunikation med Gabrielle Rosquist på länsstyrelsen i Skåne, projektledare för SandLife och medverkande i utformandet av de i detta arbete studerade åtgärdsytorna. Epostkonversation den 24 april 2022. Ej publicerad.* [Intervju]. 2022.
- [60] T. Tyler, K.-A. Olsson, H. Johansson och M. Sonesson, "Floran i Skåne. Arterna och deras utbredning.," *Lunds Botaniska förening.*, 2007.

- [61] Addinsoft, *XLSTAT: ett tilläggs paket för Excel med statistiska funktioner och dataanalys. Tvåsidigt Mann-Whitney U-test med funktionen MWTEST.*, 2022.
- [62] A. J. B. Anderson, "Ordination methods in ecology.," *Journal of Ecology* 59(3), pp. 713-726., 1971.
- [63] M. O. Hill och H. G. Gauch, "Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique.," *Vegetatio* 42, pp. 47-58., 1980.
- [64] A. M. Ödman, L.-M. Mårtensson, C. Sjöholm och P. A. Olsson, "Immediate responses in soil chemistry, vegetation and ground beetles to soil perturbation when implemented as a restoration measure in decalcified sandy grassland.," *Biodiversity and Conservation* 20(13), pp. 3039-3058., 2011.
- [65] M. Allison och M. Ausden, "Successful use of topsoil removal and soil amelioration to create heathland vegetation.," *Biological Conservation* 120(2), pp. 221-228., 2004.
- [66] P. Török, E. Vida, B. Deak, S. Lengyel och B. Tothmeresz, "Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs.," *Biodiversity and Conservation* 20(11), pp. 2311-2332., 2011.
- [67] P. M. Kotanen, "Revegetation following soil disturbance and invasion in a Californian meadow: a 10-year history of recovery.," *Biological Invasions* 6(2), pp. 245-254., 2004.
- [68] P. A. Olsson, C. Sjöholm och A. M. Ödman, "Soil disturbance favours threatened beetle species in sandy grasslands.," *Journal of Insect Conservation* 18(5), pp. 827-835., 2014.
- [69] G. Rosquist, "Åtgärdsprogram för sandstäpp 2015-2019.," Naturvårdsverket. Rapport 6676., 2017.
- [70] R. Pywell, J. M. Bullock, A. Hopkins, K. J. Walker, T. H. Sparks, M. J. Burke och S. Peel, "Restoration of Species-Rich Grassland on Arable Land: Assessing the Limiting Processes Using a Multi-Site Experiment.," *Journal of Applied Ecology* 39(2), pp. 294-309., 2002.
- [71] R. A. Hirst, R. F. Pywell, R. H. Marrs och P. D. Putwain, "The Resilience of Calcareous and Mesotrophic Grasslands Following Disturbance.," *Journal of Applied Ecology* 42(3), pp. 498-506., 2005.
- [72] C. Faust, K. Süß, C. Storm och A. Schwabe, "Threatened inland sand vegetation in the temperate zone under different types of abiotic and biotic disturbances during a ten-year period.," *Flora* 206(7), pp. 611-621., 2011.
- [73] M. J. Crawley, "Timing of Disturbance and Coexistence in a Species-Rich Ruderal Plant Community.," *Ecology* 85(12), pp. 3277-3288., 2004.
- [74] J. S. Denslow, "Patterns of plant-species diversity during succession under different disturbance regimes.," *Oecologia* 46(1), pp. 18-21., 1980.
- [75] G. R. Robinson och J. F. Quinn, "Extinction, Turnover and Species Diversity in an Experimentally Fragmented California Annual Grassland.," *Oecologia* 76(1), pp. 71-82., 1988.
- [76] R. Ejrnæs, H. H. Bruun och B. J. Graae, "Community Assembly in Experimental Grasslands: Suitable Environment or Timely Arrival?," *Ecology* 87(5), pp. 1225-1233., 2006.
- [77] T. Fukami, T. M. Bezemer, S. R. Mortimer och W. H. van der Putten, "Species divergence and trait convergence in experimental plant community assembly.," *Ecology Letters* 8(12), pp. 1283-1290., 2005.
- [78] M. F. Wallis De Vries, A. E. Parkinson, J. P. Dulphy, M. Sayer och E. Diana, "Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in grazing systems. 4. Effects on animal diversity.," *Grass and Forage Science* 62(2), pp. 185-197., 2007.
- [79] T. Tyler, "Artspecifika indikatorvärden för skånska kärlväxter (opublicerad).," *Erhålles på begäran från detta examensarbets författare.*, 2017.
- [80] Artdatabanken, "Rödlistade arter i Sverige 2020.," SLU, Uppsala., 2020.
- [81] Y. Leonard, "The use of ploughing, scarification and rotovation to manage perennial knawel *Scleranthus perennis* prostratus in the brecklands of north Suffolk, England.," *Conservation Evidence* 3, pp. 24-25., 2006.

- [82] M. J. Hutchings och K. D. Booth, "Studies on the Feasibility of Re-Creating Chalk Grassland Vegetation on Ex-Arable Land. I. The Potential Roles of the Seed Bank and the Seed Rain.," *Journal of Applied Ecology* 33(5), pp. 1171-1181., 1996a.
- [83] A. Cseceserits och T. Rédei, "Secondary Succession on Sandy Old-Fields in Hungary.," *Applied Vegetation Science* 4(1), pp. 63-74., 2001.
- [84] M. Pärtel, R. Kalamees, M. Zobel och E. Rose, "Restoration of species-rich limestone grassland communities from overgrown land: the importance of propagule availability.," *Ecological Engineering* 10(3), pp. 275-286., 1998.
- [85] M. B. Soons, J. H. Messelink, E. Jongejans och G. W. Heil, "Habitat Fragmentation Reduces Grassland Connectivity for Both Short-Distance and Long-Distance Wind-Dispersed Forbs.," *Journal of Ecology* 93(6), pp. 1214-1225., 2005.
- [86] M. Jeschke och K. Kiehl, "Restoration and management of calcareous grasslands: is there a trade-off between species diversity of cryptogams and vascular plants?," *Sjätte europeiska konferensen om ekologisk restaurering. Gent, Belgien, 8-12 september 2008.*, 2008.
- [87] J. E. Korb, N. C. Johnson och W. W. Covington, "Slash Pile Burning Effects on Soil Biotic and Chemical Properties and Plant Establishment: Recommendations for Amelioration.," *Restoration Ecology* 12(1), pp. 52-62., 2004.
- [88] H. I. Rowe, C. S. Brown och M. W. Pascke, "The Influence of Soil Inoculum and Nitrogen Availability on Restoration of High-Elevation Steppe Communities Invaded by *Bromus tectorum*.," *Restoration Ecology* 17(5), pp. 686-694., 2009.
- [89] R. L. Eckstein och T. W. Donath, "Interactions between litter and water availability affect seedling emergence in four familial pairs of floodplain species.," *Journal of Ecology* 93(4), pp. 807-816., 2005.
- [90] K. Fagan, R. Pywell, J. Bullock och R. Marrs, "Do Restored Calcareous Grasslands on Former Arable Fields Resemble Ancient Targets? The Effect of Time, Methods and Environment on Outcomes.," *Journal of Applied Ecology* 45(4), pp. 1293-1303., 2008.
- [91] K. V. Mijnsbrugge, A. Bischoff och B. Smith, "A question of origin : Where and how to collect seed for ecological restoration.," *Basic and Applied Ecology* 11(4), pp. 300-311., 2009.
- [92] A. Bischoff, T. Steinger och H. Müller-Schärer, "The Importance of Plant Provenance and Genotypic Diversity of Seed Material Used for Ecological Restoration.," *Restoration Ecology* 18(3), pp. 338-348., 2010.
- [93] K. M. Hufford och S. J. Mazer, "Plant ecotypes: genetic differentiation in the age of ecological restoration.," *Trends in Ecology and Evolution* 18(3), pp. 147-155., 2003.
- [94] R. Lindborg och O. Eriksson, "Historical Landscape Connectivity Affects Present Plant Species Diversity.," *Ecology* 85(7), pp. 1840-1845., 2004.
- [95] K. J. Walker, P. A. Stevens, D. P. Stevens, J. O. Mountford, S. J. Manchester och R. F. Pywell, "The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK.," *Biological Conservation* 119(1), pp. 1-18., 2004.
- [96] A. S. Pullin, T. M. Knight, D. A. Stone och K. Charman, "Do conservation managers use scientific evidence to support their decision-making?," *Biological Conservation* 119(2), pp. 245-252., 2004.
- [97] Conservation Evidence, "Department of Zoology, University of Cambridge.," *Besökt den 5 oktober 2022 på www.conservationevidence.com.*, 2022.
- [98] P. Millberg och K.-O. Bergman, "Evidensbaserad naturvård: nytt begrepp och ny färdriktning?," *Svensk Botanisk Tidskrift* 104(1), pp. 18-22., 2010.
- [99] W. J. Sutherland, A. S. Pullin, P. M. Dolman och T. M. Knight, "The need for evidence-based conservation.," *Trends in Ecology and Evolution* 19(6), pp. 305-308., 2004.
- [100] A. S. Pullin och T. M. Knight, "Effectiveness in Conservation Practice: Pointers from Medicine and Public Health.," *Conservation Biology* 15(1), pp. 50-54., 2001.

[101] S. A. Pullin och G. B. Stewart, "Guidelines for Systematic Review in Conservation and Environmental Management.," *Conservation Biology* 20(6), pp. 1647-1656., 2006.

Bilaga 1 Definition av indikatorvärdenas nivåer

I denna bilaga redovisas de fullständiga definitionerna av analyserade indikatorvärdens nivåer (Tabell 5).

Tabell 5 De ekologiska indikatorvärdenas nivåer. Kortformen är min formulering, i övrigt översatt från [26].

Parameter	Nivå	Kortform	Definition
Livslängd	1	Annueler	strikt annuell
	2	Bienner	bienn, eller dör åtminstone efter blomning (hapaxant)
	3	Kortlivade perenner	kortlivad perenn (ofta hapaxant, men kan ibland blomma om ytterligare år)
	4	Långlivade perenner	långlivad perenn
Mark störning	1	Omstrukturerar	koloniserar, konkurrerar framgångsrikt med och omstrukturerar redan etablerad vegetation; omstruktureringen är beständig så länge markstörning uteblir
	2	Konkurrenskraftig	koloniserar och konkurrerar under en period framgångsrikt med redan etablerad vegetation, men utgår slutligen vid utebliven störning
	3	Ej konkurrenskraftig	kan föröka sig även i ostörd etablerad vegetation, men är knappast konkurrenskraftig med den och utgår i längden om störningen uteblir
	4	Viss förökning	har viss förmåga att föröka sig även i ostörd vegetation, men inte tillräcklig för att upprätthålla stabil populationsstorlek
	5	Ingen förökning	kräver markstörning för förökning, men etablerade plantor kan även i ostörd vegetation kvarstå i årtionden eller till och med sekel
	6	Årtionden	förökar sig endast i störd/naken jord, kan därefter visserligen kvarstå i årtionden men försvinner gradvis i takt med att vegetationen sluts
	7	Fåtal år	förökar sig endast i störd/naken jord, kan därefter kvarstå under ett fåtal år men försvinner gradvis i takt med att vegetationen sluts
	8	Vartannat år	inte konkurrenskraftig i slutna vegetation och kräver markstörning åtminstone vartannat år
	9	Årlig störning	inte konkurrenskraftig i slutna vegetation och kräver årlig markstörning
Ljus	1	Djup skugga	djup skugga
	2	Måttlig - djup skugga	måttlig till djup skugga
	3	Halv - måttlig skugga	halvskugga till måttlig skugga
	4	Halvskugga	halvskugga
	5	Sol till halvskugga	sol till halvskugga
	6	Sol men klarar viss skugga	sol, men klarar viss skugga
	7	Alltid full sol	alltid full sol
Kväve	1	Mkt N-fattig	mycket kvävefattig
	2	Måttl-mkt N-fattig	måttligt-mycket kvävefattig
	3	Måttl N-fattig	måttligt kvävefattig
	4	Måttl N-fattig/N-rik	måttligt kvävefattig till måttligt kväverik
	5	Måttl N-rik	måttligt kväverik
	6	Måttl-mkt N-rik	måttligt-mycket kväverik
	7	Mkt N-rik	mycket kväverik
	8	N-rikaste naturliga	knuten till de näringsrikaste naturliga jordarna
	9	Artificiellt N-berikad	främst på artificiellt kväveberikade jordar

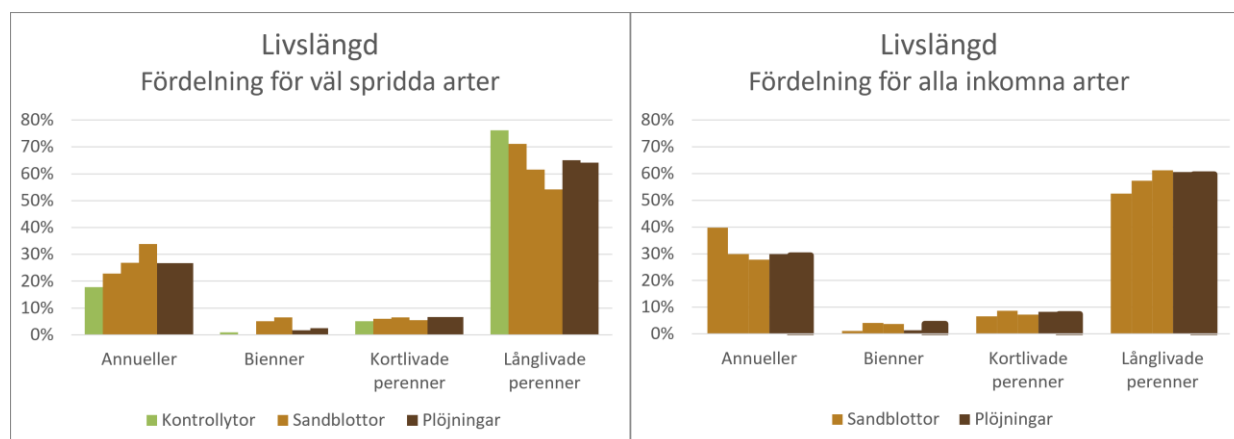
Parameter	Nivå	Kortform	Definition
Fukt	1	Mycket torr	mycket torrt
	2	Torr	torrt
	3	Torr-frisk	torrt-friskt
	4	Frisk	friskt
	5	Frisk-fuktig	friskt-fuktigt
	6	Fuktig	fuktigt
	7	Fuktig-våt	fuktigt-vått
	8	Våt	vått
	9	Våt-tillf. översväm	vått till tillfälligt översvämmat
	10	Tillf. översvämmad	tillfälligt översvämmat
	11	Grunt vatten	grunt (< 0,5 m) permanent vatten
	12	Djupt vatten	djupt permanent vatten
Värme	1	Når arktiska zonen	når den högalpina/arktiska zonen
	2	Mellanalpina zonen	når den mellanalpina zonen
	3	Lågalpina zonen	når den lågalpina zonen
	4	Når trädgränsen	når trädgränsen (översta subalpina zonen)
	5	Når odlingszon 9	når den subalpina zonen (odlingszon 9), men endast på platser med gynnsamt mikroklimat
	6	Odlingszon 8	når odlingszon 8
	7	Odlingszon 7	når odlingszon 7
	8	Odlingszon 6	når odlingszon 6
	9	Odlingszon 5	når odlingszon 5
	10	Odlingszon 4	når odlingszon 4
	11	Odlingszon 3	når odlingszon 3
	12	Odlingszon 2	når odlingszon 2
	13	Odlingszon 1	når odlingszon 1
	14	Sverige för kallt	av klimatskäl i nuläget inte reproducerande/bofast i Sverige

Bilaga 2 Observationernas fördelning över indikatorvärdenas olika nivåer

I denna bilaga redovisas för de sex parametrarna livslängd, markstörning, ljus, kväve, fukt och värme samtliga observationers fördelning över parametrarnas olika nivåer. Denna redovisning förtydligar vilka affinitetsnivåer som förklarar skillnader i motsvarande medelvärden. På samma sätt som i resultatdelen har observationerna grupperats efter ingrepp och år (och det är den procentuella fördelningen *inom varje grupp* som redovisas) och resultat för *väl spridda arter* respektive *alla inkomna arter* redovisas i separata diagram. I diagrammen används nivådefinitionernas kortform (för fullständiga definitioner se Bilaga 1).

Livslängd

Åtgärdsytorna – och framförallt sandblottorna – hyste högre andel annueller men lägre andel långlivade perenner än kontrollytorna. I jämförelsen mellan sandblottor och plöjningar var dessa skillnader inledningsvis tydligast på den grova skalan men blev efterhand istället tydligast på den fina skalan (Figur 20).

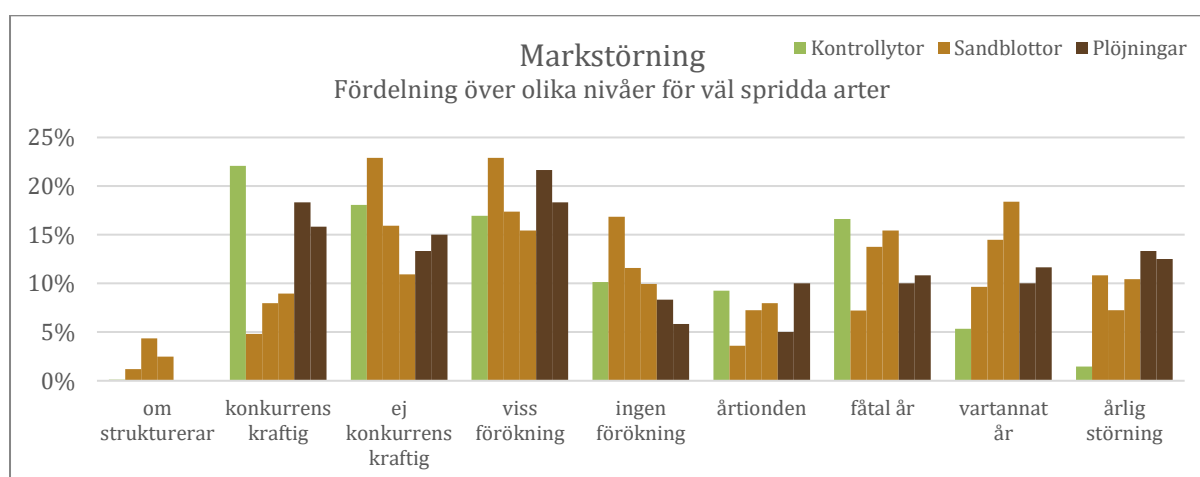


Figur 20 Olika livslängd bland väl spridda respektive alla inkomna arter. Procentuell fördelning av alla observationer inom kontrollytor (över alla år) respektive sandblottor och plöjningar årsvis (kronologiskt från vänster till höger).

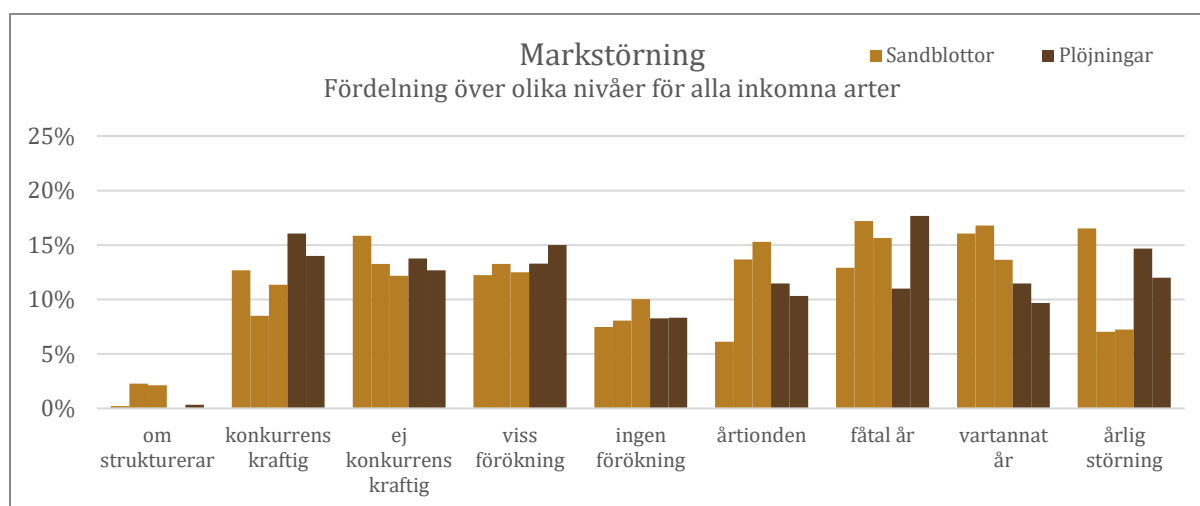
Markstörning

Att båda ingreppens störningsindex var högre än kontrolllytoras förklarades främst av andelen arter på störningsskalans båda högsta och båda lägsta nivåer. Skalans två högsta nivåer – det vill säga arter som *kräver störning minst vartannat år* – hyste över 20 % av sandblottornas och plöjningarnas flora, jämfört med 7 % i kontrolllytor. Sandblottornas utveckling över tiden förklarades främst av bland alla inkomna arter efterhand lägre andel på den allra högsta nivån – arter som *kräver störning varje år* – men bland väl spridda arter allt högre andel som *kräver störning minst vartannat år*.

På den lägre nivån *arter som kräver störning åtminstone för etablering* (nivå fem och uppåt) var skillnaden mellan de tre grupperna inte lika skarp: drygt 40 % i kontrolllytor, jämfört med sista sommaren drygt 50 % i plöjningar och drygt 60 % i sandblottor. Även omgivande gräsmark hyste alltså en ganska hög andel arter som i någon mån var beroende av störning för sin återväxt (Figur 21 och Figur 22).



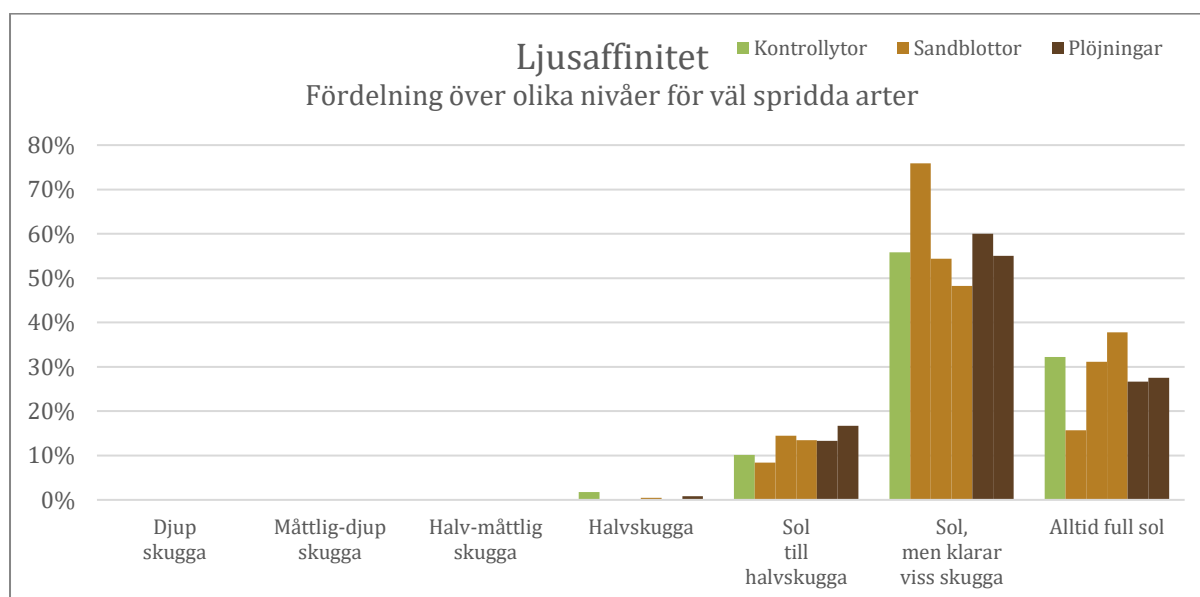
Figur 21 Fördelning över olika stark affinitet för markstörning bland observationer av väl spridda arter i kontrolllytor över alla år samt sandblottor och plöjningar årsvis (kronologiskt från vänster till höger).



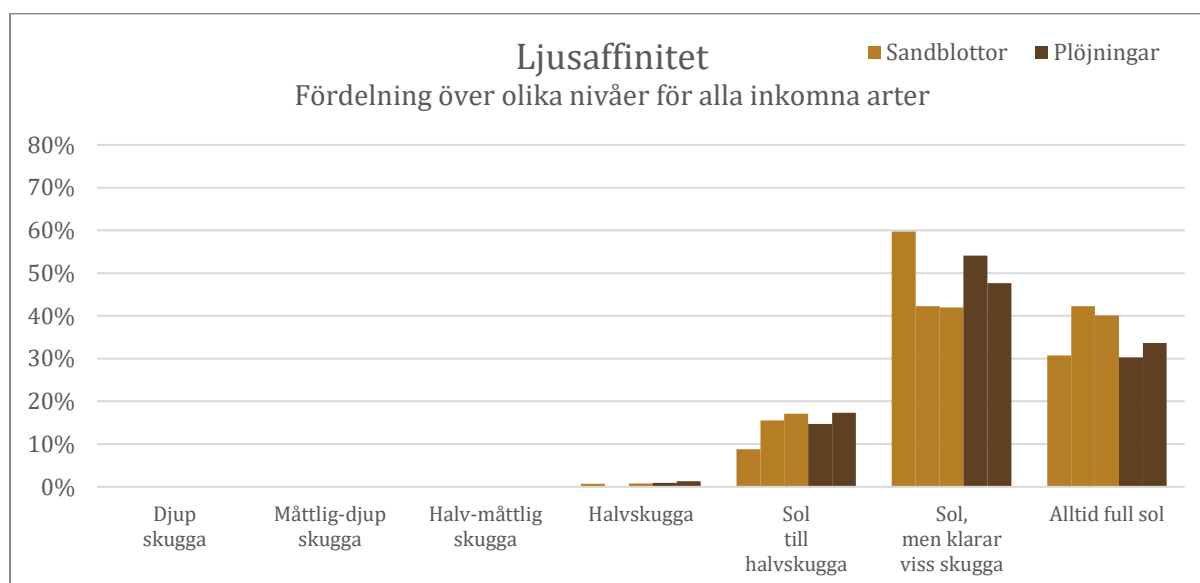
Figur 22 Fördelning över olika stark affinitet för markstörning bland observationer av alla inkomna arter i sandblottor och plöjningar (redovisat årsvis, kronologiskt från vänster till höger).

Ljus

Som redan översiktligt redovisat hyste såväl sandblottor som plöjningar och kontrolltytor under hela studieperioden och på båda skalorna minst 80 % arter som *kräver eller föredrar full sol* (ljusskalans två högsta nivåer). Att de tre gruppernas medelvärden alla var på ungefär samma (höga) nivå speglade sig även i observationernas fördelning över parameterns olika nivåer och växtarter med preferens för djup eller måttlig skugga observerades inte alls i studien. Att sandblottornas medelvärde med tiden på båda skalorna blev något högre än plöjningarnas och kontrolltytornas, förklarades främst av högre andel arter på ljusskalans allra högsta nivå – arter som *alltid kräver full sol* (Figur 23 och Figur 24).



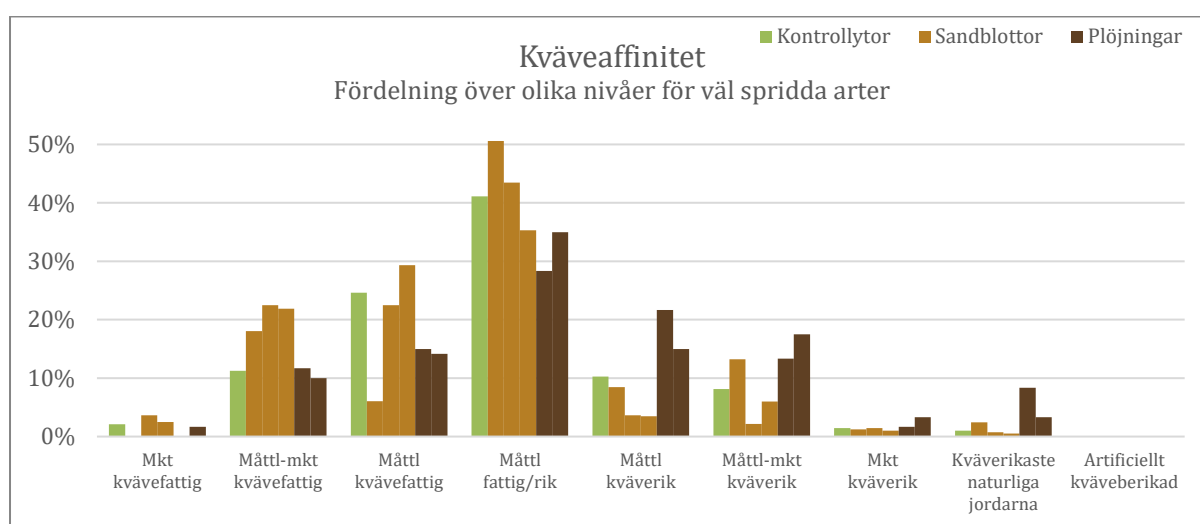
Figur 23 Fördelning över olika nivåer av ljusaffinitet bland observationer av väl spridda arter i kontrolltytor över alla år samt sandblottor och plöjningar årsvis (kronologiskt från vänster till höger).



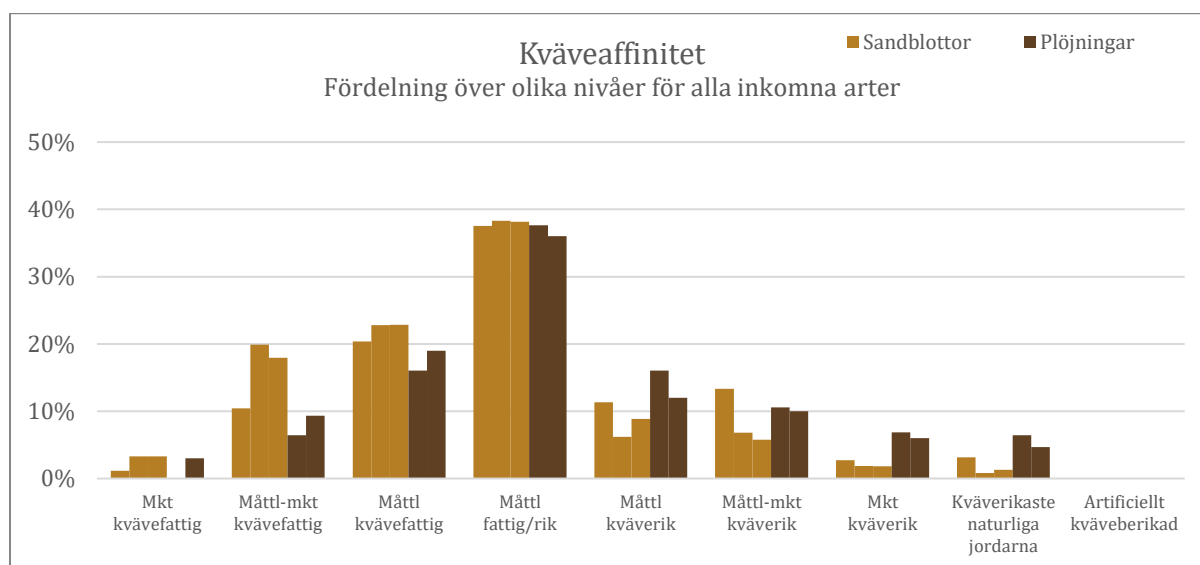
Figur 24 Fördelning över olika nivåer av ljusaffinitet bland observationer av alla inkomna arter i sandblottor och plöjningar (redovisat årsvis, kronologiskt från vänster till höger).

Kväve

Sandblottornas mycket låga kväveaffinitet förklarades främst av höga andelar på kväveskalans båda lägsta nivåer, det vill säga arter som föredrar *mycket kvävefattig mark* respektive *mycket-måttligt kvävefattig mark*. Plöjningarnas höga kväveaffinitet förklarades främst av högre andelar på den niogradiga skalans sjätte till åttonde nivå. Arter som föredrar *måttligt till mycket kväverik mark* (sjätte nivån) utgjorde till exempel 18 % av plöjningarnas flora, jämfört med 8 % i kontrolltytor och 2 % i sandblottor. Och även arter som föredrar *mycket kväverik mark* eller *de allra näringsrikaste naturliga jordarna* (sjunde och åttonde nivån) utgjorde en större del av floran i plöjningar än i kontrolltytor och sandblottor. Fördelningarna på de båda skalorna följde i stort sett samma mönster (Figur 25 och Figur 26).



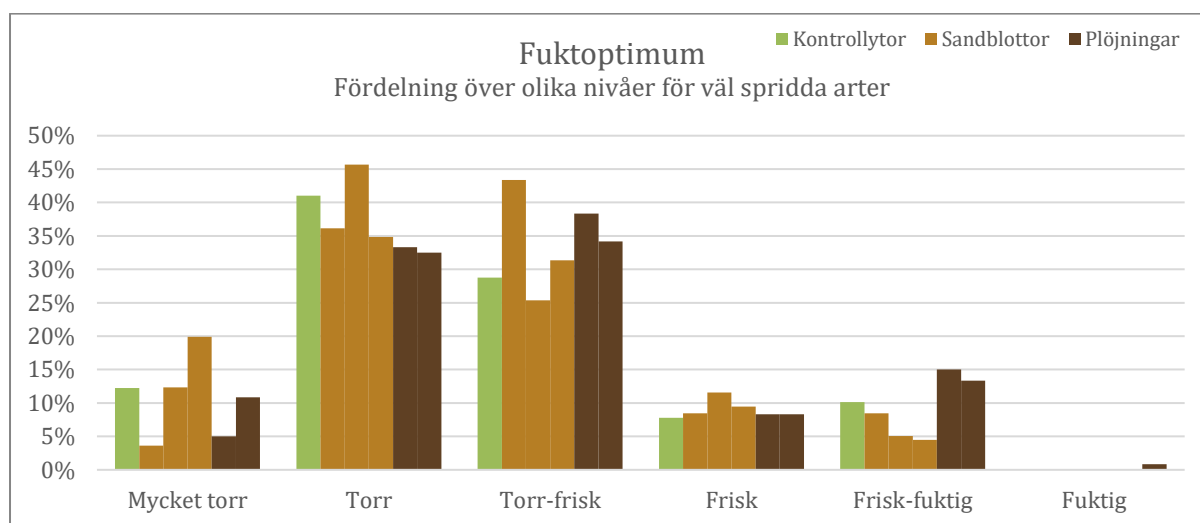
Figur 25 Fördelning över olika nivåer av kväveaffinitet bland observationer av väl spridda arter i kontrolltytor över alla år samt sandblottor och plöjningar årsvis (kronologiskt från vänster till höger).



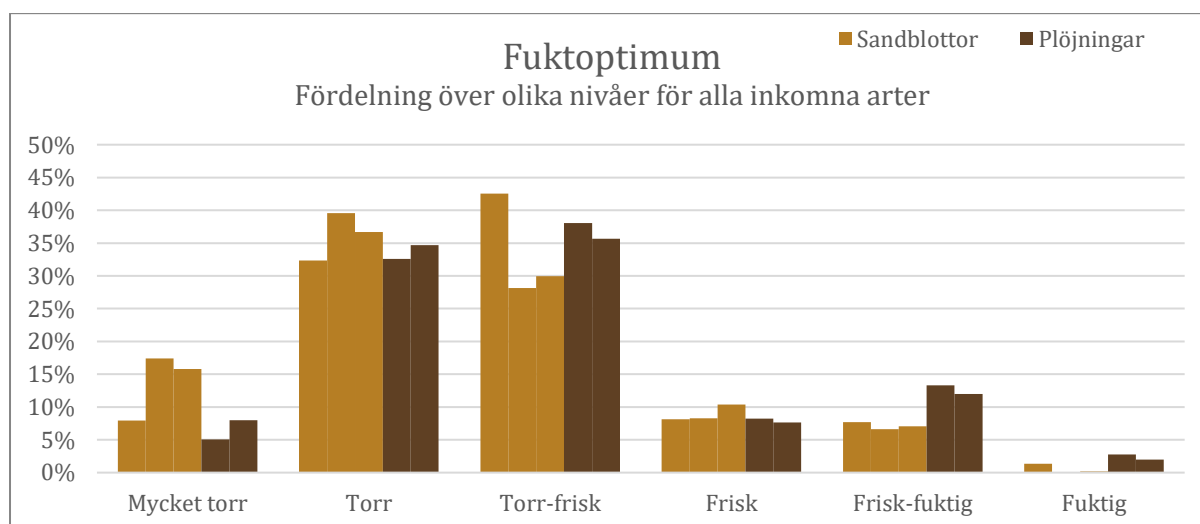
Figur 26 Fördelning över olika nivåer av kväveaffinitet bland observationer av alla inkomna arter i sandblottor och plöjningar (redovisat årsvis, kronologiskt från vänster till höger).

Fukt

Att sandblottorna med tiden utvecklade en flora som var signifikant torktåligare än kontrolllytornas förklarades främst av högre andel på fuktskalans allra lägsta nivå – arter som föredrar *mycket torra marker*. Sista sommaren utgjorde dessa arter i genomsnitt 16 procent av sandblottornas totalfloror och 20 procent av väl spridda arter, jämfört med ungefär hälften så höga andelar i kontrolllytor och plöjningar. Att sandblottornas flora på den grova skalan sista sommaren dessutom var signifikant torktåligare än plöjningarnas förklarades främst av lägre andelar från fjärde nivån och uppåt, det vill säga arter som föredrar *friska, fuktiga eller våta marker* (Figur 27 och Figur 28)¹⁸.



Figur 27 Fördelning över olika fuktoptimum bland observationer av väl spridda arter i kontrolllytor över alla år samt sandblottor och plöjningar årsvis (kronologiskt från vänster till höger).

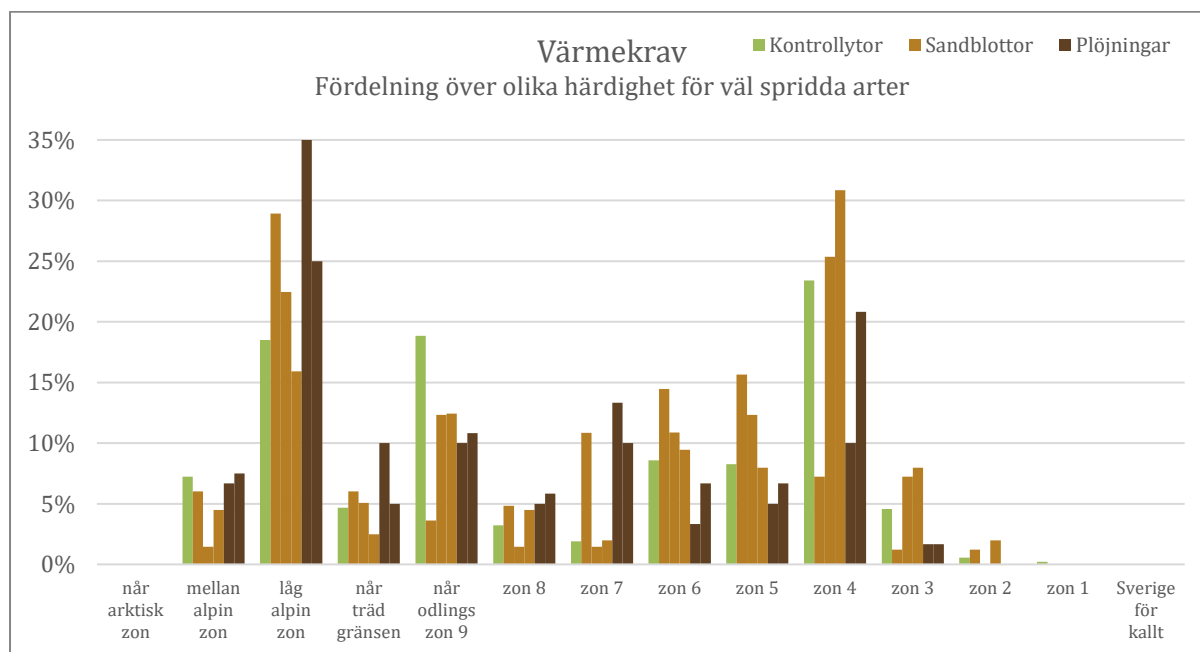


Figur 28 Fördelning över olika fuktoptimum bland observationer av alla inkomna arter i sandblottor och plöjningar (redovisat årsvis, kronologiskt från vänster till höger).

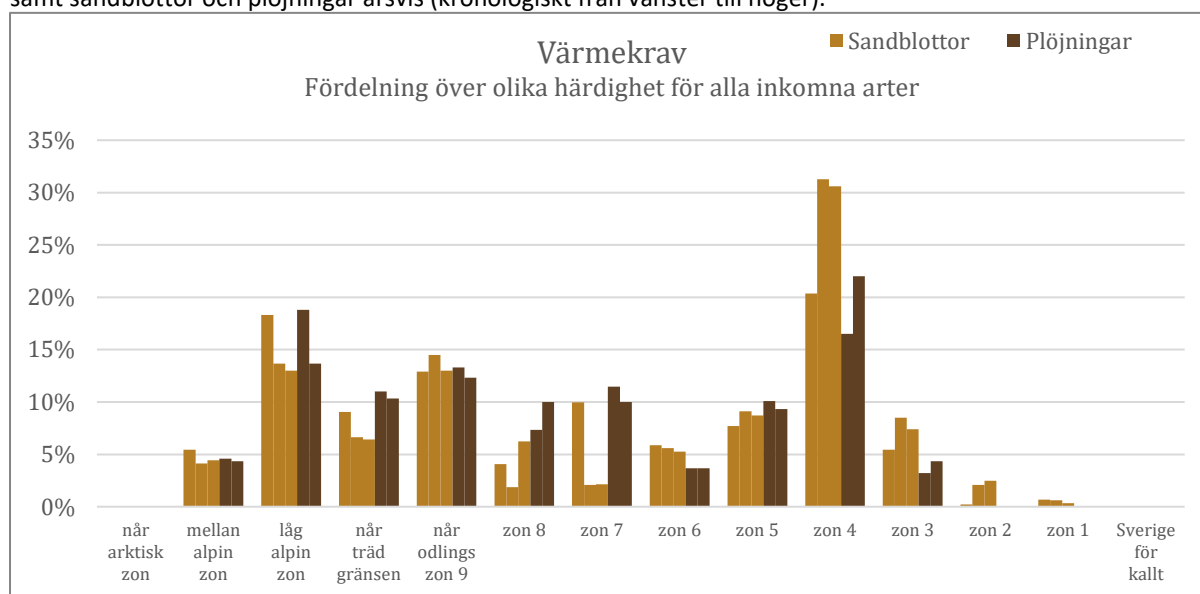
¹⁸ Nivå 7 och uppåt saknade observationer och utelämnades från diagrammen (den 12-gradiga skalan sträcker sig ända till rena vattenarter).

Värme

Att sandblottorna med tiden utvecklade en flora som var signifikant mera värmekrävande än plöjningarnas och kontrolltyornas, förklarades främst av högre andelar på värmeskalans åttonde nivå och uppåt – det vill säga arter med *värmekrav motsvarande odlingszon 6 eller varmare*. I jämförelsen mellan ingreppen märktes skillnaden tydligast på de allra högsta nivåerna – fler arter med *värmekrav motsvarande odlingszon 4 eller varmare* i sandblottor än i plöjningar (Figur 29 och Figur 30).



Figur 29 Fördelning över olika värmekrav bland observationer av väl spridda arter i kontrolltytor över alla år samt sandblottor och plöjningar årsvis (kronologiskt från vänster till höger).



Figur 30 Fördelning över olika värmekrav bland observationer av alla inkomna arter i sandblottor och plöjningar (redovisat årsvis, kronologiskt från vänster till höger).

Bilaga 3 Förekomst art för art

Tabell 6 Indikatorvärden (liv = livslängd, ms = markstörning, vä = värme, fu = fukt, N = kväve) [26] samt procentuell förekomst art för art i sandblottor och plöjningar årsvis, samt för kontrolltytor över alla år (inom parentes procentuell förekomst i stickprovsinventeringar). Arterna är taxonomiskt sorterade, och habitatarter är markerade med fetstil.

Indikatorvärden						Vetenskapligt namn	Svenskt namn	Sandblottor			Plöjningar		Kontroller
liv	ms	ljus	vä	fu	N			Succ. år 1	Succ. år 2	Succ. år 3	Succ. år 1	Succ. år 2	Alla år
4	1	5	5	4	2	<i>Pinus sylvestris</i>	tall	4(4)	38(25)	38(21)	--	--	(1)
1	8	7	11	1	2	<i>Aira praecox</i>	vårtätel	--	71(25)	58(25)	--	--	(7)
4	6	7	12	1	2	<i>Corynephorus canescens</i>	borsttätel	4(4)	29(-)	54(17)	--	--	(1)
1	9	6	12	3	6	<i>Papaver argemone</i>	spikvallmo	--	4(-)	--	--	--	(-)
1	9	7	10	3	6	<i>Papaver dubium</i>	rågvallmo	8(-)	13(-)	8(4)	--	22(-)	(-)
4	4	7	5	1	4	<i>Sedum acre</i>	gul fetknopp	17(-)	29(-)	29(4)	--	22(22)	(17)
3	4	7	3	3	3	<i>Anthyllis vulneraria</i>	getväppling	--	--	4(-)	--	--	(-)
4	3	6	3	3	3	<i>Lotus corniculatus</i>	käringtand	8(-)	8(-)	4(-)	22(11)	11(-)	(4)
3	4	6	9	3	4	<i>Medicago lupulina</i>	humelusern	13(-)	13(8)	8(4)	11(-)	22(-)	(4)
4	2	6	11	2	3	<i>Medicago sativa</i>	foderlusern	8(-)	8(-)	13(8)	11(-)	11(-)	(9)
2	7	7	9	3	4	<i>Melilotus albus</i>	vit sötväppling	--	--	--	--	11(-)	(-)
4	3	6	11	3	2	<i>Ononis spinosa</i>	åsnätörne	17(-)	8(-)	17(-)	33(11)	22(11)	(15)
1	8	7	12	2	2	<i>Ornithopus perpusillus</i>	dvärgserradella	--	8(-)	8(-)	--	--	(5)
1	7	7	10	2	1	<i>Trifolium arvense</i>	harklöver	21(-)	67(21)	83(21)	--	100(22)	(25)
1	7	6	11	2	2	<i>Trifolium campestre</i>	jordklöver	8(-)	38(-)	29(-)	11(-)	67(-)	(15)
4	7	6	6	4	4	<i>Trifolium hybridum</i>	alsikeklöver	--	--	4(-)	--	33(-)	(3)
4	2	5	6	3	3	<i>Trifolium medium</i>	skogsklöver	--	--	13(-)	--	67(11)	(1)
4	4	5	4	5	4	<i>Trifolium pratense</i>	rödklöver	--	--	4(-)	33(-)	56(-)	(8)
4	4	6	3	5	4	<i>Trifolium repens</i>	vitklöver	25(13)	46(25)	54(8)	67(22)	89(33)	(25)
4	3	5	4	5	3	<i>Vicia cracca</i>	kråkvicker	--	--	4(-)	22(22)	67(22)	(4)
1	7	6	10	3	3	<i>Vicia hirsuta</i>	duvvicker	--	8(-)	29(8)	11(-)	--	(16)
1	7	7	10	3	3	<i>Vicia sativa</i>	åkervicker	38(4)	4(-)	29(8)	33(-)	22(-)	(45)
1	7	6	10	2	3	<i>Vicia tetrasperma</i>	sparvicker	--	--	--	--	11(11)	(8)
3	7	7	5	2	2	<i>Potentilla argentea</i>	femfingerört	33(-)	50(13)	54(13)	44(-)	56(11)	(27)
4	6	5	3	5	6	<i>Rubus idaeus</i>	hallon	--	13(-)	--	11(-)	11(-)	(-)
4	1	5	10	4	5	<i>Quercus robur</i>	skogsek	--	8(-)	17(-)	--	11(-)	(-)
4	5	5	6	4	4	<i>Betula pendula</i>	vårtbjörk	--	13(-)	63(8)	--	--	(-)
1	9	7	8	5	7	<i>Euphorbia helioscopia</i>	revormstörel	--	--	--	11(-)	11(-)	(-)
4	2	6	4	5	5	<i>Populus tremula</i>	asp	--	--	4(-)	--	--	(-)
4	3	5	3	4	2	<i>Viola canina</i>	ängsviol	--	--	13(-)	--	--	(-)
1	7	7	4	3	3	<i>Viola tricolor</i>	styvmorsviol	67(4)	38(13)	42(13)	44(22)	78(22)	(9)
4	5	6	9	2	4	<i>Hypericum perforatum</i>	äkta johannesört	100(54)	92(54)	96(54)	67(22)	100(33)	(68)
1	8	7	10	3	4	<i>Erodium cicutarium</i>	skatnäva	46(-)	29(-)	25(4)	33(-)	33(11)	(1)
3	6	6	10	3	5	<i>Geranium molle</i>	mjuknäva	4(-)	13(4)	17(8)	--	--	(4)
3	6	6	9	2	5	<i>Geranium pusillum</i>	sparvnäva	--	--	--	11(-)	--	(-)
4	5	5	3	4	7	<i>Chamaenerion angustifolium</i>	mjölke	4(4)	13(8)	4(4)	--	--	(3)
1	8	7	5	2	3	<i>Arabidopsis thaliana</i>	backtrav	21(-)	21(-)	17(4)	--	--	(1)
3	7	6	4	3	7	<i>Barbarea vulgaris</i>	sommargyllen	4(-)	4(-)	13(4)	--	--	(-)
3	7	7	7	3	6	<i>Berteroa incana</i>	sandvita	42(17)	38(8)	33(17)	78(33)	89(44)	(21)
1	8	6	4	3	4	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	lomme	13(-)	--	--	11(-)	22(-)	(-)
1	8	5	10	5	6	<i>Draba verna</i>	nagelört	--	--	21(8)	--	11(-)	(4)
1	9	6	10	3	7	<i>Sisymbrium officinale</i>	vägsenap	8(-)	--	--	11(11)	11(-)	(-)
1	8	6	10	2	3	<i>Teesdalia nudicaulis</i>	sandkrassing	63(-)	75(42)	58(29)	33(-)	33(11)	(23)
1	9	6	5	4	5	<i>Thlaspi arvense</i>	penningört	--	--	--	22(-)	--	(-)
1	9	6	7	3	6	<i>Fallopia convolvulus</i>	åkerbinda	92(13)	--	4(-)	56(11)	100(89)	(1)
1	9	6	7	6	7	<i>Persicaria lapathifolia</i>	pilört	8(-)	--	--	44(-)	33(-)	(-)
1	9	6	9	6	7	<i>Persicaria maculosa</i>	åkerpilört	17(-)	--	--	22(-)	22(11)	(-)
1	8	6	3	4	5	<i>Polygonum aviculare</i>	trampört	75(17)	4(-)	4(-)	89(44)	33(33)	(1)
4	4	6	2	5	6	<i>Rumex acetosa</i>	ängssyra	67(13)	71(4)	75(21)	100(44)	89(89)	(71)
4	4	6	3	2	2	<i>Rumex acetosella</i>	bergssyra	100(54)	92(63)	100(92)	67(67)	100(89)	(47)
2	7	7	8	3	4	<i>Arenaria serpyllifolia</i>	sandnarv	4(-)	17(13)	29(21)	--	--	(5)
4	4	7	6	2	3	<i>Dianthus deltoides</i>	backnejlika	--	8(-)	21(-)	33(-)	100(11)	(24)
3	8	6	9	4	4	<i>Herniaria glabra</i>	knytling	--	4(-)	13(-)	--	11(11)	(-)
1	9	5	10	3	4	<i>Scleranthus annuus</i>	grönknavel	71(13)	83(25)	96(50)	56(22)	78(67)	(12)
4	6	6	10	1	2	<i>Scleranthus perennis</i>	vitknavel	--	42(4)	46(17)	--	67(22)	(8)
4	7	6	9	3	7	<i>Silene latifolia</i>	vitblåra	4(-)	17(-)	4(-)	22(-)	22(11)	(3)
4	5	6	4	3	5	<i>Silene vulgaris</i>	smällglim	--	--	--	11(-)	11(-)	(-)

Indikatorvärden						Sandblottor			Plöjningar		Kontroller		
liv	ms	ljus	vä	fu	N	Vetenskapligt namn	Svenskt namn	Succ. år 1	Succ. år 2	Succ. år 3	Succ. år 1	Succ. år 2	Alla år
1	8	6	6	3	4	<i>Spergula arvensis</i>	åkerspärgel	67(17)	8(4)	33(25)	89(22)	56(22)	(-)
3	8	5	5	3	4	<i>Spergularia rubra</i>	rödnav	--	29(-)	8(-)	--	--	(-)
4	3	5	3	4	4	<i>Stellaria graminea</i>	grässtjärnblomma	46(4)	54(21)	58(17)	89(11)	100(67)	(55)
4	2	4	10	3	7	<i>Stellaria holostea</i>	buskstjärnblomma	4(-)	--	13(-)	22(-)	33(11)	(9)
1	9	7	7	3	8	<i>Chenopodium album</i>	svinmälla	42(8)	4(-)	8(-)	89(44)	78(-)	(-)
1	9	6	11	5	6	<i>Lysimachia arvensis</i>	rödmire	38(4)	--	--	11(-)	--	(-)
4	5	5	5	4	2	<i>Calluna vulgaris</i>	ljung	--	--	4(-)	--	--	(3)
4	4	5	3	5	4	<i>Galium boreale</i>	vitmåra	--	--	--	11(11)	--	(-)
4	2	5	4	3	5	<i>Galium mollugo</i>	stormåra	--	13(-)	29(-)	56(11)	67(22)	(12)
4	4	5	10	5	4	<i>Galium saxatile</i>	stenmåra	4(-)	--	--	--	--	(5)
4	2	6	5	2	4	<i>Galium verum</i>	gulmåra	29(-)	21(4)	25(-)	78(11)	78(11)	(44)
3	6	7	10	2	5	<i>Anchusa officinalis</i>	oxtung	25(4)	25(4)	33(-)	56(11)	56(22)	(3)
2	7	7	10	2	4	<i>Echium vulgare</i>	blåeld	4(-)	33(-)	17(-)	22(11)	44(11)	(3)
1	8	5	3	5	6	<i>Myosotis arvensis</i>	åkerförgätmigej	--	--	4(-)	--	11(11)	(-)
1	8	7	8	3	5	<i>Myosotis stricta</i>	vårförgätmigej	4(-)	--	4(4)	--	--	(1)
4	6	7	9	2	4	<i>Convolvulus arvensis</i>	åkerbinda	--	25(4)	29(-)	44(-)	22(-)	(3)
4	5	6	5	3	5	<i>Linaria vulgaris</i>	gulsporre	--	4(-)	--	--	11(-)	(-)
4	3	6	8	3	4	<i>Plantago lanceolata</i>	svartkämpar	100(50)	96(50)	100(54)	78(22)	100(89)	(96)
1	7	6	10	4	3	<i>Veronica arvensis</i>	fältveronika	13(-)	33(13)	29(25)	--	--	(16)
4	2	4	5	4	5	<i>Veronica chamaedrys</i>	teveronika	8(-)	--	8(4)	--	11(-)	(12)
4	4	5	5	3	5	<i>Veronica officinalis</i>	ärenpris	--	8(-)	17(-)	--	11(-)	(1)
4	3	6	11	1	3	<i>Veronica spicata</i>	axveronika	--	--	--	--	--	(3)
4	5	6	9	2	5	<i>Verbascum nigrum</i>	mörkt kungsljus	8(-)	4(-)	8(-)	44(11)	44(11)	(1)
4	7	7	8	1	3	<i>Clinopodium acinos</i>	harmynta	--	--	--	--	11(-)	(-)
1	6	5	5	4	7	<i>Galeopsis bifida</i>	toppdån	--	--	--	--	11(-)	(-)
1	7	5	5	4	7	<i>Galeopsis tetrahit</i>	pipdån	--	--	--	--	11(-)	(-)
4	6	5	9	5	8	<i>Lamium album</i>	vitplister	--	--	--	11(-)	11(11)	(-)
4	5	7	9	3	3	Thymus serpyllum	backtimjan	--	13(-)	42(8)	--	11(-)	(12)
1	4	6	7	6	3	<i>Rhinanthus angustifolius</i>	höskallra	--	--	4(-)	--	11(-)	(-)
4	3	6	2	3	4	<i>Campanula rotundifolia</i>	liten blålocka	33(8)	13(4)	38(17)	11(-)	56(11)	(16)
1	8	7	10	1	3	Jasione montana	blåmunkar	8(-)	83(13)	88(54)	22(-)	89(44)	(20)
4	2	6	3	2	5	<i>Achillea millefolium</i>	röllika	79(8)	46(13)	83(13)	100(67)	100(100)	(87)
4	6	7	10	2	4	<i>Artemisia campestris</i>	fältmalört	21(4)	71(13)	92(13)	44(11)	78(44)	(40)
4	6	7	6	2	8	<i>Artemisia vulgaris</i>	gråbo	8(-)	8(4)	17(4)	44(11)	56(33)	(11)
2	8	5	5	5	7	<i>Carduus crispus</i>	krustistel	--	--	--	--	11(11)	(-)
4	3	5	7	4	5	<i>Centaurea jacea</i>	rödklint	--	--	--	--	22(-)	(-)
4	5	7	9	2	4	<i>Centaurea scabiosa</i>	väddklint	--	17(4)	13(-)	11(-)	11(-)	(5)
4	5	7	11	2	5	<i>Cichorium intybus</i>	cikorior	4(-)	--	--	--	--	(-)
4	2	6	6	5	7	<i>Cirsium arvense</i>	åkertistel	--	--	--	11(-)	11(-)	(-)
2	8	6	5	2	4	<i>Crepis tectorum</i>	klofibbla	--	--	4(-)	--	11(-)	(-)
4	6	7	11	1	2	Helichrysum arenarium	hedblomster	13(-)	13(-)	25(-)	--	--	(4)
4	5	6	5	3	4	<i>Hieracium umbellatum</i>	flockfibbla	21(-)	8(-)	25(8)	67(22)	89(33)	(29)
4	6	6	10	2	4	<i>Hypochaeris radicata</i>	rotfibbla	38(-)	38(8)	75(8)	56(-)	33(-)	(37)
3	7	6	9	3	4	<i>Jacobaea vulgaris</i>	stånds	--	--	--	--	11(-)	(3)
2	9	7	11	2	3	<i>Logfia minima</i>	spenslig ullört	13(-)	33(17)	46(33)	11(-)	22(-)	(3)
1	9	7	4	5	8	<i>Matricaria discoidea</i>	gatkamomill	8(-)	4(-)	--	11(-)	--	(1)
4	2	7	5	1	3	<i>Pilosella officinarum</i>	gråfibbla	83(8)	79(25)	96(50)	67(33)	67(56)	(84)
1	8	7	10	2	7	<i>Senecio leucanthemifolius</i>	vårkorsört	--	4(-)	--	--	--	(-)
1	9	6	9	4	7	<i>Senecio sylvaticus</i>	bergkorsört	--	--	8(-)	--	11(-)	(-)
1	9	5	7	5	7	<i>Senecio vulgaris</i>	korsört	--	--	4(-)	11(-)	--	(-)
4	2	7	5	1	3	<i>Taraxacum</i>	maskrosor	21(-)	4(4)	4(-)	33(-)	11(-)	(3)
1	9	6	6	5	8	<i>Tripleurospermum inodorum</i>	baldersbrå	--	--	8(-)	--	11(-)	(-)
4	3	6	4	3	4	<i>Knautia arvensis</i>	åkervädd	42(13)	33(13)	29(-)	33(-)	33(-)	(12)
4	3	7	13	2	2	<i>Scabiosa canescens</i>	luktvädd	13(-)	13(-)	8(-)	--	--	(3)
4	2	5	5	5	7	<i>Anthriscus sylvestris</i>	hundkåx	--	--	--	11(-)	11(-)	(3)
2	7	7	11	2	5	<i>Daucus carota</i>	morot	--	--	--	--	22(11)	(-)
4	3	5	4	3	3	<i>Pimpinella saxifraga</i>	bockrot	33(4)	42(4)	38(4)	44(11)	11(-)	(9)