

# Indikatorer för småbiotoper i odlings- landskapet

Debora Arlt, Jonas Josefsson, Merit Kindström, Anders  
Glimskär



## Indikatorer för småbiotoper i odlingslandskapet

Debora Arlt	SLU, institutionen för ekologi, <a href="mailto:debora.arlt@slu.se">debora.arlt@slu.se</a>
Jonas Josefsson	SLU, institutionen för ekologi, <a href="mailto:jonas.josefsson@slu.se">jonas.josefsson@slu.se</a>
Merit Kindström	SLU, institutionen för ekologi, <a href="mailto:merit.kindstrom@slu.se">merit.kindstrom@slu.se</a>
Anders Glimskär	SLU, institutionen för ekologi, <a href="mailto:anders.glimskar@slu.se">anders.glimskar@slu.se</a>

<b>Utgivningsort:</b>	Uppsala
<b>Utgivningsår:</b>	<b>2019</b>
<b>Omslagsbild:</b>	Thomas Börjesson

**Sveriges lantbruksuniversitet**  
Fakulteten för naturresurser och jordbruksvetenskap  
Institutionen för ekologi



## Indikatorer för småbiotoper i odlingslandskapet

Debora Arlt, Jonas Josefsson, Merit Kindström, Anders Glimskär

### Innehåll

Bakgrund .....	4
Utgångspunkter för sammanställning och presentation .....	6
Urval och läge i landskapet .....	6
Kvalitet och skötsel för träd- och buskskiktet .....	11
Mått på mängd och förändring .....	14
Förslag på indikatorer .....	17
A. Mängd småbiotoper i åkerlandskapet .....	17
B. Mångfald av småbiotoper i åkerlandskapet i södra Sverige .....	20
Underlag och tillvägagångssätt .....	30
Standardisering och analys av förändring .....	30
Indelning efter markslag och region .....	33
Databearbetning och överföring till Miljömålsportalen .....	41
Kostnader och tidsplan .....	46
Arbetsmoment för utveckling och etablering .....	46
Preliminär kostnadsuppskattning .....	47
Exempel på presentation på Miljömålsportalen .....	50
Referenser .....	52
Bilaga 1: Linjekorsningsinventering i NILS .....	53
Bilaga 2. Flexibelt val av fördjupningar .....	55
Bilaga 3: Den rumsliga fördelningen i landskapet: konnektivitet .....	56
Bilaga 4: Formler för standardisering enligt Living Planet Index .....	61
Bilaga 5: Enkät till experter – småbiotopernas värde för organismer .....	63



## Sammanfattning

Rapporten presenterar förslag till indikatorer för miljö kvalitetsmålet Ett rikt odlingslandskap. Indikatorerna ska åskådliggöra tillstånd och förändringar för småbiotoper vid åkermark, baserat på dataunderlag från nationell och regional miljöövervakning. Två huvudsakliga indikatorer presenteras, med olika möjligheter till fördjupning beroende på syfte.

Den första indikatorn avser mängd av småbiotoper, totalt eller uppdelat på olika småbiotopstyper. Denna indikator fokuserar på fyra typer av linjära landskapselement: stenmurar, breda diken, markvägar samt vegetationsremсор och mindre diken mellan åkerfält. Skälen är dels att det är tydligt och beräkningsmässigt fördelaktigt att indikatorn kan presenteras som ett längdbaserat mått, dels att det är fyra relativt vanligt förekommande typer som tillsammans fångar in en bredd och variation av landskapselement, med stor relevans för både kultur- och naturvärden i landskapet. Det finns också möjlighet att få information om träd- och busktäckning på landskapselementen.

Den andra indikatorn beskriver mångfald av småbiotoper och inkluderar en mycket bredare grupp av landskapselement och strukturer vid åkerkanter. Förutom en något mer detaljerad indelning av linjära landskapselement, så ingår även åkerholmar, småvatten, skyddsvärda träd och bärande träd och buskar. Denna indikator kan presenteras som både rikedom (antal typer) och diversitet (Shannons diversitetsindex, som väger samman antalet typer och hur jämn mängdfördelningen är mellan typer) av småbiotoper inom ett landskapsavsnitt (rutor). Eftersom detta mått är skalberoende, så bör storleken på rutorna anpassas så att skillnader mellan områden och förändringar i tiden framgår som bäst. Förslagsvis presenteras rikedom för 1 x 1 km stora rutor och diversitet för 3 x 3 km stora rutor.

Den första, mängdbaserade indikatorn är anpassad för att presenteras rikstäckande, där data från linjekorsningsinventeringen i det nationella miljöövervakningsprogrammet NILS används. Mer utförliga data finns i det regionala delprogrammet för småbiotoper i åkerlandskapet inom Remiil, men endast för 11 län. Remiils data används dels för en fördjupad version av den första indikatorn i Syd- och Mellansverige, dels för mångfaldsindikatorn, som alltså bara kan tas fram för dessa 11 län. I dessa 11 län går det också att göra fördjupningar av resultaten genom att till exempel dela in småbiotoperna i ekologiskt funktionella grupper, biotopskyddade småbiotoper, småbiotoper med högt kulturmiljövärde och skötselberoende småbiotoper.

För beräkningen av mångfaldsindex standardiseras data till medelvärde delat med standardavvikelse, vilket gör det möjligt att jämföra och summera småbiotoper med olika geografisk utsträckning (polygoner/area, linjeobjekt/längd och punkter/antal). I rapporten presenteras huvuddragen för

de databearbetningar och beräkningar som behövs, liksom de arbetsmoment som behövs för inledande förberedelser och för löpande rapportering. Slutligen presenteras en enkät där experter anger relevansen av denna typ av mått för olika organismgrupper i jordbrukslandskapet.

## Bakgrund

Småbiotoper är små och välavgränsade områden som utgör livsmiljöer och spridningsvägar för odlingslandskapets arter. Småbiotoper utgörs ofta av kulturspår som odlingsrösen, diken och stenmurar. Det finns även småbiotoper som är mer eller mindre naturligt förekommande (eller bara delvis människoskapade) i form av till exempel åkerholmar, småvatten och sandblottor. I denna rapport följer vi språkbruket inom det regionala miljöövervakningsprogrammet för småbiotoper inom Remiil (Regional miljöövervakning i landskapsrutor; Lundin m.fl. 2016), där man också räknar in bärande träd och buskar, skyddsvärda träd samt artrik ängsvegetation som småbiotoper. En mer korrekt benämning skulle kunna vara "småbiotoper och landskapselement".

I det nuvarande miljömålssystemet har miljökvalitetsmålet Ett rikt odlingslandskap två preciseringar som direkt knyter an till småbiotoper: "variationsrikt odlingslandskap" och "bevarade natur- och kulturmiljövärden". Inom miljökvalitetsmålet Ett rikt växt- och djurliv omfattar preciseringen gällande biologiskt kulturarv också småbiotoper. Småbiotoper (förekomst och kvalitet) anses vara viktiga för förutsättningar för biologisk mångfald i odlingslandskapet, d.v.s. småbiotoper som livsmiljöer för vilda djur och växter. Jordbruksverket tog fram en strategi för fler småbiotoper i slättbygd år 2004 (Jordbruksverket 2004), men att följa upp mängden småbiotoper visade sig vara svårt eftersom data saknades för att följa utvecklingen. För den småbiotopsuppföljning baserad på NILS flygbildstolkning som SLU har utfört åt Jordbruksverket, stod det klart redan under ett mycket tidigt skede att det var mycket stor slumpvariation i resultaten och många osäkerheter i hur rättvisande flygbildstolkningen var som datainsamlingsmetod för småbiotoper (Allard m.fl. 2008).

Inom den regionala miljöövervakningen följer vi sedan år 2009 utvecklingen för småbiotoper i och vid åkermark i de flesta länen i södra Sverige genom flygbildstolkning och fältinventeringar. Från och med 2015 deltar elva länsstyrelser i småbiotopsövervakningen inom miljöövervakningsprogrammet Remiil (Lundin m.fl. 2016). Åtta av länsstyrelserna var med redan från starten 2009. Inom den nationella miljöövervakningen NILS, inventeras sedan år 2003 ett antal linjeobjekt, bland annat stenmurar (och andra hägnader), vegetationsremсор (åkerrenar, vägslänter), diken, brukningsvägar (och andra transportleder) samt skogskanter (Sjödin 2016). Linjeobjekten inventeras i alla miljöer oberoende av var de ligger i landskapet. Genom att kombinera dessa data får man goda möjligheter att ta fram en eller flera indikatorer som gör det möjligt att följa utveckling och skötsel av småbiotoper i odlingslandskapet.

I denna rapport ger vi förslag på småbiotopsindikatorer som kan användas för nationell och regional miljömålsuppföljning av odlingslandskapets variation och natur- och kulturvärden. Här ingår också en utvärdering av hur data inom svensk miljöövervakning kan sammanställas så att dessa enkelt kan föras över till indikatorn (indikatorerna) samt förslag till rutiner för analys och rapportering för indikatorerna. Indikatorerna ska beskriva nuvarande tillstånd samt förändring över tid och ska visa:

- Mängd småbiotoper i meter och antal i åkerlandskapet samt fördelning i landet på lämplig regionaliserad nivå.
- Diversitet av småbiotoper i olika delar av landet.
- Synlighet och skick av kulturmiljöer, utifrån insamlade data över landskapselement.

Vi presenterar också förslag till hur data som samlas in inom miljöövervakningen, samt andra underlag som används inom nationell och regional miljöövervakning, kan användas för att följa utvecklingen för jordbruksmarkens småbiotoper. Vi går också igenom hur markslagsklassningen i Jordbruksverkets blockdatabas och Remiils flygbildstolkning kan användas för att bestämma omgivande markslag vid de småbiotoper som fältkarteras genom linjekorsningsinventeringen inom NILS.

I anslutning till uppdraget till SLU från Jordbruksverket, så har också en utredning genomförts om hur Remiils småbiotopsdata kan sammanställas för länsstyrelsernas egna behov, med förslag till lämplig regionindelning för presentationer med utgångspunkt från de figurer som finns i resultatrapporten från Remiil 2016 (Glimskär m.fl. 2016). Uppdraget innebär också att lyfta ut de delar som lämpar sig bäst för regionala fördjupade presentationer.

Urvalet av objektstyper och alternativ för indikatorer har sammanställts i samråd mellan SLU, Jordbruksverket och länsstyrelserna i Örebro och Östergötlands län. Lisa Karlsson, Johan Wallander, Helena Rygne och Nicklas Jansson har varit delaktiga med diskussioner, synpunkter och förslag i alla delar av arbetet.

# Utgångspunkter för sammanställning och presentation

## Urval och läge i landskapet

### Vad är en bra indikator?

Det finns ingen enhetlig definition om vad som är en bra indikator. I litteraturen finns ett antal sammanfattningar som listar upp kriterier som delvis stämmer överens och delvis avviker (t.ex. Dale & Beyeler 2001, Niemeijer 2002).

EEA (2003) anger följande definition:

*“An indicator is an observed value representative of a phenomenon of study. In general, indicators quantify information by aggregating different and multiple data.”*

Där kan värde (*value*) läsas brett som kvantitativt värde (mängd), kvalitativa egenskaper eller någon särskild komponent (t.ex. en indikatorart). Vi har utgått från litteraturen och sammanställt några viktiga kriterier för en bra miljömålsindikator för småbiotoper i odlingslandskapet:

- Indikatorerna ska vara relevanta för frågeställningen, d.v.s. kunna visa tillstånd och förändringar i förutsättningar för biologisk mångfald och kulturmiljövärde i odlingslandskapet.
- Indikatorerna ska täcka en stor bredd av viktiga aspekter beroende på frågeställningen. Indikatorerna ska helst beskriva både kulturmiljövärde och naturvärde av utpekade landskapselement. Förutsättningar för biologisk mångfald i odlingslandskapet bestäms t.ex. av:
  - Förekomst av småbiotoper: hur mycket småbiotoper det finns och vilken kvalitet de har
  - Diversitet: variation av småbiotoper i landskapet
  - Rumslig fördelning: fördelningen av småbiotoper i landskapet och arters möjlighet att överleva i och sprida sig mellan dem
  - Det landskap som småbiotoperna finns i, t.ex. om det är ett mer homogent åkerlandskap eller ett mer variabelt landskap.
- Flera indikatorer eller delindikatorer ska komplettera varandra och inte överlappa.
- Indikatorerna ska svara (snabbt) på landskapsförändringar. En idealisk indikator visar inte bara tillstånd och vilka förändringar som sker, utan kan också peka på orsaker till förändringarna som grund för åtgärder. Detta kan göras genom att sätta småbiotopsindikatorerna i relation till andra mått och indikatorer för landskapsförändringar och markanvändning.
- Ingående data ska ha god kvalitet (datamängd, precision, mätfel).

För att förstå hur småbiotoper förändras behöver man alltså förstå de faktorer som påverkar förekomsten av småbiotoper, exempelvis om mängden småbiotoper vid åkermark förändras av att åkermarken försvinner



eller att själva småbiotopen tas bort eller förstörs. Och för att förstå konsekvenser av ändringar av småbiotoperna – som behövs för att kunna styra åtgärder – behöver man förstå hur småbiotoperna i sin tur påverkar biologisk mångfald och kulturmiljövärden. Att sätta in småbiotoperna i rätt sammanhang är viktigt för att dra rätt slutsatser från resultaten och för att få underlag för vilka åtgärder som är lämpligast för att förbättra situationen.

Hur man presenterar en indikator för småbiotoper beror på vilka frågor man vill kunna svara på och vilken typ av förändringar man vill fånga in, t.ex.:

1. Vilket mått är känsligast för förändringar på kort och lång sikt?
2. Hur får man jämförbarhet mellan landskap med olika mängd åkermark?
3. Hur påverkas hela landskapet om en åkermarkspolygon växer igen?
4. Är det småbiotopsrik eller småbiotopsfattig åkermark som försvinner eller växer igen?
5. Sker förändringar i markanvändning och arealen åkermark mest i småbiotopsrika eller i mer storskaliga landskap?
6. Finns det något samband mellan mängd och mångfald av småbiotoper och åkermarkens mängd och arrondering?
7. Hur förändras objekt som omfattas av biotopskyddslagstiftningen?
8. Vilken typ av förändringar är viktigast för växter och djur?

### **Urval av småbiotoper och landskapselement**

I förutsättningarna för förslagen ingår att i första hand använda data från NILS linjekorsningsinventering och Remiils småbiotopsinventering. Till det behövs olika kartskikt med hög kvalitet, som grund för urval och analys av markanvändningsförändringar, framför allt från flygbildstolkning.

Indikatorerna avser alltså småbiotoper i jordbruksmark, i första hand åkermark men också småbiotoper som tidigare har legat vid åkermark (nationella data från NILS). För åkermark är det naturligt att man inkluderar den närmaste kanten vid omgivande mark samt den mindre del av småbiotoperna som ligger i själva åkermarken. Remiil har valt att göra sin datainsamling så att den, förutom småbiotoperna i åkermarken, inkluderar en 5 meter bred zon från åkermarkens plöjningskant ut i omgivande mark (Lundin m.fl. 2016). För linjeobjekt i NILS behöver man göra ett urval bland aktuella småbiotoper, så att resultaten blir jämförbara med de från Remiil. Eftersom linjeobjektens läge normalt inte registreras i NILS, så behöver detta som regel göras med GIS-analyser, baserat på kartskikt som visar läget i förhållande till omgivande mark med olika markanvändning.

NILS linjekorsningsinventering är begränsad till linjära landskapselement, utifrån den linjekorsningsmetod som används för inventeringen (se Bilaga 1). Förutom "traditionella" småbiotoper ingår där också skogskanter med olika form och struktur. Remiils urval innefattar mer av det man normalt inbegriper i "småbiotoper" och "landskapselement", och där finns även bärande träd och buskar, skyddsvärda träd (baserat på stamdiameter, inklusive hålträd och stående/liggande döda träd) och artrika ängsfragment. För att kunna använda data från båda inventeringarna till en och samma

indikator, så har vi dock efter samråd med Jordbruksverket och länsstyrelserna valt att begränsa oss till de typer som är gemensamma för de två inventeringarna:

- Stenmurar
- Breda diken
- Markvägar
- Vegetationsremsor och mindre diken mellan åkerfält

En möjlighet kunde också vara att använda åkerholmar, som inventeras detaljerat i fält i Remiil och som ingick i NILS flygbildstolkning. Detta genomfördes som ett engångsmoment under perioden 2003-2007, men här har vi valt att inte inkludera dem i indikatorförslagen, bland annat eftersom det krävs något annat angreppssätt för att eventuellt kunna hantera data från NILS flygbildstolkning.

#### *Stenmurar*

I NILS registreras alla typer av hägnader, även de som är delvis raserade och inte har kvar sin hägnande funktion. I en småbiotopsindikator ingår förslagsvis endast stenmurar. I både NILS och Remiil är beskrivningen av stenmurar och diken relativt utförlig, vilket gör att det går bra att formulera likartade urvalskriterier för storlek och typ av objekt från de båda programmen. Dock är beskrivningen av träd- och buskskiktet betydligt mer detaljerad i Remiil, och rutinerna för att bestämma urval utifrån läge blir också annorlunda jämfört med NILS. Till skillnad från i NILS så registrerar Remiil också röjningsanläggningar (t.ex. odlingsrösen), vilket innefattar både äldre och nutida röjningssten om stenarna är staplade och upplagda i en någorlunda urskiljbar form, men vi har valt att inte ta med röjningsanläggningar i förslagen i denna rapport.

#### *Diken*

Precis som i Remiil anger man också i NILS hur bred vattenfåran är, och vi föreslår en gräns vid minst 5 dm bredd som ett urvalskriterium för båda datakällorna. I NILS görs en mycket förenklad inventering för diken med vattenfåra som är smalare än 5 dm, så där framgår t.ex. inte vilken träd- och busktäckning diket har eller vilka vattenväxter som finns där. Denna definition av tydligt vattenpåverkade diken bedömer vi till stor del borde motsvara öppna diken inom den avgränsning som används i biotopskyddsbestämmelserna (Förordning om områdeskydd, 1998), under rubriken "Småvatten och våtmark i jordbruksmark":

*”Ett småvatten eller en våtmark med en areal av högst ett hektar i jordbruksmark som ständigt eller under en stor del av året håller ytvatten eller en fuktig markyta såsom kärr, gölar, våtar, översilningsmarker, kallkällor, mörgelgravar, öppna diken, dammar och högst två meter breda naturliga bäckfåror. Arealbegränsningen avser inte linjära element som öppna diken eller högst två meter breda naturliga bäckfåror. Dammar anlagda för bevattningsändamål innefattas inte i denna biotop.”* [Citat från Bilaga 1 till förordning (1998:1252) om områdeskydd enligt miljöbalken m.m. Se även Naturvårdsverket 2012]

### *Markvägar*

Som småbiotoper är det förmodligen endast brukningsvägarna som används inom jordbruket som är av intresse bland NILS transportleder, och det kriterium i NILS linjekorsningsinventering som kan användas är enbart indelningen i markväg eller anlagd väg. Förslagsvis tas därför bara markvägar vid jordbruksmark med i en småbiotopsindikator. I länsstyrelsernas småbiotopsinventering särskiljs även anlagda brukningsvägar med huvudsaklig funktion för transporter inom jordbruket, men gränsdragningen för vilka anlagda vägar som ska tas med är svår och kan försvåra tolkningen av indikatorn. Därför har vi valt att bara ta med markvägar, som vi kan vara mer säkra på utgör ett slags småbiotop knuten till själva jordbruket.

### *Vegetationsremsor*

Remiils småbiotopskartering registrerar av kostnadsskäl endast vegetationsremsor separat om de ligger helt fritt från andra linjeobjekt och är omgivna på båda sidor av åkermark. NILS registrerar diken och vegetationsremsor (åker-, dikes- och vägrenar) i alla miljöer, men genom GIS-analyser kan man få fram ett urval av vegetationsremsor och diken i NILS som motsvarar urvalet i Remiil.

### **Möjliga alternativ för gruppering och indelning**

För en övergripande indikator är det värdefullt att presentera den totala mängden småbiotoper, men vi strävar också efter att man ska kunna välja att dela upp informationen på enskilda småbiotopstyper. Det underlättar tolkningen av resultaten och möjligheten att följa mer detaljerade skillnader i utvecklingen. För det behövs att man gör måtten för de olika typerna jämförbara, vilket diskuteras mer nedan. En mycket detaljerad indelning gör dock att flera av värdena blir mer osäkra (åtminstone för mer sällsynta typer), så en alltför detaljerad indelning är inte alltid lämpligt eller realistiskt.

Under utvecklingsarbetet har vi identifierat andra möjliga grupperingar, beroende på syfte. Indelning efter funktionella grupper, biotopskydd och kulturmiljö för objekt vid åkermark kan i praktiken göras endast för Remiil, där det finns totalt sett mer data, fler småbiotopstyper och fler variabler som underlag för indelning.

### *Funktionella grupper*

För de ekologiska funktionerna och variationens betydelse för biologisk mångfald och olika organismer, så kan man tänka sig en indelning i funktionella grupper som motsvarar vilda växters och djurs livsmiljökrav. Dessa fyra typer skulle alltså kunna presenteras som aggregerade grupper.

- Vattenmiljöer (breda diken, småvatten)
- Gräsmarksmiljöer (åkerholmar, vegetationsremsor i åkermark, diken med dikesrenar, markvägar)
- Träd-/buskmiljöer (bärande träd och buskar, skyddsvärda träd, alléer)
- Stensubstrat (stenmurar, röjningsrösen, block och hållar)

### *Biotopskydd*

En viktig användning av småbiotopsdata är att belysa möjliga effekter av eventuella brister i efterlevnad av biotopskyddslagstiftningen, åtminstone på en översiktlig nivå. Därför skulle en aggregerad indikator för dessa typer tillsammans vara av värde, och den skulle också kunna användas som en indikator för vissa aspekter av kulturmiljövärden i landskapet. De småbiotopstyper som berörs är:

- Åkerholmar
- Stenmurar
- Röjningsanläggningar ("odlingsrösen")
- Breda diken (ingår i "småvatten och våtmarker")
- Småvatten
- Alléer

### *Kulturmiljövärde*

Vi har även diskuterat att ha en aggregerad indikator för småbiotoper och landskapselement som är av särskilt intresse för kulturmiljön även om de också kommer att presenteras som enskilda typer samt ingå i den summerade indikatorn. De typer som skulle kunna vara aktuella är:

- Skyddsvärda träd
- Vegetationsremsor mellan åkrar
- Diken mellan åkrar
- Brukningsvägar
- Stenmurar
- Odlingsrösen

### *Skötselberoende (information om träd- och buskskikt)*

Både naturvärdet och kulturmiljövärdet påverkas av träd- och buskskiktet, och det har relevans för eventuella skötselbehov. Det är dock bara vissa typer där den informationen är relevant:

- Åkerholmar
- Stenmurar
- Röjningsanläggningar
- Breda diken
- Småvatten

Sådana data finns även för vegetationsremsor och smala diken mellan åkrar, men Remiils analys (Glimskär m.fl. 2016) visar att dessa ofta helt saknar träd och buskskikt. I Remiil finns också information om inväxning och täckning av träd och buskar kring skyddsvärda träd, som har betydelse för trädens vitalitet och naturvärde, men eftersom den informationen är av annan karaktär och i annat format, väljer vi att inte ta med den i indikatorn.

#### *Typ av åkerkant*

I de analyser av Remiils data som genomfördes efter det första inventeringsvarvet 2009-2014 (Glimskär m.fl. 2016), så lade vi stor vikt vid att belysa skillnader beroende på i vilka typer av åkerkanter småbiotoperna förekom, exempelvis kanter mellan åkerfält, kanter mot löv- eller barrskog och kanter mot annan öppen mark. Där framgick en del intressanta skillnader som skulle kunna ge underlag för bättre tolkningar och en mer nyanserad bild. Den indelning som skulle vara mest intressant för en sammanfattande indikator är kanske att urskilja just kanter mellan åkerfält från andra kanter, eftersom de får mest påtaglig effekt. Vi har valt att bara urskilja smala diken och vegetationsremsor mellan åkerfält, men möjligheten finns också att man i framtiden skulle kunna göra liknande urval för andra typer, om rutiner för sådant urval tas fram.

### **Kvalitet och skötsel för träd- och buskskiktet**

Mängden vedväxter används ofta som ett mått på skötselstatus och skötselbehov, i synnerhet för kulturbärande landskapselement. För kulturmiljövärdena är möjligheten att se och uppleva landskapselementen av stort värde, och därför är synligheten viktig. Även äldre lövträd kan anses ha ett kulturmiljövärde, och "träd och buskar som har vuxit upp i välhävda landskap" kan betraktas som generellt intressanta, som spår av långvarig, mer eller mindre "traditionell" markanvändning. För naturvärdena och landskapets variation är vedväxterna viktiga, eftersom de bidrar till ekologiska funktioner. Där kan det vara önskvärt med en variation i typ och mängd av vedväxter. Det finns konsensus om att taggbuskar och andra bärande träd och buskar är värdefulla, exempelvis för vissa fågelarter, och sälj och lönn är viktigt för humlor och vilda bin under våren. Grova äldre träd, särskilt ädellövträd med stam- och grenhål eller spår av hamling, är också värdefulla för bland annat vedinsekter, epifytlavar, fåglar och ibland också som kulturspår. Som igenväxningsvegetation kan man räkna sådana träd och buskar som kan tänkas komma upp nyligen som en effekt av t.ex. alltför svag eller upphörd hävd. Unga, nyetablerade träd och buskar räknas alltså ofta som mindre värdefulla än äldre. Samtidigt är de en förutsättning för att det ska kunna finnas en kontinuitet av äldre träd i landskapet. Åldern är inte alltid relaterad till höjden, och åldern är inte heller det enda kriteriet

på att träden och buskarna har växt upp i "välhävdade landskap". Här ingår även vidkronighet hos träd och täthet hos buskar som visar att de har vuxit vid god ljusställning eller har påverkats direkt av avbetning. Det är dock variabler som kan vara svåra att mäta och sätta variabler för. Vi antar därför att höjden hos de bärande träd och buskar som karteras i Remiil i viss mån indikerar ålder och successionsstadium, åtminstone i brist på mer detaljerad information.

Det är svårt att få ett helt konsekvent system för att klassa igenväxning, eftersom bedömningen av vad som normalt räknas som "igenväxningsvegetation" eller "träd och buskar som har vuxit upp i välhävdade landskap" påverkas av många faktorer, som det i sin tur kan vara svårt att sätta kvantitativa kriterier för. Vilken bedömning man gör påverkas också av vad det är man vill utläsa, exempelvis:

- Skötselstatus för ett visst landskapselement eller en yta
- Förekomst av igenväxningsvegetation i ett landskapsavsnitt eller en region
- Variation i träd- och buskskiktet i ett landskapsavsnitt

Om man vill ha en ännu bättre bild av variationen och olika typer av successionsprocesser och hävdeffekter i landskapet, så kan en mer detaljerad indelning användas. Detta synliggör att de olika variablerna delvis är beroende av varandra, exempelvis så att klassningen av synlighet eller solexponering bara tillför något ytterligare i objekt eller ytor som man redan vet har en viss mängd träd och buskar. På det sättet kan alla variablerna bli del av ett och samma indelningssystem. Samtliga variabler som behövs för indelningarna nedan finns med i länsstyrelsernas fältinventering av småbiotoper. I NILS linjekorsningsinventering finns endast total täckning av träd respektive buskar.

Möjliga alternativ för indelning av träd- och buskskikt:

- Täckning för träd- och buskskiktet indelat i höjdsikt på småbiotopsobjekt
- Antal stammar av träd och vissa buskar på småbiotopsobjekt
- Synlighet och solexponering på småbiotopsobjekt
- Täckning och höjd av bärande träd och buskar
- Art och stamdiameter av skyddsvärda träd

### **Synlighet och solexponering**

Synlighet och solexponering bedöms utifrån delvis andra grunder än de övriga måtten, men kan användas för att modifiera den klassning man får utifrån t.ex. täckning. Dessa variabler tillför något enbart för objekt med högre täckning av träd och buskar och kan där användas som grund för underindelning. Man kan välja att använda antingen den ena eller den andra, beroende på syfte (t.ex. natur eller kulturmiljö).

Som underlag för att bedöma kulturmiljövärde används variabeln synlighet, som har fyra klasser. Detta bedöms i fält som den andel av objektet man ser på 5 meters avstånd, från den riktning där objektet syns bäst.

- Helt synlig
- Delvis synlig
- Måttligt skymd
- Kraftigt skymd

På samma sätt kan man sammanställa solexponering av markvegetationen och marksubstratet, som är en motsvarighet till synlighet, men mer kopplad till naturvärdena, eftersom den tar hänsyn till väderstreck och solens läge.

- Helt solexponerad
- Delvis solexponerad
- Måttligt skuggad
- Kraftigt skuggad

### **Träd- och buskskiktets artsammansättning och struktur**

Ett praktiskt och tydligt sätt att få underlag för att bedöma igenväxning är genom att ange täckningen separat i olika höjdsnitt. Den indelning som används för både småbiotopsinventeringen och gräsmarksprovytorna i länsstyrelsernas inventering är <1 m, 1-3 m och >3 m höjd. De lägre höjdsnitten kan då betraktas som igenväxningsvegetation, och var man sätter den höjdgränsen kan påverkas av t.ex. trädslag, i den mån det är känt, eller begränsningarna hos den mätmetod man använder.

Antal trädstammar är mest användbart som komplement till täckningsbedömningen i de fall där det finns stor mängd högre träd, över 3 meter, eftersom man där kan vilja skilja ut "sly" från uppväxta eller äldre träd. Förslagsvis används detta som ett täthetsmått, där antalet stammar relateras till den totala arean med högre träd (objektets totalarea multiplicerad med träd täckningen), vilket ger måttet antal stammar per m<sup>2</sup> (eller per hektar m.m.). Ett högt antal stammar (och därmed normalt yngre och mer nyetablerade träd) kan då tolkas som att trädskiktet har mer av slykaraktär.

För både träd-/buskskiktstäckning och stamantal är artsammansättningen viktig att känna till, eftersom det påverkar hur man tolkar det i form av naturvärde och ekologiska processer, men i viss mån också kulturmiljövärde. Om andelen av träd- och busktäckningen som är bärande träd och buskar är hög, så är det lättare att tolerera än om det är mer triviala arter (t.ex. gran, viden eller björk), som bara registreras som en del av totalmängden träd och buskar på ett småbiotopsobjekt (t.ex. en stenmur eller ett dike). Inom en viss höjdklass eller stamantalsklass kan man om möjligt dela in i om det utgörs av i huvudsak bärande träd och buskar eller inte. Skyddsvärda träd påverkar inte stamantalet (eller snarare bidrar till att det är lågt), eftersom de grova stammarna aldrig är många på en viss yta, men kan däremot påverka täckningen av högre träd markant, t.ex. vidkroniga ekar. För klassningen utifrån täckningen av höga träd bör man alltså specificera om det till stor del utgörs av skyddsvärda träd. På det sätt som

småbiotoperna registreras i Remiil, så kan denna information tas in genom en GIS-analys, där man gör ett överlägg av karterade objekt, och utifrån det räknar man ut hur stor andel av träd- och busktäckningen på t.ex. en stenmur eller ett dike som kan antas vara bärande träd och buskar eller skyddsvärda träd. GIS-rutiner för det behöver i så fall tas fram.

För att bedöma skötselbehov och betydelse för träd-/buskanknutna värden tar man ofta i praktiken hänsyn till vilka typer av träd och buskar som växer på småbiotopen, om de är av "igenväxningskaraktär" eller "uppkomna i välhåvdade landskap". Följande typer av träd- och buskvegetation skulle kunna klassas fram från Remiils mer detaljerade data.

- Igenväxningsvegetation
  - Lågväxta <1 m, <hälften bärande
  - Medelhöga 1-3 m, triviala
  - Höga >3 m, triviala, många stammar
- Trivial träd- och buskvegetation
  - Lågväxta <1 m, >hälften bärande
  - Medelhöga 1-3 m, bärande
  - Höga >3 m, triviala, få stammar
- Värdefull träd- och buskvegetation
  - Höga >3 m, bärande
  - Skyddsvärda träd

## Mått på mängd och förändring

### Mängdmått och standardisering

Beskrivningen av mängden småbiotoper och landskapselement och deras förändring över tiden kan göras på olika sätt, beroende på syfte och beroende på vilken typ av jämförelser man vill kunna göra:

- Totalmängd
- Standardiserad mängd
- Täthet

Totalmängden kan tyckas vara viktigast för det mesta, men en jämförelse mellan två regioner eller landskapstyper påverkas förstas väldigt mycket av regionens totala areal och hur mycket jordbruksmark det finns i landskapet. Sådana skillnader kan skymma de jämförelser man egentligen är intresserad av, t.ex. om varje enskilt åkerfält har större eller mindre mängd småbiotoper eller om mängden småbiotoper förändras mer på ett ställe än ett annat.

Standardiseringen har som syfte att göra mängdvärdena mer jämförbara mellan småbiotopstyper (se Bilaga 4), eftersom ett längdmått (antal eller area) egentligen är ett godtyckligt mått i förhållande till objektets faktiska natur- eller kulturvärde. Detta kan göras med olika utgångspunkter:



- För att vikta småbiotoper mot varandra i en aggregerad indikator. Detta behövs av flera skäl, dels för att kunna lägga ihop småbiotoper där mängden är angiven i olika enheter (t.ex. antal och längd), dels för att man kan vilja ta hänsyn till andra aspekter på småbiotopernas betydelse, t.ex. om man antar att en km av en typ har större ekologisk eller kulturmiljömässig betydelse än en km av en annan typ. Om man inte viktar, så antar man att 1 km alltid är likvärdig med en annan, oavsett typ.
- För att beräkna proportion av alla ingående småbiotoper som behövs för att beskriva landskapets variation inom en landskapsruta, t.ex. för ett diversitetsindex. Här är det själva mängden av småbiotopen, givet att småbiotopen finns i rutan, som är viktigt för att standardisera mängden.

För att göra resultaten mer jämförbara mellan regioner kan de anges som mängd per hektar jordbruksmark, eller i vissa fall som mängd per km åkerkant. Det underlättar också för jämförelser mellan områden med olika stor mängd åkermark eller betesmark i landskapet. Exempel på sådana resultat finns i de tidigare analyser och utvärderingar som vi har tagit fram för småbiotoper inom Remiil (Glimskär m.fl. 2013 och 2016).

### **Begränsningar i data och möjligheten att påvisa förändringar**

Det är viktigt att känna till vilka begränsningar som tillgången på data medför. De analyser och sammanställningar som har gjorts visar vissa tendenser som kan vara viktiga att ta hänsyn till i det fortsatta planerandet.

#### *NILS*

NILS ger väntevärdesriktiga resultat från hela landet, men tyvärr är stickprovet i jordbruksmark litet, vilket begränsar möjligheterna till noggranna indelningar. Bara ett mer översiktligt mått på "igenväxning" kan ges, eftersom de enda variabler som finns är total trädtäckning och total busktäckning (baserat på art, inte på höjd), som finns tillgängligt för stenmurar, diken och vegetationsremсор (inkl. dikesrenar). Diken och markvägar är de objekt där NILS förmodligen ger bäst data, och för diken finns mer detaljerade data på storlek och vattenpåverkan m.m. som liknar de i Remiil. En fördel med NILS är att linjeobjekten registreras på samma sätt i alla landmiljöer. Detta ger en möjlighet att även spåra objekt bakåt i tiden, som har sitt ursprung i äldre tiders jordbrukslandskap, och även framåt för objekt i framtidens igenväxningsmarker, om vi antar att beskowningen av jordbrukslandskapet kommer att fortsätta i rask takt.

#### *Remiil*

Remiil ger detaljerad heltäckande information om småbiotoper och landskapselement i åkerlandskapet. En begränsning i Remiil är att småbiotoper endast inventeras i och vid mark som idag är åkermark, vilket innebär att ett resultat som visar en minskning av småbiotoper antingen kan bero på att åkermark har tagits ur produktion eller att småbiotoperna aktivt har tagits bort. I presentationen av förändringar ska vi så långt möjligt kunna presentera resultat för båda dessa två förändringsorsaker.

Remiil saknar i dagsläget data från flera län, beroende på vilka län som har valt att ansluta sig till inventeringen, vilket får störst konsekvenser för stenmurarna, eftersom de är ojämnt fördelade mellan regioner. För första varvet har det stor påverkan för resultaten att Kalmar, Halland och Västra Götaland saknas, så möjligtvis blir det alltför ofullständigt och potentiellt missvisande att presentera stenmursdata med data insamlade före 2015, där de länen inte ingår. Man skulle kunna tänka sig att presentera resultat för en region av bara östra Svealand, men där finns det väldigt lite stenmurar, jämfört med andra regioner. En sammanställning från NILS visar att det där i stort sett inte har påträffats några stenmurar alls i norra Sverige, så ur den aspekten är det inte lika allvarligt att norra Sverige inte ingår.

Stenmurarnas ojämna regionala utbredning bidrar till att både NILS och Remiil i viss mån är otillräckliga för att ge en rättvisande bild (för Remiil åtminstone före 2015). Det som skulle behövas är att Remiil kompletteras med åtminstone samtliga län i södra Sverige som kan förväntas ha någon betydande mängd stenmurar. Framför allt är det Kronoberg och Blekinge som skulle behöva ingå, men det skulle också behövas ett förstärkt stickprov i Skåne, Västra Götaland, Östergötlands och Kalmar län, där stickprovet idag är relativt glest (utglesat), eftersom länsstyrelsernas bidrag till Remiil inte är anpassat efter den större arealen jordbruksmark i dessa län.

## Förslag på indikatorer

Vi föreslår två huvudindikatorer, där det sedan finns möjlighet till underindelning baserat på mått, typ och egenskaper hos de ingående objekten. För en övergripande indikator presenteras summerade värden, och sedan kan man välja flera alternativ för underindelning för olika frågeställningar (Figur 1).

- A. Mängd linjära landskapselement i åkerlandskapet
  - a. Mängd av linjeobjekt i hela Sverige
  - b. Mängd av linjeobjekt i södra Sverige
  - c. Skötsel och igenväxning av linjeobjekt
- B. Mångfald av småbiotoper i åkerlandskapet i södra Sverige
  - a. Rikedom av småbiotoper
  - b. Diversitet av småbiotoper

Den första huvudindikatorn (A. Mängd linjära landskapselement i åkerlandskapet) baseras på data som finns tillgängliga både rikstäckande, från NILS linjekorsningsinventering, och mer detaljerat i södra Sverige, från Remiil.

Den andra huvudindikatorn (B. Mångfald av småbiotoper i åkerlandskapet i södra Sverige) baseras på Remiil, där data från 11 län i södra Sverige finns att tillgå från och med 2015, och data för 8 län för perioden 2009-2014. Där ingår totalt 11 småbiotopstyper, och beskrivningen av t.ex. träd- och buskskikt är mer omfattande, vilket möjliggör en mer noggrann beskrivning och indelning. Eftersom dessa data har karterats heltäckande, så möjliggör de också beräkning av rikedom och diversitet av objektstyper inom ett landskapsavsnitt.

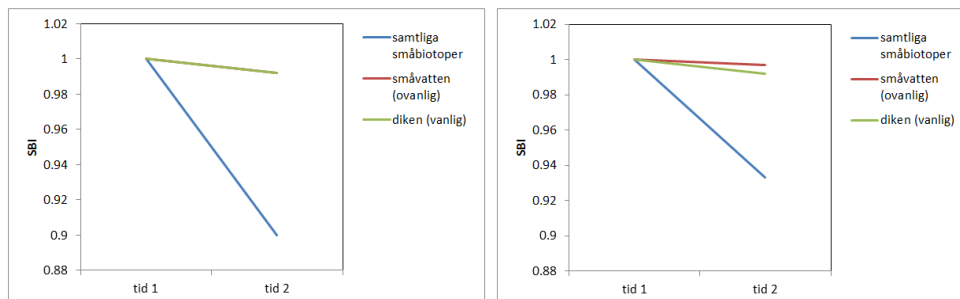
### A. Mängd småbiotoper i åkerlandskapet

För att vi ska kunna dra maximal nytta av de två inventeringarnas olika innehåll, så har vi valt att definiera mängdindikatorn utifrån de linjära småbiotopstyper som är gemensamma, så att urvalet blir jämförbart för de båda datakällorna.

- Stenmurar
- Breda diken
- Markvägar
- Vegetationsremsor och mindre diken mellan åkerfält

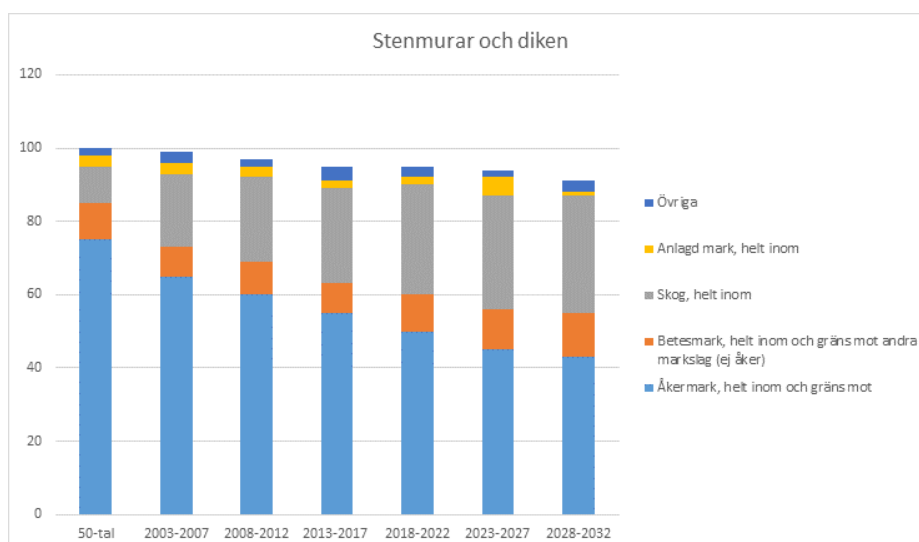
#### a) Mängd småbiotoper i hela Sverige

Data om linjeobjekt från NILS linjekorsningsinventering utgör ett representativt stickprov från alla landmiljöer i hela Sverige, men det har relativt få datapunkter, eftersom det inte är en heltäckande inventering. Därför är det inte realistiskt att göra detaljerade indelningar, och vi föreslår att man därifrån endast gör skattningar för åkermark i Sverige som helhet.



Figur 1. Exempel på resultat för indikator med oviktade (vänster) och viktade (höger) mängdvärden (SBI = småbiotopsindex). Den viktade småbiotopsmängden beräknad för förändring mellan två tidperioder visas för totalmängd av småbiotoper. Indexvärdet för första tidsperioden  $SBI_1 = 1$ . Linjerna visar resultat från tre scenarier där småbiotoper minskade med 10 % mellan tidperiod 1 och 2. Blå = samtliga småbiotoper; Röd = småvatten, den ovanligast förekommande småbiotopen; Grön = diken, en av de vanligast förekommande småbiotoperna.

Många av de småbiotoper som har sitt ursprung i anslutning till åkermarken finns idag inne i skogen eller i betad mark, beroende på hur marken har skiftat användning och eventuellt övergivits som jordbruksmark. En fördel med NILS datainsamling är att linjeobjekten registreras på samma sätt i alla landmiljöer, vilket ger möjligheten att fånga upp även sådana linjeobjekt som idag inte ligger vid åkermark. Med GIS-bearbetning utifrån rätt kartunderlag har man alltså i princip möjlighet att följa statusen hos alla linjeobjekt som har sitt ursprung i åkermiljön (Figur 2). Den begränsning som finns är kostnaden för att ta fram ett digitalt kartsikt i vektorformat utifrån äldre flygbilder eller kartor. Ett alternativ kan vara att ange markslag för själva korsningspunkterna genom manuell flygbildstolkning.



Figur 2. Schematiskt exempel på hur småbiotoper som har sitt ursprung i åkerlandskapet (fiktiva data) skulle kunna följas i hela landskapet när markanvändningen förändras över tiden. NILS skulle kunna användas för detta, i kombination med kartsikt som kan användas för att klassa objektens läge.

## **b) Mängd småbiotoper i södra Sverige**

För Remiils mer omfattande och mer detaljerade data föreslår vi samma urval av huvudtyper, för de län i södra Sverige som deltar i den inventeringen. Det finns en möjlighet att man inkluderar två dataserier i presentationen, en för åtta län med 2009 som "referensnivå", och en för alla elva län som utgår från år 2015. Då åskådliggör man och får nytta av alla tillgängliga data, och principen kan också användas om urvalet av län ändras även under kommande perioder.

Eftersom det finns betydligt mer data per område (landskapsruta), så finns det också större möjligheter att göra underindelningar och ändå få någorlunda tillförlitliga resultat. Varje småbiotopstyp och eventuella undertyper finns representerade i fler rutor, vilket gör att de statistiska skattningarna blir betydligt starkare. Vi föreslår att man till indikatorn på Miljömålsportalen i första hand gör en indelning på landskapstyp i två klasser: 1) åkermarksrikt landskap och 2) skogs- och mosaiklandskap.

## **c) Skötsel och igenväxning av småbiotoper**

För indelning av de linjära småbiotoperna efter träd- och busktäckning föreslår vi att man tills vidare bara urskiljer två eller tre nivåer, öppen respektive träd- och buskklädd, utan att lägga in en värdering om vad som räknas som igenväxning och inte. Varken NILS eller Remiil registrerar dock träd- och busktäckning vid vägar, så dessa resultat kan bara presenteras för stenmurar, diken och vegetationsremsor mellan åkrar.

Genom att skilja på "måttligt beväxt" och "starkt beväxt" kan man ha en gemensam indelningsgrund som ändå tillåter att man kan ha olika höga krav på hur mycket vedväxter man vill tillåta. Klasserna överensstämmer med dem som används för de klassdelade variablerna för träd- och buskskiktsbeskrivning i Remiil, och motsvarande klassning kan enkelt göras utifrån procentvärdena för träd- och busktäckning i NILS.

- Öppet = ingen av klasserna är över 30 %
- Måttligt beväxt = endast en av klasserna är över 30 %, och ingen är över 60 %
- Starkt beväxt = minst en av klasserna är över 60 %, eller båda över 30 %

Remiil använder 60 % träd- och busktäckning som en gräns för skog i sin markslagsklassning, som används i både flygbildstolkningen och fältinventeringen, och som är grund för utlägget av fältprovytor (Lundin m.fl. 2016). När täckningen är mer än 60 % kan man anta att skuggningen i praktiken motsvarar ett slutet växttäckte, och ljusberoende arter och naturtyper kan knappast förekomma. Exempelvis är det sällan man har gräsmarksvegetation eller gräsmarksväxter vid så hög täckning. Vid 30 % täckning har träden och buskarna åtminstone påtaglig inverkan, både genom beskuggning och t.ex. löv-/barrförna.

Den mer omfattande registreringen av variabler på småbiotopsobjekten i Remiil möjliggör flera olika beskrivningar av träd- och buskskiktet. Förutom de variabler som finns för dessa småbiotopstyper, kan man i Remiil också kombinera dem med registreringar av bärande träd och buskar samt skyddsvärda träd som har registrerats i samma åkerkanter. För sådana alternativ föreslår vi en länk till den webbsida där resultat från Remiils databas tillgängliggörs.

**Förslag:** På den nationella nivån ska förslag a) presenteras nationellt på miljömålportalen eller motsvarande, men de nationella data från NILS är otillräckliga för en uppdelning på regional nivå. Eftersom Remiils data är mycket mer omfattande används de för en separat presentation för södra Sverige (förslag b), där man också har möjlighet att dela upp på landskapstyp (åkermarksrika och skogs-/mosaikartade landskap). Uppdelningen efter träd- och buskskikt (förslag c) görs förslagsvis både nationellt (NILS) och för södra Sverige (Remiil), men möjligtvis kan resultaten bli alltför osäkra på nationell nivå.

## **B. Mångfald av småbiotoper i åkerlandskapet i södra Sverige**

Utöver den mängdmässiga förekomsten av småbiotoper påverkar diversiteten av småbiotoperna förutsättningar för biologisk mångfald. Generellt förväntar man sig att en större variation av småbiotoper i landskapet bidrar till en större variation av tillgängliga habitat, vilket i sin tur kan bidra till större mångfald av organismer som kan existera i landskapet.

Diversitet kan mätas på olika sätt. Med rikedom avser vi antalet olika sorters element, t.ex. typer av småbiotoper. Olika element kan dock förekomma med olika andelar i landskapet. Exempelvis kan det finnas ungefär lika mycket av varje typ, eller så kan en eller några få typer dominera medan de andra har mycket små förekomster. Denna variation i mängdandelar i landskapet påverkar variationen av tillgängliga habitat. Därför mäts diversitet ofta med hjälp av ett index som tar hänsyn till de mängdandelar av de olika elementen.

Man kan alltså exempelvis få resultatet att rikedom är konstant, eftersom ingen typ försvinner helt, men samtidigt att diversiteten blir lägre för att de mer ovanliga typerna minskar i mängd. Omvänt kan man få minskad rikedom om någon ovanlig typ försvinner, men att diversiteten inte ändras så mycket så länge som mängdförhållandena mellan övriga typer är konstant.

Vi föreslår att samtliga småbiotopstyper i Remiils inventering tas med, vilket bidrar till en nyanserad bild av diversiteten av småbiotoper i landskapet.

- Åkerholmar
- Artrik ängsvegetation
- Vegetationsremsor och smala diken mellan åkrar
- Breda diken
- Småvatten
- Stenmurar

- Röjningsanläggningar
- Mark- och brukningsvägar
- Bärande/blommande träd och buskar
- Skyddsvärda träd
- Alléer

#### **a) Rikedom av småbiotoper**

Detta mått anger antal olika småbiotopstyper som har registrerats i inventeringen. I Remiil registreras småbiotoper i och vid åkermark. Därför kan mer åkermark och mer åkerkanter i landskapet betyda större chans att påträffa fler olika småbiotopstyper, men förhållandet mellan antal typer och mängd är ofta komplext och svårt att förutsäga.

Förekomst av flera småbiotopstyper erbjuder fler habitat och därmed möjligheter för förekomst av fler arter, eller flera habitatfunktioner som ökar förutsättningar för förekomst av specifika arter (exempelvis kan vissa insekter ha olika behov för olika utvecklingsstadier). Större rikedom av småbiotopstyper indikerar alltså större potential för förekomst av fler arter. Resultaten för rikedom ska dock helst tolkas i kombination med diversitet och areal åkermark i landskapsrutan, eftersom en förändring kan yttra sig både i ändring av antal olika småbiotopstyper och i ändring i andelen (ökning eller minskning i mängd) av varje småbiotopstyp.

#### **b) Diversitet av småbiotoper**

Detta mått anger diversitet av olika småbiotopstyper, baserat på både antal typer och deras relativa mängd. Till skillnad från för rikedom tar måttet alltså hänsyn till om landskapet domineras av en eller ett fåtal småbiotopstyper och de andra finns men bara i liten mängd. En minskning av indexvärdet för diversitet kan bero på en minskning i antal av småbiotopstyper eller en förändring i mängd som leder till mer ojämn fördelning av andelarna av de ingående småbiotopstyperna. Det kan i sin tur bero på att några av de förekommande småbiotopstyper minskar utan att försvinna helt, och att övriga typer därmed får större dominans i landskapet. Diversitetsmättet kan ses som ett komplement till rikedomsmättet.

#### **Beräkning**

För varje yta av den valda skalan beräknas ett index för rikedom eller diversitet.

##### *Rikedom*

Rikedomen  $R$  är lika med antal småbiotopstyper inom den rutstorlek man har valt för presentationen. Resultatet påverkas dock kraftigt av vilken rutstorlek man använder, där det kan bli aktuellt att beräkna rikedom för mindre rutor och sedan beräkna ett medelvärde för hela landskapsrutan. Se "Den rumsliga skalan för rikedom och diversitetsindex", nedan. Här finns två tänkbara alternativ: Index kan beräknas för hela ytan, om man främst är intresserad av förutsättningarna för organismerna i hela landskapet (oavsett mängd åkermark). Index kan också beräknas för bara den delen

av ytan som utgörs av åkermark, om man vill fokusera på diversitet i enbart åkermark.

### *Diversitet*

Beräknas som Shannon-index:

$$D_t = - \sum_{i=1}^i P_i \times \ln(P_i),$$

där  $P_i$  är proportionen (andel) av småbiotopstyp  $i$  (bland alla förekommande småbiotopstyper) vid tidpunkt  $t$ . Shannon's diversitetsindex baseras alltså på summan av proportionerna av de ingående småbiotoper. Andelen  $P$  beräknas för respektive småbiotop från värden som har gjorts jämförbara mellan småbiotopstyper, som standardiserat värde för mängd eller efter omräkning av antal och areor till "längd" (se ovan).

Diversitetsindex  $D$  antar värdet noll när det inte finns någon, eller bara en, småbiotopstyp. Värdet för  $D$  stiger med ökat antal småbiotoper och med en ökad "likhet" i mängd ("evenness"), alltså en jämnare mängdfördelning mellan de inräknade småbiotopstyperna. För att kunna tolka värdet på diversitetsindex  $D$  på bästa sätt behöver det kompletteras med ett mått på rikedom, d.v.s. antal småbiotopstyper. Ett indikatorvärde beräknas sedan utifrån förändringen i diversitetsindex, på liknande sätt som indikator för mängd.

Förändringen mellan tidperioder beräknas som kvot mellan diversitetsindex nu och diversitetsindex i föregående tidperiod:  $D_t/D_{t-1}$ . Indikatorvärde beräknas som småbiotopsrikedomsindex (SBRI) eller småbiotopsdiversitetsindex (SBDI):

$$SBRI_t = I_{t-1} \times \left( \frac{R_t}{R_{t-1}} \right),$$

eller

$$SBDI_t = I_{t-1} \times \left( \frac{D_t}{D_{t-1}} \right),$$

där  $I_{t-1}$  är indikatorvärde för föregående tidperiod, som sätts till 1 som referensvärde för första inventeringsperioden. Det uppdaterade indikatorvärdet är alltså värdet från föregående tidperiod multiplicerat med förändringen av rikedom eller diversitetsindex mellan tidperioderna.

### **Varianter**

Både rikedom och diversitet kan också beskrivas mer detaljerat med avseende på förutsättningar för biologisk mångfald, t.ex. om man vill fokusera på funktionella typer som motsvarar deras ekologiska funktion. Olika arter av växter och djur som förekommer i odlingslandskapet har olika krav på sin levnadsmiljö, några föredrar t.ex. öppna solbelysta strukturer medan andra föredrar beskuggade miljöer, eller behöver busk- och trädmiljöer för skydd och placera sina bon. En uppdelning av småbiotoper i typer som skiljer sig i ekologisk funktion kan därför beskriva variationen av



förekommande levnadsmiljöer, dvs. diversitet av förekommande funktionella typer (Tabell 1).

Tabell 1. Exempel på hur olika småbiotoper kan underindelas på olika sätt för att få en mer detaljerad beskrivning av deras strukturer och ekologiska funktioner. En mer detaljerad underindelning ställer större krav på stora datamängder, men kan ändå vara viktigt för ett bra rikedom- eller diversitetsmått.

Småbiotop	Strukturell/funktionell typ
<i>Vattenmiljöer</i>	
Diken	<p>Öppet dike</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Mindre (5-10 dm) <ul style="list-style-type: none"> <li>○ Täckning vattenväxer – låg</li> <li>○ Täckning vattenväxer – hög</li> </ul> </li> <li>• Större (&gt;10 dm) <ul style="list-style-type: none"> <li>○ Täckning vattenväxer – låg</li> <li>○ Täckning vattenväxer – hög</li> </ul> </li> </ul> <p>Skuggat dike &gt;5 dm</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Täckning vattenväxer – låg</li> <li>• Täckning vattenväxer – hög</li> </ul>
Småvatten	<p>Öppet småvatten</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Täckning vattenväxer – låg</li> <li>• Täckning vattenväxer – hög</li> </ul> <p>Skuggat småvatten</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Täckning vattenväxer – låg</li> <li>• Täckning vattenväxer – hög</li> </ul>
<i>Stensubstrat</i>	
Stensubstrat	<p>Öppet stensubstrat</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Stensamling (röse) och stenmur</li> <li>• Större håll</li> <li>• Block</li> </ul> <p>Skuggat stensubstrat</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Stensamling (röse) och stenmur</li> <li>• Större håll</li> <li>• Block</li> </ul>
<i>Gräsmarker/gräsmiljöer</i>	
Åkerholmar	<p>Liten holme</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Öppen holme</li> <li>• Skuggat holme</li> </ul> <p>Större holme</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Öppen holme</li> <li>• Skuggat holme</li> </ul>
Vegetationsremsor och smala diken	<p>Öppen vegetationsremsa</p> <p>Skuggad vegetationsremsa</p>
Vägar	<p>Markväg</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Mycket blottat substrat</li> <li>• Lite blottat substrat</li> </ul>

Trädmiljöer	
Skyddsvärda träd	<p>Lövträd</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Solbelysta <ul style="list-style-type: none"> <li>○ Ek</li> <li>○ Bok</li> <li>○ Sälg</li> <li>○ Bär/fruktträd: rönn, körsbär, plommon, osv.</li> <li>○ Övriga</li> </ul> </li> <li>• Skuggade <ul style="list-style-type: none"> <li>○ Ek</li> <li>○ Bok</li> <li>○ Sälg</li> <li>○ Bär/fruktträd: rönn, körsbär, osv.</li> <li>○ Övriga</li> </ul> </li> </ul> <p>Barrträd</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Solbelysta <ul style="list-style-type: none"> <li>○ tall</li> <li>○ gran</li> <li>○ övriga</li> </ul> </li> <li>• Skuggade <ul style="list-style-type: none"> <li>○ tall</li> <li>○ gran</li> <li>○ övriga</li> </ul> </li> </ul>
Allérad	<p>Lövdominerad</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Stora träd (dbh som skyddsvärda träd)</li> <li>• Mindre träd (dbh mindre än för skyddsvärda träd)</li> </ul> <p>Barrdominerad</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Stora träd (dbh som skyddsvärda träd)</li> <li>• Mindre träd (dbh mindre än för skyddsvärda träd)</li> </ul>

### Exempel på resultat för rikedom av småbiotoper

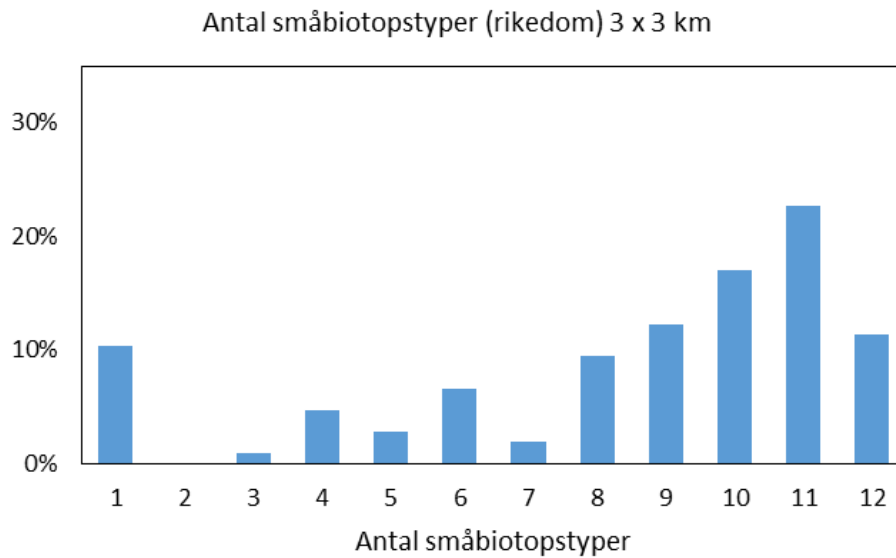
I exemplet på beräkning för rikedom av småbiotoper (Figur 3) ingår 12 småbiotoper: liten åkerholme, stor åkerholme, småvatten, dike, vegetationsremsa, artrik ängsvegetation, markväg/bruksväg, stenmur, röjningsröse, bärande träd och buskar, allérad, skyddsvärda träd.

### Den rumsliga skalan för rikedom och diversitetsindex

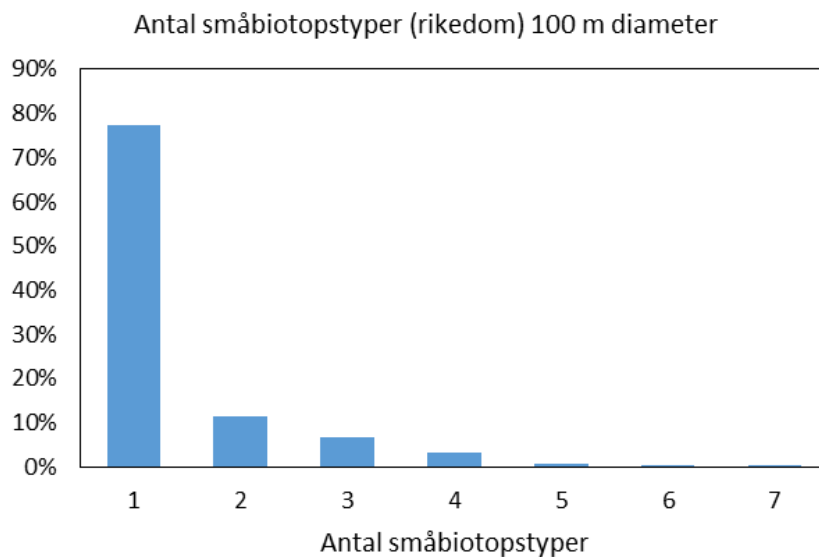
Bästa skalan för indikatorn är den där variationen mellan rutorna är så stor som möjligt, vilket ökar möjligheten att utläsa skillnader. Skalan måste därför utredas särskilt genom tester som belyser olika alternativ.

Preliminära resultat visar att hela rutan (3 × 3 km) ger en något för låg variation mellan rutorna (relativt många rutor har en liknande hög rikedom, eller diversitet; Figur 3 och att index för små ytor (cirkel med 100 m diameter) ger en mycket låg variation mellan rutorna (de allra flesta rutor har en liknande låg rikedom eller diversitet; Figur 4; Tabell 2). Den optimala skalan ligger däremellan, eftersom man vill kunna se skillnader mellan landskap av olika karaktär och dessutom ha någon realistisk möjlighet att se förändringar. En mer noggrann utvärdering hanns inte med inom ramen

för detta projekt, men kan göras genom att testa variationen i rikedom och diversitet mellan rutor eller cirklar av olika storlek. Vilken skala som är optimal för olika organismer varierar beroende på rörelseförmågan och habitatkrav, d.v.s. det varierar hur många småbiotoper som behövs och på vilket avstånd.



Figur 3. Exempel på andel av landskapsrutor (3 x 3 km) med olika värden på rikedom av småbiotopstyper, nio exemplar med data från 2009-2014:



Figur 4. Exempel på antal cirklar med 100 m diameter (370-400 cirklar per ruta) med olika värden på rikedom av småbiotopstyper, nio exemplar med data från 2009-2014.

Tabell 2. Variation i rikedom (cirklar med 100 m diameter) inom var och en av de nio exempelrutorna

Ruta	Medel	Min	Max	SD	Varians
96	1,0584	0	5	1,2555	1,576
4380	0,3403	0	5	0,8140	0,6626
4784	0,0997	0	3	0,3888	0,1511
5155	0,3665	0	4	0,7185	0,5162
5175	0,6747	0	6	1,0142	1,0287
5601	0,0383	0	3	0,2743	0,0752
5616	0,5385	0	5	0,9628	0,9269
6062	0,3736	0	5	0,7333	0,5377
6457	0,0289	0	3	0,2333	0,0544
Summa	0,3920	0	6	0,8450	0,7141

Tänkbara möjligheter är att man använder exempelvis 1,0 × 1,0 km eller 0,5 × 0,5 km som ystorlek för rikedom- och diversitetsmåten. För varje landskapsruta får man då nio respektive 36 separata värden som man kan basera beräkningarna på. Ju mindre ruta man har, desto större andel av rutorna kommer att helt sakna åkermark, men en större andel kommer också att vara nästan helt täckt av åkermark. Rutor med 1 × 1 km storlek innebär att man får möjlighet att jämföra med jordbruksinriktade miljöövervakningsprogram i andra länder, t.ex. 3Q i Norge och Countryside Survey i Storbritannien. Variationen i rikedom mellan olika rutor kommer då se ut som ett mellanting mellan Figur 3 och Figur 4, vilket innebär att man förhoppningsvis får en bra spridning och därmed större möjligheter att urskilja förändringar över tiden och skillnader mellan småbiotopsrika och småbiotopsfattiga landskap.

För att illustrera vilka effekter på resultaten som förlust av en småbiotop har vi gjort ett exempel där vi simulerar en förlust av småbiotoper från första inventeringsperioden till efterföljande inventeringsperiod. För varje småbiotop tog vi bort småbiotopen från en till två landskapsrutor där småbiotopen fanns i minst mängd.

Rikedom av småbiotoper per ruta och medelvärdet över alla 106 landskapsrutor (3 × 3 km) före och efter simulerad förlust visas i Tabell 3.

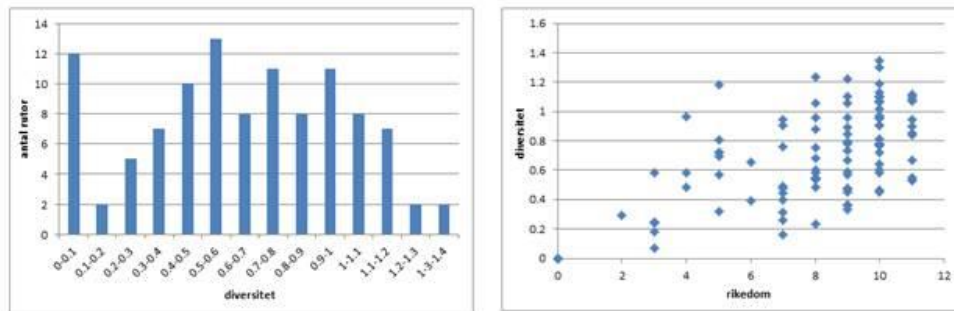
Tabell 3. Summa småbiotoper i 106 rutor för inventeringsperioden 2009-2014 och efter simulerad förlust.

Rikedom	2009-2014	Efter simulerad förlust
Antal typer per ruta	Antal rutor	Antal rutor
0	11	11
1	0	1
2	1	3
3	5	3
4	3	4
5	7	6
6	2	4
7	10	10
8	13	12
9	18	20
10	24	20
11	12	12
Rikedom medelvärde $\pm$ SD:	7,40 $\pm$ 3,35	7,21 $\pm$ 3,41
Indikator	1	0,974

### Exempel på resultat för diversitet av småbiotoper

I beräkningen ingår 12 småbiotoper, som ovan. Beräkningen visar värden utifrån mängd småbiotoper per ruta. Fördelningen av diversitetsvärden (indelat i klasser) och jämförelse med värden för rikedom visas i Figur 5 och 6. Värdena för diversitet har större spridning än de för rikedom om man ser till hela den stora landskapsrutan (3  $\times$  3 km). Det beror på att skillnader i mängd mellan olika småbiotopstyper också slår igenom i resultaten, inte bara om de förekommer eller inte. Även om många rutor innehåller nästan alla småbiotopstyper (d.v.s. alla har hög rikedom), så har vissa jämn fördelning av mängd mellan typerna (hög diversitet), medan andra har ojämn, med några som är vanliga och andra som är mer ovanliga (låg diversitet).

Slutsatsen är att man skulle kunna ha en större rutstorlek för diversitet än för rikedom, och ändå ha goda möjligheter att urskilja förändringar och skillnader mellan landskap med stor mångfald och sådana med liten mångfald. Då skulle diversitetsmättet bli ett bättre komplement till rikedomsmättet.

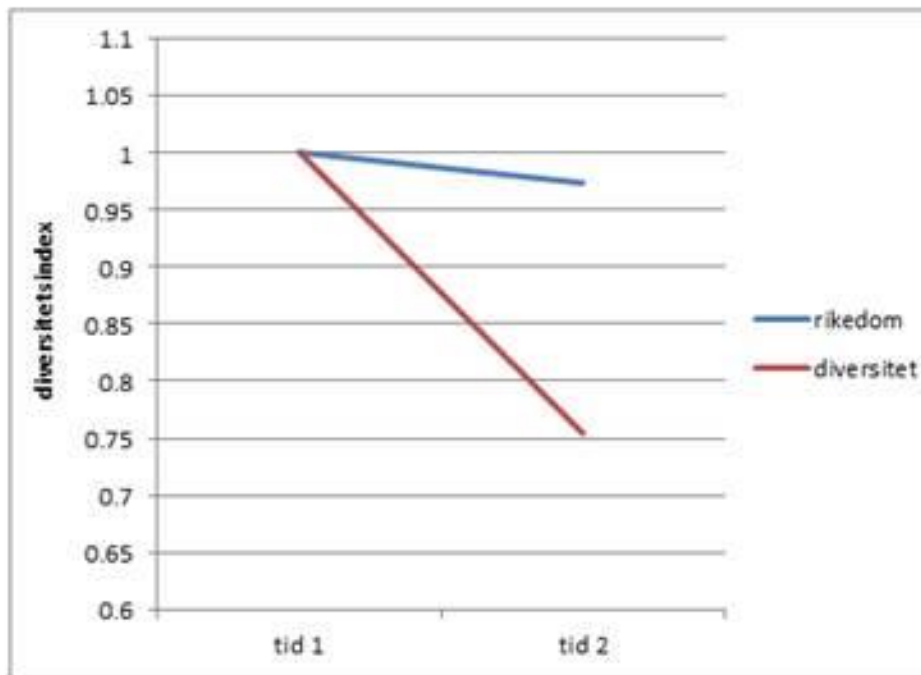


Figur 5. Fördelningen av diversitetsvärden för 106 landskapsrutor (vänster) och jämförelse av värden för rikedom och diversitet (höger).

Vi simulerar en förlust av småbiotoper från första inventeringsperioden 2009-2014 till efterföljande inventeringsperiod (Tabell 4). För varje småbiotop (1) tog vi bort småbiotopen helt från en till två landskapsrutor där småbiotopen fanns i minst mängd, och (2) minskade mängden med 10 % i 20 slumpvis valda landskapsrutor:

Tabell 4. Exempel på diversitet vid simulerad förlust av småbiotoper, där utgångsvärdet (första inventeringsperioden) för den standardiserade diversitetsindikatorn motsvarar värdet 1.

	2009-2014	efter simulerad förlust
Diversitet ( $\pm$ SD)	0,646 $\pm$ 0,356	0,487 $\pm$ 0,356
Indikator	1	0,754



Figur 6. Exempel på diversitetsindex för rikedom och diversitet med data för 106 rutor för tid 1 och efter simulerad förändring för tid 2.

## Underlag och tillvägagångssätt

### Standardisering och analys av förändring

Ett generellt problem är att olika småbiotopstyper mäts i olika måttenheter, exempelvis antal, längd och area, som inte går att summera med varandra på något enkelt sätt. Även för typer som mäts i samma numeriska enhet, exempelvis meter, är det inte självklart att en viss mängd är eller ska räknas som likvärdig för två helt olika småbiotopstyper vid en summering. Är t.ex. en viss sträcka med smala diken lika värdefull som en lika lång sträcka med ett tätt bestånd av grova sälgar eller jätteeckar? För att i viss mån få en objektiv grund för att summera småbiotopstyper, finns olika alternativ för standardisering.

Ingående variabler används på två olika sätt: 1) totalmängd, 2) mängd per areal åkermark (täthet). De båda måtten kompletterar varandra och kan användas för olika jämförelser. Mängden av småbiotoper kan förändras genom att småbiotoper försvinner på grund av (1) att de tas bort i befintlig åkermark eller (2) att åkermark övergår i annat ägoslag. Ändringar av typ 2 syns inte om måttet är mängd/areal åkermark (om täthet är i stort sett lika för åkermark som består som åkermark och åkermark som övergår i annat ägoslag). Därför är totalmängd att föredra som mått för förändring över tid. Om man däremot vill jämföra olika områden (rumslig jämförelse) kan man inte använda totalmängd eftersom den till viss del beror på mängd åkermark och längd åkerkant i landskapsrutan, och dessa varierar kraftigt mellan områden. För jämförelse mellan områden är mängd (areal) åkermark att föredra.

Vilket mått som är bäst att använda beror på vad man vill att indikatorn ska visa. I första hand ska indikatorn visa information om småbiotoperna i totalmängd, men för att förstå hur de minskar behöver man ha ett kompletterande mått för hur de minskar per hektar åkermark. Det kan också vara intressant att veta vad marken förändras till när den upphör att vara åkermark.

Mängd av olika småbiotoper mäts som yta ( $m^2$ ), längd (m) eller antal (styck). Ett aggregerat index förutsätter en gemensam enhet för alla ingående delar, antingen som standardiserade värden eller uttryckt som procentuell förändring. Ett alternativt sätt skulle kunna vara att räkna om i gemensam enhet, exempelvis att specificera att 100  $m^2$  holme motsvarar ett 20 m långt linjeobjekt, eller ett träd motsvarar 10 m eller 20 m. Man kan också tänka sig att man värderar 100 m stenmur högre än 100 m dike, eller att ett vattenfyllt dike med vattenväxter har större naturvärde än ett smalt, torrt och grunt dike med samma längd. Om man inte har en tydlig idé om hur en sådan värdering ska göras, så blir en sådan viktning relativt godtycklig. Att inte göra någon viktning innebär å andra sidan att 100 m av ett visst linjeobjekt alltid tilldelas samma värde som 100 m av ett annat, vilket också på sitt sätt är lika godtyckligt.

Vi föredrar istället standardisering av värdena till ett enhetslöst värde. En möjlighet är att index beräknas utifrån den procentuella förändringen för



varje småbiotop (% förändring), vilket är ett enhetslöst mått som kan kombineras för olika småbiotoper. Men eftersom regionala data nu finns tillgängliga bara för den första inventeringsperioden kan vi bara beräkna ett värde för nuvarande tillstånd. Ett annat sätt att standardisera till ett enhetslöst värde är att dela värdet med standardavvikelsen: standardiserat värde = värde/standardavvikelse (Bilaga 4). Standardiseringen kan göras utifrån andra spridningsmått än standardavvikelsen. Exempelvis skulle en standardisering mot "spännvidd" (*range*, alltså skillnaden mellan det högsta och lägsta uppmätta värdet) vara användbart för t.ex. beräkning av diversitetsindex. Vilket spridningsmått som är mest användbart för standardisering kan också bero på hur skev mängdfördelningen är och hur många "nollvärden" (d.v.s. rutor utan småbiotopen) som finns i data. Detta kan behöva utprovas genom test på befintliga småbiotopsdata.

Det aggregerade indexet baseras på de standardiserade värdena och beräknas på liknande sätt som Living Planet Index (Collen m.fl. 2009). För varje småbiotop beräknas förändringen mellan två efterföljande inventeringsperioder, och dessa förändringsvärden kombineras för alla ingående småbiotoper (se Bilaga 4 för detaljerad beskrivning). Det finns två alternativ:

1. Indexet kan beräknas genom att vikta de olika småbiotopernas bidrag efter deras mängdmässiga förekomst (Bilaga 4).
2. Utan viktning ingår alla småbiotoper med samma vikt (vikt=1) så att samma procentuella förändring av en småbiotopstyp bidrar likvärdigt till förändring av indexvärdet oavsett om en småbiotopstyp är relativt vanlig (t.ex. dike) eller ovanlig (t.ex. småvatten). Detta innebär att man bör begränsa indikatorn till de vanligare småbiotopstyperna om man vill undvika att ändringar av ovanliga småbiotoper får alltför stort genomslag i indexet, eller tvärtom att ändringar av vanliga småbiotoper får relativt mindre genomslag. De mer ovanliga småbiotoperna kan istället visas i fördjupade analyser. De kommer dock också med i diversitetsindikatorn.

För presentation av tidsserier (förändring över tid) kommer värdet för inventeringsperioden år 2009-2014 att användas som referensvärde för Remiil-data, eftersom det är första inventeringsperioden. För NILS påbörjades datainsamlingen år 2003, och där får man ta ställning till om man vill ha samma referensår som för Remiil (d.v.s. från 2009) för att ha maximal jämförbarhet, eller om man vill utnyttja hela dataserien från början. Detta visar lite av dilemmat med att ha ett godtyckligt referensår. En möjlighet är dock att man presenterar resultaten på båda sätten, en figur med hela dataserien från 2003, och en med resultaten från 2009, som möjliggör jämförelser. Även för jämförelser inom Remiil finns liknande behov av att kunna presentera dataserier för två olika tidsintervall, eftersom datainsamlingen utökades från åtta till elva län från och med år 2015.

Eftersom Hallands, Västra Götlands och Kalmar län, som har viktiga förekomster av stenmurar, inte deltog i första inventeringsvarvet för småbiotoper i Remiil, så föreslår vi att inga resultat för stenmurar från

Remiils data (förslag b och c) presenteras separat på miljömålsportalen före 2015. De är helt enkelt alltför ofullständiga för att kunna representera en hel geografisk region. De bör ingå i det sammanvägda indexet, för att bibehålla jämförbarheten, men det gör att det blir ännu mer angeläget att göra en separat redovisning för dataserien från 2009 (med åtta län) och den från 2015 (med elva län). Då blir referensåret för stenmurar senare än för andra småbiotopstyper.

Eftersom mängden data från NILS är mindre och därför den statistiska styrkan mindre (och därmed större konfidensintervall), så kan det finnas skäl att inte uppdatera indikatorn för linjära landskapselement lika ofta som den för småbiotoper i Remiil, i synnerhet som det är kostnader förknippade med varje uppdatering.

*Tabell 5. Fördelning av mängd småbiotoper i Remiil i de 3 x 3 km stora inventeringsrutorna under inventeringsvarvet 2009-2014. De stora åkerholmarna (0,05-0,50 hektar) är framtagna genom GIS-analyser utifrån kartskiktet (jämför Glimskär m.fl. 2016), men ingår inte som egna objekt i fältinventeringen.*

	Andel rutor med småbiotoper	Medelantal / ruta	Medel per ruta ± standardavv.	Maxvärde	Standardiserat = medelvärde/SD
Dike	84%	26	3,6 km ± 4,3	21,2 km	0,85
Stensubstrat	89%	117	2,8 km ± 5,8	42,8 km	0,48
Stenmur	68%	14	1,5 km ± 5,0	40,6 km	0,29
Röjningsröse	89%	65	0,94 km ± 1,50	8,2 km	0,63
Väg	78%	10	1,3 km ± 1,7	9,7 km	0,76
Vegetationsremsa	52%	3	0,48 km ± 1,06	8,9 km	0,45
Allérad	42%	1,6	0,18 km ± 0,42	2,8 km	0,43
Bärande träd/buskar	90%	247	110 km ± 128	575 km	0,86
Artrik veg.typ	51%	6	0,14 km ± 0,74		
Liten åkerholme	79%	22	0,23 ha ± 0,45	3,7 ha	0,51
Stor åkerholme	69%	8	1,2 ha ± 1,9	12,6 ha	0,64
Småvatten	25%	<1	0,02 ha ± 0,06	0,40 ha	0,33
Alléträd	43%	19	19 st. ± 37	214 st.	0,51
Skyddsvärt träd	65%	12	12 st. ± 19	125 st.	0,63

## Indelning efter markslag och region

### Remiils flygbildstolkning som urvalsgrund

Jämfört med NILS så är urvalet av objekt för Remiil utifrån läge ganska enkelt, eftersom det ingår i metodiken att det enbart är småbiotoper i och i anslutning till åkermark som ska inkluderas. Definitionerna och avgränsningskriterierna för åkermarken ska också vara identiska med dem som används i Jordbruksverkets definitioner och vid avgränsning av åkermarksblock i Blockdatabasen. Vissa detaljusteringar kommer dock att behövas, t.ex. för att karteringsreglerna för när gränser mellan två skiften ska dras som en eller två linjer konsekvent ska följa Remiils regler (mindre än 10 meters avstånd blir en enda linje; se förklaring och exempel nedan). Som grund för fältinventeringen tar man först fram ett reviderat kartsikt med åkermarksgränser, som sedan blir ett viktigt stöd för fältinventerarna vid inventeringen av småbiotoper. Eftersom vi har en begränsad budget för denna flygbildstolkning, så har vi inte möjlighet att ta fram ett helt kvalitets-säkrat och oberoende kartsikt. Det skulle kräva en total nykartering av all åkermark i de ingående landskapsrutorna. Vi är därför för närvarande hänvisade till att göra begränsade redigeringar av blockskiktet från Blockdatabasen utifrån de senast tillgängliga flygbilderna. Där kan ingå både att justera gränser som ligger fel och att nykartera åkermarksytor som av någon anledning inte finns med i blockskiktet.

Som stöd för detta arbete har vi under 2016 tagit fram ett skript för ArcGIS som utifrån automatiserade regler åtgärdar vissa topologiska problem, framför allt att blockskiktet är inkonsekvent med hur det hanterar åkermarksgränser som ligger mindre än 10 m från varandra, vilka enligt våra karteringsregler ska dras som en enda gräns snarare än två separata. Se nedan för exempel och resonemang om konsekvenser av detta (Figur 7). Eftersom klassningen av NILS linjekorsningspunkter i vissa fall förmodligen måste göras direkt från Blockdatabasens skikt, så skulle detta skript från Remiil kunna användas för att åtgärda en del sådana problem även för linjekorsningsinventeringens behov (se nedan).

### Kartsikt för att klassa NILS linjekorsningspunkter

För att klassa Remiils småbiotopsobjekt finns den flygbildstolkning som är stöd för fältinventeringen, och som uppfyller många av de krav man kan ställa (se ovan). För NILS linjekorsningspunkter är det inte lika självklart vilket underlag som kan användas. Eftersom det inte finns någon variabel eller någon karteringsregel i NILS fältinventering som säger något om läget, utom för skogskanter, så krävs ett externt kartsikt som kan kopplas till korsningspunkternas läge.

- Kartsiktet ska vara heltäckande för samtliga NILS landskapsrutor som har linjeobjekt vid jordbruksmark.
- Klassningen och avgränsningen ska följa Jordbruksverkets definitioner för åkermark och betesmark som de tillämpas för blockavgränsning.

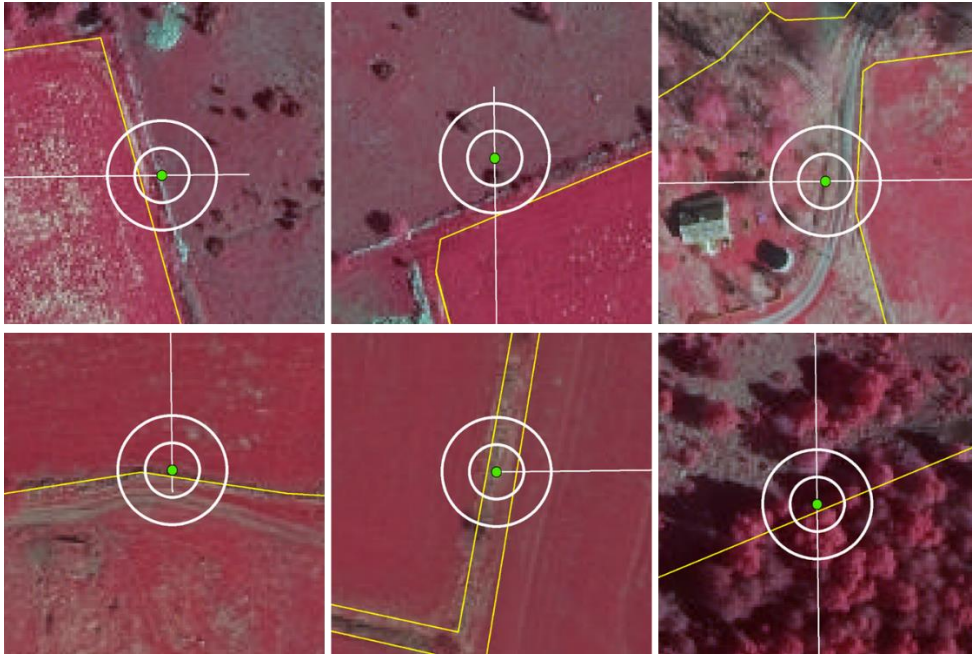
- Kartskiktet ska innehålla polygoner med god lägesnoggrannhet i gränsdragningen.
- Informationen ska uppdateras regelbundet och lämpa sig för att beskriva förändringar i avgränsning och klassning över tiden, helst årligen eller åtminstone med femåriga uppdateringsintervall.

Vi föreslår att Remiils flygbildstolkning används så långt möjligt, eftersom den från och med 2015 uppfyller kraven för 18 av Sveriges 21 län. Där finns också klasser för igenväxande före detta jordbruksmark (t.ex. "obrukad tidigare åkermark"). Från och med 2018 görs flygbildstolkningen i samtliga län, med tilläggsfinansiering från Naturvårdsverket, d.v.s. även i Blekinge, Halland och Jämtland. Dock finns inte motsvarande data ännu i de länen för 2015-2017 års rutor. Christensen m.fl. (2015) gjorde analyser för stenmurar där de använde NILS flygbildstolkning från 2003-2007 som grund för att klassa objekten, men den flygbildstolkningen uppdateras inte, och det är osäkert i vad mån innehållet i den motsvarar Jordbruksverkets definitioner av åkermark och betesmark. Detta kan påverka möjligheten att uttolka förändringar som beror på att jordbruksmarken övergår till skog eller får annan användning.

Blockdatabasens kartskikt är inte primärt framtagna för att beskriva förändringar över tiden, så det är inte säkert att alla förändringar i kartskiktet motsvarar en faktisk förändring i markanvändning. Karteringsnoggrannheten är normalt god utifrån gällande regler om vad som är stödberättigande jordbruksmark. Eftersom det är något olika regler för vad som är stödberättigande åkermark i olika regioner t.ex. regler för hur smala linjeobjekt mellan åkerskiften ska karteras, så skiljer sig karteringen också åt. En sådan regel är att avståndet mellan åkerfältens gränser avgör om det ska karteras som ett enda linjeobjekt eller en smal yta med två avgränsningslinjer, i Remiil och NILS oftast 10 m. Om sådana regler inte hanteras på likartat sätt överallt, så finns det risk för att objekt felklassificeras, och om man är särskilt intresserad av att få fram linjeobjekt i gränsen mellan två åkerfält så kan felet bli ganska stort.

### **Utvärdering av klassningssäkerhet för punkternas läge**

För att få en bild av hur väl klassningen med blockskiktet fungerar, valde vi ut ett antal landskapsrutor med åkermark, betesmark och förekomst av flera olika av de intressanta linjekorsningstyperna i ett dataset från NILS fältinventering. Vi har valt sex olika bildexempel med stenmurar för att illustrera detta. I normalfallet ligger stenmurar vid åkermark någon eller några meter från åkermarkens plöjningskant, vilket kan jämföras med Remiils karteringsregler, där alla småbiotoper karteras inom en fem meter bred zon från åkerkanten.



Figur 7. Exempel på linjekorsningspunkter (grön punkt) vid linjeobjekt (i detta fall stenmurar) från NILS fältinventering samt cirklar (5 och 10 m radie) som kan användas för att klassa dem efter läge, i åkermark, betesmark eller kanter av sådan mark. De gula linjerna är gränser av block med ägoslag åkermark eller betesmark från Jordbruksverkets Blockdatabas.

- a) I bildexemplet uppe till vänster (Figur 8) kan stenmuren i det öppna landskapet ses tydligt i flygbilden, och korsningspunkten ligger precis på själva muren. Cirkeln med 5 m radie (den inre) fångar in en del av den intilliggande åkermarken, med snäv marginal, så i detta fall skulle båda cirkelradierna fungera för att klassa linjekorsningspunkten som att ligga i kanten av åkermark. Lägg dock märke till att betesmarken till höger om punkten inte är blocklagd, så denna punkt skulle inte komma med i resultaten för stenmurar i betesmark.
- b) I bilden i upptill i mitten är situationen likartad som i förra bilden, men av någon anledning ligger linjekorsningspunkten 6-7 m fel i förhållande till den stenmur som syns i flygbilden. Detta objekt kommer alltså inte med vare sig för betesmarken (eftersom marken inte är blocklagd) eller för åkermarken (eftersom punkten hamnar för långt ifrån), ens om man använder 10 m radie för urvalet.
- c) I bilden upptill till höger är stenmuren mer otydlig i bilden, men punkten verkar ligga på rätt plats. Här ligger muren ungefär 6 meter från åkerkanten, i anslutning till den halvöppna marken vid bostads-  
huset, och en väg går mellan muren och åkermarken. Därför kan man anse att muren inte har någon direkt anknytning till åkerkanten och förmodligen inte bör räknas med. Om man dock hade valt 10 m

som cirkelradie för urvalet, så hade punkten ändå klassats som att ligga i en åkerkant.

- d) I bilden nere till vänster har linjekorsningspunkten för stenvuren hamnat innanför åkermarksblockets gräns, så att den skulle klassas som att tillhöra åkermark, även om man inte skulle använda en buffert för urvalet. Dock är det tydligt från bilden (och på andra sätt) att stenvuren faktiskt inte ligger inom den plöjda åkermarken, utan i kanten. Felklassningen beror i sin tur på att polygongränsen har dragits någon meter för långt utanför kanten. Om man inte använder någon typ av buffert kan det alltså i viss mån vara en slump om en punkt hamnar på den ena sidan eller den andra.
- e) Bilden nedtill i mitten visar det intressanta fall där ett linjeobjekt ligger i en smal remsa mellan två åkerfält. Vi förespråkar att en sådan yta ska vara smalare än 10 m för att räknas som ett linjeobjekt som i Remiils (och tidigare även för NILS) karteringsregler för flygbildstolkning och som för vegetationremsor i NILS linjeinventering. I detta exempel innefattar cirkeln med 5 m radie åkermark från två olika åkermarkspolygoner. Om dock remsan hade varit bredare och punkten hade hamnat närmare kanten, så hade bara det ena åkerfältet kommit med. Om däremot en 10 m-cirkel används, så kan man i vissa få samma klassning för remsor som är nästan 20 m breda.
- f) I gränser mellan betesmark och annan mark, som i bilden nere till höger, kan ett relativt tätt eller mosaikartat träd- och buskskikt göra att gränsen är svår att se i flygbild, och det gör troligen att läget för blockgränsen i förhållande till den faktiska gränsen (stängslet) är mer osäker. I exempelbilden ligger punkten inom betesmarken, men eftersom stenvuren här med mycket stor sannolikhet utgör eller är en del av betesmarkens gräns mot omgivningen, så bör den räknas som att ligga i betesmarkens gräns, inte inne i betesmarken. Detta fall liknar alltså det i exempel d) ovan.

För att helt undvika sådana problem som för e) ovan, måste man göra en GIS-bearbetning som "drar ihop" blockgränser som ligger med mindre än 10 m avstånd till en enda gränslinje. Alla punkter som ligger inom 5 m från en sådan linje bör då räknas som att de ligger i en gräns mellan två åkerfält. Det är alltså svårt att undvika slutsatsen att det behövs vissa topologiska bearbetningar i GIS av Blockdatabasens skikt för att dessa resultat ska bli rättvisande, åtminstone om det ska vara möjligt att särskilja linjeobjekt som ligger mellan åkerfält som egna kategorier. Enligt vårt indikatorförslag är det bara för vegetationsremsor och smala diken i NILS som läget mellan åkerfält avgör urvalet. Övriga linjeobjektstyper tas med i indikatorn utan hänsyn till läge inom, mellan eller i ytterkanten av block, och då kommer dessa objekt med även utan denna GIS-bearbetning. I Remiil

ingår det redan från början att vegetationsremsor och smala diken bara registreras om de ligger ensamma mellan åkerfält, så ett sådant urval bidrar till god jämförbarhet.

Det är möjligt att det tillkommer objekt som ligger helt ute i åkermarken, utan anslutning till en blockgräns ens mellan två block. Det skulle kunna komma sig av att både blockgränsen och punkten ligger fel, men normalt får man väl anta att det ligger som ett linjeobjekt inom eller mellan åkerfält. Ett svårare problem är det om linjekorsningspunkten ligger så fel att den helt utesluts från analysen, trots att den i verkligheten ligger nära kanten av (eller i) en åker- eller betesmark. Den frågan måste hanteras inom den kvalitetssäkring som genomförs inom NILS egen verksamhet, och när data levereras till den som ska sammanställa underlaget för indikatorn får man anta att data är någorlunda rätt.



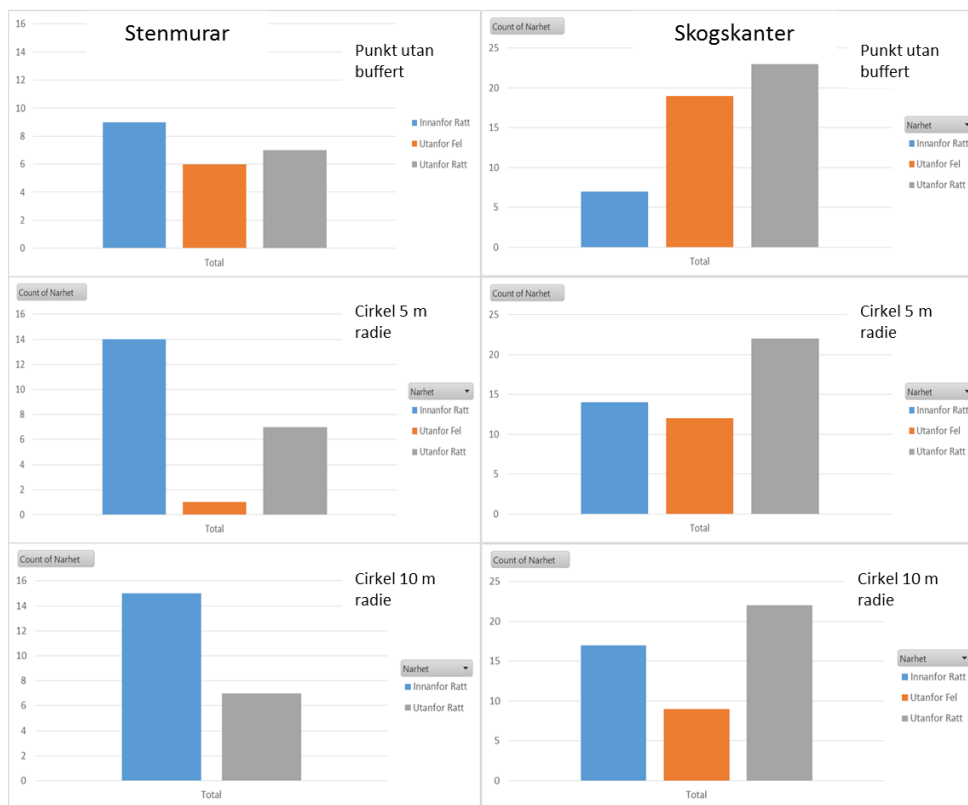
Figur 8. Exempel på hur metoden för klassning av linjekorsningspunkter för brukningsvägar och diken utifrån ett GIS-skikt kan påverka resultaten för mängd. De blå och de grå staplarna visar antal linjeobjekt som är korrekt klassade utifrån skiktet (inom resp. utanför åkermarken), medan de gula och de röda staplarna visar linjeobjekt där läget vid åkermark inte fångas upp av metoden.

För brukningsvägar och diken är själva korsningspunktens läge inte lämplig för att klassa objektet till åkermark eller betesmark, vilket är som förväntat.

Det är sällan korsningspunkten för diket eller vägen ligger i åkerpolygonen, av det enkla skälet att brukningsvägen och diket inte ligger på åkern utan i kanten.

Med en 5 m buffert förbättras klassningssäkerheten avsevärt, och bara något tiotal procent av punkterna klassas fel. Med 10 m radie minskar felet ännu mer, men då uppstår frågan om man ur sakligt perspektiv vill räkna vägar och diken som ligger nästan 10 m från åkerfältets gräns som tillhörande åkerkanten. Vi skulle föredra den smalare bufferten, vilket också ger jämförbarhet med Remiil (åtminstone i teorin och i genomsnitt).

Som jämförelse kan nämnas att Christensen m.fl. (2015) använde en cirkel med 10 m radie för att avgöra om en linjekorsningspunkt (för stenmurar) låg helt inom ett markslag eller i gränzonen mellan två eller flera olika, och resultaten blev att ungefär hälften av alla stenmurar klassades som att de låg i gränzonen.



Figur 9. Exempel på hur metoden för klassning av linjekorsningspunkter för stenmurar och skogskanter utifrån ett GIS-skikt kan påverka resultaten för mängd. De blå och de grå staplarna visar antal linjeobjekt som är korrekt klassade utifrån skiktet (inom resp. utanför åkermarken), medan de gula och de röda staplarna visar linjeobjekt där läget vid åkermark inte fångas upp av metoden.

För stenmurar liknar mönstret väldigt mycket det för brukningsvägar och diket, och för 10 m radie är det inte en enda punkt i de testade rutorna som klassas fel.



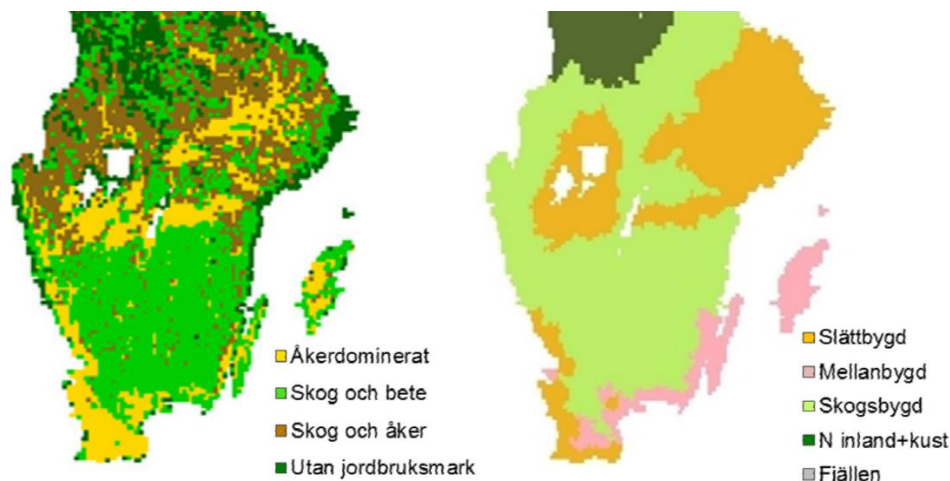
Slutsatsen är att Remiils flygbildstolkning bör användas så långt det är möjligt, eftersom det skiktet uppdateras kontinuerligt med en metodik som korrekt hanterar areal- och gränsförändringar. Det är också mer fullständigt än Blockdatabasen, eftersom även åkermark och betesmark som inte är blocklagd ingår, och reglerna för gränsdragning görs enligt samma regler i hela landet. Vi behöver dock hitta ett sätt att hantera att tre län saknar tolkning för åren 2015-2017.

Ett urval med en cirkel med 5 m radie kring korsningspunkten, vilket får samma resultat som med en 5 m buffert kring åkermarksblockets gräns, är troligen totalt sett mest rättvisande, även om det finns felkällor. Visserligen kommer man att missa vissa objekt som i verkligheten ligger inom en 5 m-zon från blockgränsen, på grund av andra eller varierande regler för kartering i Blockdatabasens kartsikt och/eller varierande noggrannhet i lägeskoordinaterna från NILS linjekorsningsinventering, där inventeraren inte har stöd av något kartsikt vid positionsangivelsen. Av samma skäl kommer det också att inkluderas korsningspunkter som i verkligheten ligger längre ifrån, så man får anta att felet jämnar ut sig ur statistisk synvinkel, åtminstone vad gäller mängdskattningar. En bredare buffert löser inte problemet, utan kan likaväl skapa nya problem, eftersom det troligen tar med fler objekt som inte hör till åkerkanten. I Remiil har fältinventeraren stöd av att kunna se åkerkanten i ortofotot i fältdatasamlaren, och dessutom kan fältinventeraren i fält bekräfta att det faktiskt är en åkerkant och att avståndet faktiskt är inom 5 meter.

### **Regionindelning**

För att resultaten ska bli tillförlitliga och för att man ska ha möjlighet att statistiskt påvisa eventuella förändringar, får inte antalet stickprovsheter med giltiga observationer vara för litet, eftersom den statistiska styrkan då blir lägre. Men styrkan påverkas även av den "oförklarade" variationen inom datasetet. En regionindelning kan alltså vara både positiv och negativ, och helst ska en regionindelning göras så att varje region blir mer homogen och att variationen inom varje region minimeras. Detta gäller både förekomsten av småbiotoper och deras förväntade förändring. För att resultaten ska bli begripliga, tolkningsbara och lätta att kommunicera bör regionindelningen också baseras på relativt entydiga kriterier och så långt möjligt befintliga begrepp och indelningar.

I samband med de analyser vi gjorde för Remiils första inventeringsvarv 2009-2014 (Glismär m.fl. 2016; Figur 10), så tog vi fram en indelning i landskapstyper, där de skogsdominerade landskapen delades upp efter om det fanns betydande mängd betesmark eller inte. Huvuddelen av de områden som ingick i klassen "Skogsdominerad med åkermark" (d.v.s. med ingen eller mycket lite betesmark, men med inslag av åkermark) låg enligt denna indelning i norra och mellersta Sverige, i höjd med Mälaren och Väneren, medan landskapstypen med skog och betesmark dominerade i största delen av Götaland.



Figur 10. Landskapstyper framtagna med klusteranalys (vänster; Glimskär m.fl. 2016): gul=Åkermarksrikt, brun=Skogsdominerat med hög andel åkermark av jordbruksmarken ("Skog och åker"), ljusgrön=Skogsdominerat med hög andel betesmark av jordbruksmarken ("Skog och bete"), mörkgrön = Utan jordbruksmark. Jämförelse med produktionsområden i södra Sverige (höger): orange = Götalands och Svealands slättbygder, rosa = mellanbygd, blekgrön = skogsbygd.

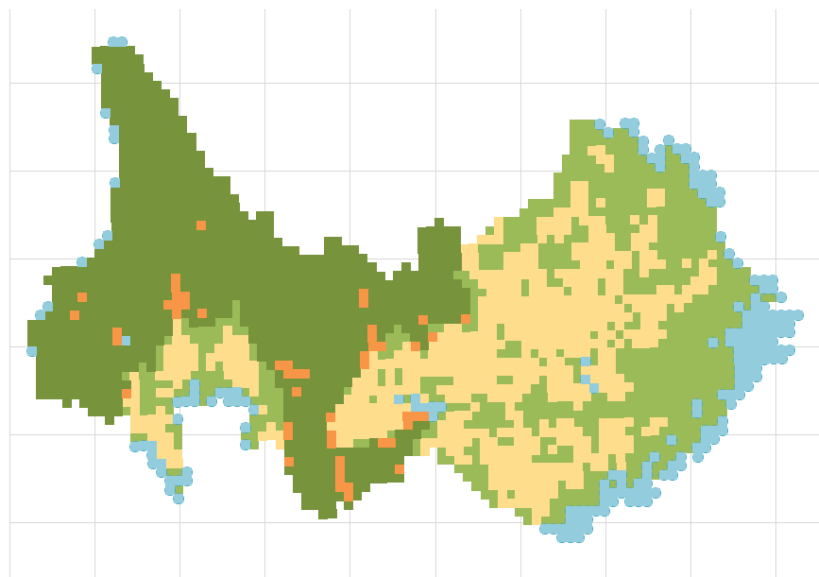
För vissa ändamål skulle en indelning i geografiskt avgränsade regioner vara användbara, om inte annat för att de är lättare att beskriva och kommunicera. Det finns dock troligen en del tekniska begränsningar i vilka alternativ för regionindelning som finns tillgängliga, och det finns också goda skäl att ha motsvarande indelningsgrund som för andra miljömålsindikatorer, som normalt är län eller grupper av län.

Vid en jämförelse mellan vår oberoende indelning i landskapstyper och gränserna för Jordbrukets produktionsområden, så såg vi en mycket tydlig likhet i mönstret för Götalands södra och norra slättbygder, som nästan helt och hållet sammanföll med den åkerdominerade landskapstypen, förutom norr om Väneren, i Värmland, som klassades som mer skogsdominerad.

Den region där vi ser störst avvikelse är i produktionsområdet Svealands slättbygder, som för landskapstyperna visar ett komplext mönster med stor variation och en stor dominans av åkerdominerat landskap i närheten av Mälaren. I Örebro län sammanfaller gränsen för åkerdominerad landskapstyp väl med den västra gränsen för Svealands slättbygder.

För en miljömålsindikator skulle det vara lättare att kommunicera en underindelning som baseras på ett enkelt tröskelvärde. Vi föreslår därför att rutor med 20 % åkermark av den totala landarealen räknas som åkermarksrika landskap, medan övriga räknas som skogs- och mosaiklandskap. Detta gav god överensstämmelse med den landskapstypindelning som gjordes med klusteranalys, men även med produktionsområdena för södra och norra Götaland. För Svealand finns stora likheter med jordbrukets produktionsområden, förutom att produktionsområdet Svealands slättbygder delas upp

i åkerrikt landskap närmast Mälaren och skogs- och mosaiklandskap i norr och öster (Figur 11).



Figur 11. Exempel på underlag för underindelning av produktionsområdet Svealands slättbygder. Figuren inkluderar hela Värmlands, Örebro, Västmanlands, Uppsala, Södermanlands och Stockholms län och visar 5 x 5 km-rutor med <10 % landareal (blått), <20 % åkermark (grönt) och >20 % åkermark (orange). De ljusst gröna och gulorange områdena ligger inom produktionsområdet Svealands slättbygder, och områdena med mörkare nyanser ligger utanför.

En sådan indelning innebär att i stort sett allt åkerrikt landskap med mer än 20 % åkermark i södra Sverige (förutom södra Värmland) skulle täckas av Remiils småbiotopsinventering (från och med 2015), medan det för skogs- och mosaiklandskap skulle saknas data för Kronobergs, Blekinge, Gotlands och Värmlands län.

### **Databearbetning och överföring till Miljömålsportalen**

Följande arbetsmoment räknar vi med behövs för framtagande av underlag för standardiserad, regelbunden presentation på Miljömålsportalen. Jordbruksverket och RUS (Länsstyrelsernas samordningsfunktion för regionala indikatorer) ansvarar för att infoga informationen på Miljömålsportalen, och SLU levererar underlaget vid överenskommen tidpunkt och i överenskommen format. Eftersom dessa moment är tänkta att genomföras på samma sätt vid upprepade tillfällen, så bör helst vissa eller alla moment göras efter standardiserade eller i viss mån automatiserade rutiner. Hur mycket som ska investeras i att ta fram sådana verktyg beror bland annat på med hur täta intervall underlaget ska tas fram. Det är alltså viktigt att ta ställning till vilka rutiner och verktyg som är mest kostnadseffektiva på kort och lång sikt.

## Bearbetningar av data för linjeobjekt från NILS och Remiil

### 1. Ta fram linjekorsningspunkter från NILS databas

- Stenmurar från linjekorsningstypen "hägnad"
- Smala diken med bredd av vattenfåra mindre än 5 dm från linjekorsningstypen "dike/vattendrag"
- Breda diken med bredd av vattenfåra minst 5 dm från linjekorsningstypen "dike/vattendrag"
- Vegetationsremсор av typen åkerren och dikesren
- Markvägar från linjekorsningstypen "transportled"

2. Slå samman åker-/dikesrenar i NILS med angränsande dikesobjekt, för att få jämförbarhet med Remiil, som beskriver själva diket ihop med renarna. På det sättet kan man t.ex. få träd- och busktäckningsvärden även för smala diken, där det annars inte registreras i NILS. Alternativt skulle detta kunna göras under moment 3 (nedan), för vegetationsremсор som ligger inom samma cirkel med 5 m radie som korsningspunkten för diket. Rutiner tas fram för hur variablerna från dikesobjekten och dikesrensobjekten (en typ av vegetationsremсор i NILS) slås samman till ett gemensamt dokument i databasen.

3. GIS-bearbetningar för urval av linjekorsningspunkter från NILS. För Remiils data för småbiotoper är urvalet redan klart, eftersom det ingår i metodiken att objekten ska ligga vid åkermark. Här ingår också att klassa in linjekorsningspunkter som har sitt ursprung i åkerlandskapet, men som idag ligger i andra markslag (se Figur 2, ovan).

- a. Skapa cirklar med 5 m radie kring varje linjekorsningspunkt.
- b. Om diken och deras dikesrenar i NILS ska slås samman med hjälp av cirklarna (se punkt 2, ovan), så görs den sammanslagningen i detta skede.
- c. Gör överläggsanalys med Remiils kartsikt för markslag (åkermark, tidigare åkermark). För de län som inte har flygbildstolkning i Remiil (Jämtland, Halland, Blekinge) för åren 2015-2017 görs överläggsanalysen tills vidare med Blockdatabasens kartsikt. Detta behöver bearbetas i GIS, t.ex. så att blockgränser som ligger närmare varandra än 10 m dras ihop till en gemensam gräns (med särskilt framtaget ArcGIS-skript).
- d. För smala diken och vegetationsremсор behålls bara de punkter som helt omges av åkermark (efter ihopdragning av gränser som ovan) och som inte gränsar till annat linjeobjekt (d.v.s. där det inte finns någon linjekorsningspunkt av större dike, stenmur eller väg inom cirkeln).
- e. För att få fram linjekorsningspunkter som idag ligger i andra markslag används exempelvis NILS tolkning av 80-talsbilder samt helst ett skikt baserat på åkermark i svartvita flygbilder eller ortofoton från 50-/60-talet. För både 80-tals- och 50-/60-talsbilderna behövs en manuell kontroll och klassning i flygbilder, så att de säkert uppfyller samma tolkningskriterier som Remiils flygbildstolkning, men man behöver förmodligen inte göra en

polygonavgränsning, utan endast kontrollera läget av de enskilda linjekorsningspunkterna, vilket snabbar på tolkningsarbetet avsevärt. Det är inte heller säkert att man behöver göra klassningen i stereo i flygbilder, utan ortofoton kan duga om man bara ska avgöra om de gränisar till åkermark eller inte, vilket förenklar och pressar kostnaderna ytterligare. Om man ska göra en mer detaljerad klassning behövs dock flygbilder med stereo. I detta moment kan man också tänka sig att på liknande sätt klassa linjekorsningspunkter som idag ligger vid åkermark efter om de låg vid annan mark i de äldre bilderna, om intresse finns. Det blir dock då ytterligare en kostnad i bearbetningen.

- f. Välj ut de punkter där cirkeln innehåller en eller flera ytor av åkermark och klassa punkterna till rätt ägoslagsklass i det nutida tidsskiktet. Alla de linjeobjekt som har klassats in under punkt d) och som inte ligger i åkermark enligt bearbetningen i punkt b) klassas till annat markslag (t.ex. skog eller betesmark) baserat på mest lämpliga, aktuella kartskikt. I första hand används Remiils kartskikt, men det finns också en möjlighet att man kan använda Fastighetskartan eller NILS flygbildstolkning från 2003-2007.

4. Beräkna den skattade mängden, medelfel och standardavvikelse för alla linjeobjekt tillsammans, för varje linjeelementtyp, totalt och per träd- och busklass, för hela Sverige samt för södra Sverige i sin helhet och uppdelat på åkerrika landskap och skogs- och mosaiklandskap.

- a. Klassa stenmurar, större diken och smala diken/vegetationsremsor i tre grupper efter träd- och buskskikt.
- b. Sammanställ areal åkermark (och ev. betesmark) per landskapsruta från kartskikten.
- c. Ta fram fram standardiserat mått och täthet som underlag för förändringsbeskrivning, där mängden för utgångsåret (2003) motsvarar värdet 1 (se Bilaga 4).
- d. Gör skattningar för alla grupper och sammanställ resultattabell med totalmängd, standardiserad mängd och täthet (mängd per hektar åkermark).

## Bearbetningar av data från Remiil för rikedom- och diversitetsmått

1. Ta fram data för alla relevanta småbiotopstyper. Kriterierna för läge vid åkermark är redan uppfyllda utifrån hur fältkarteringen är gjord, även för vegetationsremsor och smala diken i åkermark. Inga data för småbiotoper från Remiil finns för mark som idag inte är åkermark.

- a. Räkna om mängden för bärande träd och buskar till ett mängdmått som tar hänsyn till både det karterade linjeobjektets längd och varje arts täckning längs objektet.
- b. Standardisera mängdmåtten för linjeobjekt, skyddsvärda träd, åkerholmar och småvatten, där mängden vid utgångsåret (2009 eller 2015, se nedan) motsvarar värdet 1 (se Bilaga 4).
- c. Skapa grupper av småbiotoper som möjliggör olika hierarkiska nivåer av urval (fyra ekologiska/funktionella grupper, med/utan biotopskydd, med/utan kulturmiljövärde).
- d. Sammanställ variablerna för träd- och buskskikt. Koda om träd- och buskskiktsvariablerna till tre klasser.

2. Beräkna den skattade mängden för alla småbiotoper tillsammans, för varje linjeelementtyp och för de tre klasserna för träd- och buskskikt. Detta görs för hela den berörda delen av södra Sverige samt uppdelat på åkermarksrikt landskap och skogs- och mosaiklandskap.

- a. Klassa stenmurar, röjningsanläggningar, åkerholmar, småvatten, större diken och smala diken/vegetationsremsor i grupper efter de olika träd- och buskskiktsvariablerna.
- b. Sammanställ areal åkermark per landskapsruta utifrån Remiils flygbildstolkning.
- c. Ta fram fram standardiserat mängdmått, medelfel och standardavvikelse som underlag för förändringsbeskrivning.

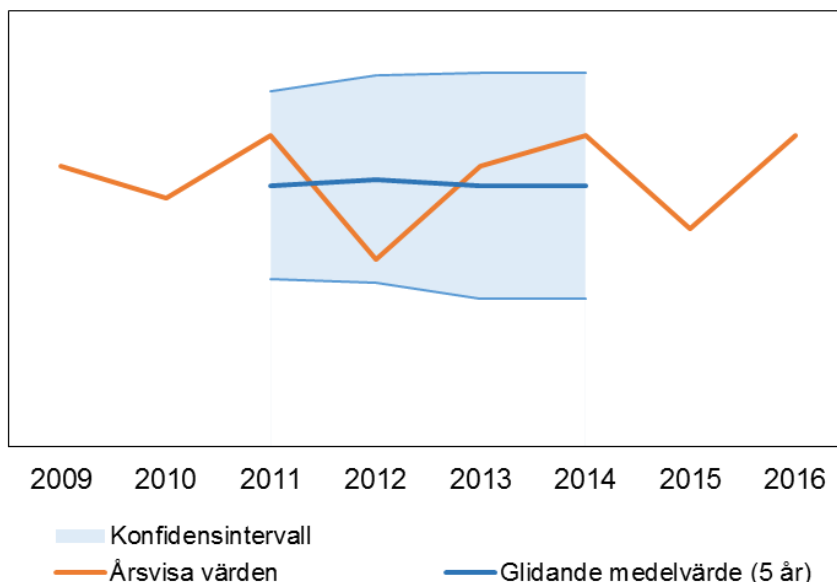
3. Beräkna diversitet för småbiotoper vid åkermark. Övriga beräkningar görs baserat på hela 3 × 3 km-rutan, eftersom det är den som är stickprovsenheten, men diversitetsberäkningen görs för mindre delar av rutan (förslagsvis 1 × 1 km), som ett sätt att få bästa variation i datamaterialet utifrån diversitetsmåttets skalberoende.

- a. Gör en GIS-bearbetning där småbiotopsdata och åkermarksarealer delas upp på nio 1 × 1 km-rutor inom 3 × 3 km-rutan. Varje enskild "småruta" blir sedan grund för de fortsatta beräkningarna.
- b. Beräkna antalet småbiotopstyper i varje småruta, som en beskrivning av "småbiotopsrikedomen".
- c. Beräkna varje småbiotoptyps andel av den totala mängden småbiotoper i smårutan, så att mängderna summerar till 1, med ett lämpligt jämförbart mängdmått för varje typ.
- d. Beräkna Shannon's diversitetsindex för varje småruta.
- e. Dela in smårutorna i rikedom- och diversitetsklasser baserat på de framtagna värdena. Gör en skattning av hur stor andel av regionen som smårutor med varje klass utgör.
- f. Vid förändringsanalyser, ta fram ett mått på förändring för rikedom och diversitet mellan två inventeringsvarv.

## Uppdateringsintervall

Även om rutinerna för datautplock, databearbetning och sammanställning av leverans till Jordbruksverket (och eventuellt också till RUS) till stor del kan standardiseras och automatiseras, så är det ändå en kostnad som måste täckas. Denna kostnad måste helst motsvara den mängd användbar information man kan få fram genom en uppdatering. Ett alternativ till en tätare uppdatering är att man "samlar ihop" resurser och gör en mer utförlig analys med relativt glesa intervall, där man kan fördjupa sig i samband och interaktioner mellan variabler och jämförelser med andra data.

Analyserna från Remiil (Glimskär m.fl. 2016) visar att resultaten för småbiotoper blir relativt tillförlitliga, även vid indelning i undertyper. Därför kan det vara meningsfullt att göra en mer detaljerad presentation av resultaten över tiden. Detta kan göras med tätare intervall än det normala sexåriga inventeringsintervallet, även om noggrannheten i skattningarna och möjligheten att påvisa om förändringarna är statistiskt signifikanta förstås fortfarande sätter samma begränsningar för vad som är tolkningsbart.



Figur 12. Exempel på hur glidande medelvärde kan användas för att utnyttja hela stickprovet och ge större mängd data för varje skattat värde. Det femåriga medelvärdet för 2011 beräknas i detta exempel med data för hela perioden 2009-2013, o.s.v. Förutom de skattade värdena bör en sådan figur också presentera t.ex. konfidensintervall för varje värde.

Eftersom både Remiil och NILS har ett rullande inventeringsvarv kan analyserna stor del göras oberoende av de ursprungliga inventeringsvarven, som sätts av den tidpunkt då datainsamlingen startade. För att få god tillförlitlighet i resultaten bör data från alla år i stickprovet användas, motsvarande längden av ett inventeringsvarv, vilket innebär fem angränsande år för NILS och sex år för Remiil. Med "glidande medelvärde" kan man illustrera förändringar i tiden genom att presentera en kurva med

resultat från exempelvis 2009-2013, 2010-2014, 2011-2015, o.s.v.  
(Figur 12)

Det man måste ta hänsyn till för Remiil är att alla län som deltar från 2015 inte deltog under den tidigare programperioden, 2009-2014. Resultat för småbiotoper från 2009 och framåt kan bara presenteras för de åtta län som deltog från början. Ett alternativ kan vara att man presenterar separata kurvor (eventuellt i samma diagram) för de båda dataserierna, en med startår 2009 och åtta län, och en med startår 2015 och elva län.

För NILS är stickprovet och mängden data att basera analyserna på mindre än för Remiil. Därför bör man fundera på om man ska ha ett längre intervall mellan uppdateringarna, beroende på hur stora kostnaderna är för varje uppdatering.

## **Kostnader och tidsplan**

### **Arbetsmoment för utveckling och etablering**

Inför det första rapporteringstillfället behövs arbete av engångskaraktär, som innefattar utveckling av rutiner och skript som underlättar det löpande arbetet med databearbetning och rapportering, men också att sammanställa alla befintliga data från och med 2003 (i NILS) och 2009 (i Remiil). För att förändringsanalyserna ska bli fullständiga behövs också framtagande av åkermarksskikt för varje period, som fångar in förändringar som beror på förändringar i åkermarkens areal och utbredning. Vi föreslår att det i första hand görs genom bakåtdatering av Remiils åkermarksskikt, eventuellt i kombination med en manuell klassning av linjekorsningspunkter från NILS i de rutor där Remiil inte har flygbildstolkning. I och med att vi får tilläggsfinansiering från Naturvårdsverket för tolkning i alla län från och med 2018, så påverkar det relativt få rutor, men en särskild rutin för det måste ändå tas fram.

#### **I. Grundbearbetning för linjekorsningspunkter**

1. Utveckling och utvärdering av GIS-rutiner för linjekorsningspunkter i 5 m- eller 10 m-cirklar, ev. behov av manuell kontroll:
  - a. Sammankoppling av diken och dikesrenar från NILS till sammansatta "dikesobjekt" som motsvarar de i Remiil
  - b. Matchning av punkter från olika inventeringsvarv för att tydliggöra vilka som motsvarar samma objekt
  - c. Klassning av smala diken och vegetationsremsor efter om de ligger helt omgivna av åkermark

#### **II. Grundbearbetning för småbiotopsobjekt**

1. Skript för att klassa linjeobjekt efter mängd träd och buskar (tre klasser), dock ej markvägar.



2. Skript för att räkna om mängden för bärande träd och buskar så att det blir artvisa mängdvärden som också tar hänsyn till täthet
3. (Test och utvärdering av matchning mellan småbiotopsobjekt från olika inventeringsvarv)

### **III. Vidarebearbetning av fältdata**

4. Utveckling och utvärdering av punkter klassade från åkermark i äldre flygbilder, inklusive tidsuppskattning för manuell kontroll.
5. Utvecklande av skript för grundläggande bearbetningar av fältdata, inklusive skapande av nya klasser och framräkning av standardiserade värden

### **IV. Statistiska beräkningar och leverans**

6. Utvecklande av skript för statistiska skattningar av arealer, medelvärden och konfidensintervall
7. Utvecklande av skript för databearbetning och beräkning av rikedom och diversitet, inklusive standardisering för diversitetsberäkning

### **V. Bakåtdatering för 2003-2016**

8. Klassning och databearbetning för åren 2003-2016, enligt framtagna rutiner (se ovan)
9. Bakåtdatering av Remiils tolkningskikt

## **Preliminär kostnadsuppskattning**

För arbetet som berör utveckling, etablering och drift av ett system för småbiotopsindikatorer uppskattar vi följande totala kostnader:

### **A. Utveckling, test och etablering**

1. Skript för linjekorsningspunkter från NILS: 100 tkr
2. Skript för småbiotopsobjekt från Remiil: 100 tkr
3. Bakåtdatering av Remiils tolkningskikt 2009-2014: 200 tkr
4. Bakåtdatering för fältdata från 2003-2016 och 2009-2016: 250 tkr

Total kostnad för utveckling, test och etablering: 650 tkr

### **B. Årlig uppdatering och rapportering**

1. Framtagande av datafiler för linjeobjekt och småbiotoper
2. GIS-bearbetningar för urval och klassning
  - Koppling av nya linjekorsningspunkter till gamla
  - Punkter gentemot nytt tolkningskikt från Remiil
  - Småbiotopsobjekt gentemot nytt tolkningskikt från Remiil

3. Manuell kontroll av eventuella tillkommande punkter i äldre flygbilder
4. Grundbearbetning av attribut för klassning av småbiotopstyp och träd-/busktäckning
5. Standardisering och summering av mängdmått per ruta
6. Beräkning av indikatorvärden med analyskript
7. Sammanställning av tabeller för överföring till Miljömålsportalen

Total kostnad för löpande databearbetning och rapportering, totalt: 200 tkr

### **C. Fördelning av kostnader, kommentar**

Totalt sett utgör alltså etablering och drift av en indikator rätt stora kostnader, om man räknar in alla moment som berörs. Samtidigt är mycket av det arbete som behövs rimligtvis sådant som redan från början var tänkt att ingå i utformningen och dimensioneringen av miljöövervakningsprogrammen, där ju framtagande av underlag för miljömålsuppföljning har varit ett av huvudsyftena. Både utvecklingsarbetet och rapporteringsrutinerna svarar också mot behov som finns också för andra typer av resultatsammanställningar där landskapselement och kantzoner ingår.

För både Remiil och NILS pågår mycket arbete med att ta fram system för dataförvaltning och databearbetning, rutiner för kvalitetssäkring och beräkningar samt verktyg och gränssnitt för tillgängliggörande av data och resultat. Därför bör de behov och förslag som lyfts fram i denna rapport ingå som en självklar del i det arbete som ändå görs.

Exakt hur det ska utformas är upp till varje verksamhet att lösa. Man kan se det som att den slutgiltiga fördelningen av arbetsmoment och kostnader tas fram genom en förhandling mellan uppdragsgivande myndigheter, med bistånd från SLU i specifika sakfrågor.

Någon typ av engångsfinansiering för att ta fram det slutliga formatet och rutinerna för den löpande rapporteringen kommer troligen att behövas för att inom rimlig tid få fram ett ändamålsenligt och effektivt arbetsflöde, men de befintliga uppdragen bör också prioritera de moment som kan bidra till detta inom de ramar som redan finns. För den löpande uppdateringen och rapporteringen för miljömålsindikatorn behövs troligen en viss tilläggsfinansiering i uppdragen till SLU, men den skulle kunna vara relativt begränsad, om förberedelserna i övrigt har gjorts grundligt och genomtänkt.

Förslag till prioritering och behov av eventuell tilläggsfinansiering:

- Uppskattningsvis skulle moment A:1-2 kunna ingå i en utvecklingsinsats med särskild finansiering, förutsatt att skripten utformas specifikt som underlag för rapportering av indikatorn, med alla krav det ställer. Däremot ligger bakåtdatering av äldre fältdata och tolkningsskikt i hög grad i varje programs eget intresse för att öka användbarheten av hela dataserien för många olika syften. Detta är en arbetsinsats som är relativt tidskrävande och möjligtvis inte tidsprioriterad inom varje program i relation till den löpande

verksamheten. Det kan dock vara den ordinarie finansiärens intresse att lyfta fram detta som en prioriterad uppgift, för att svara upp mot behoven för en småbiotopsindikator, som rimligtvis bör vara en av de båda verksamheternas mest prioriterade leveranser.

- Vad gäller kostnaden för årlig uppdatering och rapportering är det framför allt moment B:6-7, och delar av moment B:4-5, som skulle motivera en extrafinansiering för miljömålsindikatorn, eftersom övriga moment är generellt användbara även för annan typ av bearbetning och presentation och därför lämpligtvis görs inom ramen för befintlig verksamhet.

Eftersom indikatorn i detta förslag består av flera olika delar och möjligheter till fördjupning, så kan den mycket väl tas i drift ett steg i taget. Det kan till och med vara en fördel för att prioriteringarna ska bli rätt och planeringen effektiv. Även om ytterligare tilläggsfinansiering förstås kan bidra till att snabba på processen, så krävs ändå att utvecklingen av dataförvaltning och databearbetning inom de befintliga verksamheterna är i fas med den utvecklingen. Att göra speciallösningar enbart för småbiotopsindikatorn kan kännas motiverat, eftersom en sådan indikator har varit starkt efterfrågad under lång tid, men det ska vägas mot effektiviteten i arbetet och den totala kostnaden.

## Exempel på presentation på Miljömålsportalen

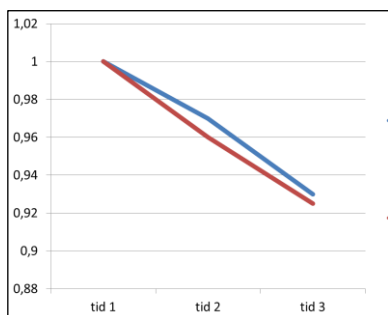
Till Miljömålsportalen föreslår vi presentation av "mängd" samt "träd- och busktäckning" för ett urval av småbiotoper som det är möjligt att få data för från både NILS och Remiil. Eftersom även rikedom av småbiotoper påverkar biologisk mångfald föreslår vi en indikator för "mångfald av småbiotoper". Denna indikator finns det bara underlag för i de län som ingår i den regionala miljöövervakningen Remiil. För information utöver det som presenteras på miljömålsportalen, ska det finnas en länk till den webbsida där resultat från Remiil finns tillgängliga (Miljödata MVM). Där ska finnas möjlighet att göra ett flexibelt val av fördjupningar, se bilaga 2.

### A. Mängd småbiotoper i åkerlandskapet

Användaren kan välja att presentera totalmängd för de fyra småbiotopstyperna i hela Sverige. Man ska även kunna se träd- och busktäckning på småbiotoperna, indelat i tre klasser (öppet, måttligt beväxt, starkt beväxt). I södra Sverige är det möjligt att välja mängd av respektive typ. Listan över småbiotoperna ska presenteras med kort information om småbiotopen.

#### Ingående typer

- Stenmurar
- Breda diken
- Markvägar
- Veg.remsor och smala diken mellan åkrar



#### Valmöjligheter

1. Total mängd
2. Mängd per typ (hela och södra Sverige)
3. Mängd per markslag och typ i f.d. åkermark (hela Sverige)
4. Mängd fördelat på träd-/busktäckning (hela och södra Sverige)

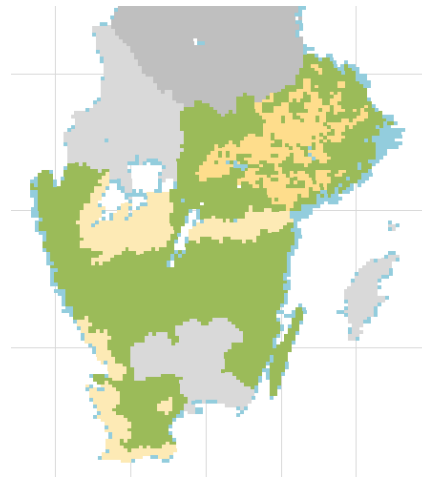
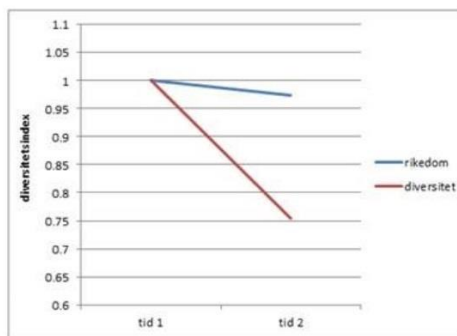
#### Regioner

1. Hela Sverige (NILS)
2. Södra Sverige (Remiil)
3. Åkermarksrika landskap i södra Sverige (Remiil)
4. Skogs- och mosaiklandskap i södra Sverige (Remiil)

## B. Mångfald av småbiotoper i åkerlandskapet i södra Sverige

### Ingående typer

- Åkerholmar
- Artrik ängsvegetation
- Vegetationsremsor och smala diken mellan åkrar
- Breda diken
- Småvatten
- Stenmurar och röjningsanläggningar
- Block och hållar
- Markvägar
- Bärande/blommande träd och buskar
- Skyddsvärda träd
- Alléer



### Valmöjligheter

- Rikedom av småbiotoper
- Diversitet av småbiotoper

### Regioner

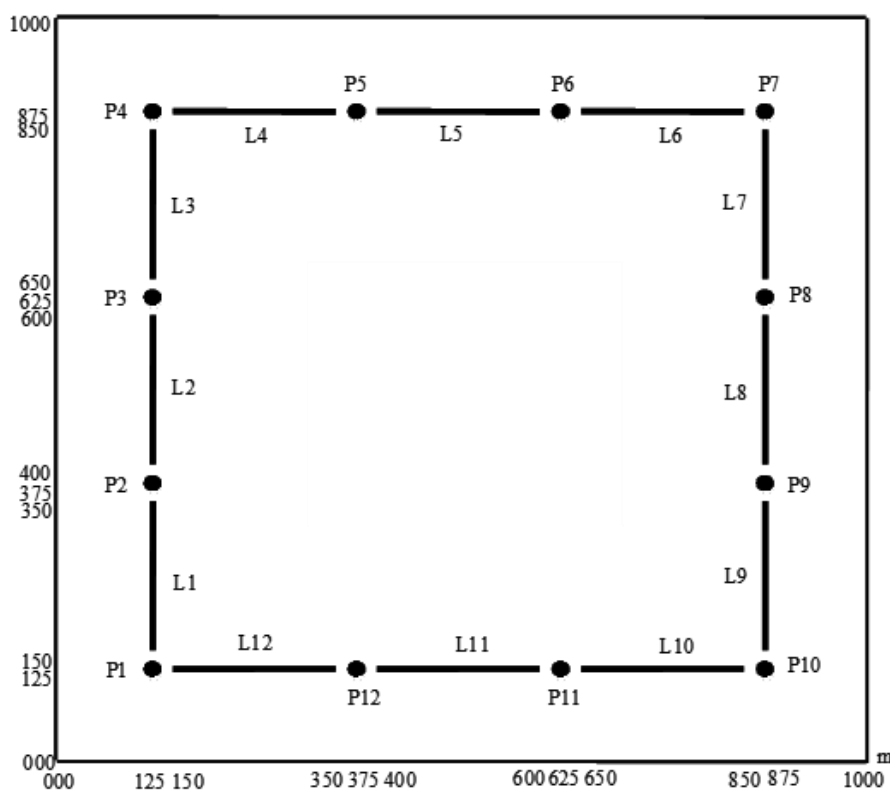
1. Hela södra Sverige
2. Åkermarksrika landskap i södra Sverige
3. Skogs- och mosaiklandskap i södra Sverige

## Referenser

- Adolfsson, M., Génétay, C., Moström, J., Norman, P. & Sohlenius, R. 2011. Kulturmiljöövervakning genom NILS-programmet. Redovisning av metodutvecklingsarbetet under åren 2008-2010 samt våren 2011. Riksantikvarieämbetet. 90 s.
- Allard, A., Glimskär, A., Högström, M., Marklund, L., Olofsson, K., Nilsson, B., Pettersson, A., Ringvall, A., Wissman, J. & Svensson, J. 2009. Småbiotopsuppföljning i NILS år 2008. SLU, inst. för skoglig resurshushållning, Arbetsrapport 256. Umeå.
- Christensen, P., Eriksson, Å. & Sandring, S. 2015. Jordbrukslandskapet. Tillstånds- och förändringsanalyser baserade på data från NILS. Arbetsrapport 445. SLU, inst. för skoglig resurshushållning. Umeå.
- Clark, P.J. & Evans, F.C. 1954. Distance to nearest neighbour as a measure of spatial relationships in populations. *Ecology* 35:445–453.
- Collen, B., Loh, J., Whitmee, S., McRae, L., Amin, R. & Baillie, J.E. 2009. Monitoring change in vertebrate abundance: The living planet index. *Conservation Biology* 23:317–327.
- Dale, V.H. & Beyeler, S.C. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1:3-10.
- EEA 2003. Environmental indicators: typology and use in reporting. European Environment Agency, Köpenhamn. 20 s.
- Glimskär, A., Arlt, D., Grandin, U., Kindström, M., Kindström, S., Wikberg, S., Gunnarsson, U., Hedenbo, P. & Rygne, H. 2016. Resultat för småbiotoper, gräsmarker och myrar i regional miljöövervakning 2009-2014. Länsstyrelsen i Örebro län, Publ. nr 2016:35. Örebro.
- Glimskär, A., Lindblad, A., Pettersson, A. & Kindström, M. 2013. Utveckling av flygbildsmetodik och indikator för åkermarkens arrondering. SLU, inst. för skoglig resurshushållning, Uppsala.
- Glimskär, A., Wikberg, J., Marklund, L. & Christensen, P. 2007. Linjära landskapselement i NILS fältinventering 2003-2006. SLU, inst. för skoglig resurshushållning, Arbetsrapport 199. Umeå.
- Hanski, I. 1999. Habitat connectivity, habitat continuity, and metapopulations in dynamic landscapes. *Oikos* 87: 209-219.
- Höglin, S. 2009. Provinventering av landskapselement. Bäckaby Landskap.
- Jordbruksverket 2004. Mer småbiotoper i slättbygden – förslag till en strategi för ökad biologisk mångfald. Jordbruksverket, Rapport 2004:23. Jönköping.
- Kindlmann, P. & Burel, F. 2008. Connectivity measures: a review. *Landscape Ecology* 23:879–890.
- Lundin, A., Kindström, M., Glimskär, A., Gunnarsson, U., Hedenbo, P. & Rygne, H. 2016. Metodik för regional miljöövervakning av gräsmarker och våtmarker 2015-2020. Länsstyrelsen i Örebro län, Publ. nr 2016:21. Örebro.
- Naturvårdsverket 2012. Biotopskyddsområden. Vägledning om tillämpningen av 7 kapitlet 11 § miljöbalken. Naturvårdsverket, Handbok 2012:1, Utgåva 1. Stockholm.
- Niemeijer, D. 2002. Developing indicators for environmental policy: data-driven and theory-driven approaches examined by example. *Environmental Science and Policy* 5:91-103.
- Schumaker, N.H. 1996. Using landscape indices to predict habitat connectivity. *Ecology* 77:1210–1225.
- Sjödin 2016. Fältinstruktion för Nationell inventering av landskapet i Sverige, NILS, 2016. SLU, inst. för skoglig resurshushållning. Umeå.

## Bilaga 1: Linjekorsningsinventering i NILS

Upplägget av detta inventeringsmoment baseras på metoden "line intersect sampling", vilket innebär att mängdberäkningar för hela landet eller för en geografisk region görs baserat på antalet linjekorsningspunkter för ett visst linjeobjekt, i förhållande till antalet landskapsrutor och längden av inventeringslinjer i varje landskapsruta. I NILS landskapsruta, som är 1 km<sup>2</sup> stor, så finns det 12 inventeringslinjer som är vardera 200 m långa (**Fel! Hittar inte referenskälla.**; Sjödin 2016).



Figur B1. Provytornas och inventeringslinjernas läge inom NILS km-ruta. P1-P12 anger provytenummer och L1-L12 anger linjenummer.

Alla linjeobjekt beskrivs på den plats där inventeringslinjen korsar objektet, och det område som beskrivs utgörs av en rektangulär yta med objektets hela bredd och 10 m längd i objektets längdriktning (20 m längd vid skogskanter). Inom den ytan bedöms ett antal variabler som till stor del utgör ett förenklat urval av de som används i NILS provytor, men med tillägg av ett antal variabler som beskriver t.ex. form av linjeobjektet.

Formeln för beräkning av längd linjeobjekt (Glimskär m.fl. 2007) är:

$$y = \frac{A \times \pi \times m}{2 \times L}$$

där  $y$  är den skattade längden av linjeobjekt i en ruta,  $A$  är arean av landskapsrutan,  $m$  är antalet registrerade korsningspunkter för linjeobjektstypen, och  $L$  är den totala längden av inventeringslinjer i varje ruta. Om det finns 2 km av en viss linjeobjektstyp inom en 1 km<sup>2</sup> stor landskapsruta, så motsvarar det teoretiskt och i genomsnitt tre linjekorsningspunkter i den rutan. Om linjeobjektet bara är något hundratal meter inom rutan, så är sannolikheten stor att man inte får någon träff alls, medan man om det är flera tiotals km inom rutan kan få ett riktigt bra dataunderlag för rutan.

Hur många linjekorsningspunkter det faktiskt är i den enskilda rutan beror förstås till stor del på slumpen, så man måste ha ett stort antal rutor för att man ska få ett rättvisande värde på längden av linjeobjekt i en region. Man kan alltså säga att linjekorsningsinventeringen är ett "stickprov [av linjer] inom stickprovet [av rutor]", till skillnad från om man gör en heltäckande kartering i flygbild eller genom fältkartering, där man istället för tre punkter får en faktisk längd som representerar hela den aktuella rutan.



## Bilaga 2. Flexibelt val av fördjupningar

Presentation av aggregerat index på Miljömålsportalen, sedan länk med möjlighet till fördjupning på separat webbsida.

I tabellen kan man välja antingen småbiotoper aggregerat efter olika grupperingar eller enskilda småbiotoper. Resultat visas som totalmängd, och mängd inom åkermark som är också åkermark vid tidsperiod 2.

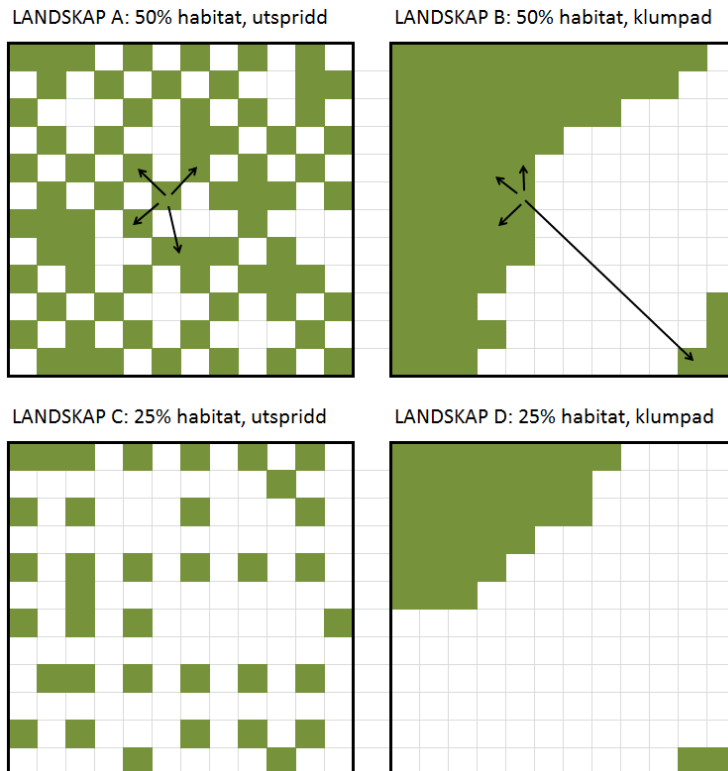
*Tabell B1 Exempel på valbara alternativ för data från Remiil, som förslagsvis ska kunna tas fram genom en länk till uttagsfunktion på webbsida länkad till Remiils databas på SLU och/eller framtida datavärdskap*

	Vattenmiljöer	Gräsmarksmiljöer	Värdefulla träd/buskmiljöer	Sten-/blockmiljöer	Biotopskyddsobjekt	Kulturmiljöobjekt	Särskilt naturvärde	Skötselberoende
Åkerholme		X		(x)	X	X		X
Artrik vegetation		X					X	
Vegetationsremsa		X					X	X
Vattenförande dike	X	X					X	X
Öppet dike	(x)	X			X	X	(x)	X
Småvatten	X				X	X	X	X
Stenmur		X		X	X	X		X
Röjningsröse		X		X	X	X		X
Mark-/brukningsväg		X				X		
Bärande träd/buskar			X				X	
Skyddsvärt träd			X		X	(x)	X	
Allé		X	X			X	X	

### **Bilaga 3: Den rumsliga fördelningen i landskapet: konnektivitet**

Förutsättningarna för biologisk mångfald påverkas av den mängdmässiga förekomsten av småbiotoper och diversiteten av småbiotoperna, men även av hur småbiotoper ligger i landskapet (Schumaker 1996; Hanski 1999; Kindlmann & Burel 2008). Den rumsliga fördelningen av småbiotoper i landskapet ändras genom förändringar i jordbrukslandskapet, främst genom habitatminskning som leder till ökat fragmentering. Den rumsliga fördelningen av småbiotoper i landskapet påverkar konnektivitet, d.v.s. nåbarheten av landskapselementen för organismerna (d.v.s. arternas spridningspotential). Ju kortare avstånd till närmast förekommande landskapselement, desto större sannolikhet att den kan nås (d.v.s. att organismerna kan sprida sig dit) och utnyttjas som habitat. Följaktligen ska en indikator med ambitionen att visa förutsättningarna för biologisk mångfald helst också inkludera den rumsliga aspekten av småbiotopernas förekomst.

Samma mängd av en småbiotopstyp i ett landskap kan ge mycket olika förutsättningar beroende på den rumsliga fördelningen – småbiotoperna kan vara lätt tillgängliga eller svåra att nå. Generellt leder en mer jämn fördelning av småbiotoper i landskapet till i genomsnitt kortare avstånd mellan småbiotoperna, d.v.s. förekomsten av småbiotoper är mer sammanhängande och avstånden mellan förekommande småbiotoper är relativt lika i hela landskapsrutan (Figur B2; alternativ A och C). Med en mer klumpad förekomst av småbiotoperna blir det större avstånd mellan klustren av småbiotoper (Figur B2; alternativ B och D).



Figur B2. Schematisk illustration av sammanhanget mellan den mängdmässiga och rumsliga förekomsten av landskapselement i fyra exempel på landskapsrutor. A och B visar ett landskap där 50 % av ytan utgörs av habitat, antingen relativt jämnt fördelat (A) eller mycket klumpat (B). Pilarna illustrerar avstånd till närmaste likartade habitat. C och D visar ett landskap med 25 % habitat som förekommer relativt jämnt fördelat (C) eller mycket klumpat (D).

På Miljömålsportalen ligger fokus på att visa de tidsmässiga förändringarna för olika indikatorer. Den rumsliga fördelningen av småbiotoper (konnektivitet) kan öka eller minska bara när mängden småbiotop i landskapet ökar eller minskar. En indikator för konnektivitet över tid avspeglar därför i princip samma förändringar som en indikator för mängd. En indikator för konnektivitet används därför bäst som komplement till en mängdindikator, där ett mått på småbiotopernas konnektivitet tillåter att man kan skilja mellan landskap med liknande mängd småbiotop men med olika förutsättningar för tillgång till habitat och spridning.

### Landskapselement som kan ingå i ett konnektivetsmått

*Nationellt – baserat på nationella data från NILS:*

NILS data kan inte användas för ett konnektivetsmått eftersom linjekorsningsinventeringen inte ger någon heltäckande information om hur de inventerade landskapselementen ligger i förhållandet till varandra i landskapet.

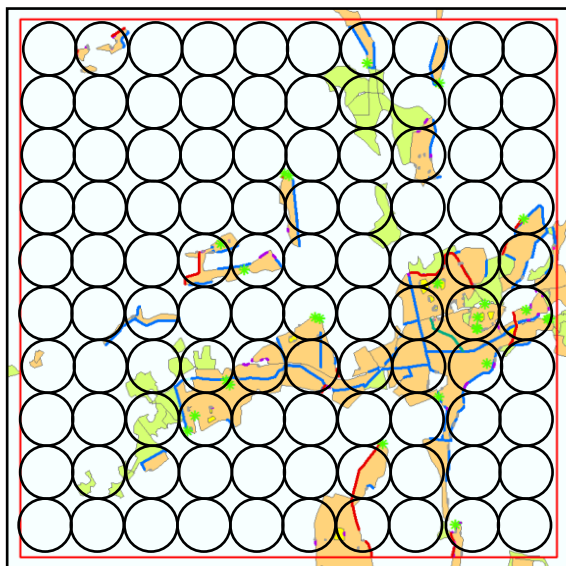
*Regionalt – baserat på länsstyrelsernas regionala inventering Remil:*

Ett konnektivitetmått kan beräknas för enskilda småbiotoper (landskaps-element) eller för småbiotoper grupperade efter livsmiljöer (funktionell indelning: småbiotoper med vattenmiljöer [diken, småvatten], med gräsmarksmiljöer, med värdefulla träd/buskmiljöer, med sten/block-miljöer [stenmurar, röjningsrösen]). Funktionell konnektivitet kan också baseras på en indelning i funktionella typer utifrån träd- och busktäckning.

### **Måttenhet och beräkning**

Rumslig fördelning kan beräknas på många sätt. Populära mått utgår ifrån antingen hur mycket habitat som finns i landskapet och hur den är konfigurerad (t.ex. aggregation) eller avstånd mellan habitaförekomster, eller både och. Inget landskap kan beskrivas av ett visst konnektivitetmått, utan konnektivitet beskrivs bäst beroende på frågeställning (Kindlmann & Burel 2008).

Många landskapsmått (index) baseras på punktförekomster (*point pattern*) eller förekomster av habitatfläckar (*patches*). Att beskriva konnektivitet för linjära element som diken och stenmurar är betydligt mer ovanligt. Vi föreslår att man utgår ifrån ett stickprov av mindre punkter som skapas och analyseras med GIS-analys (Figur B3). Inom varje landskapsruta läggs ett regelbundet nätverk av punkter ut med specificerat avstånd (som kan varieras beroende på en specificerad geografisk skala). Kring varje provpunkt skapas en yta med viss storlek (t.ex. en cirkel eller kvadrat) och inom varje yta mäts förekomsten av småbiotoper. Ytorna ska ligga tätt intill varandra, dock utan att överlappa. Inom varje yta mäts mängden av småbiotoper. Den rumsliga förekomsten av småbiotoper i landskapsrutan kan sedan beskrivas utifrån data för stickprovet av ytor. Det är möjligt att mäta avstånd mellan ytorna, och mängden småbiotoper inom ytorna kan användas på motsvarande sätt som det vanligt förekommande landskapsmåttet habitat-fläckstorlek (*habitat patch size*). Variationen av mängd mellan ytorna och/eller avstånd mellan ytor med liknande förekomst kan användas för att beskriva den rumsliga heterogeniteten. Om det t.ex. är ungefär lika mycket småbiotop i många av ytorna så är det ett tecken på att småbiotopen förekommer relativt jämnt fördelat i landskapet.



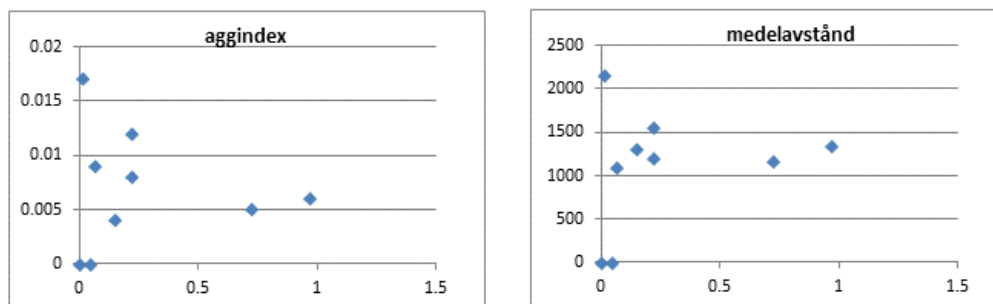
Figur B3. Exempel på stickprovtagning genom GIS-analys med ett antal små ytor (i detta fall cirklar). Orange polygoner avser åkermark, gröna polygoner är betesmark. De småbiotoper som har markerats är t.ex. blåa linjer för diken. Den lokala förekomsten av småbiotoper mäts i exemplet med cirklar som läggs ut i ett regelbundet nät.

För att hitta ett konnektivitetsmått som fungerar bra för småbiotoper i odlingslandskapet behövs ett test och utvärdering av ett antal möjliga mått. Mer omfattande tester och utvärdering har inte varit möjligt inom ramen för detta uppdrag, och därför presenterar vi bara de allmänna principerna för hur ett sådant mått kan tas fram. Vi har dock gjort ett par första enkla test som illustration, där vi har beräknat:

- Medelavstånd: medelvärde för avstånd mellan cirklar som innehåller småbiotop (oavsett mängd)
- Aggregationsindex: Beräknat med hjälp av funktionen 'clarkevans' i R-paketet 'spatstat'. Clark och Evans (1954) aggregationsindex är ett grovt mått för aggregation av punkter. Indexet är kvoten mellan det observerade avståndet till närmaste granne och det förväntade avståndet enligt en slumpmässig Poisson-fördelning. Ett värde större än 1 indikerar regelbundenhet, och ett värde mindre än 1 indikerar aggregation, jämfört med en slumpmässig fördelning.

Preliminära resultat visar att alla småbiotoper förekommer aggregerat, vilket är förväntat eftersom åkermarken förekommer fläckvis och småbiotoperna förekommer i eller i kanterna av åkermarken. Medelavståndet är i genomsnitt större där småbiotoper förekommer mer aggregerade. Medelavståndet ger dock ingen helt rättvisande bild, eftersom den påverkas av rutans yttre begränsning. Vi har inte tagit hänsyn till kanteffekter i detta första test. Medelavstånd kan vara relativt stort trots att en småbiotop är relativt jämnt fördelat i landskapet, eftersom det finns både korta och mycket långa avstånd (tvärs över rutan) mellan de ytor som innehåller småbiotoper.

Det finns ofta ett samband mellan total mängd småbiotoper i landskapsrutan och aggregation – ju mer småbiotoper desto närmare till nästa (närmaste) förekomst – men det är inte alltid ett enkelt samband. För små åkerholmar, exempelvis, finns en stor variation hos aggregationsindex för landskapsrutor med relativ små totalmängder av åkerholmar (Figur B4). Detta visar tydligt att ett aggregations- eller konnektivetsmått ger ny information utöver mängd.



Figur B4. Samband mellan aggregationsindex (vänster) eller medelavstånd (höger) och mängd små åkerholmar (km<sup>2</sup>) i de nio landskapsrutor som vi valde för ett första test av rumsliga landskapsmått.

### Tolkning och användning av konnektivitet

Konnektivitet avgörs till stor del av mängden av habitat (i detta fall småbiotoper), men även hur element av småbiotoper ligger i landskapet i förhållande till varandra. Konnektivitet kan användas som komplement till en indikator för mängd. En indikator för mängd ger både information om tillstånd och underlag för riktade åtgärder. Miljömålsindikatorer ska kunna användas för att styra åtgärder för att nå målen. Åtgärder ska dock riktas så att förutsättningar för biologisk mångfald gynnas på det mest effektiva sättet. Landskap med samma mängd småbiotoper kan skilja sig med avseende på tillgång till habitat och spridning för olika organismer. Med kunskap om småbiotopernas konnektivitet blir det möjligt att rikta åtgärder för bästa nytta: att antingen undvika förlust av småbiotoper i landskap med relativt högre konnektivitet, och/eller öka förekomsten av småbiotoper i landskap där en ökad konnektivitet sannolikt kan bidra till bättre förutsättningar för förekomst av olika arter i odlingslandskapet.

Vad som räknas som låg och hög konnektivitet (eller dåligt och bra) beror på arterna och sammanhanget, d.v.s. den ekologiska processen som är av intresse.

## Bilaga 4: Formler för standardisering enligt Living Planet Index

Ett aggregerat index för förändring av mängd småbiotoper kan beräknas på liknande sätt som Living Planet Index (Collen m.fl. 2009). Förändringen för varje småbiotop mellan efterföljande inventeringsperioder beräknas sedan som:

$$d_t = \log_{10}\left(\frac{N_t}{N_{t-1}}\right) \quad , \quad (1)$$

där  $N$  står för standardiserad mängd (totalmängd eller mängd/areal åkermark) och  $t$  står för inventeringsperioden. Småbiotopsspecifika värden för  $d_t$  kombineras sedan som:

$$D_t = \frac{1}{n_t} \sum_{i=1}^{n_t} d_{it} \quad , \quad (2a)$$

där  $n$  är antal småbiotoper och  $i$  står för småbiotopstyp  $i$ . Vi testade även en variant av (2a), där varje  $d_{it}$  vägdes mot dess relativa förekomst i datamängden enligt en viktningsfaktor:

$$D_t = \frac{1}{n_t} \sum_{i=1}^{n_t} \left( d_{it} \frac{N_{it-1}}{N_{ct-1}} \right) \quad , \quad (2b)$$

där  $N_{ct-1}$  är standardiserad mängd av den vanligaste småbiotopstypen vid  $t-1$  och  $N_{it-1}$  är standardiserad mängd av småbiotopstyp  $i$ . Värdet för  $D_t$  beräknat med Ekvation 2b är mindre känsligt för förändringar i mängden av ovanliga biotoper än  $D_t$  beräknat med Ekvation 2a. Indexvärdet  $SBI$  för tidsperiod  $t$  beräknas sedan som:

$$SBI_t = SBI_{t-1} 10^{D_t} \quad , \quad (3)$$

där  $SBI_{t-1}$  för första tidsperioden (tidsperioden 2009-2014) sätts till 1.

Med dessa beräkningssteg testades tre olika scenarier där mängden (totalmängd samt täthetsbaserad mängd) av småbiotoper minskades med 10 % mellan  $N_t$  och  $N_{t-1}$  för:

1. samtliga småbiotoper
2. den ovanliga småbiotopstypen småvatten
3. den vanliga småbiotopstypen dike

Ett  $SBI$  beräknat från totalmängd är känsligare för förändringar än ett  $SBI$  beräknat från tätheter (Tabell 1). Vidare är ett viktat  $SBI$  mindre känsligt för förändringar i den ovanliga småbiotopen än ett oviktat  $SBI$  (Tabell B2).

Tabell B2. Resultat för oviktat och viktat index för småbiotopsmängd beräknar vid tidpunkt  $t$  ( $SBI_t$ ) visas för totalmängds- och täthetsbaserade mått av småbiotoper. Indexvärdet för första tidsperioden är  $SBI_1 = 1$ . Tre scenarier testades för att jämföra de två olika indexens (viktat/oviktat) känslighet för förändringar i ovanliga respektive vanliga småbiotoper.

Scenario (-10 %)	$SBI_t$			
	Totalmängdsbaserat <sup>1</sup>		Täthetsbaserat <sup>1</sup>	
	Oviktat	Viktat <sup>2</sup>	Oviktat	Viktat <sup>2</sup>
1. Samtliga småbiotoper	0,900	0,933	0,900	0,943
2. Småvatten (ovanlig typ)	0,992	0,997	0,992	0,997
3. Diken (vanlig typ)	0,992	0,992	0,992	0,996

<sup>1</sup> Biotopmängder standardiserade enligt: medelvärde/standardavvikelse

<sup>2</sup> Viktningsfaktor för varje  $d_i$  i ekvation 2b: standardiserad mängd av småbiotopstyp  $i$  / (standardiserad mängd av vanligaste småbiotopstypen)



## Bilaga 5: Enkät till experter – småbiotopernas värde för organismer

Småbiotopernas ekologiska värde i odlingslandskapet bestäms av deras betydelse som habitat för biologisk mångfald. Småbiotopernas ekologiska värde varierar för olika artgrupper eftersom organismerna skiljer sig i sina krav på miljön, och kan även variera inom artgrupp, vilket man bör ta i beaktande vid planering av åtgärder. Värdet av olika kvalitativa aspekter hos småbiotoper (t. ex. skillnader i täckning av träd och buskar) varierar också mellan och inom artgrupper beroende på de olika arternas krav.

För att möjliggöra en bättre bedömning av småbiotopernas ekologiska värde bad vi experter att beskriva de olika småbiotopernas värde, för ett antal olika artgrupper, utifrån deras kunskaper om arterna. Även om det finns litteratur om hur småbiotoper och landskapselement är associerade med förekomst och diversitet av arter, är kunskapen svåröverskådlig och relativt riktad avseende vilka arter som är studerade och i vilket sammanhang. Därför tog vi istället hjälp av bedömningar baserade på experters kunskap för att på kort tid få en grov överblick.

Vi kontaktade artexperter för följande grupper: kärlväxter, lavar, mossor, pollinerande insekter (dagfjärilar, nattfjärilar, bin och humlor), spindeldjur, skalbaggar, jordbruksfåglar, grodor, reptiler. Vi fick svar för följande artgrupper:

Tabell B3.

Artgrupp	Antal svar
Kärlväxter	1
Vedskalbaggar	1 (ingen bedömning för marklevande eller andra grupper)
Kräldjur	1 för akvatiska, 1 för terrestra
Nattfjärilar <sup>1</sup>	1
Dagfjärilar <sup>1</sup>	1
Fjärilar	1
Bin <sup>1</sup>	1
Pollinerande insekter <sup>1</sup>	1
Fåglar	3
Spindlar	1 (uppdelat i fem ekologiska grupper efter levnadssätt (nät eller frilevande) och habitattyp (gräs, ved, bar mark))

<sup>1</sup> Vi frågade efter pollinerande insekter. Två av experterna valde att dela in dem i antingen nattfjärilar och dagfjärilar, eller dagfjärilar och bin. Indelningen beror delvis på experternas kunskaper om artgruppen och delvis på hur de ansåg att det var relevant att dela upp (för att undvika för stor heterogenitet i gruppen).

### Instruktion för bedömningarna:

1) För varje småbiotop noteras dess värde (Tabell B4) för den aktuella artgruppen. För vissa grupper delades detta upp för tre olika funktioner: födosök, habitat (bo, skydd, övervintring, fortplantning) eller spridning. Värdet skattas på en skala mellan 0 och 3, där 0 = inget värde, 1 = lågt värde, 2 = något större värde; 3 = stort värde. Om du inte vet om biotopen har ett värde för artgruppen kan du ange ett frågetecken i den aktuella rutan. Om det finns arter som avviker inom artgruppen så ange detta i den aktuella rutan. Exempel - åkerholme, faktor täckning buskar och småträd: ett antal jordbruksfåglar behöver buskar (t.ex. som skydd och för boplats, gulsparr, törnskata; vi antar värde=2 med avseende på täckning av buskar och småträd), medan andra föredrar landskap utan buskar (sånglärka, stenskvätta; vi antar värde = -3). Ange då värdet som t.ex. 2/-3.

*Tabell B4. Protokoll som lämnades till experterna för bedömning för respektive art eller artgrupp.*

Småbiotop	Värde som habitat (0-3)
Åkerholme	
Värdeträd/Skyddsvärda träd	
Alléträd/alléträd	
Stenmur	
Röjningsanläggning /Stenröse	
Stenblock/häll	
Småvatten/märgelgrav	
Artrik vegetationstyp: torr-frisk ängsvegetation	
Artrik vegetationstyp: Äldre åkerogräs	
Artrik vegetationstyp: Hällvegetation	
Artrik vegetationstyp: Sandblottor	
Diken/rätat vattendrag	
Obelagd markväg/brukningsväg	
Vegetationsremsa	
Bärande träd och buskar	

2) På liknande sätt ska vikten av olika faktorer som kan påverka småbiotopernas värde noteras på en 0-3 skala. Faktorer inkluderar egenskaper hos själva elementen (1-6), men också hur värdet som habitat påverkas av karaktären av det landskap där biotopen förekommer (7-8). (Tabell B5).

3) Sist: för småbiotopstyperna "skyddsvärda träd", "alléträd" och "bärande träd och buskar" noteras om arten eller artsammansättningen bedöms vara av vikt för småbiotopstypens värde som habitat. Om vissa arter bedöms av

särskilt vikt för småbiotopens värde som habitat så markeras det med ett X för respektive art. Om arten eller artsammansättningen inte bedöms att vara av vikt för småbiotopens värde som habitat lämnas samtliga träd/buskarter okryssade.

Tabell B5. Protokoll för bedömning av vikten av olika faktorer som kan påverka småbiotopernas värde för någon utvald art eller artgrupp

	Värde som habitat påverkas av (Skala: 0-3)							Landskaps-kontext	
Småbiotop	Solexponering	Träd-/buskäckning	Betespåverkan	Blottat substrat	Höjd på fältskikt	Storlek	Andel seminaturligt habitat (ej skog)	Landskapskomplexitet <sup>1</sup>	
Åkerholme									
Skyddsvärda träd									
Allérad/alléträd									
Stenmur									
Röjningsanläggning									
Stenblock/häll									
Småvatten/märgelgrav									
Artrik veg.: Torr-frisk ängsveg.									
Artrik veg.: Äldre åkergräs									
Artrik veg.: Hällvegetation									
Artrik veg.: Sandblottor									
Diken/rätat vattendrag									
Markväg/brukningsväg									
Vegetationsremsa									
Bärande träd och buskar									

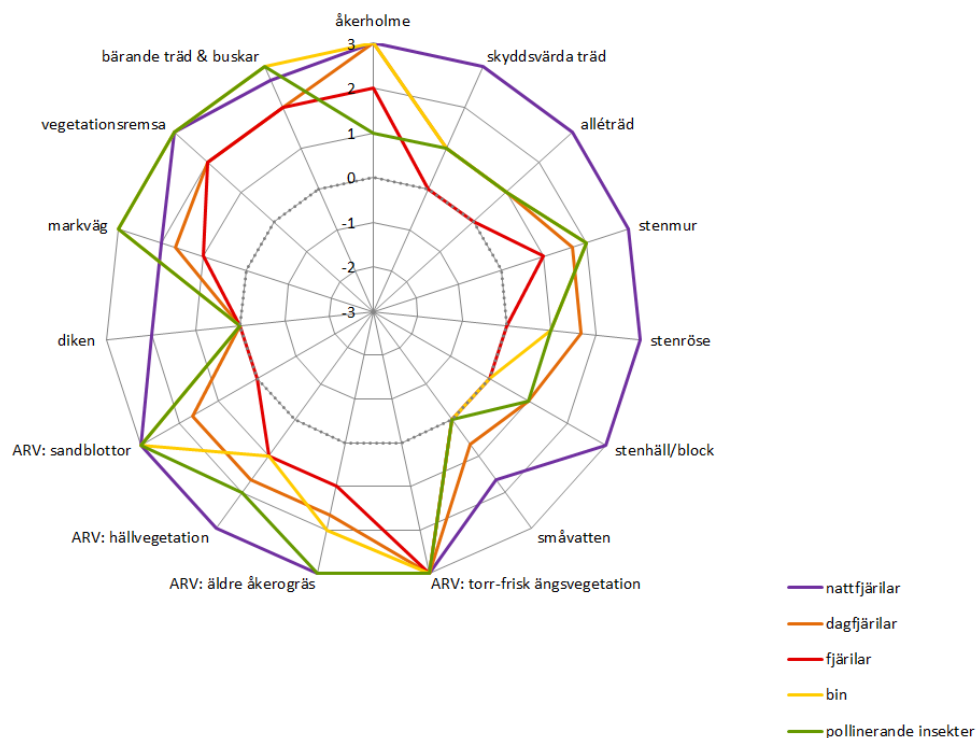
<sup>1</sup> Avser en gradient från landskap dominerade av stora fält och en övervägande andel åkermark (slättbygd) till mosaikartade landskap med mindre fält och en blandning av åkermark, betesmark och skog.

## Resultat för olika biotopers habitatvärde

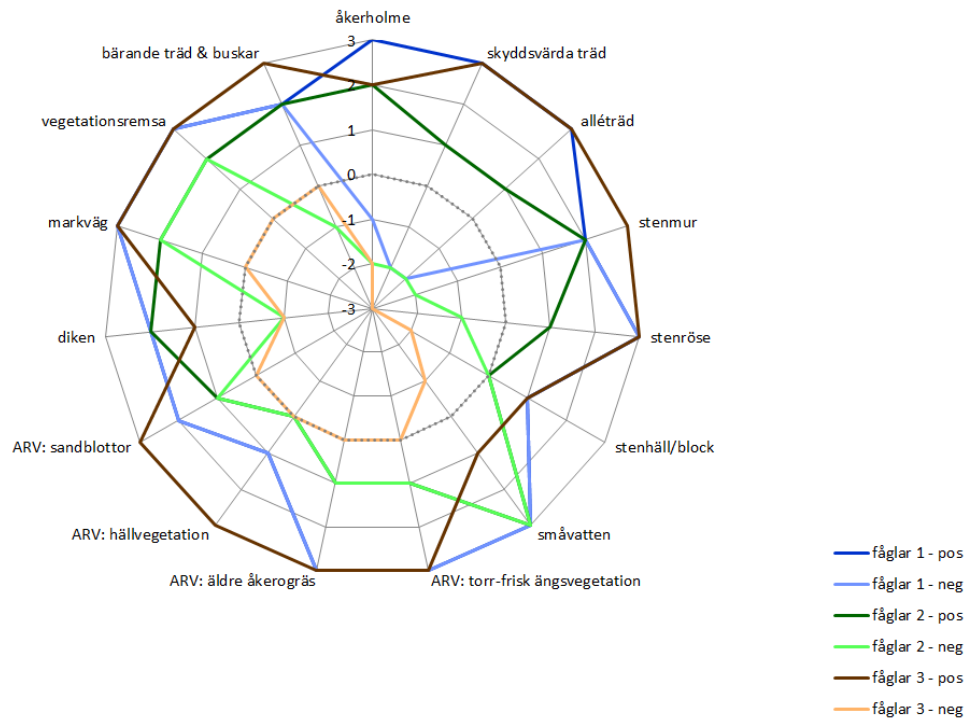
Resultaten ska tolkas med försiktighet, bland annat för att det bara är få svar per artgrupp. Vi tror också att experterna delvis har undervärderat vissa småbiotoper som kan innehåller en del gräshabitat (t.ex. längs stenmurar och diken). Bland annat har det inte angetts något värde för diken för fjärilar och bin, trots att kanterna ofta utgör gräsremsor.

För artgrupper där tre olika habitatfunktioner (födosök, bo /skydd /övervintring /fortplantning, spridning) har värderats redovisar vi här det högsta värdet för en av de kategorierna. Även om diken inte anses speciellt värdefulla för reproduktion så kan de ha stort värde för spridning av akvatiska kräldjur.

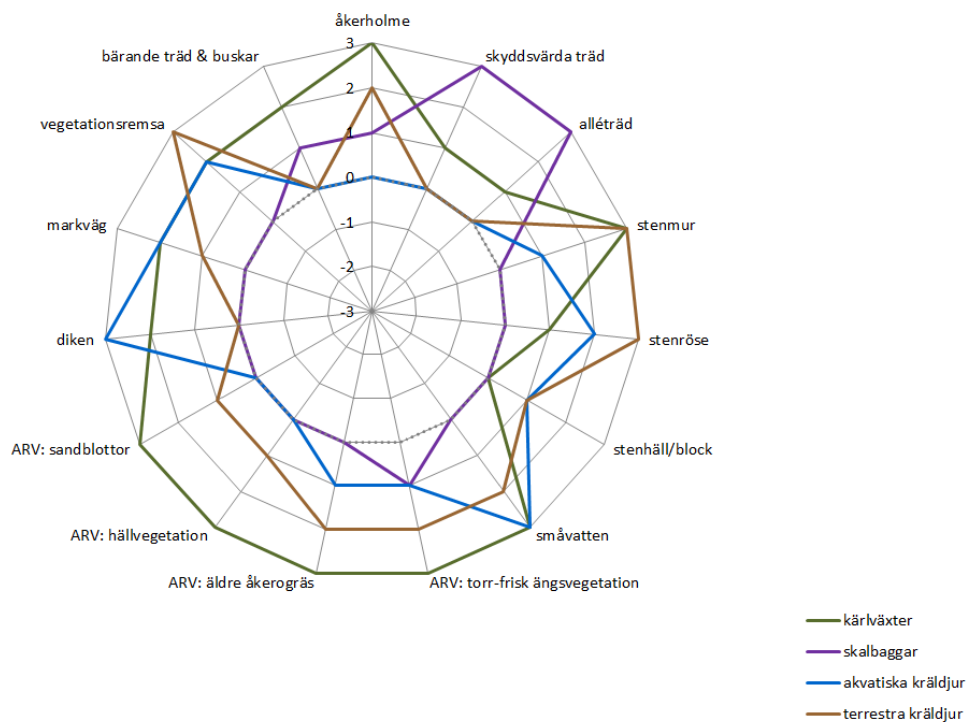
I figurerna visas habitatvärden för de olika småbiotoperna, gränsen mellan negativa värden (inre cirkel) och positiva (yttre cirkel) markeras med streckad grå linje (värde 0).



Figur B5. Resultat från enkät till experter, för fjärilar, bin och för alla pollinerande insekter som grupp.



Figur B6. Resultat från enkät till experter, för jordbruksfåglar. "Fåglar 1", "fåglar 2" och "fåglar 3" syftar på de tre experter som har gjort bedömningarna.



Figur B7. Resultat från enkät till experter, för kärlväxter, skalbaggar och kräldjur.



Figur B8. Resultat från enkät till experter, för spindlar.

### Resultat för faktorer som kan påverka småbiotopernas värde:

Det är svårt att summera värderingar på ett bra sätt. Vi valde här att sammanfatta värderingarna i tabellform för varje faktor separat. Positiva värden betyder att faktorn anses bidra till bättre förutsättningar för förekomst av organismer inom artgruppen. Om värden var övervägande desamma för en artgrupp visas här bara ett värde. Om det t.ex. var ungefär lika många värden 2 och 3 så kryssas här båda värdena. Ibland lyfter vi upp värderingar för specifika småbiotoper.

Tabell B6. Resultat från enkät till experter, per artgrupp.

Solexponering (för småbiotoper där denna variabel är relevant):							
	Habitatvärde						
	-3	-2	-1	0	1	2	3
Kärlväxter						X	X
Skalbaggar (ved!)							Skyddsv. träd torr-frisk ängsveg.
Kräldjur - akvatiska					X	X	X
Kräldjur - terrestra						X	X
Nattfjärilar						X	
Dagfjärilar					Skyddsv .. träd dike	Småvatten bärande träd/buskar	X
Fjärilar							X
Bin							X
Pollinerande insekter						X	X
Fåglar 1							X
Fåglar 2					X		
Fåglar 3						Vägar	
Spindlar							X

Kommentarer:

Kräldjur – terrestra: Man kan säga att i de flesta fall så är söderlägen viktiga för terrestra arter, framförallt för dvalningsplatser som är en förutsättning för stabil population.

Täckningsgrad träd- och buskar (för småbiotoper där denna variabel är relevant):							
	Habitatvärde						
	-3	-2	-1	0	1	2	3
Kärlväxter		X					
Skalbaggar (ved!)	saknas						
Kräddjur - akvatiska			Stenmur stenröse		Småvatten vegremsa		
Kräddjur - terrestra			Stenmur stenröse håll		Åkerholme vägar	Småvatten	Vegremsa
Nattfjärilar						X	
Dagfjärilar					Skyddsv. träd dike bärande träd/buske	Småvatten	X
Fjärilar		Åkerholme vegremsa				Åkerholme vegremsa	
Bin					X		
Pollinerande insekter					Skyddsv. träd, stenmur	Väg	Åkerholme, vegremsa
Fåglar 1							X
Fåglar 2	X					X	
Fåglar 3	Åkerholme					X	X
Spindlar		X, Åkerholme	X	Vegrems			Åkerholme, vegremsa

Kommentarer:

Kärlväxter: Täckningsgraden förändrar artsammansättningen av kärlväxter i fältskiktet vilket gör att en variation av täckningsgrad gynnar mångfalden ur ett landskapsperspektiv. En alltför hög täckningsgrad utkonkurrerar många arter. En ökad mängd seminaturliga habitat ger kortare spridningsvägar för framförallt gräsmarksväxter vilket gynnar artrikedomen i det öppna landskapet.

Fåglar 2: Träd och buskar bedöms efter sin potential som boplats. Generellt har de faktorer som gynnar arter knutna till träd och buskar (ofta boplats) negativ effekt på "fältarterna", som undviker sådana strukturer.



Betespåverkan (för småbiotoper där denna variabel är relevant):							
	Habitatvärde						
	-3	-2	-1	0	1	2	3
Kärlväxter	Hällveg sand- blotta						Åkerholme småvatten vegremsa
Skalbaggar (ved!)	Ej relevant						
Kräddjur - akvatiska		Vegremsa <sup>1</sup>		X	Dike		Småvatten
Kräddjur - terrestra					Åker- holme hällveg.	Småvatten ängsveg. åkerogräs vegremsa	
Nattfjärilar					X		
Dagfjärilar					Skyddsv träd bärande träd/busk		X
Fjärilar	Ängs- veg.	Åkerholme				Åkerholme	Ängsveg.
Bin						Åkerholme ängsveg. vegremsa	
Polline- rande insekter					Åker- holme	Sandblotta	Ängsveg. vegremsa bärande träd/busk
Fåglar 1					Skyddsv. träd		X
Fåglar 2						X	
Fåglar 3	Inga värden har angetts						
Spindlar		Åkerholme stenmur sandblotta vegremsa			X		Åkerholme stenmur sandblotta vegremsa

<sup>1</sup> Obetad gräsvegetation är förmodligen viktigt här för att habitat ska kunna fungera som spridningshabitat.

Kommentarer: Fjärilar: Olika arter gynnas respektive missgynnas av bete/vegetationshöjd. Alltför hårt bete är sällan bra, men flera arter gynnas av det varmare mikroklimat som en låg vegetation bidrar till.

Mängd blottat substrat (för småbiotoper där denna variabel är relevant):							
	Habitatvärde						
	-3	-2	-1	0	1	2	3
Kärlväxter		Åkerholme väg			Åkerogräs		
Skalbaggar (ved!)	Ej relevant						
Kräldjur - akvatiska				X			
Kräldjur - terrestra				X			
Nattfjärilar					X		
Dagfjärilar					X		
Fjärilar				X			
Bin						Åkerholme ängsveg vegremsa	
Pollinerande insekter					X		Ängsveg
Fåglar 1							X
Fåglar 2					Åkerholme stensubstrat		
Fåglar 3	Inga värden har angetts						
Spindlar					X	X	

Hög eller låg höjd på fältskikt (för småbiotoper där denna variabel är relevant):							
	Habitatvärde						
	-3	-2	-1	0	1	2	3
Kärlväxter		Dike väg				Åkerholme vegremsa väg	Ängsveg
Skalbaggar (ved!)	Ej relevant						
Kräldjur - akvatiska				X			
Kräldjur - terrestra				X	Åkerholme		
Nattfjärilar							X
Dagfjärilar						X	X
Fjärilar	Åkerholme ängsveg				Väg	Väg	Väg åkerholme ängsveg
Bin						Åkerholme ängsveg. vegremsa	
Pollinerande insekter					Åkerholme hållveg.	X	X
Fåglar 1							X
Fåglar 2					X	vegremsa	
Fåglar 3							
Spindlar		Åkerholme ängsveg				Dike vegremsa	Åkerholme ängsveg dike vegremsa

Kommentar: Fjärilar: Höjd på fältskikt: Olika arter gynnas respektive missgynnas av bete/vegetationshöjd. Alltför hårt bete är sällan bra, men flera arter gynnas av det varmare mikroklimat som en låg vegetation bidrar till.

Mängd (beroende på småbiotopstyp kan det vara areal, längd, antal):							
	Habitatvärde						
	-3	-2	-1	0	1	2	3
Kärlväxter							X
Skalbaggar (ved!)							X
Kräldjur - akvatiska		Småvatten			X	X	
Kräldjur - terrestra					X (småvatten)		X
Nattfjärilar						X	X
Dagfjärilar						X	X
Fjärilar						X	X
Bin						X	X
Pollinerande insekter						X	X
Fåglar 1						X	
Fåglar 2					X	X	
Fåglar 3						X	X
Spindlar						X	X

Landskapskontext - andel seminaturligt habitat (ej skog):							
	Habitatvärde						
	-3	-2	-1	0	1	2	3
Kärlväxter						X	X
Skalbaggar (ved!)						X	
Kräldjur - akvatiska					X		
Kräldjur - terrestra					X	Åkerholme stenmur	
Nattfjärilar						X	
Dagfjärilar						X	X
Fjärilar					Väg vegremsa		X
Bin						X	X
Pollinerande insekter							X
Fåglar 1	För komplext						
Fåglar 2					X	X	
Fåglar 3	För komplext						
Spindlar						X	X

Kommentar: Fåglar 1: I enkla landskap tillför alla de nämnda småbiotoperna väldigt mycket för jordbruksfåglar. Inte för alla arter, men generellt sett gäller detta enkla samband.

Landskapskontext – landskapskomplexitet <sup>1</sup> :							
	Habitatvärde						
	-3	-2	-1	0	1	2	3
Kärlväxter						X	
Skalbaggar (ved!)						X	
Kräldjur - akvatiska						X	
Kräldjur - terrestra					Vegremsa	X	Åkerholme
Nattfjärilar						X	X
Dagfjärilar						X	
Fjärilar					Ängsveg. väg vegremsa		X
Bin						X	X
Pollinerande insekter							X
Fåglar 1	För komplext						
Fåglar 2					X	X	
Fåglar 3						X	X
Spindlar						X	X

<sup>1</sup> Landskapskomplexitet: positiva värden korresponderar med positiv effekt av mosaiklandskap, d.v.s. värdet av habitat förstärks i mosaikartade mer småskaliga landskap

Kommentar: Fåglar 1: I enkla landskap tillför alla de nämnda småbiotoperna väldigt mycket för jordbruksfåglar. Detta enkla samband gäller generellt, men inte för alla arter.

### Resultat för bärande träd och buskar samt skyddsvärda träd

Arter som bedöms vara av särskilt vikt för småbiotopens värde som habitat. För artgrupper som saknas i tabellerna har inga träd- eller buskarter pekats ut att vara av särskilt vikt.

Bärande arter:	Kärlväxter	Skalbaggar	Fjärilar	Bin	Poll. insekter	Fåglar 1	Fåglar 2	Fåglar 3
Sälg		X	X	X	X			
Hassel	X							
Vinbär, krusbär, måbär	X			X				
Hallon, blåhallon				X				
Björnbär, rosor, vresros	X		X	X	X		X	X
Apel, päron, plommon	X			X				
Rönn	X			X		X		X
Oxlar	X			X		X		
Häggmisplar	X			X				
Hagtorn, slån		X	X	X	X	X	X	X
Fågelbär, hägg	X			X		X		
Druvfläder, fläder	X		X	X		X		X
Snöbär, olvon	X			X				
Brakved	X			X	X			

Skyddsvärda träd	Kärlväxter	Skalbaggar	Fjärilar	Bin	Pollinerande insekter	Fåglar 1	Fåglar 2	Fåglar 3	Spindlar: frilevande (utan nät) vedveg
Tall, bergtall		X							
Lärk									
Gran, ädelgranar									
Idegran									
Ekar, bok, björkar	X	X			X	X	X	X	X
Asp, popplar	X	X			X	X	X		
Hästkastanj	X								
Ask	X	X				X			
Almar	X	X			X	X	X		X
Klibbal, gråal	X	X				X			
Lindar	X	X	X	X	X	X			
Lönn	X	X				X	X		
Avenbok	X								
Rönn	X				X	X		X	
Sälg	X	X		X	X				
Pilar	X			X					
Oxlar	X			X					
Fågelbär, hägg, plommon, apel, Päron	X	X			X	X			
Övriga lövträd		X			X				



### **Slutsatser från experternas bedömning av småbiotopernas värde**

Resultaten för de övergripande habitatvärdena visar att det inte finns några småbiotoper som har lågt värde för alla eller majoriteten av artgrupperna. Det finns inte heller några som har ett generellt högt värde. Några småbiotoper kan ha relativt lågt värde för ett flertal grupper, men har ofta högt värde för någon av grupperna. Alla småbiotoper är alltså viktiga för förekomst och diversitet av arterna i odlingslandskapet. Småbiotoper som ofta tillmätts höga värden är åkerholmar, stenmurar, torr-frisk ängsvegetation (artrik vegetationstyp) och vegetationsremsa. Den småbiotop som fick relativt lägsta värden var stenhäll/block.

Resultaten för bedömning av vikten av olika faktorer som kan påverka småbiotopernas värde, visar tydligt att en småbiotops habitatvärde inte är statistiskt, utan att det varierar med ett antal faktorer och med landskaps-sammanhanget. Det ekologiska värdet (eller ekologiska funktionen) av de flesta småbiotoperna beror på sammanhangen och påverkas t.ex. av solexponering och/eller täckning av träd och buskar. Det går inte säga att det ena eller andra är bättre för alla arter och i alla sammanhang.

Experterna var ganska överens om hur värdet modifieras av landskaps-kontext. Både andel seminaturliga habitat i landskapet och landskapets komplexitet kan avgöra vilken roll småbiotoperna spelar för förekomst av arter i odlingslandskapet. Lika överens var experterna om effekten av mängd, d.v.s. ju mer av en småbiotopstyp som finns i landskapet desto större populationer och större artrikedom kan man förvänta sig.

Denna variation i ekologiskt värde hos småbiotoperna är viktig att komma ihåg när man planerar åtgärder för att t.ex. öka mängden småbiotoper, eller skötsel av småbiotoper. Effektiva åtgärder måste anpassas till situation och landskapssammanhang – och planeras förmodligen bäst i mindre skala där man kan ta hänsyn till det omgivande landskapet, och kan vara flexibel för att anpassa till hur de förekommande småbiotoperna ser ut. Forskning indikerar att följande är viktigt för småbiotoper:

1. Generellt: Extremt kontextberoende. Funktionen av småbiotoper, småbiotopernas skötsel och deras betydelse för biodiversitet är starkt beroende av det omgivande landskapet (typ av landskap).
2. Växter (och insekter som är beroende av dem): Deposition av näring från gödselmedel som sprids i omgivande fält är ett stort problem.
3. Växter: Om vegetationen i småbiotopen är ett kvarstående fragment av gräsmark, och om spridning av gödselmedel inte redan har ändrat vegetationen till en "sjö av nässlor", då är slåtter eller bete absolut nödvändigt för att undvika fortsatt förlust av diversitet. Problemet är dock fortfarande att det ofta är låg konnektivitet jämfört med den som behövs för upprätthållande av diversitet.