



Länstyrelserna



Hur kan NILS användas inom regional miljöövervakning och miljömålsuppföljning?

- Rapportering av ett utvecklingsprojekt inom den regionala miljöövervakningen 2007

Hur kan NILS användas inom regional miljöövervakning och miljömålsuppföljning?

© Länsstyrelsen i Örebro län
Publ.nr 2008: 24

Beställning:

Rapporten kan laddas ner som pdf-fil från Länsstyrelsen i Örebro läns hemsida www.t.lst.se

Kontaktperson:

Helena Rygne, Länsstyrelsen i Örebro län, tfn 019-19 35 06
e-post: helena.rygne@t.lst.se

Författare till kapitlen:

Inledning: Helena Rygne och Anna Allard
Förutsättningar för regional förtätning av NILS stickprov: Anders Glimskär
Areella markslag: Anna Allard, Anders Glimskär och Johan Wretenberg
Småbiotoper och skyddsvärda träd i jordbrukslandskapet: Johan Wretenberg och Anders Glimskär
Landskapsmönster: Marcus Hedblom

Redaktör:

Helena Rygne

Citering:

Rygne, H. (red.). 2008. Hur kan NILS användas inom regional miljöövervakning och miljömålsuppföljning – rapportering av ett utvecklingsprojekt inom den regionala miljöövervakningen 2007. Länsstyrelsen i Örebro län. Publ.nr 2008: 24

Omslagsfoto

Erik Göthlin, Utsikt från Ullavi klint, Kilsbergen

Projektledare:

Helena Rygne, Länsstyrelsen i Örebro län

Projektdeltagare från länsstyrelserna

Merit Kindström, Länsstyrelsen i Stockholms län
Klara Tullback Rosenström, Länsstyrelsen i Stockholms län
Nicklas Jansson, Länsstyrelsen i Östergötlands län
Therese Ericsson, Länsstyrelsen i Värmlands län
Erik Göthlin, Länsstyrelsen i Örebro län
Johan Wretenberg, Länsstyrelsen i Örebro län
Per Hedenbo, Länsstyrelsen i Västmanlands län

Projektdeltagare från SLU

Anders Glimskär
Anna Allard
Marcus Hedblom
Anna Ringvall
Liselott Marklund
Pernilla Christensen

Finansiering:

Projektet har finansierats av Naturvårdsverket med medel för utvecklingsprojekt inom den regionala miljöövervakningen och av länsstyrelserna som ingått i projektet.

Förord

Redan innan den nationella landskapsövervakningen antog det mer passande namnet NILS (Nationell Inventering av Landskapet i Sverige) och gick under arbetsnamnet SLÖ (Stickprovvis LandskapsÖvervakning), blev länsstyrelserna erbjuda att förtäta det nationella stickprovet för att få statistiskt hållbara resultat på regional nivå. Det här var kring 2002 och SLÖtt var allt annat än vad detta ambitiösa övervakningsprogram verkade vara. Dyr skulle det också bli för länsstyrelserna att lägga till fler 5*5 km-rutor i det egna länet för att få upp stickprovsstorleken. De flesta gav nog upp tanken bara när summan för en enda ruta nämndes. Och det skulle behövas åtskilliga rutor för att förtäta stickprovet tillräckligt i ett litet till medelstort län.

Men hos en del av oss på länsstyrelserna låg tanken ändå kvar om att kunna nyttja NILS för den regionala miljöövervakningen. Att bygga upp en helt egen övervakning av landskapet i det egna länet borde vara både svårare och dyrare än att bygga vidare på ett befintligt stickprov. Givetvis insåg vi att det skulle vara omöjligt att regionalt få med allt det som NILS innehåller. I stället borde man kunna välja ut de frågeställningar som är absolut viktigast för att kunna bidra med kvalitativa data till den regionala miljömålsuppföljningen och styra den regionala övervakningen via NILS till relevanta variabler för detta.

2003 startade NILS sin övervakning. När fyra års data från det nationella stickprovet fanns insamlat hösten 2006, var tiden mogen för länsstyrelserna i T, AB, E, S och U län att skicka in en ansökan om utvecklingsmedel för projektet ”Hur kan NILS användas inom regional miljöövervakning och miljömålsuppföljning?”. Medel beviljades av Naturvårdsverket och våren 2007, startade vi vårt arbete tillsammans med SLU:s arbetsgrupp för NILS och ganska snart blev projektet döpt till ”Lill-NILS”. Under året har vi kanske inte kommit så långt som de mest optimistiska av oss önskade. Det är t.ex. fortfarande svårt att ge några kostnadsuppskattningar för den regionala övervakningen. För det krävs ytterligare utvecklingsarbete. Men vi har kommit en bra bit på väg och det känns definitivt som om ”Lill-NILS” är på rätt spår för regional övervakning av förutsättningar för biologisk mångfald i stora delar av landskapet. Under 2008 fortsätter vi utveckla förslagen som presenteras i denna rapport och till hösten är förhoppningsvis många av de frågetecken som återstår utträtade. Förhoppningsvis är vi också några länsstyrelser som hinner införa åtminstone delar av ”Lill-NILS”, i våra regionala miljöövervakningsprogram som för närvarande revideras.

Ett stort tack till alla er som på något sätt deltagit i projektet och som fortsätter med att bidra till att arbetet går framåt under 2008! Avslutningsvis ett citat av Anders Glimskär, SLU: ”Om allt var enkelt skulle väl någon ha fixat det för länge sedan”.

Örebro i maj 2008

Helena Rygne, Projektledare för ”Lill-NILS”

Innehåll

Förord 3

Innehåll 4

1. Sammanfattning 7

2. Inledning 8

2.1. Presentation av projektet 8

2.1.1. Varför behövs ett regionalt NILS-projekt? 8

2.1.2. Samverkansvinster 8

2.1.3. Syfte och projektmål 9

Syfte 9

Projektmål 9

2.1.4. Projektorganisation och arbetsmetodik 9

Projektorganisation 9

Arbetsmetodik 10

2.1.5. Prioriteringar för regional miljöövervakning 10

2.2. Kort beskrivning av det nationella NILS-programmet 11

2.2.1. Flygbildstolkning inom NILS 14

2.2.2. Fältinventering inom NILS 16

3. Förutsättningar för regional förtätning av NILS stickprov 17

3.1. Statistiska överväganden 17

3.2. Tumregler för regional förtätning 18

3.2.1 Slutsatser och fortsatt arbete – regional förtätning 20

Slutsatser 20

Fortsatt arbete 20

4. TEMA 1: Areella markslag 21

4.1. Allmänt om areella markslag 21

4.1.1. Definition av vad som menas med areella markslag 21

4.1.2. Beskrivning av punktgittermetoden 21

4.1.3. Punktgittertolkning tillsammans med provyteinventering 22

4.1.4. Hur många provytor behöver man? 23

4.1.5. När är det bättre med vanlig flygbildstolkning? 24

4.2. Jordbrukslandskapet 25

4.2.1. Avgränsning av jordbrukslandskapet 25

Vad menas med jordbrukslandskapet? 25

Avgränsning som underlag för fältinventering och landskapsanalys 25

Dataunderlag och definitioner 26

Förslag på tillvägagångssätt för avgränsning 26

Utvärdering av avgränsningen 2008 27

4.2.2. Regional miljöövervakning av areella markslag i jordbrukslandskapet 29

4.2.3. Ängs- och betesmarker – Urval, avgränsning och informationsbehov 29

Urval och avgränsning av ängs- och betesmarker 29

Informationsbehov för ängs- och betesmarker 32

4.2.4 Slutsatser och fortsatt arbete - Ängs - och betesmarker 33

- Slutsatser 33
- Fortsatt arbete: 33
- 4.2.5. Åkermark 35
 - Urval och avgränsning av åkermark 35
 - Informationsbehov för åkermark 35
- 4.2.6. Slutsatser och fortsatt arbete - åkermark 36
 - Slutsatser: 36
 - Fortsatt arbete: 36
- 4.2.7. Övriga markslag i det som avgränsats som jordbruksmark 37
- 4.3. Myrar 37
 - 4.3.1 Myrar – urval, avgränsning, informationsbehov och datainsamling 37
 - Urval och avgränsning av myrtyper 37
 - Informationsbehov för myrar 38
 - Fältinventering av provytor i myrar 39
 - Flygbildstolkning i myrar 40
 - 4.3.2. Slutsatser och fortsatt arbete – myrar 40
 - Slutsatser: 40
 - Fortsatt arbete: 40
- 4.4. Stränder 41
 - 4.4.1 Strandnära miljöer – urval, avgränsning, informationsbehov och datainsamling 41
 - Urval och avgränsning av strandnära miljöer 41
 - Informationsbehov för strandnära miljöer 41
 - Buffertzonen kring stränder och vattendrag 42
 - Provyteinventering i strandnära miljöer 42
 - Flygbildstolkning i strandnära miljöer 42
 - 4.4.2 Slutsatser och fortsatt arbete – strandnära miljöer 43
 - Slutsatser: 43
 - Fortsatt arbete: 43
- 4.5. Skog 43
 - 4.5.1. Skog – urval, avgränsning, informationsbehov och datainsamling 43
 - Urval och avgränsning av skog 43
 - Informationsbehov för skog 44
 - Samordning med annan skogsövervakning 44
 - Provyteinventering i skog 47
 - Flygbildstolkning i skog 47
 - 4.5.2. Slutsatser och fortsatt arbete - skog 48
 - Slutsatser 48
 - Fortsatt arbete: 48

5. TEMA 2: Småbiotoper och skyddsvärda träd i jordbrukslandskapet 49

- 5.1. Förutsättningar för övervakning av småbiotoper och skyddsvärda träd 49
 - 5.1.1. Småbiotoper och skyddsvärda träd - Informationsbehov och övervakningsmetodik 49
 - Informationsbehov för småbiotoper och skyddsvärda träd 49
 - Förslag till övervakningsmetodik 51
 - 5.1.2. Slutsatser och fortsatt arbete - Småbiotoper och skyddsvärda träd 54
 - Slutsatser 54
 - Fortsatt arbete 54

6. TEMA 3: Landskapsmönster - mångformighet, fragmentering och konnektivitet 55

6.1. Länsstyrelsernas önskemål 55

6.2. Miljömål och landskapsmönster 55

6.3. Mångformighet i landskapet 58

6.4. Fragmentering av naturtyper 58

6.5. Analys och metoder för övervakning av mångformighet och fragmentering 59

6.5.1. Befintligt material - metod 59

6.5.2. Analyser 60

6.5.3. Slutsatser och fortsatt arbete 2008 61

7. Litteratur 62

1. Sammanfattning

Under 2007 har länsstyrelserna i Örebro, Stockholms, Värmlands, Västmanlands och Östergötlands län arbetat i samverkan med SLU, inst. för skoglig resurshushållning, med ett utvecklingsprojekt inom den regionala miljöövervakningen. Projektet har utrett hur NILS (Nationell Inventering av Landskapet i Sverige) kan användas inom regional miljöövervakning och miljömålsuppföljning för att väsentligt öka kunskapen om förutsättningar för biologisk mångfald samt på sikt visa hur förhållandena förändrar sig över tiden. Utgångspunkterna har varit att den regionala miljöövervakningens huvudsyfte är att ge ett underlag för uppföljning av de regionala miljömålen, samt att det borde ge ett mervärde och vara kostnadseffektivt att bygga vidare på ett befintligt nationellt stickprov.

I första hand måste en regional miljöövervakning via NILS, utnyttja så mycket som möjligt av de metoder, resultat och organisation som den nationella miljöövervakningen byggt upp. Men för sparsamt förekommande objekt, kan den regionala miljöövervakningen ibland behöva ha helt andra metoder för att styra inventeringen till just de områden eller strukturer man behöver data för. En förutsättning för att övervakningen via NILS inte ska bli alltför kostsam, är därför att flera län går samman till enhetliga ”regioner” och beställer både datainsamlingen och analyserna tillsammans.

Länsstyrelserna i projektet har identifierat och prioriterat angelägna frågeställningar och utifrån det har följande förslag för övervakning via NILS, kompletterat med andra datakällor, tagits fram:

Jordbrukslandskapet	Myrar	Stränder	Skog
Gräsmarker (hävd / igenväxning mm)	Träd- och buskskikt, mossor, hydrologiska strukturer, typiska arter	Exploatering, markanvändning (avverkning, åkerbruk, bebyggelse)	Ovanliga lövskogstyper som inte fångas av RIS
Småbiotoper / skyddsvärda träd (igenväxning mm)	Exploatering		Strandnära skogar (se även under stränder)
Åkrar (grödor / nedläggning / exploatering)	Fragmentering / konnektivitet	Vegetationsstruktur, markstörning i strandnära skogar	Fragmentering / konnektivitet
Mångformighet			
Fragmentering / konnektivitet		Fragmentering / konnektivitet	

När det gäller flera av förslagen krävs fortfarande ett mer eller mindre omfattande utvecklingsarbete som kommer att utföras under 2008. Det slutliga metodpaketet ska vara flexibelt och lätt att tillämpa utifrån de behov som finns i olika regioner.

2. Inledning

2.1. Presentation av projektet

Under 2007 har länsstyrelserna i Örebro, Stockholms, Värmlands, Västmanlands och Östergötlands län arbetat i samverkan med SLU, inst. för skoglig resurshushållning, med ett utvecklingsprojekt inom den regionala miljöövervakningen. Som en förstudie har projektet utrett hur NILS (Nationell Inventering av Landskapet i Sverige) kan användas inom regional miljöövervakning och miljömålsuppföljning.

2.1.1. Varför behövs ett regionalt NILS-projekt?

Länsstyrelserna har ett omfattande rapporteringsansvar för regionala miljömål och miljöövervakning. Det grundläggande för regional miljöövervakning är enligt de nya riktlinjerna att fokusera på regionala miljöförhållanden, d.v.s. att fånga in mer storskalig regional påverkan och effekter, så att resultaten kan vara ett underlag för regional och kommunal planering samt uppföljning av de regionala miljömålen.

När det gäller övervakning av och indikatorer för biologisk mångfald, finns ett stort utvecklingsbehov. Resurserna för regional miljöövervakning och miljömålsuppföljning är mycket knappa och det är därför angeläget att hitta kostnadseffektiva metoder som kan användas för att se om vi når de regionala miljömålen.

2.1.2. Samverkansvinster

Utgångspunkten i detta projekt, har varit att det borde ge ett mervärde och vara kostnadseffektivt att regionalt bygga vidare på ett nationellt stickprov som NILS.

De flesta regionala miljömålen i länen är ganska lika formulerade. För många frågeställningar är det därför inte nödvändigt att försöka få upp stickprovsstorlekar i det egna länet. Detta skulle också bli mycket kostsamt. För att få relevanta svar, kanske det till och med lämpar sig bättre med en naturgeografisk indelning som sträcker sig över länsgränser. Om flera län går tillsammans, hålls dessutom kostnaderna för både datainsamling och analyser nere.

Det finns också stora samordningsvinster att göra t.ex. med den nationella uppföljningen av art- och habitatdirektivet samt med Riksantikvarieämbetets planerade kulturmiljöövervakning. Båda dessa verksamheter kommer att bygga vidare på NILS befintliga stickprov för att få svar på sina frågeställningar.

Slutligen finns det stora fördelar med att kunna jämföra resultat mellan den regionala och den nationella miljöövervakningen.

2.1.3. Syfte och projektmål

Syfte

Projektets syfte har varit att ta fram ett förslag på regional övervakning med hjälp av NILS som kan bidra till att väsentligt öka kunskapen om förutsättningarna för biologisk mångfald samt på sikt visa hur förhållandena förändrar sig över tiden.

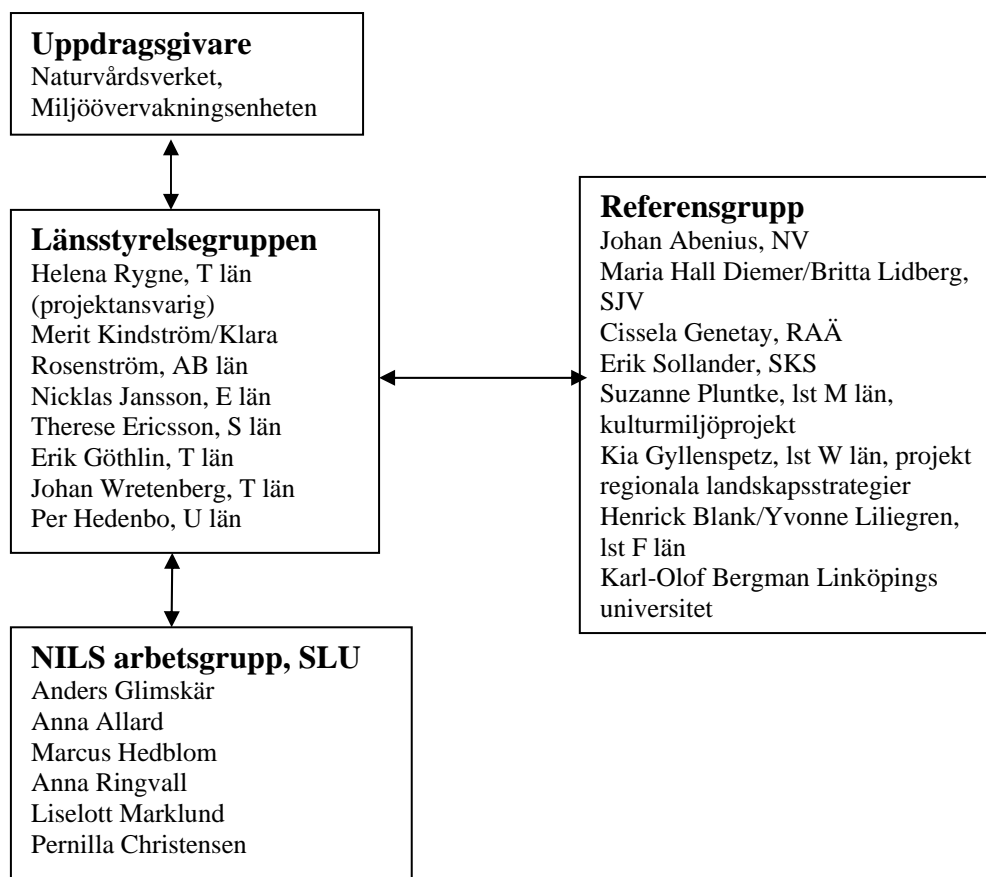
Förslaget har avgränsats till att omfatta frågeställningar som i första hand är relevanta för vår region, d.v.s. de län som är representerade i projektet samt Södermanlands och Uppsala län. Förhoppningen är dock att resultaten från projektet, eventuellt med vissa kompletteringar, även kan användas för att utveckla övervakningen av biologisk mångfald i övriga delar av Sverige.

Projektmål

- Ta fram en grupp variabler och inventeringsmoment som används av NILS och som är prioriterade för den regionala miljöövervakningen inom vår region (d.v.s. de län som ingår i projektet och även Uppsala och Södermanlands län)
- Utreda med vilka metoder och till vilken kostnad NILS kan bistå med data på regional nivå för ovanstående variabler.
- Utforma upplägg och organisation av den regionala förtätningen så att det är möjligt att provköra metodiken under 2008 i vår region.

2.1.4. Projektorganisation och arbetsmetodik

Projektorganisation



Arbetsmetodik

Att regionalt övervaka allt det som NILS gör nationellt har inte bedömts vara realistiskt. Inom projektet har vi därför gjort ett urval av variabler och frågeställningar som skulle vara mest intressanta för den regionala miljöövervakningen och miljömålsuppföljningen. Dessa togs fram under ett antal arbetsmöten under våren 2007. I ett senare skede av projektet har även vad som är statistiskt möjligt att få med i övervakningen regionalt vägts in.

Vi utgick från en befintlig lista i SLU:s rapport ”Analys av informationsbehov för NILS” (Esseen m.fl. 2004). Listan hade tagits fram för att få reda på önskemål från många olika myndigheter, bl.a. länsstyrelser, om vad som var viktigt att övervaka med hjälp av NILS. Till den listan tillförde vi gemensamt ytterligare variabler som ansågs betydelsefulla för den biologiska mångfalden i Mellansverige.

Därefter gjorde varje länsstyrelse i projektet en värdering av variablerna i listan enligt gemensamma regler. För att få en så samlad bild som möjligt av vad som var den egna länsstyrelsens viktigaste frågeställningar tog projektdeltagarna i dessa moment hjälp av kolleger med andra ansvarsområden och kunskaper på respektive länsstyrelse.

Den värderade listan som visar vilka variabler som prioriterades av länsstyrelserna, grupperades av NILS arbetsgrupp ihop till sju huvudteman. Indelningen gjordes med tanke på hur en utökad metodik praktiskt skulle kunna organiseras. Att arbeta vidare med alla sju teman bedömdes av olika skäl inte som möjligt. Länsstyrelserna prioriterade därför tre huvudteman för det fortsatta arbetet.

Preciseringar om vad inom dessa teman som ska övervakas och med vilka metoder, har vi arbetat vidare med i mindre arbetsgrupper. För varje tema har också ytterligare utvecklingsbehov tagits fram.

För att kunna ta fram ett operativt övervakningsprogram behöver vi arbeta vidare med metodtester mm. Därför sökte vi och beviljades medel från Miljömålsrådet, för en fortsättning på projektet under 2008. Förutom de län som deltog i projektet 2007, kommer även Södermanlands och Uppsala län att medverka under 2008.

2.1.5. Prioriteringar för regional miljöövervakning

Nedan presenteras de sju huvudteman som länsstyrelsernas prioriterade variabler grupperades i med tanke på hur en utökad metodik praktiskt skulle kunna organiseras. Eftersom det inte var möjligt att arbeta vidare med alla sju teman, har länsstyrelserna gjort följande prioriteringar:

1. Areella markslag (Prioriterat!)
2. Landskapsmönster (Prioriterat!)
3. Kantzoner (kommer delvis att tas in under småbiotoper och landskapsmönster)

4. Kust och tätort (prioriterades ner eftersom det ev. mäts bättre på annat sätt eller med mycket speciell design i NILS som inte passar alla deltagande länen)
5. Småbiotoper (Prioriterat!)
6. Skyddsvärda träd (Prioriterat!)
7. Organismer (skulle bli alltför svårt att få tillräckligt stort stickprov för på regional nivå)

Länsstyrelserna grupperade därefter ihop småbiotoper och grova lövträd, så att följande tre huvudteman blev de som vi arbetar vidare med:

TEMA 1: Areella markslag (Jordbrukslandskapet är högst prioriterat, därefter våtmarker och strandnära miljöer men även t.ex. lövandel och olika typer av påverkan i skogslandskapet)

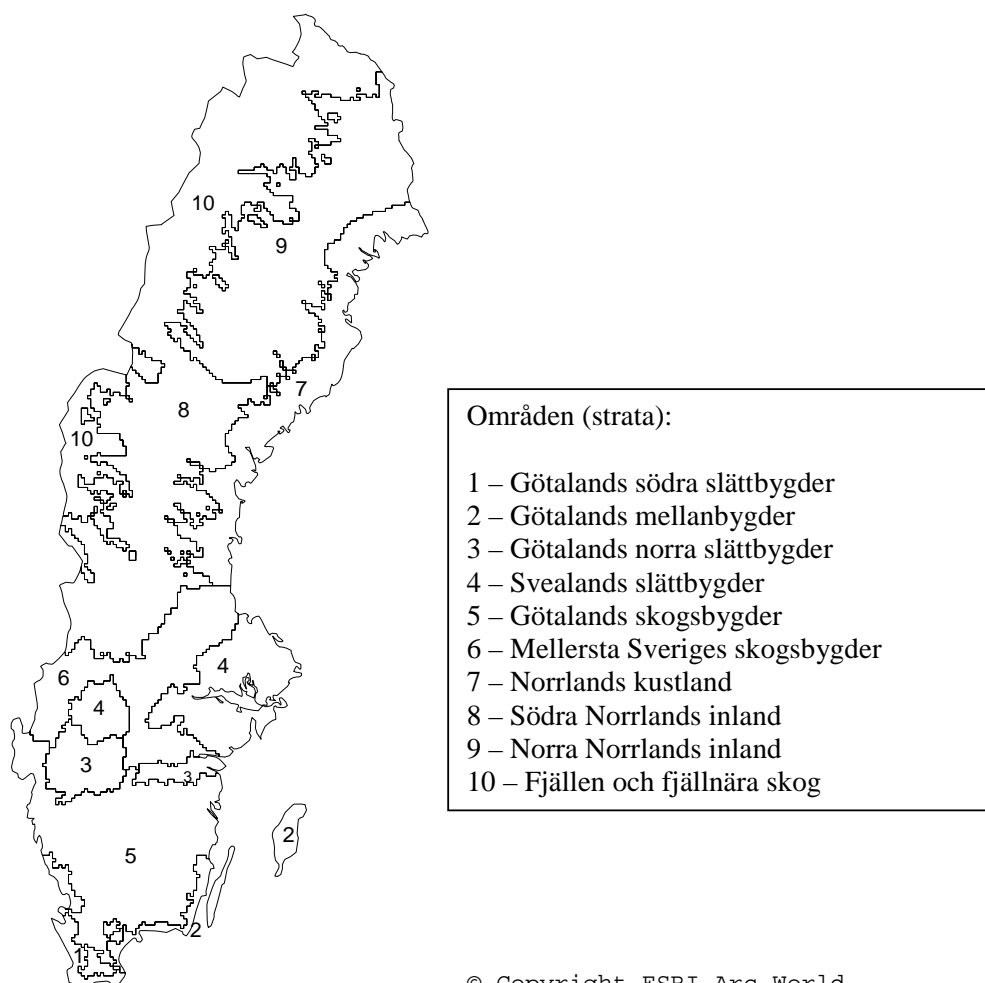
TEMA 2: Småbiotoper och skyddsvärda träd i jordbrukslandskapet

TEMA 3: Landskapsmönster (mångformighet i jordbrukslandskapet och fragmentering av naturtyper)

2.2. Kort beskrivning av det nationella NILS-programmet

NILS är ett rikstäckande miljöövervakningsprogram som syftar till att följa förändringar i det svenska landskapet och hur dessa påverkar förutsättningarna för den biologiska mångfalden. Programmet omfattar alla landmiljöer och såväl jordbruksmark som skogsmark, våtmarker, stränder, fjäll och bebyggda miljöer inventeras. Viktiga syften med NILS är att följa upp de nationella miljömålen och bidra med information till internationell rapportering, andra övervakningsprogram samt uppföljning av Natura 2000-biotoper.

NILS-programmet utför en nationell övervakning med flygbildstolkning och en parallell fältinventering av de terrestra delarna av landet i ett fast stickprov om 631 landskapsrutor, vardera 5*5 km. Stickprovsmetoden är väl underbyggd. Sverige har indelats i tio geografiska strata (figur 1). Indelningen ligger till grund för att kunna förtäta stickprovet i vissa områden, som till exempel odlingslandskapet och fjällen. I södra och mellersta Sverige motsvarar indelningen Jordbruksverkets åtta produktionsområden, vilket innebär att produktionsområdena 1-6 bildar stratum 1-6 i NILS. I norra Sverige särskiljs fjällen och fjällnära skog i ett eget stratum utifrån Naturskyddsföreningens naturvårdsgräns. Norrlandskusten särskiljs i ett eget stratum baserat på högsta kustlinjen (HK).



© Copyright ESRI Arc World

Figur 1. Bilden visar de tio geografiska strata som ligger till grund för fördelningen av NILES stickprov i form av 631 landskapsrutor om 5x5 km. I vissa områden, t.ex. i odlingslandskapet och fjällen, är stickprovet förtätat.

Ett fullt omdrev inom NILES-programmet tar fem år, och en femtedel av landskapsrutorna väljs ut, fördelat över hela landet för varje delår av omdrevet. Detta innebär att alla vegetationstyper blir representerade varje delår. Ur dessa data kan trender, tillstånd och förändringar fås (Allard m.fl. 2007, Esseén m.fl. 2007).

För att på ett kostnadseffektivt sätt beskriva landskapets sammansättning är NILES i hög grad baserad på flygbildstolkning. Hela landskapsrutan flygbildstolkas medan fältinventeringar enbart är koncentrerade till en inre 1*1 km-ruta. Fältinventeringen görs för att få ännu högre detaljeringsgrad i beskrivningen av vegetationen och för att tillföra information som inte kan fås via flygbildstolkning, bl.a. uppgifter på artnivå. Programmet startade i full skala år 2003. Resultaten baseras på en kombination av flygbildstolkning och fältinventering. För vissa skattningar av t.ex. arealer av naturtyper kan data från flygbildstolkning och fält utnyttjas för så kallad tvåfas-skattning, vilket ökar effektiviteten i skattningarna betydligt.

Inom NILS bedrivs många olika typer av projekt, från interna utvecklingsprojekt till uppdrag och samarbetsprojekt med forskare och andra miljöövervakningsprogram. Genom att förlägga sitt program till en NILS-ruta kan man därigenom få nödvändiga grunduppgifter till en rimlig kostnad. Redan idag samarbetar NILS med flera forskningsprogram och man genomför också uppdrag för att försöka svara mot behov som finns hos nationella myndigheter. Figur 2 visar stickprovets omfattning och några av de samarbeten som NILS har. Det är också möjligt att se bakåt i tiden, då NILS har köpt in IR-färgbilder från 70-80 talen. Figur 3 visar en snabb förändringsstudie gjord i en NILS-ruta från Skåne.

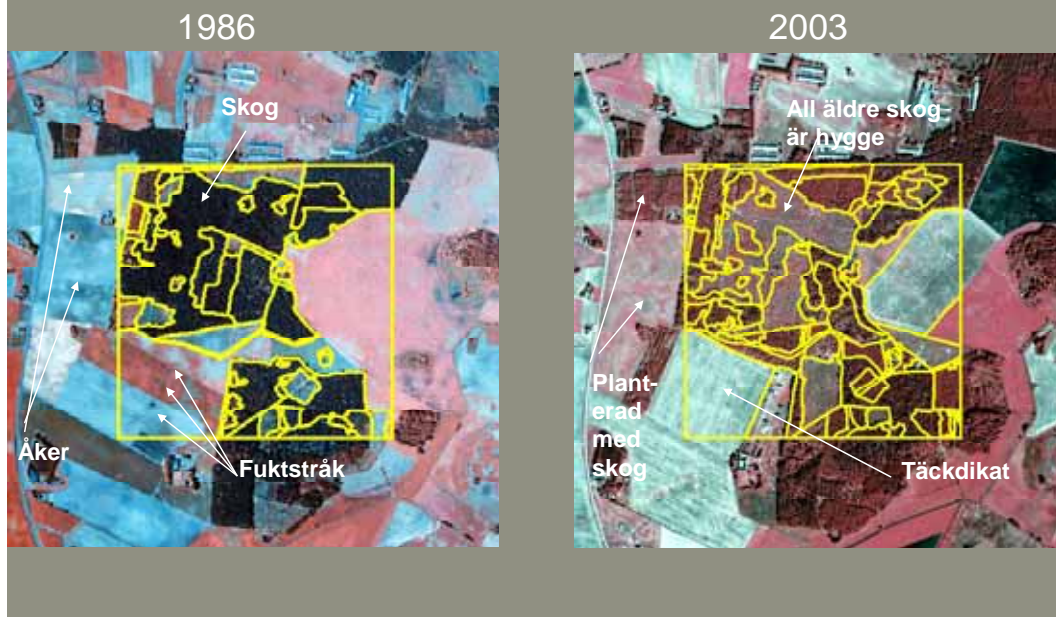


Figur 2. Bilden visar ett axplock av de samarbeten som NILS har. De ljusbruna punkter som syns inom Sverigekartan är NILS nationella utlägg av landskapsrutor.



Förändringsstudier

Landskapet "inverteras", åker blir skog
och skog blir öppna, huggna ytor.



Figur 3. NILS-rutan är från norra Skåne och ger exempel på förändringar som kan ses i ett 20-årigt perspektiv.

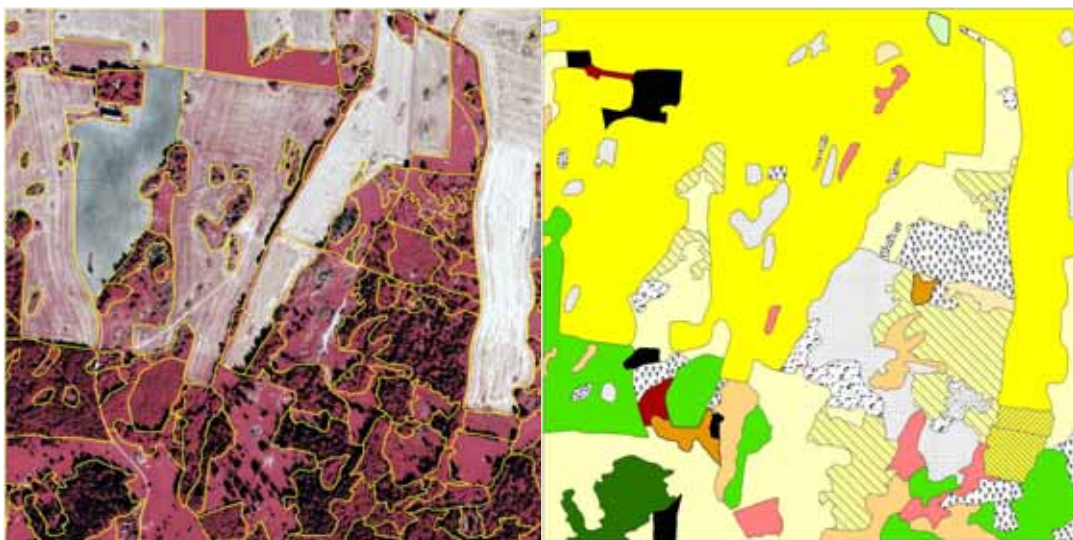
2.2.1. Flygbildstolkning inom NILS

Flygbildstolkning är ett viktigt moment inom NILS som ger data över stora landskapsavsnitt. Tolkningen bildar bland annat underlag för naturtypsklassificering och areaberäkning, läs mer i Allard m.fl. (2007a).

Det som skiljer NILS från de flesta andra program där tolkning förekommer, är att man baserar sig på variabler istället för färdiga klasser. Detta angreppssätt är viktigt och gör att man kan anpassa och rikta sig gentemot en rad andra övervakningssystem, både inom och utom landets gränser. Beroende på syfte, så kan olika klassificeringssystem tillverkas i efterskott och landskapet kan se ut på flera sätt. Figur 4 visar ett sätt att aggregera variablerna inom ett kulturlandskap i Östergötland.

Syftet med flygbildstolkningen inom NILS är att:

- Ge information om landskapets sammansättning
- Följa förändringar i landskapet
- Utgöra grund för riktade fältinventeringar
- Ge information för skattningar av tillstånd i områden som ej besöks i fält
- Utgöra underlag för fältkartor
- Tillsammans med fältdata ligga till grund för tvåfassskattningar



Figur 4. Bilden till vänster visar kulturlandskap i Östergötland med inritade polygoner från NILS inventering. Den högra bilden är samma landskapsutsnitt där de tolkade variablerna inom polygonerna aggregerats till ett klassificeringssystem. Dessa system kan varieras efter behov, då det är just variabler som tolkas och inte färdiga klasser.

Varje sommar låter NILS flygfotografera de landskapsrutor som ska fältinventeras året efter. Flygbilderna som används är infraröda färgbilder (IR-färgbilder). Dessa fotograferas från 4 600 meters flyghöjd, vilket ger en bildskala på ca 1:30 000. NILS har valt att använda sig av IR-färgbilder (infrarödkänslig färgfilm) eftersom de har visat sig vara särskilt lämpade för vegetationsstudier. I IR-färgbilderna kan man även ”se” utanför det område som vårt öga normalt kan uppfatta. Det beror på att vegetationen har större skillnader i reflektion i det nära-infraröda våglängdsområdet än i synligt ljus (Ihse & Wastenson 1975, Ihse 1978, Allard m.fl. 1998). Man kan tydligt se skillnaden mellan olika vegetationstyper (t.ex. mellan rishedar och gräshedar eller mellan ängar och kärr). Man kan även se skillnader mellan torra och fuktiga vegetationstyper och bedöma vegetationens hälsotillstånd (bl.a. Einevoll 1968, Ihse & Wastenson 1975, Ihse 1978, Allard 2003).

Den tredimensionella modellen vid stereobetraktning ger dessutom ekologiskt värdefull information om var i terrängen de olika växtsamhällena är belägna. Man kan också se höjdskillnaden mellan buskar och träd, vid exempelvis igenväxande betesmarker. När stereomodellerna är väl inmätta och man använder avancerade instrument, kan man komma så nära samma punkt som på någon meter när vid nästa tillfälle i en förändringsstudie.

Flygfotograferingen sker med både analog och digital flygbildskamera. De analoga flygbilderna skannas till digitalt format för att kunna bearbetas i dator. Själva flygbildstolkningen sker i digitala flygbildstolkningsstationer. Med en polariserande skärm och specialglasögon får man då en tredimensionell bild med hjälp av två

flygbilder i en så kallad stereomodell. Utformningen av metodik för flygbildstolkningen inom NILS har skett i nära samarbete med Institutionen för naturgeografi och kvartärgeologi, Stockholms universitet.

2.2.2. Fältinventering inom NILS

Fältinventeringen sker i fasta provytor och linjer inom varje NILS kilometerruta (1x1 km).

Flygbildstolkningen och fältinventeringen är nära kopplade till varandra i och med att provytorna fältinventeras och objekten lägesbestäms i förhållande till de flygbildstolkade ytorna och objekten. Provytornas storlek sammanfaller i stort sett med minsta karteringsenhet i flygbildstolkningen.

Fältinventeringen använder så långt möjligt samma slags variabler och definitioner som finns inom flygbildstolkningen. I fält registreras också ett stort antal variabler som inte är möjliga att se i flygbilderna. Informationen i fältinventeringen samlas in i ett fast rutnät av permanenta provytor och i linjeobjekt som träffas på under linjeinventeringarna.

Provytorna bildar underlag för att beräkna mängd, tillstånd och förändringar för areatäckande naturtyper. Från dessa får man ett representativt stickprov av hela Sveriges landyta, läs mer om fältinventeringen i Esseen m.fl. 2007.

3. Förutsättningar för regional förtätning av NILS stickprov

3.1. Statistiska överväganden

Vid den statistiska utvärderingen av resultaten från övervakningen, behöver man bestämma både vilken förändring man vill kunna påvisa och hur säker man behöver vara på att de slutsatser man drar är rätt. En rejält stor och dramatisk förändring kan man förmodligen påvisa enkelt och med ett ganska litet stickprov. Men ofta vill man kunna se förändringen betydligt tidigare, medan det ännu är meningsfullt att sätta in åtgärder.

Om säkerheten i slutsatsen är låg, kan man göra två olika fel. Det ena är att man tror att en förändring har skett fast den inte har det, det andra är att man kan missa en förändring som faktiskt har ägt rum. Sannolikheten att dra slutsatsen om att en förändring har skett styrs med signifikansnivån, som ofta sätts till 0,05, d.v.s. 5% risk för fel slutsats. Det motsatta felet, att missa en förändring som faktiskt har skett, styrs med den statistiska styrkan. Det är mer sällsynt att man analyserar styrkan i detalj, men en vanlig nivå är 0,8, vilket innebär att man har 80% chans att kunna påvisa en förändring (och 20% risk för fel slutsats).

I miljöövervakning är det viktigt med en hög styrka, men däremot kan man tänka sig att minska kraven på signifikansnivån, eftersom det kan vara allvarligare att förbise en viktig förändring än att eventuellt göra en åtgärd i onödan. Vilken styrka man får, beror både på själva stickprovets storlek och den slumpmässiga variationen i tid (mellan olika år) och rum (mellan regioner eller provytor). Om variationen är stor, är det svårare att urskilja vad som är faktiska förändringar. Ibland känner man till ungefär hur stor variationen är, men ofta måste man basera beräkningarna på gissningar eller välgrundade antaganden (Ringvall & Christensen 2007). Säkerheten hos en mängd- eller förändringsskattning visas av medelfelet, som har ett starkt samband med den påvisbara förändringen.

För att utvärdera resultaten måste man bestämma sig för vilken storlek på förändring man vill kunna påvisa. En förändring om 1% per år blir ungefär 10% på tio år (men inte exakt, eftersom det är en exponentiell funktion). För djurarter som naturligt fluktuerar mycket mellan år, exempelvis fjärilar, kan en 30%-ig förändring naturligt ske mellan två påföljande år. För grova ekar däremot, kan en förändring om 5% vara dramatisk även om den sker utdraget över ett stort antal år. En rimlig kompromiss kan vara att 10% förändring mellan två mättillfällen är ungefär den nivå på förändring man vill kunna påvisa.

3.2. Tumregler för regional förtätning

Det nationella NILS-programmet är dimensionerat för att ge tillförlitliga skattningar på nationell nivå, men för många variabler krävs det ändå stora förändringar för att de ska kunna påvisas statistiskt (Ringvall & Christensen 2007). Om man sedan delar upp stickprovet i regioner, så blir förstås möjligheten att påvisa förändringar i varje region betydligt mindre.

Rent teoretiskt skulle alltså varje länsstyrelse behöva ha i genomsnitt nästan 21 gånger större stickprov än idag för att kunna göra analyser lika noggrant som det nationella programmet kan med dagens stickprov, eller kanske något mindre eftersom variationen mellan områden i genomsnitt är mindre. En analys för volym död ved och areal av vissa skogstyper visar att inte ens RIS (Riksinventeringen av skog) stora stickprov alltid räcker för ett enskilt län, men att flera län i en region tillsammans kan ge bra resultat.

Sambandet mellan stickprovsstorlek och statistisk styrka är inte rätlinjigt, så en fördubbling av stickprovet leder inte till dubbelt så stor möjlighet att påvisa förändringar. I tabell 1 kan man se vilka effekter en ökning av stickprovet med 1,5 gånger skulle ha för möjligheten att påvisa förändringar. För variabler som är måttligt vanliga och ligger på gränsen för vad som är tillräckligt kan det spela roll, men för många variabler leder en sådan utökning inte till märkbart bättre resultat (tabell 1).

Tabell 1. Storlek på den förändring (%) mellan två tidpunkter som kan upptäckas med en styrka på 0,8 med nuvarande stickprov i NILS och om stickprovet förtätas 1,5 gånger (mellersta Sverige, stratum 4+6). Två nivåer av korrelation mellan skattningar vid de två tidpunkterna där ρ_1 = lägre korrelation och ρ_2 = högre korrelation (se respektive variabel för värden). Resultaten är hämtade från Ringvall & Christensen (2007).

Stickprov i NILS, mellersta Sverige	Nuvarande		Förtätat 1,5 x	
	ρ_1	ρ_2	ρ_1	ρ_2
<i>Korrelation</i>				
Linjeelement från fält ($\rho_1=0,80$, $\rho_2=0,95$)				
- Strand, fältskikt med täckning 0-25%	>50	27	44	22
- Buskbryn, trappstegsformat	>50	>50	>50	>50
- Stengårdsgård, regelbundet använd/funktionell	32	16	26	13
Provytevariabler från fält				
Trädslagsandel (medelvärde) ($\rho_1=0,70$, $\rho_2=0,90$)				
- Ek	>50	48	>50	39
- Övrigt ädellöv	>50	46	>50	38
Åtgärder/påverkan (andel ytor) ($\rho_1=0,85$, $\rho_2=0,95$)				
- Markstörning, människa	>50	33	47	27
- Markstörning, fordon	24	14	20	11
Markanvändning (andel ytor) ($\rho_1=0,85$, $\rho_2=0,95$)				
- Bete på vall	>50	33	46	27
- Bete på kultiverad/gödslad mark	51	29	42	24
Småprovytor (andel med förekomst) ($\rho_1=0,50$, $\rho_2=0,75$)				
- Tuvtätel	49	35	40	28
Areal från flygbild ($\rho_1=0,85$, $\rho_2=0,95$)				
- Bete på naturmark	41	24	34	19
- Tät trivialskog	18	10	15	9
Småbiotoper från flygbild ($\rho_1=0,80$, $\rho_2=0,95$)				
- Stengårdsgård, hävdad	>50	44	>50	36
- Stengårdsgård med buskar	>50	44	>50	36
- Bredkronigt träd	>50	27	44	22
- Åkerholme, hävdad	46	23	38	19

Det krävs alltså ofta en väldigt kraftfull och riktad satsning för sparsamt förekommande objekt, t.ex. många småbiotoper/landskapselement. Därför kan den regionala miljöövervakningen ibland behöva ha helt andra metoder för att styra inventeringen väldigt hårt till just de områden eller strukturer man behöver data för. Samtidigt måste man också utnyttja så mycket som möjligt av de metoder, de resultat och den organisation som den nationella miljöövervakningen har byggt upp, för att hålla kostnaderna nere. Det är ingen lätt avvägning.

3.2.1 Slutsatser och fortsatt arbete – regional förtätning

Slutsatser

- Utökad stickprov av rutor med generell metodik är för det mesta inte effektivt, eftersom det krävs stora extraresurser för att det ska ge märkbar effekt
- De resurser som finns måste styras hårt utifrån länsstyrelsernas specifika behov och det krävs särskilda metoder för att styra inventeringen med hög precision
- Hög detaljeringsgrad kräver ett stort stickprov. Därför måste antagligen förenklad metodik och aggregerade variabler (t.ex. artgrupper istället för arter) användas
- Flera län behöver gå samman till enhetliga ”regioner” och göra både datainsamlingen och analyserna tillsammans, för att hålla nere kostnaderna
- Samtidigt bör länsstyrelserna så långt möjligt komplettera de nationella programmen, för att få jämförbarhet och utnyttja möjliga samordningsvinster

Fortsatt arbete

- Under 2008 behöver enhetliga ”regioner” inom de län som finns representerade i projektet identifieras.
- Efter att resultat från planerade metodiktester finns klara, kan förslag på design av ett övervakningsprogram med kostnader för olika alternativ på regionindelning och ambitionsnivåer tas fram.
- I planeringen ingår att i detalj utreda samordningen med nationella program, vad gäller både kostnader och organisation.

4. TEMA 1: Areella markslag

4.1. Allmänt om areella markslag

4.1.1. Definition av vad som menas med areella markslag

Med areella markslag menas naturtyper och andra markslag som täcker stora arealer och som man kan rita in som ytor av olika form och storlek på en karta, t.ex. skogar, myrar och gräsmarker. Den datainsamling som passar för areella markslag kan vara av två slag:

1. Fältinventering av provytor i ett rutnät
2. Flygbildstolkning av polygoner eller flygbildstolkning av punkter i ett rutnät (punktgitter)

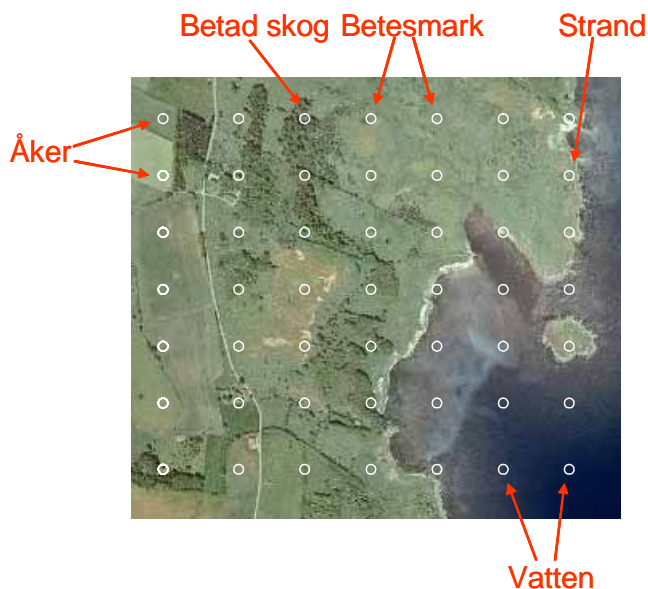
Ett rutnät av fältprovytor kan användas för att räkna fram arealer eller medelvärden baserat på en naturtypsbestämning och olika innehållsvariabler (t.ex. arter eller strukturer). Alla delar av studieområdet där markslaget finns är lika viktiga, eftersom det man vill ha är ett genomsnitt över hela ytan. Det enda man behöver veta för att göra beräkningarna är hur många provytor som har en viss egenskap och över hur stor areal de finns utspridda.

Även flygbildstolkningen kan användas på samma sätt för areella markslag. Om flygbildstolkningen görs i polygoner är syftet inte i första hand att beskriva polygonernas storlek, form och läge, utan storleken av polygonerna används för att räkna fram totalarealer. Samma typ av information kan tas fram från flygbildstolkning i punktgitter (ett rutnät av punkter, ”provytor”, som beskrivs i flygbilderna; figur 5). Det är datakvaliteten, detaljeringsgraden och kostnaden som avgör vilken metod man väljer i olika fall.

4.1.2. Beskrivning av punktgittermetoden

För att snabbt och kostnadseffektivt ta fram data på tillstånd och förändringar över ett område kan en metodik med punktgitter användas. I princip betyder det att man enbart tittar på ett antal punkter i landskapet. Vid varje punkt bedöms och registreras ett antal variabler eller klasser. Metodiken har med framgång testats inom flera andra flygbildstolkningsprojekt (Allard m.fl. 2007b, Allard 2001, Ihse & Allard 1995, Axelsson & Möller 1962). Hur tätt punkterna läggs ut, får avgöras utifrån syftet med den aktuella undersökningen.

I figur 5 visas ett exempel på hur ett gitter läggs över ett landskap för att söka efter vissa habitattyper, t.ex. för att göra en riktad fältinventering av olika typer av betesmark. Processen i fält snabbas upp om man kan exkludera alla irrelevanta punkter och bara besöka dem som har potential att uppfylla kriterier för att vara ett visst habitat. Med denna metodik vinner man tid, men förlorar å andra sidan information om rumslig kontext, d.v.s. vad som ligger intill och hur olika saker hänger ihop. För mer information om hur ett set av variabler kan användas, se Allard m.fl. 2007b.



Figur 5. Ett exempel som visar principen för hur punktgittemetoden kan användas som underlag för att styra fältinventering i provytor. (Bilden är lånad från Hans Gardfjell, Utvecklingsprojekt för den nationella uppföljningen av habitat i art- och habitatdirektivet, på SLU, Umeå.)

4.1.3. Punktgittertolkning tillsammans med provyteinventering

Det som gör att sparsamt förekommande naturtyper ofta blir mycket kostsamma att följa, är inte själva inventeringen av dem, utan att man måste inventera mycket av de vanligare naturtyperna innan man överhuvudtaget hittar fram till de mer ovanliga. Därför är en metod där man bara behöver besöka de provytor som med stor sannolikhet innehåller den eftersökta naturtypen oerhört mycket mer effektiva. Fördelen med punktgittertolkningen är att man bara behöver tolka just de ytor som kan bli aktuella för provyteinventering och inte allt runtomkring. Tyvärr är det inte alltid lika lätt att vara helt säker på att man är i rätt naturtyp bara utifrån flygbilderna. Därför behöver man göra ett bredare urval av punkter, även om man vet att en viss andel troligen visar sig vara fel naturtyp när man väl är på provytan. Det är en kostnad som man tyvärr inte kommer undan, men den bör förstås vara så liten som möjligt, utan att man för den skull missar så många av de ytor som faktiskt innehåller naturtypen.

När man väl har klassat punktgifterytorna i ett antal olika klasser utifrån flygbildstolkningen, måste man bestämma om man behöver fältinventera alla punkter, eller om man kan göra ett urval. Eftersom det av statistiska skäl kan vara bättre att sprida ut inventeringen över ett större antal rutor, så bör man i vissa fall begränsa antalet fältbesökta provytor av naturtypen inom en enskild NILS-ruta. Tabell 6 (sidan 39) visar exempel på hur mycket man kan öka urvalet av fältprovytor för myrar genom att använda provytor i ett punktgifter med 225 punkter.

I den rikstäckande uppföljningen av habitat på biogeografisk nivå kommer punkterna i ett punktgifter med 225 punkter att tolkas på uppdrag av Naturvårdsverket (se även Ståhl m.fl. 2007), i ett stort antal naturtyper. Om den regionala miljöövervakningen använder en liknande naturtypsindelning som den i habitatuppföljningen, kommer man troligen att kunna utnyttja den punktgiftertolkning som ändå görs där, så att kostnaderna för flygfotografering, bildhantering och tolkning minimeras. Det den regionala miljöövervakningen behöver skjuta till medel för, är alltså ett eventuellt utökad antal fältbesökta provytor, utöver dem som habitatuppföljningen redan inventerar.

4.1.4. Hur många provytor behöver man?

Inom utvecklingsarbetet för den nationella uppföljningen av skyddsvärda habitat på biogeografisk nivå, gjordes en utredning om vilket stickprov av provytor som behövs för att påvisa förändringar hos vanligt förekommande företeelser. Holm (2007) drog följande slutsatser om hur många provytor som behövs för att följa bevarandemål för naturtyper i punktgifter (citat):

”För habitattyper där antalet provytor som besöks i fält uppnår antalet 30-40 stycken, finns det för åtskilliga målvariabler möjlighet att med vetenskapliga metoder kunna påvisa anmärkningsvärda skillnader gentemot bevarandemål eller gentemot tidigare värden. I den mån små eller måttliga skillnader ska påvisas behövs betydligt fler ytor. Detsamma gäller för bevarandemål som kan uppfattas som ”svåra” genom att förändringar uppträder relativt slumpmässigt, utan någon tydlig trend inom hela populationen. För att klara uppföljningen i de senare fallen behövs väsentligt flera ytor, minst ca 100 stycken per habitat och biogeografisk region. Den design och de metoder som är tänkta är dock objektiva och vilar på stabil vetenskaplig grund och inte ger systematiska fel, vilket talar till metodernas fördel framför andra tillvägagångssätt.”

Slutsatsen är alltså att det bara är om man kan förvänta sig drastiska förändringar som det räcker med mindre än 100 provytor. Det förutsätter också att det man vill mäta faktiskt finns i provytorna. Om det t.ex. bara förekommer träd i en del av provytorna, blir säkerheten hos skattningen av trädtäckning mycket sämre. Dessutom behöver provytorna vara utspridda på ett relativt stort antal rutor för att lokala variationer ska jämnas ut.

För den regionala miljöövervakningen blir det allra mest kostnadseffektivt om man samordnar den utökade provyteinventeringen med den biogeografiska

habitatuppföljningen och inventerar provytor av flera naturtyper i varje NILS-ruta (men färre provytor av varje) när man ändå är ute. På det sättet minimerar man reskostnaderna och hinner inventera fler provytor per arbetsdag.

4.1.5. När är det bättre med vanlig flygbildstolkning?

Den uppenbara vinsten med flygbildstolkning i polygoner är att man får form, storlek och läge och inte minst angränsande naturtyper, vilket ger möjlighet för analyser i form av landskapsmönster och spridningskorridorer.

Vissa typer av påverkan är vanligt förekommande och påverkar stora arealer av areella markslag, men kan ändå inte fångas in på något bra sätt i provytor. För att provytor ska fungera bra behöver det man mäter vara spritt över en stor del av arealen, så att man får en ”träff” i ett stort antal provytor. Exempelvis är diken smala och täcker i sig själva inte så stor areal. Dessutom har de kanske ett påverkansområde som är mycket större än själva dikesobjektet, så om man hittar diken i en eller annan provyta så säger det ändå inte så mycket om deras påverkan.

Tolkning av linje- och punktobjekt kan därför ingå som ett inslag i övervakningen av areella markslag. I så fall används det som underlag för att beräkna mängder av en viss påverkanstyp, exempelvis mängden diken eller skogsbilvägar per kvadratkilometer skog. Det är lämpligt för sådana påverkanstyper som är svåra att fånga i ett rutnät med fältprovytor eller med punktgittermetoden, eftersom de har liten areell utbredning. För påverkanstyper som syns tydligt i flygbild, som har en tydlig avgränsning och förekommer lokalt på ett mindre antal platser, är flygbildstolkning en mer effektiv metod än fältinventering. Exempel på sådana påverkanstyper är:

- Diken
- Vägar
- Hänsynsytor och skyddszoner
- Avverkning
- Exploatering

I flygbildstolkningen behöver man alltså veta både vilken påverkan som finns och hur stort område som är berört av den aktuella naturtypen. Det behövs därför ett bra underlag för att avgränsa den yta som naturtypen täcker, antingen utifrån något befintligt underlag eller från avgränsning i flygbildstolkningen. Det kostnadskrävande momentet kan bli att avgränsa naturtypen, och inte att kartera själva påverkan.

4.2. Jordbrukslandskapet

4.2.1. Avgränsning av jordbrukslandskapet

Vad menas med jordbrukslandskapet?

Jordbrukslandskapet är variabelt och föränderligt. Historiskt sett har landskapet varit indelat i inägor och utmark, där inägorna med sina åkrar och ängar har varit de mest intensivt brukade. På utmarken gick betesdjuren, och där fanns inga tydliga gränser mot det övriga, skogs- och myrdominerade landskapet. Idag är det framför allt inägomarken som fortfarande går att skönja i landskapet. Mängden åkermark ökade fram till första halvan av 1900-talet, och den kvarvarande delen av inägomarken användes i huvudsak för bete, och det var ungefär då ”odlingsmaximum” inträffade i stora delar av landet (Myrdal 1997).

För att få med en stor del av den mark som fortfarande har några värden kvar som kan knytas till jordbrukslandskapet, behöver man hitta en metod för att avgränsa det som var åkermark, slättermark eller betesmark under första halvan av 1900-talet. Medeltida fossila åkrar kan ligga på annan mark, men räknas idag snarare som fornlämningar än som en del av det sentida jordbrukslandskapet.

Avgränsning som underlag för fältinventering och landskapsanalys

Förutom i de särpräglade slättbygderna täcker jordbrukslandskapet en ganska liten andel av landskapet i Sverige. Totalt är det endast ca 7% av arealen som är jordbruksmark. För att fånga in de stora värden och komplexa mönster som har uppstått som ett resultat av jordbruksdriften, behövs alltså en starkt riktad metodik, som gör att man kan mäta detaljerat i just de områden där det behövs bäst. En permanent avgränsning skulle kunna användas som en urvalsram för att följa olika typer av mönster och förändringar och för att sätta in dagens aktiva jordbrukslandskap i sitt geografiska, ekologiska och historiska sammanhang.

Att göra en avgränsning som enbart baseras på vad som idag är aktiv jordbruksmark har sina begränsningar, eftersom jordbruksmarkens utbredning i framtiden inte kommer att vara exakt densamma som idag. Om ny jordbruksmark tas i bruk, kommer det sannolikt i första hand att ske på sådana ytor som för inte så länge sedan har varit jordbruksmark.

Eftersom tidpunkten för odlingsmaximum inte ligger längre tillbaka i tiden än att vi kan fånga in den relativt väl utifrån tillgängligt underlag, har vi en möjlighet att få med både det äldre, det nutida och det framtida odlingslandskapet inom samma ram. Om vi ska göra en detaljerad och fullständig kartering av de landskapselement och markslag som har uppstått som en del av jordbrukslandskapet, har vi oerhört stor nytta av att kunna koncentrera arbetet till redan kända områden, istället för att behöva söka efter spåren över hela landskapet.

Det finns många skäl till att naturvården och kulturmiljövården har en gemensam avgränsning att utgå ifrån. För naturvården är en avgränsning som innefattar även det äldre jordbrukslandskapet användbar, om man vill studera successionsförlopp, eller rester av upphörd jordbruksdrift, vilka fortfarande återspeglar sig i växters och djurs utbredning i landskapet. Ett underlag av denna typ utgör en god grund för planering och utförande av restaureringsåtgärder av den typ som exempelvis Norrtäljes kommun utför (<http://www.naturvardsstiftelse.se/>).

Dataunderlag och definitioner

Åtminstone för kulturmiljövården skulle, teoretiskt sett, detaljerade historiska kartor vara det allra bästa underlaget för att avgränsa jordbrukslandskapet. Genom att lägga samman kartornas yttre avgränsning av jordbruksmarken, skulle en total, helomfattande bild kunna skapas, som innefattade allt som någon gång varit jordbruksmark. Tyvärr finns inte historiska kartor med tillräckligt stor detaljeringsgrad från alla delar av landet och alla tidsperioder, och kvaliteten varierar. Istället kan man använda kartorna som en del av utvärderingen och tolkningen av de nya data man samlar in. De sentida kartor som är mer heltäckande har ofta alltför låg detaljeringsgrad, eller en markslagsindelning som kanske inte lämpar sig för att fånga in alla de markslagstyper som vi är intresserade av.

Den gamla ekonomiska kartan från 1950-60-talet täcker i stort sett hela Sverige, och baseras på svartvita flygbilder med bra upplösning. Svartvita flygbilder har förstås inte riktigt lika stort informationsinnehåll som de infraröda flygbilder som idag oftast används, men så länge som det enda syftet är att dra en yttre gränslinje och inte att beskriva innehållet, så bör de ändå fungera tillräckligt bra. Själva ekonomiska kartan har inmarkerat åkermark, men den jordbruksmark som inte är åkermark (framför allt betesmark) är inte markerad. Markeringarna bygger också till stor del på markägarnas egna uppgifter, vilket innebär att kvaliteten och kriterierna för avgränsning kan variera.

Det alternativ som är mest tilltalande, är att göra en egen avgränsning med hjälp av manuell flygbildstolkning. Rutiner för sådan flygbildstolkning finns väl utprovade och dokumenterade, och man har möjligheten att utforma detaljerade och enhetliga avgränsningskriterier som kan användas på samma sätt överallt. Ett sådant tillvägagångssätt användes i det s.k. LiM-projektet (Ihse 1993; Vävare, Sjödahl och Naylor 2005), där syftet var just att följa förändringar i jordbrukslandskapet. Den metodik man använder bör alltså vara så jämförbar som möjligt med den som användes i LiM.

Förslag på tillvägagångssätt för avgränsning

För att underlätta den flygbildsbaserade avgränsningstolkningen bör det första steget vara att lägga in gränser för jordbruksblock från Jordbruksverkets Blockdatabas. Där ingår en stor del av den mark som idag är jordbruksmark (åkermark, slättermark och betesmark), och all sådan mark måste förstås per definition ingå i det avgränsade området. Dessutom bör förstås andra databaser som innehåller jordbruksmark kunna användas, exempelvis objekt i Ängs- och betesmarksinventeringens databas TUVÅ.

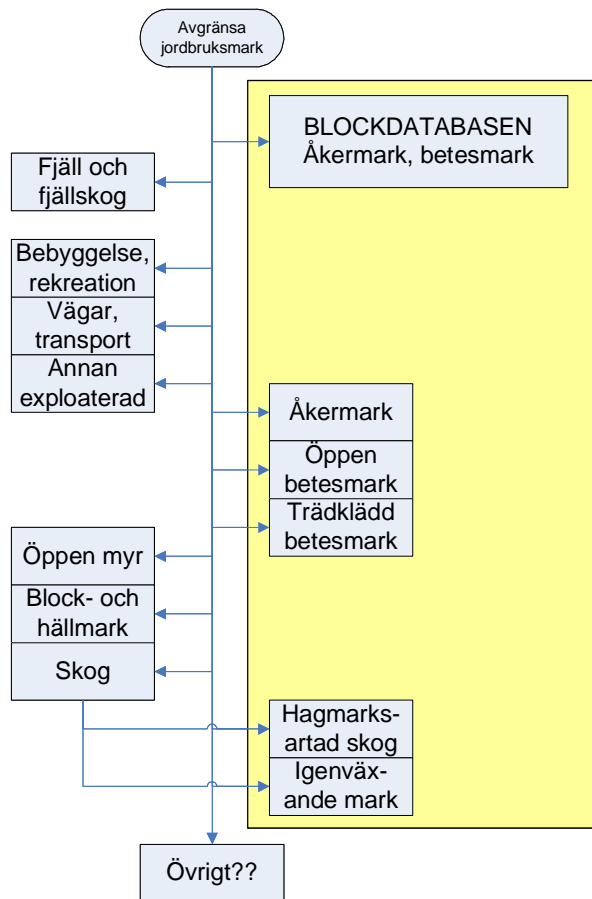
Som komplettering lägger man till annan mark som man i flygbilderna kan se är brukad eller övergiven åkermark, och som inte finns med i de moderna jordbruksblocken. Även betesmark kan för det mesta avgränsas tydligt. Genom att även ta med mark som på de äldre bilderna syns som igenväxande jordbruksmark, kan man öka tidsdjupet ytterligare.

Förmodligen kan man alltså få med huvuddelen av den jordbruksmark som övergavs redan på 1930-talet eller ännu tidigare, och där spåren av igenväxning fortfarande finns med i 1950-60-talsbilderna. I LiM-projektet fanns en klass ”hagmarksartad skog”, och vi räknar med att en stor del av de äldre igenväxningsmarkerna skulle återfinnas i en sådan klass. När alla dessa ytor har avgränsats, läggs de samman till ett gemensamt kartskikt, och den yttre avgränsningslinjen läggs fast. Figur 6 visar principen för förslaget till arbetsgång.

Utvärdering av avgränsningen 2008

Innan en avgränsning görs i stor skala i alla NILS-rutor, bör förstås metodiken för avgränsning utvärderas ordentligt, så att den kan göras på ett enhetligt sätt och efter tydliga kriterier. Inom ramen för fortsättningen på detta projekt, planeras därför metodtester under 2008. Under arbetet med dessa kommer förslaget att justeras.

För utvärderingen är det till stor hjälp att kunna jämföra med historiska kartor. Försöksområdena kommer, så långt det är möjligt, att väljas med utgångspunkt från att där finns bra, tillräckligt korrekta och detaljerade kartor från en lämplig tidpunkt att tillgå, helst från början av 1900-talet. En sådan utvärdering handlar om att både se hur mycket av den äldre jordbruksmarken som riskerar att hamna utanför avgränsningen (vilket gör att man får en ofullständig bild) och hur mycket icke-jordbruksmark som hamnar innanför (där man alltså kan tvingas att leta efter jordbruksanknutna naturvärden eller kulturspår i onödan).



Figur 6. Förslag till arbetsgång för avgränsning av jordbrukslandskap (nuvarande och äldre jordbruksmark) i NILS-rutor, med stöd av äldre flygbilder, Blockdatabasen och eventuellt annat kartunderlag.

4.2.2. Regional miljöövervakning av areella markslag i jordbrukslandskapet

Inom projektet har vårt mål varit att ta fram en kostnadseffektiv övervakningsmetodik som tar ett samlat grepp över hela jordbrukslandskapet, samtidigt som det ska vara ekonomiskt genomförbart. Det är dock inte möjligt att följa jordbrukslandskapets samtliga areella markslag och ett visst urval måste därför göras. Vi har valt att prioritera de två markslagen åkermark och gräsmark, medan andra areella markslag i jordbrukslandskapet ges en lägre prioritet i den regionala uppföljningen (t.ex. tomtmark, skogsdungar och ytvattenobjekt). De frågeställningar som har ansetts prioriterade inom den regionala miljöövervakningen av jordbrukslandskapets areella markslag, och som delvis sammanfaller med frågeställningarna som låg till grund för LiM-projektet (Vävare, Sjødahl och Naylor 2005), kan sammanfattas i följande fyra punkter:

- Hur används jordbrukslandskapet?
- Hur förändras markanvändningen?
- Vilka markslag förändras och till vad?
- Hur hävdas gräsmarkerna?

4.2.3. Ängs- och betesmarker – Urval, avgränsning och informationsbehov

Urval och avgränsning av ängs- och betesmarker

En svår fråga har varit vilka gräsmarker som ska ingå i den regionala miljöövervakningen.

- Är vi bara intresserade av de biologiskt mest värdefulla betesmarkerna (t.ex. enbart de objekt som ingår i Natura 2000-nätverket eller objekt som finns med i Ängs- och betesmarksinventeringen) eller är vi även intresserade av att följa upp marker som i dag håller en sämre kvalitet, men som kan bli värdefulla i framtiden (t.ex. marker som är påverkade av produktionshöjande åtgärder eller som är igenväxta och ohävdade)?
- Ska de olika gräsmarkerna delas in i olika undergrupper (t.ex. utifrån de olika klasserna i Natura 2000) eller ska alla gräsmarker helt enkelt föras till klassen ”gräsmarker”? Ju fler klasser man delar in gräsmarkerna i desto större blir kostnaderna eftersom man måste ha tillräckligt stort stickprov för varje klass.
- Vilka variabler ska mätas i varje enskilt objekt (antingen med hjälp av flygbildstolkning eller med fältinventering)?

Slutgiltigt styrande för vad som ska övervakas och vilken detaljnivå som man vill nå, är givetvis kostnaden för hela projektet. I den ena änden av en kostnadsskala följer man förändringar så detaljerat som för enskilda kärleväxtarter, insekter och fåglar. För att göra detta krävs för det första noggranna fältstudier. Dessutom krävs ett mycket stort antal provytor för att man med en godtagbar statistisk styrka ska kunna detektera en viss förändring mellan omdrev. Kontentan blir att man mycket snabbt kommer upp i orimliga kostnader. I den andra änden av kostnadsskalan följer man

enbart förändringar i gräsmarkernas trädskikt. Då behövs inga fältinsatser alls, eftersom detta kan följas upp genom flygbildstolkning, vilket innebär att kostnaden blir relativt låg. Det från kostnadssynpunkt mest realistiska förslaget, som ändå är tillräckligt för att uppnå målen med den regionala miljöövervakningen, hamnar troligen någonstans mittemellan dessa två extremer.

Under 2006 tog SLU, på uppdrag av Jordbruksverket, fram ett förslag till regional miljöövervakning i objekt från Ängs- och betesmarksinventeringen (Ä&B; Glimskär, Ringvall & Wissman 2006). Underlaget från Ängs- och betesmarksinventeringen är i dag det bästa material som finns att tillgå för värdefulla gräsmarker. Syftet med utredningen var att ta fram ett förslag till regional utökning av den ängs- och betesmarksuppföljning som redan har påbörjats på nationell nivå i anslutning till NILS-rutorna (Glimskär m.fl. 2008). Baserat på statistiska analyser föreslogs en regional uppföljning som omfattar omkring 300 områden per region eller län i ett femårigt omdrev (60 områden per år), vilket motsvarar en kostnad av cirka 400 tkr per år. Om flera län går samman i ett gemensamt stickprov, kan de alltså dela kostnaden mellan sig så att kostnaden blir lägre för det enskilda länet.

Kostnaden beräknades på en förenklad version av NILS befintliga övervakning av Ängs- och betesmarker, med fokus på täckningsgradsbedömningar och förekomst av kärllväxter i provytor samt kartering av grova lövträd och epifytlavar i hela Ä&B-objekt. Slutsatsen var att det troligen är alltför kostsamt att försöka påvisa förändringar för enskilda kärllväxtarter. Även för grova ekar och andra ädellövträd verkar det vara svårt att utläsa förändringar på länsnivå med den noggrannhet som skulle behövas, se tabell 2. Däremot blir resultaten relativt bra för träd- och busktäckning, graminidförna och ett sammanvägd mått för grupper av hävdgynnade kärllväxter (tabell 3; Glimskär, Ringvall & Wissman 2006).

Tabell 2. Antal ängs- och betesmarksobjekt i stickprovet under ett 5-årigt omdrev (en femtedel per år), som krävs för att påvisa en viss procentuell förändring av mängden grova ekar (antal träd diameter > 80 cm). Resultat hämtade från Glimskär, Ringvall & Wissman (2006).

Förändring av mängd ekar	5%	10%	15%	20%
Götalands slättbygder	1700	420	180	100
Götalands mellanbygder	8000	2000	900	500
Götalands skogsbygder	2300	600	250	150
Svealand	1800	460	200	120
Norrland	-	-	-	-

Tabell 3. Procentuell förändring som kan påvisas för olika variabler, vid tre olika stickprov av ängs- och betesmarksobjekt under ett 5-årigt omdrev (totalt antal objekt, varav en femtedel inventeras varje år). Resultat hämtade från Glimskär, Ringvall & Wissman (2006).

Svealand	Antal Ä&B-objekt (per 5 år)		
	Förändring i %	150	300
Graminidförna	5%	5%	5%
Buskar	40%	25%	20%
Träd	30%	20%	15%
Ek >80 cm	20%	15%	15%
Ädellöv >80 cm	25%	20%	15%
Gulmåra	40%	30%	25%
Käringtand	50%	40%	30%
Brudbröd	50%	40%	30%
Ormrot	50%	40%	30%
Kattfot	-	-	-
Artgrupp - torr mark	25%	15%	15%
Artgrupp - frisk mark	25%	15%	15%
Artgrupp - fuktig mark	40%	25%	20%

Vi har dock ansett att den föreslagna metodiken inte fullt ut är tillämpbar med vårt syfte, nämligen att försöka ta ett helhetsgrepp om jordbrukslandskapet. I förslaget från Glimskär m.fl. (2006) ingick endast objekt som fanns med i Ängs- och betesmarksinventeringen, samt objekt klassade som restaureringsobjekt. Om resurserna tillåter är vi intresserade att få med även övriga gräsmarker. Vi anser också att det är viktigt att knyta förändringarna i gräsmarkerna till de specifika förändringar som sker t.ex. i närliggande åkermarker och småbiotoper. Ett sådant helhetsperspektiv av landskapet öppnar för möjligheter till landskapsanalyser, som t.ex. landskapets mångformighet, fragmentering och exploatering, se vidare på sidan 55.

I figur 7 presenteras ett förslag där utgångspunkten är att alla typer av gräsmarker, oberoende av kvalitet, ska ingå i övervakningen. Förslaget ska ses som ett metodpaket som kan vara till hjälp för att avgränsa vilken indelning av gräsmarker som är lämplig inom den regionala miljöövervakningen. Hur många klasser av gräsmarker, samt vilka variabler som mäts, blir i slutänden styrt av totalkostnaden, vilka frågeställningar man har, samt om det överhuvudtaget är möjligt att få ihop ett tillräckligt stort stickprov för en viss klass.

När man väl valt vilka klasser som ska övervakas följer själva stickprovssurvalet. Det optimala skulle givetvis vara att lägga ut provytor i samtliga gräsmarker som ligger inom det avgränsade jordbrukslandskapet. En sådan totalinventering av alla gräsmarker skulle dock i många fall bli orimligt dyr och därför måste någon form av stickprovstagnation ske. Den föreslagna riktade punktgiftermetoden är troligtvis en effektiv urvalsmetod. Dessutom kan metoden användas i kombination med

underlagsmaterial i form av ängs- och betesmarksinventering, Natura 2000 och Jordbruksverkets blockdatabas över aktuella miljöstud, vilket avsevärt skulle minska tidsåtgången vid flygbildstolkningen.

Ett problem som finns med punktgittemetoden är att det är stor risk att små gräsmarker inte fångas upp i stickprovet och att man för dessa får ett otillräckligt dataunderlag för statistiska analyser. Om detta skulle visa sig vara ett problem kan man tänka sig att dessa istället klassas som småbiotoper, eftersom småbiotopsmetodiken är mer detaljerad och strävar efter att göra en totalinventering. Ett annat problem kan vara att det för vissa föreslagna gräsmarksklasser kan bli svårt att i flygbildstolkningen avgöra vilken klass det rör sig om, t.ex. om det är klass 1A (Betesmarker med höga biologiska värden, i träden eller i fältskiktet) eller klass 1B (Utvecklingsmarker) enligt figur 7.

Den slutgiltiga klassningen måste göras genom fältbesök, men om man har en generell metodik kommer troligen både utvecklingsmarker och kultiverade betesmarker att komma med i tillräckligt stor mängd. Däremot är det svårt att styra inventeringen så att ängsmarkerna blir väl representerade, särskilt som det ofta är svårt att skilja på ängsmarker och betesmarker i flygbild. Här behövs särskilda rutiner. Antagligen är det realistiskt att tro att man kan få bra data på ängsmarker om man inte styr hårt till Ängs- och betesmarksinventeringens objekt.

Informationsbehov för ängs- och betesmarker

De gräsmarksvariabler som vi har satt som högsta prioritet är gjorda så utifrån kostnad och förmåga att svara på om man når upp till de regionala miljö kvalitetsmålen som är kopplade till ängs- och betesmarker. De variabler som vi funnit lämpliga är framförallt sådana som kan påvisa förändringar i gräsmarkernas hävdstatus, arealer samt viktiga strukturer och funktioner.

Följande gräsmarksvariabler har prioriterats högt:

- Areal
- Hävdstatus (t.ex. förnaansamling, kvävepåverkan, igenväxning, indikatorartsgrupper)
- Träd- och buskskikt
- Föryngring av träd i trädklädda betesmarker

För vissa av dessa variabler kommer flygbildstolkning att vara den mest lämpade metoden (framförallt arealförändringar och förändringar i trädskiktet), medan variablerna som är kopplade till hävd och föryngring av träd måste mätas i fält. Det hade givetvis varit önskvärt att ha med fler variabler, t.ex. förändringar av enskilda kärlväxtarters populationer, men som tidigare nämnts blir en sådan uppföljning orimligt dyr (Glimskär m.fl., 2006). Istället blir det viktigt att fokusera på ett fåtal variabler som det är stor sannolikhet att finna i de flesta provytor.

Vi föreslår därför att man ska följa Glimskärs m.fl. (2006) metodik, dock med modifieringen att även objekt som inte är med i Ängs- och betesmarksinventeringen eller är klassade som restaureringsobjekt, ska ingå i uppföljningen. Följande

vegetationsvariabler föreslås ingå; (i) total trädtäckning, (ii) total busktäckning och (iii) täckning av gräsförna (egentligen graminidförna, d.v.s. döda fjolårsblad av gräs, starr och tågväxter). Dessa tre vegetationsvariabler finns antagligen i en stor andel av de provytor som man kan tänkas lägga i gräsmarker, och kan därför förväntas att vara de som det är lättast att få tillförlitliga resultat för. Gräsförna är dessutom en bra hävdindikator eftersom den är starkt kopplad till hävdintensiteten (den är svårnedbrytbar vid låg eller obefintlig hävd, men minskar ofta snabbt när hävdintensiteten ökar).

Det skulle även vara möjligt att ta med grupper av kärlväxtindikatorarter (istället för enskilda arter) och på så sätt nå upp till acceptabel detekteringsnivå på förändringar, se tabell 3. Att använda sådana grupper av indikatorartsgrupper (t.ex. torrmarksarter, friskmarksarter, våt/fuktigmarksarter) skulle ytterligare förstärka tolkningen av hävden i ängs- och betesmarkerna, samt vilken klass gräsmarken tillhör, se figur 7.

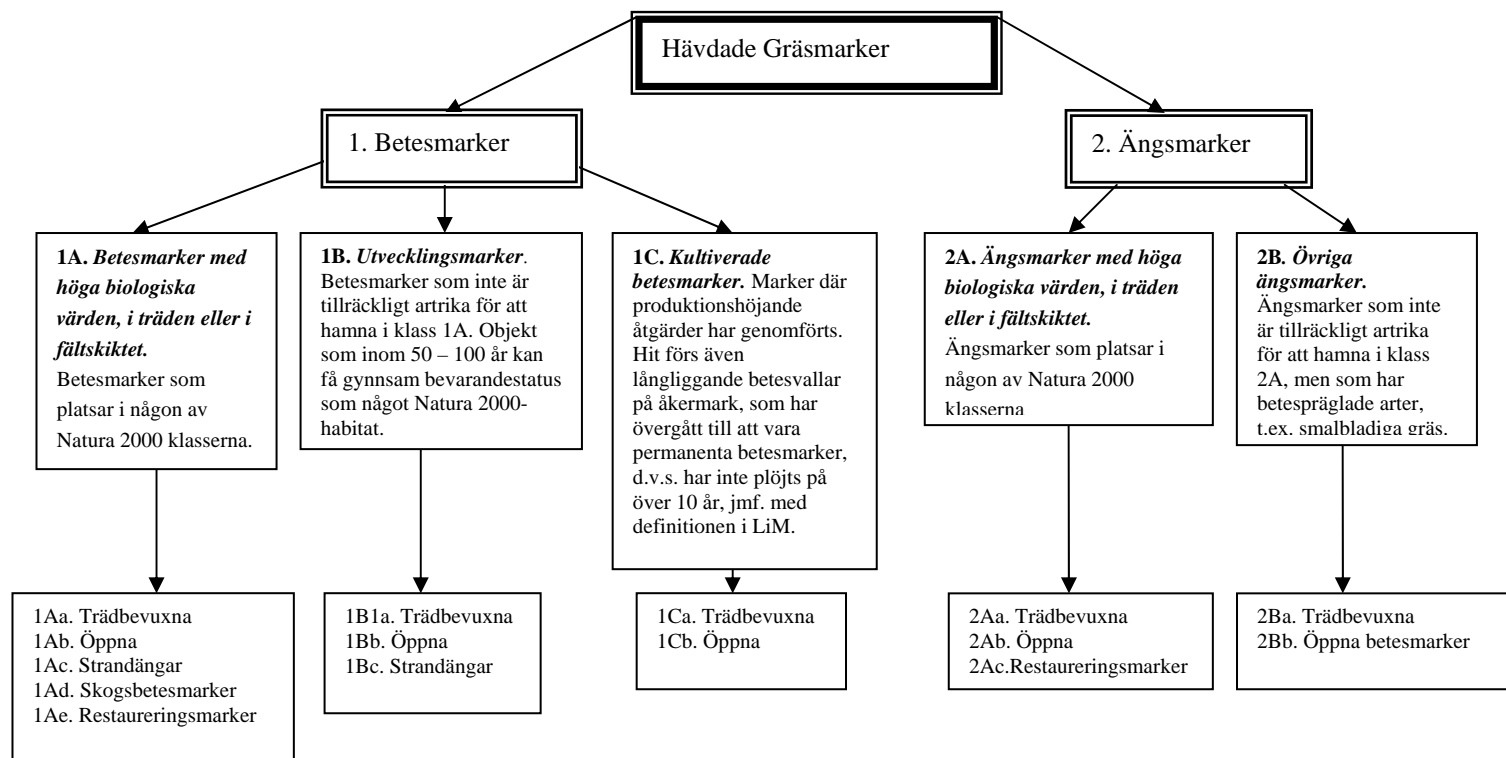
4.2.4 Slutsatser och fortsatt arbete - Ängs - och betesmarker

Slutsatser

- Övervakningen bör, förutom de mest värdefulla ängs- och betesmarksobjekten, även inkludera övriga gräsmarker som idag håller en lägre kvalitet sett från ett biologiskt perspektiv (se förslag på indelning i figur 7).
- Stickprovsurvalet görs med hjälp av punktgiftermetodik. Eventuellt måste små gräsmarker klassas som småbiotoper för att kunna följas upp. Exempel på sådana gräsmarker som kan ha stort biologisk värde är vägslänter, ohävdade torrbackar och mindre gläntor i brynmiljöer.
- Provytorna i punktgitret flygbildstolkas samt fältinventeras. I provytemetodiken ingår förändringar i areal, hävd, täckning av träd- och buskskikt, samt föryngring av träd i trädklädda betesmarker.
- Natura 2000, Ängs- och betesmarksinventeringen och blockdatabasen används som stöd vid flygbildstolkningen och avgränsningen av gräsmarker.

Fortsatt arbete:

- Inom några testområden som avgränsats som jordbrukslandskap prövas punktgiftermetodiken för att se om det är möjligt att finna föreslagna gräsmarksklasser
- Det slutgiltiga urvalet av variabler och gräsmarkstyper bestäms. Definitioner och avgränsningskriterier utreds, och om flygbildstolkning kan användas som stöd för vissa variabler
- Olika alternativ för regionindelning och ambitionsnivå tas fram
- Samordning med det utökade stickprovet av gräsmarker i habitatuppföljningen (där både punktgifter och Ä&B-objekt kommer att ingå)



Figur 7. Figuren ger förslag på en indelning av gräsmarker. I den enklaste formen klassas alla gräsmarker i en enda klass (Gräsmarker). Nästa tänkbara nivå är att skilja ut betesmarker (klass 1) och ängsmarker (klass 2). I den tredje nivån delas betesmarkerna in i ytterligare tre klasser (klasserna 1A, 1B och 1C) och ängsmarkerna i två klasser (klasserna 2A och 2B). Slutligen föreslås en fjärde nivå, som därmed är den dyraste att övervaka, och som består av klasserna 1Aa t.o.m. 2Bb. Observera dock att man inte behöver bestämma sig för en nivå rakt över. Man kan tänka sig att använda olika detaljeringsgrad beroende på typ av gräsmark. Exempelvis kan man välja att följa upp klasserna 1Aa, 1Ab, 1Ac, 1Ad, 1Ae, 1B, 1C och 2)

4.2.5. Åkermark

Urval och avgränsning av åkermark

Åkermarken utgör i många jordbrukslandskap det största areella markslaget. På samma sätt som att många organismer är knutna till hävdade gräsmarker, så finns det ett stort antal djur och växter som är beroende av hur åkermarkerna brukas (typ av grödor, bruksintensitet m.m.). Flera organismer är även beroende av en kombination av åker- och gräsmarker. Inom projektet har det därför ansetts vara viktigt att även en uppföljning av åkermarkernas användning ingår i metodpaketet. Metodmässigt finns dock flera stora skillnader mellan att följa upp åkermarkerna jämfört med gräsmarkerna. För det första är det förmodligen inte nödvändigt att göra ett stickprovsurval. Genom att analysera Jordbruksverkets blockdatabas inom det område det som avgränsats som jordbrukslandskap, bör en mer eller mindre total uppföljning av all åkermark kunna genomföras. Förmodligen kommer det dock att finnas regioner i Sverige där blockdatabasen inte ger en tillräckligt hög upplösning på åkerarealens användning p.g.a. av att viss åkermark inte erhåller någon form av EU-ersättning och därmed inte finns med i blockdatabasen. Exempel på sådan mark kan vara små hästgårdar eller i skogs- och norrlandsbygder, där inget aktivt brukande av marken sker men där åkrarna ändå hålls öppna genom någon form av skötsel. Av den anledningen måste man alltid göra en översiktlig flygbildstolkning som komplement till den information som går att få från blockdatabasen. En sådan metodik skulle snabbt fånga upp de åkrar som inte finns med i blockdatabasen och på så vis vara kostnadseffektiv.

Informationsbehov för åkermark

De mest prioriterade frågeställningarna för åkermark är

- arealförändringar av olika grödor och
- vad som händer med den åkermark som läggs ner (igenväxning, plantering, våtmarksanläggning, exploatering m.m.).

För att mäta detta är det inte nödvändigt att göra fältbesök utan blockdatabasen, i kombination med flygbildstolkning, bör kunna räcka. Om fältbesiktning ändå skulle bli nödvändig för de åkrar som inte finns med i blockdatabasen skulle det kunna göras i samband med den småbiotopsuppföljning som sker i fält, se sidan 49. Tabell 4 ger ett förslag på indelning av åkermarken i två klasser. Definitionen är densamma som användes i LiM (Vävare, Sjødahl och Naylor 2005).

Tabell 4. Uppföljning av åkermarkens användning samt förändringar och orsaker till förändringar i åkermarksarealen. Tabellen ger förslag på indelning av åkermark i två olika klasser. Samma klassindelning användes i LiM (Vävare, Sjødahl och Naylor 2005).

Klassificering av åkermark	Viktiga variabler samt hur de kan mätas
<p><i>A. Åkermark</i> Öppen mark på plan eller svagt kuperad, stenröjd mark, med ett- eller fleråriga grödor i monokulturer och med tydliga spår av plöjning.</p>	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Total areal</i> (Blockdatabasen, bör täcka det mesta, samt flygbildstolkningen i de fall åkrar inte finns med databasen) • <i>Areal av olika grödor, inkl. trädor och vallar.</i> (Blockdatabasen, bör täcka det mesta. Eventuellt en komplettering i fält i de fall en åker inte är med i blockdatabasen) • <i>Nedläggning</i> (flygbildstolkning används för att tolka typ av nedläggning, t.ex. exploatering, plantering, igenväxning)
<p><i>B. Svårklassificerad åkermark</i> Åkermark på plan eller svagt kuperad mark, som ej plöjts den senaste perioden, omfattande 10 år eller något mindre, men med plöjningsspåren fortfarande synliga i IRF-flygbilderna, men utan inslag av buskar. Slyuppslag kan förekomma i begränsad omfattning. I begreppet ingår också åker, som överförts till permanent öppen betesmark utan träd och buskar, samt fleråriga gamla betesvallar.</p>	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Total areal</i> (flygbildstolkning, i de fall de inte är med i blockdatabasen) • <i>Nedläggning</i> (flygbildstolkning används för att tolka typ av nedläggning)

4.2.6. Slutsatser och fortsatt arbete - åkermark

Slutsatser:

- Övervakningen bör kunna inkludera all åkermark inom det avgränsade jordbrukslandskapet.
- Variabler som följs upp är total areal, förändring i grödor (inkl. trädor och vallar), samt vad som händer med nedlagd åkermark.
- Som utgångspunkt används blockdatabasen, samt dess kopplade GIS-skikt. Detta kompletteras med flygbildstolkning i de fall åkermark inte är med i databasen.

Fortsatt arbete:

- Test av hur väl Blockdatabasen överensstämmer med manuell flygbildstolkning och
- Förslag till hur flygbildstolkning kan användas för att följa nedläggning och exploatering av åkermark

4.2.7. Övriga markslag i det som avgränsats som jordbruksmark

Jordbrukslandskapet är komplext och består långt ifrån enbart av åkermarker och gräsmarker. Andra viktiga areella markslag, med stor biologisk mångfald, är t.ex. bondgårdarnas tomtmarker (äldre trädgårdar med gamla träd, gårdsplaner, ekonomibyggnader, gödselstackar m.m.), olika typer av våtmarker och större skogsdungar som ligger i jordbrukslandskapet. Under 2008 kommer vi inom projektet att ge förslag på hur dessa värdefulla biotoper ska integreras i metodpaketet. Två tänkbara alternativ finns:

- övriga areella markslag inom det avgränsade jordbrukslandskapet inventeras med liknade metodik som övriga areella markslag, dvs. med punktgiftermetoden eller
- de övriga areella markslagen får ingå i Tema 3 och analyserna av landskapets mångformighet, se sidan 55.

4.3. Myrar

4.3.1 Myrar – urval, avgränsning, informationsbehov och datainsamling

Urval och avgränsning av myrtyper

Myrar är en enhetlig grupp av naturtyper, där i stort sett alla finns med bland de skyddsvärda naturtyperna i Habitatdirektivet. Åtminstone de öppna myrarna är relativt lätta att identifiera i punktgiftertolkningen, så därför är den riktade provyteinventeringen antagligen mycket lämplig för att följa arealer och tillstånd för myrar.

Behovet av en sådan generell uppföljning bör vara stor. För det första är Våtmarksinventeringen (VMI), trots de stora datamängderna ofullständig, eftersom de flesta län har haft en minsta storleksgräns på ca 10 hektar. Det finns alltså ofta inga bra data för små myrar. Enligt ArtDatabankens beräkningar inför rapporteringen för Habitatdirektivet 2007, täcker VMI i de sju länen i Mellansverige ungefär 70% av alla myrar, om man med det menar vad som markerats som sankmark i Lantmäteriets kartskikt (GSD Fastighetskartan). Enligt samma beräkningar består VMI-objekten till ungefär en tiondel av högmossar (habitat 7110) och ungefär hälften av andra fattigmyrar (habitat 7140).

Den svåraste delen är att skilja ut olika typer av myrar, särskilt rikkärr. Dessa går sällan att urskilja i flygbild, och även i fält finns det många övergångsformer av intermediära och måttligt rika kärr som är svåra att skilja åt. För att få bra data för rikkärr behövs alltså en mycket stor insats, om man inte redan har en bra kartering av var de förekommer. Även gränsdragningen mellan mosse och kärr kan vara besvärlig, eftersom det inte alltid är lätt att se om det finns någon minerotrof påverkan (d.v.s. av mer näringsrikt vatten som kommer in från omgivande fastmark)

eller inte. För en generell och kostnadseffektiv miljöövervakning av myrar på regional nivå är det antagligen bäst att i första hand behandla alla myrar som en grupp.

Informationsbehov för myrar

För de myrhabitat som räknas som skyddsvärda enligt Habitatdirektivet finns ett antal bevarandemål som ska vara uppfyllda för att habitatet ska anses ha gynnsam bevarandestatus. Flera av dem passar bra även för provyteinventering på biogeografisk nivå (tabell 5; se även Ståhl m.fl. 2007).

Tabell 5. Bevarandemål i habitatuppföljningen för myrar på biogeografisk nivå

Bevarandemål	Mått
Arealen och utbredningen av habitatet bibehålls eller ökar	Areal ha inom och utanför objekten, Utbredningsområde ha
Träd- och buskskiktets täckningsgrad bibehålls eller minskar	Täckningsgrad trädskikt resp. buskskikt %
Myrarna har en naturlig struktur och vitmossors resp. brunmossors täckningsgrad bibehålls eller ökar och har en täckningsgrad på >25%	Täckningsgrad av vitmossor och brunmossor (exkl. spjutmossa) %
Täckningsgrad av de hydromorfologiska strukturerna bibehålls eller ökar på biogeografisk nivå.	Täckningsgrad av fastmatta, mjukmatta, lösbotten, etc. %
>90% av de skyddade områdena och arealen, samt X % av arealen utanför de skyddade områdena har en ostörd hydrologi.	Andel yta % som ej är påverkad av dike med avvattnande effekt inom 25 m från provyta
Förekomsten och täckningsgrad av typiska moss- och kärlväxtarter bibehålls eller ökar	Typiska kärlväxter och mossor, förekomstfrekvens %

Förutom de bevarandemål som nämns i tabell 5 finns också bevarandemål för fåglar i vissa habitat, både i och utanför skyddade objekt. Tidigare fanns också bevarandemål för ”negativa indikatorarter” och för vegetationshöjd i olika slags hävdade objekt.

Länsstyrelserna har inom detta projekt lyft fram betydelsen av död ved, som bland bevarandemålen finns upptagna för trädklädda myrar (som där grupperas ihop med skogshabitaten). Länsstyrelsernas listor innehåller också följande typer av påverkan:

- Dikning
- Skogsbilvägar
- Körskador
- Torvtäkt
- Kraftledning

Även påverkan och markanvändning i myrarnas närmaste omgivning kan ha betydelse för hydrologi och näringstillförsel, t.ex. från åkermark eller kalavverkad skogsmark.

Fältinventering av provytor i myrar

Punktgittertolkning som stöd för utökad provyteinventering är troligen en mycket användbar metodik för myrar, särskilt om man inte behöver styra mot sällsynta myrtyper som är svåra att identifiera i flygbild (t.ex. rikkärr). Myrarna är spridda över en stor del av landskapet, varierar mycket i storlek och är samtidigt lätta att urskilja i flygbild, åtminstone om man utelämnar vissa typer med tätt trädsikt. Alla myrar kan räknas som skyddsvärda, så länge de har myrvegetation och inte är alltför starkt påverkade av t.ex. dikning.

Många generella förändringar i myrar kan följas med ett ganska begränsat antal variabler, framför allt träd- och busktäckning, markvegetation och ett mindre antal mossor och kärlväxter. I myrar ingår också täckningsbedömning av ”hydromorfologiska strukturer” som fastmatta, mjukmatta, lösboten och vatten (gölar) (tabell 5). En tydlig hydrologisk förändring leder ofta till förändringar i alla dessa variabler.

Tabell 6. Uppskattat antal provytor i myrar per län, beräknat utifrån VMI och ”sankmark” enligt GSD Fastighetskartan (omräkningsfaktorer från arealer till antal provytor enligt Gardfjell, H. (opubl.). Tabellen anger det ungefärliga antal provytor som innehåller myr i NILS och RIS befintliga inventering, och hur många som skulle tillkomma i ett tilläggsmoment med punktgifter med 225 punkter i NILS landskapsruta.

Län inom projektet	VMI-objekt			Sankmark enl. Fastighetskartan		
	Ordinarie NILS	Ordinarie RIS	Punktgifter, 225 punkter	Ordinarie NILS	Ordinarie RIS	Punktgifter, 225 punkter
Stockholm	2	8	33	2	11	48
Uppsala	6	26	113	5	23	101
Södermanland	3	12	54	4	17	76
Östergötland	3	14	60	6	30	133
Värmland	10	48	207	24	115	499
Örebro	6	28	123	11	53	230
Västmanland	6	30	131	7	34	149
Summa	35	166	722	60	284	1234
Övriga län	VMI-objekt			Sankmark enl. Fastighetskartan		
	Ordinarie NILS	Ordinarie RIS	Punktgifter, 225 punkter	Ordinarie NILS	Ordinarie RIS	Punktgifter, 225 punkter
Jönköping	15	71	310	18	86	375
Kronoberg	13	62	269	16	77	334
Kalmar	3	15	64	6	28	124
Gotland	3	15	66	1	5	23
Blekinge	1	4	16	1	4	19
Skåne	1	6	27	6	29	125
Halland	7	31	133	10	46	199
V. Götaland	19	91	397	26	120	524
Dalarna	24	115	498	61	286	1243
Gävleborg	18	83	361	27	126	547
Västernorrland	9	41	177	31	147	638
Jämtland	38	179	777	119	558	2426
Västerbotten	90	422	1835	139	650	2828
Norrbottn	155	730	3174	280	1313	5708

Flygbildstolkning i myrar

Många påverkanstyper i själva myrarna syns utmärkt i flygbild, t.ex. diken och vägar. Också påverkan i omgivningen som hyggen och åkerbruk syns tydligt. Problemet är att veta vilken effekt en påverkan har, inte bara vid själva störningen utan även i intilliggande delar av myren. En kombination av flygbildstolkning och provytor kan användas för att undersöka om vissa förändringar eller (brist på) kvaliteter kan ha ett samband, exempelvis genom att mäta om det finns ett dike på visst avståndet från provytan. Inom basinventeringen för Natura 2000 används en buffertzona på 200 meter runt ett dike i myr (Skånes m.fl. 2007).

Om påverkan i myrar ska karteras i flygbild, behöver man kunna avgränsa myrarna från fastmarken på ett effektivt sätt. Det enklaste vore om man kunde använda VMD:s avgränsning, eventuellt i kombination med Fastighetskartan som stöd för att avgränsa myrarna. Om det är det enda som behövs är att göra en yttre avgränsning av myrar, kan man antagligen täcka in större ytor till en ganska begränsad kostnad, jämfört med detaljerad flygbildstolkning. Detta behöver dock utvärderas innan man vet hur effektivt och tillförlitligt det är, och därmed vad det kostar att få bra data.

4.3.2. Slutsatser och fortsatt arbete – myrar

Slutsatser:

- Alla typer av öppna-halvöppna myrar inventeras med provytor i punktgifter
- I provytemetodik ingår täckning av trädskikt, buskskikt, vit-/brunmossor, fältskikt, "hydromorfologiska strukturer" (fastmatta m.m.) samt mossor och kärlväxter i småprovytor, enligt befintlig metodik i NILS.
- Om myrarna kan avgränsas på ett enkelt och bra sätt, så kan diken, vägar och markanvändning i omgivningen karteras med flygbildstolkning. VMI:s objekt och sankmark från GSD Fastighetskartan används som stöd vid avgränsningen.

Fortsatt arbete:

- Inom några testområden som avgränsats som myr provas punktgiftermetodik, och överensstämmelsen med andra kartunderlag testas
- Urval av myrtyper, gränsdragning mot sumpskog och annan (påverkad) torvmark
- Tidsåtgång och metodik för att avgränsa myrar
- Design, regionindelning och kostnadsberäkning

4.4. Stränder

4.4.1 Strandnära miljöer – urval, avgränsning, informationsbehov och datainsamling

Urval och avgränsning av strandnära miljöer

Områdena i närheten av vattendrag, sjöar och kuster varierar mycket i utbredning, känslighet, påverkan och naturvärden. Habitatuppföljningen innefattar ett snävt urval av strandmiljöer, bl.a. årlig vegetation på driftvallar, perenn vegetation på steniga stränder och sandstränder med perenn vegetation. Om man ska gå in på deras respektive värden i detalj, så krävs ibland ganska speciell metodik, med transekter för att beskriva strandzoneringar, översvämningszoner m.m. Eventuellt skulle man kunna använda flygbildstolkning som stöd för att välja vilka stränder man ska besöka, på samma sätt som för provytor i punktgifter (Ståhl 2007). När ett sådant inventeringssystem väl är utprovat, skulle man kunna använda liknande principer för att inventera även andra strandtyper, som inte ingår i Habitatuppföljningen, men det ställer stora krav på noggrann metodutveckling.

Många faktorer är dock gemensamma för många vattenmiljöer, t.ex. markanvändningens påverkan på stranden och vattenmiljön. En enkel och kostnadseffektiv metodik som passar i många strandnära miljöer är alltså lättast att utforma för att generellt följa markanvändning och naturtyper i vattenmiljöernas närområde, d.v.s. i en buffertzon invid vattendrag, sjöar och kuster.

Informationsbehov för strandnära miljöer

Det finns också faktorer som är viktiga i många strandmiljöer. Särskilt gäller det mänsklig påverkan, exploatering och markanvändning som påverkar tillståndet i och i närheten av vattnet. En stor del av dessa faktorer omfattas av strandskyddslagstiftningen, som gäller generellt i en zon kring alla strandmiljöer. Det bör alltså finnas en efterfrågan på uppföljning av hur stor exploateringen kring stränder egentligen är.

Länsstyrelsernas listor innehåller följande faktorer i de strandnära miljöerna:

- Skogsavverkning, körskador
- Bebyggelse, slitage
- Vägar, skogsbilvägar
- Skyddszoner mot hyggen och åkermark
- Bryggor
- Död ved i vattnet
- Vassbälte, blå bård

Indikatorer för mängd bryggor och hus ingår redan i den metod för kartering som har tagits fram av bl.a. Länsstyrelsen i Stockholms län (Mattisson 2003). Annan påverkan och markanvändning i närheten av stränderna kan ha betydelse för näringsstillförseln, t.ex. från åkermark eller kalavverkad skogsmark.

Buffertzoner kring stränder och vattendrag

En tydlig avgränsning av den strandnära miljön är ett viktigt underlag för att styra datainsamlingen. Ett förslag är att använda de stränder och vattendrag som är inmarkerade i befintliga kartdatabaser (GSD Fastighetskartan), och skapa en buffert med en viss bredd i GIS. Det skulle kunna göras enkelt utifrån befintligt underlag. En lämplig bredd är 100 m, vilket bl.a. överensstämmer med strandskyddsbestämmelserna och länsstyrelsernas metod för karteringen av exploatering längs kuster (Mattisson 2003).

Möjligtvis skulle man kunna ha en smalare zon för att beskriva vissa naturmiljöer. För biotopkartering av vattendrag används t.ex. en 30 m-gräns för närmiljön (Halldén, Liliegren & Lagerkvist 2000). När en sådan buffert har skapats har man en mycket behändig ram för att styra datainsamlingen (flygbildstolkning och/eller fältinventering).

Provyteinventering i strandnära miljöer

Provyteinventering i ett rutnät har troligen inte använts i någon större omfattning i strandnära miljöer tidigare, men skulle kunna vara användbart för att beskriva biotopkvaliteten i omgivande naturtyper, t.ex. strandnära skog. Variabler som skulle passa bra för en sådan inventering är trädslag och trädskiktets struktur, död ved, röjningsåtgärder, körskador och tramp.

Man skulle kunna tänka sig att ha en transektmetodik, men om man är intresserad av de generella egenskaperna hos den strandnära miljön, och inte någon särskild del av strandzoneringen, så är jämnt utspridda provytor av vanlig typ ett effektivare sätt att få ett medelvärde för en större yta. Transekter är en betydligt mer ambitiös och kostsam metod, som bara bör användas där den verkligen behövs.

Om man vill provyteinventera alla naturtyper i den strandnära zonen, behövs egentligen inget annat underlag för att lägga ut provytorna än buffertzonen. Om man däremot vill begränsa inventeringen till vissa naturtyper, kan man använda punktgitertolkning eller polygontolkning för att välja ut vilka provytor som ska fältinventeras.

Flygbildstolkning i strandnära miljöer

När man väl har avgränsat den strandnära miljön, kan man också passa på och flygbildstolka den avgränsade ytan. Totalt sett är det små arealer, eftersom buffertzonen är relativt smal, men man behöver ändå utvärdera hur detaljerad metodik som behövs för att få rimliga kostnader. Inom de redan flygbildstolkade NILS-rutorna (1x1 km) kan man förstås utnyttja den flygbildstolkning som redan är gjort, vilket kan vara alldeles tillräckligt för de vanligaste strandnära miljöerna, åtminstone för en större region. All utökad flygbildstolkning i polygoner bör förstås vara så jämförbar med NILS vanliga flygbildstolkning som möjligt.

Polygontolkning kan vara ett lämpligt sätt att beskriva markanvändningen (avverkning, åkerbruk, bebyggelse) i strandnära miljöer. På det sättet får man samma typ av information som i biotopkarteringen av stränder och vattendrag (Halldén m.fl. 2000). Man kan då med fördel kombinera med biotopkartering i fält, om man vill använda denna väl utprovade metodik även i NILS-rutor.

För att få med exploatering i strandnära miljöer bör man också göra en linje- och punktobjektstolkning av vägar, bryggor och hus i samma buffertzonen. Det är ett viktigt komplement till övrig fältinventering och flygbildstolkning och ger underlag för de brygg- och husindikatorer som tagits fram för exploatering längs kuster (Mattisson 2003).

4.4.2 Slutsatser och fortsatt arbete – strandnära miljöer

Slutsatser:

- En buffertzonen skapas i GIS kring vattendrag och stränder (inklusive kuster, om stickprovet blir tillräckligt) som hämtas från Fastighetskartan
- Provytor i buffertzonen kan användas för att beskriva vegetationsstruktur, markstörning och liknande i t.ex. strandnära skog.
- I buffertzonen kan man också flygbildstolka polygoner och linje-/punktobjekt som en beskrivning av markanvändning och exploatering längs strandmiljön som helhet.

Fortsatt arbete:

- Bredd av buffertzonen i olika miljöer
- Metodik för flygbildstolkning och provyteinventering
- Stickprovsstorlek och kostnadsberäkning

4.5. Skog

4.5.1. Skog – urval, avgränsning, informationsbehov och datainsamling

Urval och avgränsning av skog

För skog pågår redan mycket arbete för samordning mellan regional och nationell miljöövervakning, och de nationella programmen (t.ex. RIS och R-Polytax) är ofta så omfattande att de kan ge bra skattningar även för regioner och till och med för enskilda län (tabell 7; Eriksson & Kellner 2007).

Habitatuppföljningen på biogeografisk nivå kommer också att under kommande år utöka sitt stickprov för att få med t.ex. ädellövskogshabitat, vilket förstås kan bidra väldigt mycket till den regionala miljöövervakningen för de län där ädellövskog förekommer i någon större mängd. Den viktigaste frågan att börja med är alltså hur en utvidgad miljöövervakning i NILS-rutorna kan bidra någonting utöver allt det som redan är på gång.

Förutom de skogstyper som redan ingår för Habitatuppföljningen, har länsstyrelserna lyft fram följande kategorier:

- Skogar som aldrig har kalavverkats (kontinuitetsskog)
- Äldre lövrik skog
- Strandnära skogar (se även strandnära miljöer, ovan)
- Hyggen/förnygringsytor – naturvårdshänsyn och påverkan

Informationsbehov för skog

Den efterfrågade informationen för skog färgas av att en stor andel av skogen är kraftigt skogsbrukspåverkad. Vissa frågor kan handla om att beskriva värdena i den relativt opåverkade skogen, och andra frågor om graden av påverkan och generell struktur i den brukade skogen.

Här finns alltså ett större utrymme för olika ambitionsnivåer och handlingsalternativ än för t.ex. myrar. Befintliga förslag för regional miljöövervakning och uppföljning handlar till största delen om kända skyddade eller på annat sätt identifierade områden (t.ex. nyckelbiotoper; Eriksson & Kellner 2007).

Många av de behov som länsstyrelserna identifierat handlar om särskilda inslag i ”vardagsskogen” (t.ex. lövinslag) eller om effekterna av olika typer av påverkan i stor och liten skala:

- areal
- ålder
- avverkning
- dikning
- körskador
- skogsbilvägar
- betetryck
- kraftledning
- död ved
- naturvårdshänsyn på hyggen
- sand- och grustäkter
- lövinslag

Samordning med annan skogsövervakning

Skogsstyrelsen har ett inventeringssystem för förnygringsavverkade ytor som heter R-Polytax, som följer hänsynsytor, hänsynsträd och död ved. Stickprovet är dimensionerat för att ge bra noggrannhet för norra Norrland, södra Norrland, Svealand och Götaland.

Beteseffekter av älg följs med hjälp av ÄBIN (Älgbetesinventeringen, som mäter färskas älgbetesskador i ungskog), som utförs av Skogsstyrelsen. Innan någon särskild uppföljning på regional nivå påbörjas, måste det utredas om en utökning för hänsyn vid hyggen och beteseffekter kan bidra till något utöver de befintliga programmen ÄBIN och R-Polytax. Det är inte troligt att NILS är det bästa ramverket

för sådan uppföljning, när det redan finns en skraddarsydd, detaljerad metodik av annan typ.

Eriksson & Kellner (2007) föreslår att den regionala miljöövervakningen bör fokusera på skyddad skog, eftersom Skogsstyrelsen (genom Nyckelbiotopsinventeringen) och RIS har mycket information om andra skogar med höga eller ordinära naturvärden. De betonar dock att data måste kunna användas för jämförelser med resten av landet. För sådan miljöövervakning på bestånds- eller områdesnivå, används lämpligen metoden ”*Extensiv övervakning av skogsbiotopers innehåll*” (Naturvårdsverkets handledning för miljöövervakning), som innefattar substrat som lågor och indikatorarter av vedsvampar, lavar och mossor (Eriksson & Kellner 2007). Denna metodik är väl utprovad och ambitiös, och bör användas i första hand för sådana frågeställningar. Däremot kanske vissa delmoment kan lyftas in i en mer översiktlig, NILS-anknuten inventering.

Det utökade stickprovet för Habitatuppföljningen på biogeografisk nivå kommer att kunna följa även ovanligare skogstyper. Det är dock bara skogar som uppfyller Habitatuppföljningens stränga krav på kvalitet och orördhet som ingår. En utökad regional miljöövervakning skulle kunna komplettera med skogstyper som ”faller mellan stolarna”, för att de är för ovanliga för att bli bra representerade i RIS, men inte är tillräckligt särpräglade för att komma med bland skyddade områden, som nyckelbiotoper eller i habitatuppföljningen. Sådana exempel kan vara måttligt påverkad lövrik skog eller strandnära skog.

En sammanställning av hur RIS befintliga stickprov kan användas för skattningar på länsnivå presenteras i tabell 7. Det relativa medelfelet (i procent av det skattade värdet) är ett bra mått på hur långt stickprovet räcker för att göra analyser och skattningar för enskilda län och regioner. Om man antar att upp till 10% medelfel är tillräckligt bra och 11-15% ganska bra, så visar resultaten tydligt att RIS ger bra data för alla skogstyper utom ädellövskog för Svealand som region, men att det är otillräckligt för de enskilda länen. För den totala volymen död ved räcker dock det befintliga stickprovet även på länsnivå. Situationen är ungefär densamma för alla län i södra Sverige, men betydligt bättre för flera av Norrlandslänen (tabell 7). För ädellövskog finns ett mycket stort behov av utökad inventering, men till viss del kommer Habitatuppföljningen att svara upp mot det behovet (Ståhl m.fl. 2007).

Tabell 7. Relativt medelfel (%) som ett mått på tillförlitlighet i skattning av volym död ved och areal av olika skogstyper utifrån RIS befintliga stickprov. Död ved: volym per ha av död ved >10 cm diameter. Kontinuitetsskog: medelålder av träd över 100 år och utan trädslagsbyten sedan år 1700. Gammal skog: äldre än 120 (söder) resp. 140 år (norr). Äldre lövrik skog: äldre än 60 (söder) resp. 80 år (norr) och ≥25% av grundytan är lövträd. Ädellövskog: ≥65% av grundytan är löv och ≥45% av grundytan ädellöv. Lövdominerad skog: ≥55% av grundytan är lövträd. Blå: medelfel högst 10%. Ljusblå: medelfel 11-15%.

Relativt medelfel %	Död ved	Kontinuitet	Gammal	Äldre löv	Ädellöv	Lövdom.
Stockholm	13	32	21	15	50	15
Uppsala	10	35	22	16	59	14
Södermanland	14	51	27	18	66	17
Östergötland	9	33	18	14	30	11
Värmland	7	17	16	19	.	10
Örebro	9	33	48	27	61	16
Västmanland	12	46	23	21	51	20
AB,C,D,E,S,T,U län	4	11	9	7	20	5
Jönköping	9	29	18	15	33	11
Kronoberg	13	34	29	15	28	14
Kalmar	10	30	20	14	21	11
Gotland	20	28	22	38	54	36
Blekinge	19	45	74	17	19	13
Skåne	12	46	29	13	15	10
Halland	13	48	47	15	19	12
Västra Götaland	7	21	15	10	22	9
K, N, M län	14	29	25	9	11	7
F, G, H, I, O län	4	12	8	6	12	5
Dalarna	6	10	9	15	.	12
Gävleborg	8	14	16	18	.	12
Västernorrland	7	11	14	17	.	11
Jämtland	5	9	8	10	.	10
Västerbotten	7	12	10	12	.	11
Norrbottn	6	10	9	10	.	9
Götaland	4	11	8	5	8	4
Svealand	3	8	7	7	25	5
Södra Norrland	4	7	6	8	.	6
Norra Norrland	5	8	7	8	.	7
Hela landet	2	4	4	3	8	3

Tabell 8. Påvisbar förändring hos volym död ved och areal av olika skogstyper utifrån RIS befintliga stickprov, vid en statistisk styrka (sannolikhet att kunna påvisa förändring) på 0,8 och signifikansnivå 0,05. Definitioner som i tabell 7.

Blå: påvisbar förändring mindre än 10%. Ljusblå: påvisbar förändring 10-15%.

Påvisbar förändring, statistisk styrka 0,8	Död ved	Kontinuitet	Gammal	Äldre löv	Ädellöv	Lövdom.
K, N, M län	29,5%	28,0%	24,1%	8,7%	10,1%	6,6%
F, G, H, I, O län	8,1%	11,3%	7,7%	5,7%	11,1%	4,8%
AB,C,D,E,S,T,U län	8,0%	11,1%	8,2%	6,5%	19,1%	5,1%
Götaland	8,1%	10,5%	7,3%	4,9%	7,6%	3,9%
Svealand	7,5%	7,4%	6,5%	6,5%	24,4%	5,2%
Södra Norrland	7,9%	6,4%	6,2%	7,4%	.	6,1%
Norra Norrland	9,9%	7,4%	6,6%	7,7%	.	6,9%
Hela landet	4,5%	4,1%	3,7%	3,4%	7,3%	2,7%

Provyteinventering i skog

Eftersom det finns mycket skog, och eftersom den regionala utökningen måste styras hårt för att inte bli ineffektiv och kostsam, så måste de skogstyper man väljer vara enkla att urskilja, antingen via flygbildstolkning eller från annat tillgängligt underlag. De urvalskriterier som är allra enklast är lövandel (syns tydligt i punktgitertolkning) och närhet till vattenmiljöer (vattendrag och stränder i Lantmäteriets kartor).

Flera lövskogstyper och strandnära skog förekommer spritt i en stor del av landskapet, men blir i det stora hela ändå inte så bra representerade i RIS. Urvalet av lövskogstyper måste utredas i samråd med RIS och habitatuppföljningen, om det är ädellövskog, lövsumpskog eller andra typer där behovet av komplettering är störst. I provytorna bör man använda samma förenklade metodik som för skogshabitat i habitatuppföljningen på biogeografisk nivå (Ståhl m.fl. 2007).

Ett preliminärt förslag till en förenklad metodik baserad på RIS har tagits fram för habitatuppföljning i skog (Walheim & Glimskär 2007):

- Klavning av levande och döda träd
- Registrering av hänglavar och vedsvampar
- Träd- och buskbeskrivning enligt RIS.
- Förekomst av dike inom 25 m från provytecentrum
- Sandblottor: täckning/areal av blottad sandfläck >1 dm²
- Typarter i fältskikt enligt RIS

När metodiken är slutgiltigt fastlagd, bör den användas även för de provytor som länsstyrelserna eventuellt lägger till i punktgitertinventeringen.

Flygbildstolkning i skog

För markslag med stor areell utbredning, t.ex. skog, finns inte ekonomisk möjlighet att göra någon heltäckande kartering i större skala från flygbild i NILS med den detaljeringsgrad som NILS normalt har (Allard m.fl. 2007). Däremot kan förenklad flygbildstolkning, förutom att via sin textur och struktur ge status på naturlighet eller

ifall det är ren produktionsskog, vara en framkomlig väg att fånga in t.ex. påverkan som syns tydligt och samtidigt är starkt lokaliserad, t.ex. avverkningar, vägbyggen, bebyggelseexploatering, dikning, torvtäkt eller nyröjning längs kraftledningsgator. Sådan påverkan är väldigt svår att fånga i en provyteinventering. Påverkan täcker ibland en större yta än själva ”påverkansobjektet” (t.ex. för diken), och bara ett arealmått för sådana objekt ger därför inget rättvisande mått på graden av påverkan. Andra typer av påverkan, t.ex. bebyggelse och torvtäkt, är viktiga även om de totalt sett täcker en ganska liten yta.

Om man ska göra en sådan kartering av påverkan i större skala, behövs ändå något kartunderlag som avgör om man befinner sig i det marks lag man är intresserad av. Räcker den skogs- eller sankmarks mask man kan få från Lantmäteriets kartor för att räkna fram hur stor andel av skogarna som är påverkade, eller behöver man ett mer detaljerat underlag? Om man kan förvänta sig olika känslighet i olika typer av skog, behöver man kunna studera de olika typerna var för sig. Det kan också vara viktigt att urskilja nytillkommen påverkan i tidigare orörda områden (äldre skog) jämfört med områden som redan är kraftigt påverkade (produktionsskog). Ett användbart underlag kan vara kNN Sverige, som är ett detaljerat kartunderlag som delvis baseras på satellitbilder.

Innan man tar i bruk ett uppföljningssystem för påverkan baserat på flygbildstolkning, måste alltså de befintliga kartunderlagen utvärderas i förhållande till övervakningsbehoven (se även myrar, ovan).

4.5.2. Slutsatser och fortsatt arbete -skog

Slutsatser

- Provytor i kombination med punktgitertolkning är lämpligt som ett komplement till habitatuppföljningen, i första hand för äldre lövrik skog eller ädellövskog.
- Strandnära skogar bör följas med provytor och/eller flygbildstolkning som beskrivs under strandnära miljöer, ovan.
- Möjligheten att använda flygbildstolkning för att följa påverkan och fragmentering beror på vilket kartunderlag som kan användas för att avgränsa de skogsytor man är intresserad av. Det bör utredas vidare.
- Uppföljningssystem för vanligare skogstyper, skyddade/skyddsvärda skogsbestånd, betesskador och naturvårdshänsyn på hyggen finns framtagna sedan tidigare, och samordning med NILS tillför troligen inget större mervärde, förutom vad gäller rumsliga samband och landskapsmönster.

Fortsatt arbete:

- För vilka skogstyper kan samordning med NILS tillföra något för övervakning av biologisk mångfald i skogen?
- Vilket kartunderlag kan användas för att avgränsa de skogsytor man är intresserad av?
- Skogsstyrelsens resp. Länsstyrelsens ansvar för den regionala miljöövervakningen bör utredas.

5. TEMA 2: Småbiotoper och skyddsvärda träd i jordbrukslandskapet

5.1. Förutsättningar för övervakning av småbiotoper och skyddsvärda träd

För att den befintliga inventeringen av linjeobjekt i NILS fältinventering och linje- och punktobjektstolkningen ska kompletteras på ett effektivt sätt för den regionala miljöövervakningen, behövs troligen en arbetsintensiv metodik, med kartering av linje- och punktobjekt i fält. Liknande metodik kommer att användas inom den planerade kulturmiljöövervakningen, för forn- och kulturlämningar, lantbrukets byggnader och kulturbärande landskapselement, och dessa program kommer att kunna komplettera varandra på ett bra sätt. Det ger också möjligheter att studera ett större antal av olika landskapselement inom ett landskapsavsnitt som en del av landskapets totala mångformighet.

Fältkarteringen av landskapselement och träd bör dock styras mycket hårt, för att inte bli orimligt tidskrävande. Riksantikvarieämbetet, SLU och Länsstyrelsen i Skåne län genomförde fälttester av kartering av landskapselement, byggnader och forn- och kulturlämningar inför den planerade samordningen mellan nationell kulturmiljöövervakning och NILS (Pluntke m.fl. 2008). Erfarenheterna från fälttesterna visar att en inventerare hinner kartera mellan 15-20 landskapselement per dag om metoderna blir effektiva. Studien från fält visar även att det inte enbart är fältkartering av objekt som styr tidsåtgången. Viktiga faktorer är även att samtala med och informera fastighetsägare och att transportera sig med bil eller promenera mellan byarna och fastigheterna samt att hitta lämpliga parkeringsplatser.

Tabell 9 visar vilka småbiotoper som prioriteras högt inom projektet. Flera av dessa landskapselement planeras även att följas upp inom kulturmiljöövervakningen, så samordningsvinsten är därför mycket stor.

5.1.1. Småbiotoper och skyddsvärda träd - Informationsbehov och övervakningsmetodik

Informationsbehov för småbiotoper och skyddsvärda träd

Småbiotoperna och skyddsvärda träd (från nu endast benämnda som småbiotoper) hyser en stor del av den biologiska mångfalden i jordbrukslandskapet. De fungerar som växtplatser för växter, svampar och lavar och för djur är de viktiga som skydd, för födosök och som föryngringsplatser. Dessutom utgör småbiotoper spridningskorridorer både för växter och för djur. Trots att många småbiotoper redan har rationaliserats bort finns fortfarande hot mot de återstående småbiotoperna (p.g.a.

rationalisering, nedläggning och exploatering) och övervakningsbehovet bedöms som mycket stort utifrån ett biologiskt mångfaldsperspektiv. Eftersom övervakningen av småbiotoper dock är tidskrävande och kostsam om den innebär fältkarteringar måste det nog övervägas hur övervakningen ska gå till. Traditionellt har naturvården ansett att skötseln (ofta mätt som hävdstatus och igenväxningsgrad) av ett landselement är av stor vikt för vilket biologiskt värde ett enskilt objekt har. Skötsel aspekten är givetvis även en viktig parameter inom kulturmiljövården. Det finns dock andra aspekter som bör vägas in när ett långsiktigt övervakningsprogram ska startas. Exempel på viktiga frågor att ta ställning kan vara:

- Är alla småbiotoper av ett visst slag lika viktiga att övervaka? Exempelvis, är alla diken lika viktiga att övervaka, eller är vissa typer av diken mer värdefulla ur biologisk synvinkel? Man skulle kunna hävda att grunda diken utan kontinuerlig vattenföring är mindre viktiga att följa upp jämfört med diken som är vattenförande hela året. Eller, diken som är starkt kvävepåverkade är mindre viktiga att följa upp jämfört med diken som har en kärlväxtflora som inte tyder på kvävepåverkan.
- Vilken betydelse har en småbiotops lokalisering i jordbrukslandskapet? Är det lika viktigt att övervaka en åkerholme som ligger isolerad i ett åkermarksdominerat landskap, som en åkerholme som ligger i närheten av en betesmark i en mellanbygd med ett heterogent jordbrukslandskap, rikt på olika småbiotoper?
- Hur viktigt är det att kvalitetsbedöma varje småbiotop genom fältkartering och skiljer sig det behovet mellan småbiotoper? Är det lika viktigt att kvalitetsbedöma (genom fältkartering) ett dike som ligger i en intensivt brukad slättbygd jämfört med ett dike som ligger i en mellanbygd som generellt sett brukas mindre intensivt?

Ovanstående frågor är bara några exempel på hur man kan fundera inför upprättandet av en regional övervakningsmetodik av småbiotoper. Projektets utgångspunkt har varit att den regionala miljöövervakningen ska var starkt knuten till miljömålen. I småbiotopernas fall innebär detta att vi ska följa upp att: ”Mängden småbiotoper i odlingslandskapet skall bevaras i minst dagens omfattning i hela landet. Senast till år 2005 skall en strategi finnas för hur mängden småbiotoper i slättbygden skall kunna öka”.

Detta miljömål är enbart kvantitativt när det gäller småbiotoperna i odlingslandskapet. Däremot lyfts ett kvalitativt mål in i Generationsperspektivet enligt prop. 2004/05:150 som kan sägas vara kopplat till småbiotoperna, nämligen att:

- Odlingslandskapet brukas på ett sådant sätt att negativa miljöeffekter minimeras och den biologiska mångfalden gynnas.
- Odlingslandskapet är öppet och variationsrikt med betydande inslag av småbiotoper och vattenmiljöer.
- Biologiska och kulturhistoriska värden i odlingslandskapet som uppkommit genom lång, traditionsenlig skötsel bevaras eller förbättras.
- Hotade arter och naturtyper samt kulturmiljöer skyddas och bevaras.

Förslag till övervakningsmetodik

Under 2008 kommer metodiken för småbiotopsövervakningen testas och utvecklas. Detta sker i nära samarbete med Riksantikvarieämbetet för att optimera insatserna. Det finns därför utrymme att under 2008 pröva och utvärdera olika strategier när det gäller övervakning av småbiotoper. De småbiotoper som bedöms som högst prioriterade anges i Tabell 9.

Tabell 9. Tabellen visar vilka småbiotoper som har prioriterats högst av länsstyrelserna.

Biotop	Möjliga att upptäcka vid flygbildstolkning	Samordning med kulturmiljöövervakningen
Åkerholmar	Ja	Ja
Öppna diken	Ja, även små går bra att upptäcka i fält. Vissa diken som ligger mellan åkermark och skog missas dock, särskilt diken av mindre storlek.	Ja
Småvatten	Lite knepiga, Flygbildstolkaren måste kunna se vattenytan. Dock döljs vattenytan ofta av träd.	?
Sandmiljöer	Relativt lätta att se om det inte är alltför mycket träd. Men det krävs stor kunskap hos flygbildstolkaren om var sådana biotoper kan finnas	Nej
Stenmurar	Övervuxna stenmurar, vilket är vanligt, är svåra att se. Annars lätta att flygbildstolka.	Ja
Alléer	Lätta att se, men det kan vara svårt att tolka trädslag. Ek och barrträd relativt lätt. Samordnas med Vägverkets data längs allmänna vägar.	Ja
Brukningvägar	Ja	Ja
Renar mellan skiften	Ja	?
Odlingsrösen	Stor andel skyms av träd som växer i röset. Kan även förväxlas med berghällar.	Ja
Solitärträd	Ja	?
Död ved	Nej	Nej
Bryn	Flygbildstolkning delvis möjlig. Mängden bryn ses lätt, men innehåll och struktur är svårare	?
Värdefulla träd	Beror på definition. Bredkroniga lövträd eller solitära träd är lättare att tolka	?

Nedan presenteras fyra olika strategier för övervakning av småbiotoper som kan användas som diskussionsunderlag i det fortsatta arbetet med att utveckla övervakningsmetodiken.

Strategi 1: Minimal fältinsats, maximal flygbildstolkning.

Strategin bygger på att alla småbiotoper av en viss klass är lika värdefulla, oavsett var i jordbrukslandskapet de ligger eller i vilken typ av jordbrukslandskap (t.ex. slättbygd, skogsbygd) de ligger. Detta innebär att lite resurser läggs på att bedöma

varje enskilt objekts kvalitet (t.ex. hävdstatus eller vilka träd- och buskarter som finns på en åkerholme). Så mycket som möjligt av klassningen görs genom flygbildstolkning. Variabler som mäts (enbart genom flygbildstolkning) blir längd och yta (beroende på småbiotopstyp), samt igenväxningsgrad.

Fördelar respektive nackdelar med strategi 1

Metoden är kostnadseffektiv. Flera nackdelar finns dock. För det första, de enda kvalitetsmått som fås är mängden av småbiotoper (antal, yta och längd) samt igenväxningsgrad. Vidare så kommer vissa småbiotoper att få en otillräcklig övervakning. Hit hör främst odlingsrösen och småvatten, som ofta skymms av träd och buskar. Även stenmurar kan ibland vara helt skymda av trädens grenverk. Detta kan dock lösas genom att de frågetecken som uppstår vid flygbildstolkningen kontrolleras i fält. Beroende på landskapstyp kommer denna fältinsats att variera kraftigt, men i många fall kommer fältinsatsen att bli relativt liten, och väldigt resurseffektiv eftersom den blir extremt riktad. Dessutom är det bara vid första inventeringstillfället som fältbesöket behöver göras, när väl klassningen är klar kommer den fortsatta övervakningen till mycket stor del kunna göras genom flygbildstolkning. Ett problem kommer att vara de diken som löper mellan skogskanter och åkermark. Även om majoriteten av dessa diken ses vid flygbildstolkningen så kommer en viss andel av dessa diken att missas. Detta bedöms dock som ett litet problem p.g.a. (i) i nästan samtliga fall finns det diken mellan åkrar och skogskanter och (ii) dessa diken är inte hotade av igenläggning p.g.a. rationaliseringsbehov. Vårt förslag är därför att om man väljer att använda strategi 1, så övervakas endast diken som ligger i ren åkermark, eftersom det är dessa som hotas av igenläggning.

Strategi 2: Medel fältinsats, maximal flygbildstolkning.

Strategin bygger på att *kvaliteten utifrån biologisk synvinkel är viktig*. Kvalitet hos en småbiotop kan vara flera olika saker, t.ex. kvävepåverkan, mängd död ved, tillgång på bärande buskar och träd eller tillgång på äldre lövträd med bohål. Sådana variabler går inte att mäta genom flygbildstolkning utan fältkartering är nödvändig. En sådan metodik skulle dock snabbt bli orimligt dyr om kvaliteten hos varje enskilt objekt skulle bedömas. Alternativet är att använda ett stickprovsförfarande, på samma sätt som vid övervakning av gräsmarker. Förutom stickprovsförfarande i fält så flygbildstolkas småbiotoperna på samma sätt som i strategi 1, för att bedöma igenväxningsgrader, längd och area.

Fördelar respektive nackdelar med strategi 2

Fördelarna är att om man lyckas bedöma kvalitet hos småbiotoperna kan man dra mer långtgående slutsatser när det gäller situationen för den biologiska mångfalden i jordbrukslandskapet. Nackdelarna är att det är en obeprövad metod och svår att kostnadsuppskatta.

Strategi 3: Landskapsberoende småbiotopsövervakning

Strategin bygger på att *behovet av småbiotopsövervakning är beroende av landskapstyp*. Idén bygger på att miljöövervakningsresurserna ska riktas till de landskap, eller områden, som vi anser är allra viktigast att övervaka. Exempelvis kan vi välja att satsa störst resurser i områden där den största biologiska mångfalden finns

idag, eller i områden där den biologiska mångfalden minskar respektive ökar snabbast. I de mest intensivt brukade slättbygderna har en stor utarmning av småbiotoper redan skett och det råder med stor sannolikhet en stor utdöendeskuld i dessa landskap, det vill säga att dagens förekomst av en viss art inte är i balans med det samtida utbudet av livsmiljöer. Istället för att lägga alltför stora resurser på att övervaka dessa jordbrukslandskap, där vi kan förvänta oss en nedgång av den biologiska mångfalden, även om mängden småbiotoper bibehålls på dagens nivå, så riktas resurserna till de jordbruksbygder där vi fortfarande har en hög biologisk mångfald. Exempel på sådana jordbrukslandskap är de svenska mellanbygderna, där vi fortfarande har relativt stora betesmarksarealer, i kombination med riklig mängd småbiotoper. Förutom att det är dessa jordbrukslandskap som hyser den högsta biologiska mångfalden, så är det förmodligen i dessa landskap som vi kan förvänta oss störst förändring av småbiotoper, både p.g.a. ökad behov av rationalisering av åkermarkers arronderingar och p.g.a. nedläggning av djurhållning. Rent praktiskt skulle de jordbrukslandskap som ligger i rena slättbygder, och som innehåller få småbiotoper, enbart övervakas med flygbildstolkning (t.ex. enligt strategi 1), medan de biologiskt mer värdefulla landskapen skulle övervakas mer med fokus på kvalitet hos småbiotoperna genom intensivare fältkartering.

Fördelar respektive nackdelar med strategi 3

Fördelarna är att genom att prioritera ner övervakningen av småbiotoper i vissa landskap kan en större insats göras i de biologiskt mest värdefulla landskapen. Detta kan innebära att övervakningen når en så pass hög kvalitet att vi snabbt upptäcker negativa förändringar i dessa landskap och att rätt naturvårdsåtgärder snabbt kan sättas in. Nackdelarna är en sämre kvalitet i övervakningen av vissa landskap. Det kommer även att krävas resurser för att göra bedömningar och avvägningar var och vilka resurser som ska läggas i olika landskapstyper.

Strategi 4: Plocka landskapets pärlor

Detta är egentligen en variant på strategi 2. För de vardagliga strukturerna i landskapet är flygbildstolkning tillräcklig, och det är kostnadseffektivt att ha en översiktlig metodik för vanliga, triviala företeelser. I varje landskap finns dock mer eller mindre av de element som har oproportionellt stora värden, till exempel en sparbanksek, en allé, ett välskött småvatten eller en kvarglömd torrbacke. I de rikaste landskapen finns de i stor mängd, men i slättbygderna bara något enstaka. Delvis uppnår man alltså syftena även med strategi 1 och 3, att inte göra något fältarbete ”i onödan” och att styra arbetsinsatsen dit där de största värdena finns. Här behöver man hitta urvalskriterier som är robusta och som fångar in inte bara de som redan har de största värdena, utan även de som har stor utvecklingspotential eller som är under igenväxning. Helst bör den första grovsällningen göras med hjälp av flygbildstolkningen, även om alla utvalda objekt kanske inte uppfyller kraven när man väl ser dem i fält.

Förslag:

- Större, vattenfyllda diken och bäckar i det öppna/halvöppna landskapet
- Småvatten och våtmarker i det öppna/halvöppna landskapet

- Ädellövträd (solitära/bredkroniga träd, alléer, ädellövdominerade bestånd och skogsbryn med ädellövträd)
- Torrbackar med eller utan inslag av hällar (i skogsgläntor, vägslänter, betesmarker, gårdsmiljöer, kraftledningsgator eller på åkerholmar) – dessa är nästan alltid små och artrika även om de inte har hävdats på länge
- Mosaikartade skogsbryn, dungar eller åkerholmar med rik vedväxtvegetation (öppna-halvöppna miljöer med rönn, säl, rosor, slån, hägg, fläder, oxel, olvon, fågelbär...)

Fördelar respektive nackdelar med strategi 4

Med denna metodik beskriver man bara de objekt som bidrar särskilt mycket till landskapets mångfald, men behöver inte lägga så mycket arbete på triviala element. Det förutsätter dock att man vet någorlunda var de värdefulla elementen finns, exempelvis genom att man har identifierat dem i flygbild. Om ”träffsäkerheten” för att hitta de värdefulla elementen är låg, tar fältinventeringen mycket mer tid, eftersom man måste ägna mer tid åt att söka i fält. Det behövs ett utredningsarbete för att se hur flygbildstolkning och fältarbete kan komplettera varandra på bästa sätt, men när det är gjort kan datainsamlingen bli mer effektiv än med andra metoder.

5.1.2. Slutsatser och fortsatt arbete - Småbiotoper och skyddsvärda träd

Slutsatser

- Kartering av småbiotoper och värdefulla träd med hjälp av flygbildstolkning och fältbesök är arbetsamt och kostsamt, därför krävs en metodik där inventering styrs mycket hårt.
- Det finns möjligheter att lägga olika resurser i olika typer av landskap, beroende på de frågeställningar man har.
- Tester både i fält och genom flygbildstolkning kommer att ge ytterligare vägledning för vilken/vilka strategier som är lämpliga.
- Det finns stora samordningsvinster mellan natur- och kulturmiljövården och det fortsatta arbetet sker i nära samarbete med Riksantikvarieämbetet.

Fortsatt arbete

I nära samarbete med Riksantikvarieämbetet kommer flygbildstolkning och fältundersökningar av småbiotoper att genomföras inom det avgränsade jordbrukslandskapet. Utvärdering av testerna ska leda till ett mer specifikt övervakningsförslag inklusive kostnadsberäkningar och samarbetsvinster mellan kulturmiljö- och naturvården.

6. TEMA 3: Landskapsmönster - mångformighet, fragmentering och konnektivitet

6.1. Länsstyrelsernas önskemål

Med utgångspunkt från miljömålet Ett rikt växt - och djurliv, fördjupade delmålsrapporter samt prioriteringar bland länsstyrelsernas bruttolistor, har två stycken frågeställningar identifierats:

- Mångformighet i jordbrukslandskapet
- Fragmentering av naturtyper – konnektivitet

Mångformighet i jordbrukslandskapet samt fragmentering av naturtyper, kommer att omfatta samma naturområden som prioriterats under temana areella markslag och småbiotoper (se tabell 10). Ytterligare naturtyper eller strukturelement i landskapet, kommer eventuellt att införlivas under konnektivitetsaspekten (hur lätt det är för arter att sprida sig mellan områden) som till exempel alléer, öppna diken eller åkerrenar. Även eventuella barriärer som motverkar spridning, som till exempel vägar, kommer att läggas till. Begreppet mångformighet har här specificerats till att omfatta antalet strukturelement inom ett visst område (tätheten relativt till storleken), deras inbördes placering i landskapet (aggregerade eller slumpvis), förändringar av dessa över tid samt eventuell flikighet i landskapet. Se under respektive rubrik nedan för ytterligare förklaringar kring dessa begrepp samt även under rubriken metod och analys.

6.2. Miljömål och landskapsmönster

De två frågeställningarna som är prioriterade av länsstyrelserna, finns beskrivna i mer eller mindre generella termer i olika miljömål, delmål samt i paneuropeiska rapporter.

Miljömålet Ett rikt växt och djurliv har sin förankring i en paneuropeisk rapport där det under våren 2007 föreslogs 26 indikatorer som ska användas i utvärderingen av 2010-målet inom SEBI-projektet (*Streamlining European 2010 Biodiversity Indicators*) (EEA, 2007). Dessa indikatorer förelåg i en preliminär version när Naturvårdsverket (2007) tog fram underlagsrapporten till fördjupad utvärdering av miljömålet Ett rikt växt och djurliv och har använts som bas i utvärderingen av delmålet om att hejda förlusten av biologisk mångfald.

Tabell 10. Exempel på prioriterade områden för analyser av landskapsmönster.

Markslag & naturtyp	Mönster naturtyp			Naturtyp underavdelning	Mönster/Naturtyp underavdelning			Mångformighet
	fragmentering	barriär	korridor		fragmentering	barriär	korridor	
Odlingslandskap								
gräsmark	patch-storlek avstånd, flikighet, form	väg, vatten, hårdgjord yta	öppna diken åkerrenar, åkerholmar	öppna naturliga gräsmarker	?	?	?	kontinuitet framtidspotential densitet (antal)
				värdefulla trädmiljöer (betesmarker)	?	?	?	kontinuitet framtidspotential densitet
småbiotop	-	-	-	småvatten	distans mellan	-	-	kontinuitet kombination med andra småbiotoper
	-	-	-	grova träd	distans mellan	-	-	-
Skog								
barrskog med mycket löv	patchstorlek avstånd flikighet, form	hygge, vägar, öppen mark		-	-	-	-	-
lövskog	patchstorlek form avstånd flikighet	produktions -skog		löv med mycket ädellöv	?	?	?	?
sumpskog	-	-		ädellövskog	?	?	?	?
	patch- storlek avstånd flikighet form	fastmarks- skog öppen mark						

Dessa indikatorer utgör även grunden i Naturvårdsverkets arbete med att utveckla ett system för uppföljning av hela miljö kvalitetsmålet Ett rikt växt- och djurliv. SEBI2010- indikatorerna har dock ett bredare perspektiv och tar även upp förhållanden som hör hemma under andra miljömål i det svenska miljömålssystemet.

Under 2008 pågår arbete på EU-nivå för att ta fram ytterligare indikatorer som fokuserar på rumsliga förändringar i ekosystem (till exempel information om kärnhabitat, kantzoner och korridorer) vilka har betydelse för biodiversiteten (EEA, 2007). En av de 26 indikatorerna i SEBI-projektet är: fragmentering av naturliga – och halvnaturliga områden. Indikatoren beskrivs i Naturvårdsverkets PM om uppföljningssystem för Ett rikt växt- och djurliv (Marissink 2007) ur ett svenskt perspektiv. Där framgår att de Europeiska arbetsmetoderna inte fungerar i Sverige då de använder kartor av Corine Land Cover. Denna kartmetod kan inte användas då 1) det endast finns kartor från år 2000 i Sverige och således inte går att jämföra med något annat år 2) den minsta enheten i kartan är 25 ha vilket leder till att mindre landskapselement samt landskapsfragment ej behandlas 3) indikatorns utformning leder till att läget ser ut att bli bättre (indikatorns värde ökar) när vissa naturliga eller halvnaturliga områden försvinner helt eller blir mindre än 25 hektar. Istället för Corine land Cover skulle material från NILS kunna användas. NILS har redan befintligt kartmaterial från flera år samt större upplösning än Corine land Cover (se nedan under NILS – analys och metoder).

Fragmentering berörs även i andra dokument som rör miljömålen, även om de inte är så specifika som i Naturvårdsverkets PM om uppföljningssystem för Ett rikt växt- och djurliv (Marissink 2007). Wallander & Hall Diemer (2007) skriver t.ex. i underlagsrapporten till den fördjupade utvärderingen av Ett rikt odlingslandskap att ”Bebygger man åkermark i områden där åkermark är en bristvara kan detta få negativa följder för den biologiska mångfalden eftersom fragmenteringen i landskapet ökar”.

Konnektivitet (sammanhang i landskapet) omnämns inom ett flertal miljömål och deras respektive delmål. Till exempel i samband med det nya föreslagna delmålet om tätortsnära natur i Ett rikt växt- och djurliv, betonas betydelsen av gröna stråk och eventuell återskapning av grönområden i områden som saknar dessa på grund av tidigare exploatering (fragmentering). I underlagsrapporten till fördjupad utvärdering av miljömålet Ett rikt växt och djurliv (Naturvårdsverket 2007) står det att insatser för den biologiska mångfalden med ett landskapsperspektiv, innebär t.ex. att arbeta med påverkansområden runt värdekärnorna och se till att konnektiviteten i landskapet och möjligheten för djur och växter att sprida sig i landskapet bibehålls eller utvecklas. Det kan åstadkommas dels genom varsamt brukande av vardagslandskapet, dels genom spridningskorridorer av olika slag. I samma rapport står också att de föreslagna Landskapsstrategierna för biologisk mångfald bör innehålla en beskrivning av graden av konnektivitet, för olika organismgrupper.

6.3. Mångformighet i landskapet

Begreppet mångformighet finns varken bokstavligen eller uttryckligen i något miljömål utan endast som generellt begrepp. Mångformiga landskap nämns i samband med naturvårdsåtgärder i landskap samt i beskrivningar på heterogena landskap som indirekt anses ha hög andel biodiversitet (Kalmar Kommun 1997). Betydelsen av mångformiga landskap finns beskrivet i mer generella former i miljömålen, vilka har tolkats av länsstyrelserna till att omfatta och beskriva samt bevara heterogeniteten i landskapet.

Definitionen av mångformighet används således i ett landskapsperspektiv, vilket i sin tur definieras enligt det omformulerade delmålet om ett hållbart nyttjande i ett landskapsperspektiv i Ett rikt växt- och djurliv, som ett område där ”arter och naturtyper betraktas i ett helhetsperspektiv, med hänsyn till samspelet mellan ekologiska, ekonomiska, kulturella och historiska faktorer i ett större område än det enskilda objektet”. Att mångformighet är ett diverst begrepp framgår av Wallander & Hall Diemer (2007) under rubriken landskapsmål, där det står att det är svårt att sätta delmål för värden kopplade till helheten och olika kombinationer av företeelser.

Begreppet mångformighet har av länsstyrelserna prioriterats till att omfatta fyra delar: antalet strukturelement (naturtyper/naturtyper underavdelningar/småbiotoper) inom ett visst område (tätheten relativt till storleken), deras inbördes placering i landskapet (aggregerade, slumpvis- eller jämt fördelade), förändringar av dessa över tid samt eventuell flikighet i landskapet. Exempelvis så skulle antalet strukturelement kunna vara ett mått på antalet av en viss småbiotop, t.ex. solitära äldre lövträd i ett landskap. Det skulle även kunna vara flera småbiotoper, t.ex. solitära enskilda lövträd samt småvatten och deras gemensamma förekomst inom ett begränsat område. Ytterligare ett annat exempel är hur dessa småbiotoper fördelar sig i landskapet. Är de aggregerade, slumpvis eller helt jämnt fördelade (se mer under analys och metoder)?

6.4. Fragmentering av naturtyper

Enligt rapporten Fragmenterat landskap – en kunskapssammanställning om fragmentering som hot mot biologisk mångfald (Lennartsson 2005) så har jordbrukslandskapet alltid varit mycket mosaikartat och dess biotoper har därmed alltid varit kraftigt fragmenterade. Fragmenteringen kan delas upp i åtminstone två tydliga rumsliga skalor. En ”hektarskala” kan tydligt urskiljas, det vill säga en mosaik av gräsmarker, åkrar, åkerholmar, småvatten etc. Dessutom finns fragmentering i en mycket mindre skala, i det att en stor andel av de artrika biotoperna har funnits utspridda i landskapet, i form av mer eller mindre punktformiga och linjära biotopelement. Som exempel kan nämnas gräsmarkernas arter, som inte bara funnits i egentliga slåtter- och betesmarker, utan även längs dikes- och vägrenar, brukningsvägar, fägator, brynzoner, bäck- och sjöstränder, i åkerholmar och i smågläntor i betad skog.

Länsstyrelserna har beslutat att prioritera landskapsmönstren fragmentering och konnektivitet. Enligt de indikatorer som har tagits fram för att följa upp miljökvalitetsmålet Ett rikt växt- och djurliv (Marissink 2007) så handlar det om att mäta minskningen av naturliga och halvnaturliga områden med jämna mellanrum. I ursprungsdokumentet (EEA 2007) som Naturvårdsverkets PM grundar sig på, omnämns även vikten av konnektiviteten mellan dessa naturliga och seminaturliga områden. Med konnektivitet ingår också barriärer, det vill säga element i landskapet som motverkar spridning av organismer. I prioritering av länsstyrelserna kommer de naturliga och halvnaturliga områdena att innefatta både skogs- och jordbrukslandskapet. I det paneuropeiska dokumentet "Halting the loss of biodiversity by 2010: proposal for a set of indicators" står att det just nu (EEA 2007) pågår arbete med att ta fram indikatorer för att beskriva samt specificera vilka indikatorer som fokuserar på rumsliga förändringar i ekosystem.

6.5. Analys och metoder för övervakning av mångformighet och fragmentering

6.5.1. Befintligt material - metod

NILS har redan idag flygbildstolkning som kan användas för att analysera landskapsmönster, men de landskapsmått som finns har knappast använts eller utvärderats för svenska förhållanden. Den befintliga flygbildstolkningen görs idag i 1*1 km-rutor. När det gäller mångformighet så har länsstyrelserna prioriterat jordbrukslandskapets områden först och främst. Jordbrukslandskapets markslag har oftast små arealer i varje ruta. Även i jordbruksbygder är en stor andel av landskapet skog. För att eventuella analyser ska kunna utföras och relevant flygbildstolkning bli meningsfullt på regional nivå, behöver man utöka arealen och ha en metodik som är specifikt riktad till jordbrukslandskapet. Avgränsningen ska vara densamma som för småbiotoper och areella markslag, så att dessa kan ingå i analysen av mångformighet.

Även för att analysera fragmentering på regional nivå behöver man antagligen välja ut ett mindre antal välavgränsade naturtyper, och utöka datainsamlingen bara där. Det kan man göra på två sätt, antingen genom att göra en särskild flygbildstolkning (naturtyper med små arealer, tydligt avgränsade) eller utifrån andra kartdatabaser, om de är tillförlitliga. kNN Sverige kan vara en sådan datakälla för skog. NILS har gjort en "landskapsdatabas" för NILS-rutorna, där många sådana datakällor finns tillgängliga.

För att undersöka samband mellan organismer och konnektivitet kan eventuellt fältdata från NILS inventeringar användas. Det finns i dagläget inventeringar gjorda på fjärilar och humlor. Fjärilars förekomst skulle eventuellt kunna kopplas till gräsbeklädda diken mellan ängs- och betesmarker.

6.5.2. Analyser

I rapporten Landskapsekologisk analys av Nationalstadsparken (Mörtberg & Ihse 2006) är analysernas fokus på de ädla lövträdens landskap och den fauna av evertebrater som är beroende av dessa. Mörtberg och Ihse (2006) nämner att genom de landskapsekologiska analysredskap som utvecklats under senare år, finns det idag möjlighet att beräkna var de viktigaste spridningsvägarna och livsmiljöerna finns för många växt- och djurarter. Metoder och modeller som tagits fram för analysen kan utvecklas till att inte bara användas för Nationalstadsparken och dess omgivning, utan mer generellt för att omfatta många naturtyper och ekologiska profiler. Analysmetoderna är under utveckling men har redan visat sig kunna fungera som redskap i arbetet med att långsiktigt bevara den biologiska mångfalden. Förslagsvis kan deras metoder och analyser implementeras i regional övervakning så att det blir möjligt att identifiera de viktigaste spridningsvägarna och livsmiljöerna för att bevara arter i jordbruks- och skogslandskapet. Studien och analyserna handlar framförallt om just minskningen av befintliga habitat för organismer och hur detta påverkar organismernas fortlevnad. Således berör det inte någon form av beskrivning av mångformigheten, som var det första av länsstyrelsernas förslag, utan studien handlar mer om fragmentering och konnektivitet.

Analyserna bygger på att egenskaperna hos de funktionella artgrupperna kombinerades till parametrar i GIS-baserade habitatmodeller (Mörtberg och Karlström 2005, Gontier m.fl. 2006). För varje funktionell artgrupp identifierades habitatnätverk, med kärnområden som bestod av större sammanhängande områden med lämpligt habitat av hög kvalitet, och spridningsvägar. För analyserna användes ArcView 3.2 (ESRI 1999) samt ArcGIS 9.1 (ESRI 2005). Det finns ingen färdig metodik för att värdera och rangordna biotoper gentemot arters habitatkrav. I modellen identifierades optimala och marginella habitat, resurs/arealkrav, spridningshabitat, ickehabitat (så kallad matrix) och barriärer från tillgängliga kartdata.

För olika resursprofiler skattades hur kartans klasser skulle rankas och värderas (erfarenhetsbaserad rankning), så att det som sågs som optimalt habitat fick ett givet högsta kvalitetsvärde (1,0) och marginella habitat fick lägre värden (0,1 – 0,9). För marginella habitat testades flera kvalitetsvärden i ett intervall. Två olika indirekta metoder användes för att modellera spridning i landskapet. För specialiserade och svårspredda arter antogs att det fanns maximala spridningsavstånd, inom vilket utbyte kunde ske mellan delpopulationer. En rumslig analys utfördes, där kvalitetsvärden grundat på resursprofilerna söktes ut inom ett så kallat rörligt fönster (McGarigal m.fl. 2002) med olika radie, där varje radie motsvarade hypotetiska maximala spridningsavstånd för svårspredda arter. Därigenom kunde habitatnätverk avgränsas, med sammanhängande livsmiljöer för arter som i praktiken sällan sprider sig längre än de hypotetiska spridningsavstånden. Områden, som föll ut med de tätaste nätverken som samtidigt hyste höga kvalitetsvärden bedömdes vara kärnområden.

6.5.3. Slutsatser och fortsatt arbete 2008

- Utvärdering av vilken storlek på flygbildstolkningarna som behövs för att omfatta regionala landskapsmönster. Idag är det 1 x 1 km men det kanske krävs mer?
- Specificera vilka skalor som ska undersökas – d.v.s. begränsa landskapet till att omfatta en viss storlek.
- Definiera samtliga konnektivitetselement samt barriärer i landskapet. Vilka är de? Vilken skala skall de mätas i?
- Undersöka om de av länsstyrelserna föreslagna landskapsmönstren går att analysera utifrån flygbildstolkningar. När det gäller landskapsstudier så krävs det mycket teori. Enligt Mörtberg och Ihse (2006) så är analyser av landskapsmönster fortfarande en relativt ny företeelse – även i forskarvärlden. Det krävs således en del utfrågningar av forskare och undersökningar i litteratur. Till exempel hur mäter man flikighet i ett landskap? Var går gränsen för exempelvis aggregeringar?
- Det krävs en specificering av vilka organismgrupper man ämnar fokusera på när det gäller konnektiviteten i landskapet. Undersöka om eventuella fältinventeringar måste göras för att det ska bli möjligt att utföra eventuella konnektivitietsanalyser i landskapet. Alltså, strukturer som gröna korridorer av till exempel diken, alléer och vägrenar står att finna men en djupare analys av t.ex. hur fjärilar rör sig, kräver noggrannare undersökningar (Mörtberg & Ihse 2006; Söderström & Hedblom 2006).

7. Litteratur

- Allard A, Esseen P-A, Holm S, Högström M, Marklund L, Nilsson B, Reese H och Wikberg J. 2007b. Fångst av vegetationsdata och Natura 2000-habitat i fjällen genom flygbildstolkning med punktgiftermetodik, Arbetsrapport nr 171, Inst. för skoglig resurshushållning, SLU, Umeå..
- Allard, A., 2001. Vegetation changes in mountainous areas - A detailed study by aerial photo-based remote sensing and spectral radiometry. Licentiatavhandling, Institutionen för naturgeografi och kvartärgeologi, Stockholms universitet, 88 pp.
- Allard, A., 2003. Vegetation changes in mountainous areas: a monitoring methodology based on aerial photographs, high-resolution satellite images, and field investigations. Avhandling nr 27, Institutionen för naturgeografi och kvartärgeologi, Stockholms universitet.
- Allard, A., Ihse, M, och Nordberg, M-L, 1998. Vegetationsförändringar i fjällen - metodstudier i norra fjällen med hjälp av IRF-flygbilder och satellitbilder. Forskningsrapport nr 109, Institutionen för naturgeografi och kvartärgeologi, Stockholms universitet.
- Allard, A., Nilsson, B., Pramborg, K., Ståhl, G. & Sundquist, S. 2007. Instruktion för bildtolkningsarbetet vid Nationell Inventering av Landskapet i Sverige, NILS, år 2004. SLU, Inst. för skoglig resurshushållning, Umeå.
- Ansén, H. & Carles, E. 2006. Exploatering av jordbruksmark vid bebyggelse- och vägutbyggnad 1996/98-2005. SCB/Jordbruksverket, Rapport 2006:31.
- Axelson, H. och Möller, S. G., 1962. Studier av möjligheten att bestämma några skogliga faktorer med hjälp av mätning i flygbilder, Nämnden för skoglig fotogrammetri, Skrift nr 8, 1962.
- EEA, 2007. Halting the loss of biodiversity by 2010: proposal for a first set of indicators to monitor progress in Europe. Technical report No 11/2007.
- Einevoll, O., 1968. Photographic interpretation in the registering of reindeer grazing. Norsk Tidsskrift for Jordskifte og Landmåling, Vol. 60, Nr 1, pp 91-99.
- Eriksson, Jemt A. & Kellner, O. 2007. Regional miljöövervakning i skog i samverkan med övriga skogliga inventeringar. Preliminär rapport 2007-11-01. Länsstyrelsen Dalarna och Länsstyrelsen Gävleborg. (opublicerad)
- ESRI. 1999. ArcView GIS vers. 3.2. Environmental Systems Research Institute, Inc. Redlands, CA, USA.
- ESRI. 2005. ArcGIS vers. 9.1. Environmental Systems Research Institute, Inc. Redlands, CA, USA.
- Esseen, P.-A., Glimskär, A., Moen, J., Söderström, B. & Weibull, A.-C. 2004. Analys av informationsbehov för Nationell Inventering av Landskapet i Sverige (NILS). SLU, Inst. för skoglig resurshushållning och geomatik, Arbetsrapport 132. Umeå.
- Esseen, P-A., Glimskär., A., Ståhl, G. & Sundquist, S. 2007. Fältinstruktion för Nationell Inventering av Landskapet i Sverige, NILS. Inst. för skoglig resurshushållning , SLU, Umeå..

- Glimskär, A., Bergman, K-O., Christensen, P., Cronvall, E., Hedblom, M., Lagerqvist, K., Ringvall, A., Wikberg, J. & Sundquist, S. 2008. Uppföljning av kvalitetsförändringar i ängs- och betesmarker via NILS år 2007. SLU, inst. för skoglig resurshushållning. Umeå.
- Glimskär, A., Ringvall, A. & Wissman, J. 2006. Förslag till regional uppföljning av ängs- och betesmarker via NILS. SLU, inst för skoglig resurshushållning och inst. för ekologi. (opublicerad)
- Gontier, M., Balfors, B. & Mörtberg, U. 2006. Biodiversity in environmental assessment – current practice and tools for prediction. Environmental Impact Assessment Review (i tryck).
- Halldén, A., Liliegren, Y. & Lagerkvist, G. 2000. Biotopkartering – vattendrag. Metodik för kartering av biotoper i och i anslutning till vattendrag. Länsstyrelsen i Jönköpings län, Meddelande 2000:20. Jönköping.
- Holm, S. 2007. Nya styrkeberäkningar för Natura 2000-uppföljning med RIS/NILS. SLU, inst. för skoglig resurshushållning. Umeå. (opublicerad)
- Ihse, M. & Allard, A. 1995. Vegetationsförändringar i renbetesfjäll – metodstudier i södra fjällen med hjälp av IR-färgbilder. Rapport från WWF.
- Ihse, M. & Wastenson, L. 1975. Flygbildstolkning av fjällvegetation - en metodstudie för översiktlig kartering. Statens Naturvårdsverk PM 596.
- Ihse, M. 1993. Flygbildstolkning för landskapsövervakning – med inriktning mot biologisk mångfald. LiM. Naturvårdsverket, Solna.
- Ihse, M. 1978. Flygbildstolkning av vegetation i syd- och mellansvensk terräng - en metodstudie för översiktlig kartering. Statens Naturvårdsverk PM 1083.
- Kalmar Kommun. 1997. Naturvårdsprogram. Beskrivande del.
- Lennartsson, T. 2005. Fragmenterat landskap– en kunskapsmanställning om fragmentering som hot mot biologisk mångfald. Jordbruksverket. rapport 2005:9
- Marissink, M. 2007. Ett rikt växt- och djurliv. Naturvårdsverket PM 2007-12-20.
- Mattisson, A. 2003. Exploatering av stränder. Metodstudie för övervakning av exploateringsgraden. II. Vidareutveckling av indikatormetoden. Länsstyrelsen i Stockholms län, Rapport 2003:18.
- McGarigal, K., Cushman, S.A., Neel, M.C. & Ene E. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html.
- Mörtberg, U. & Ihse, M. 2006. Landskapsekologisk analys av Nationalstadsparken. Underlag till Länsstyrelsens program för Nationalstadsparken.
- Mörtberg, U. & Karlström, A. 2005. Predicting forest grouse distribution taking account of spatial autocorrelation. Journal for Nature Conservation 13: 147-159.
- Myrdal, J. 1997. En agrarhistorisk syntes. I: Larsson, B.M.P., Morell, M. & Myrdal, J. (red.): Agrarhistoria. LTs förlag, Stockholm
- Naturvårdsverket. 2007. Ett rikt växt- och djurliv. Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet. Naturvårdsverket. Rapport 5773.
- Norrtälje Kommun, 2008. Norrtälje Naturvårdsstiftelse, <http://www.naturvardsstiftelse.se/>

- Plunkte, S., Adolfsson, M., Génétay, C., Norman, P., Othzén, Y. & Glimskär, A. 2008. Utveckling av kulturmiljöövervakning via NILS. Länsstyrelsen i Skåne län.
- Ringvall, A. & Christensen, P. 2007: Utvärdering av NILS dimensionering med avseende på styrkan i förändringsskattningar. SLU, inst. för skoglig resurshushållning. Umeå. (opublicerad)
- Skånes, H., Mäki, A-H. och Andersson, A. 2007. Flygbildstolkningsmanual för basinventeringen Natura 2000, version 7.1, Naturvårdsverket.
- Ståhl, G., Gardfjell, H., Glimskär, A., Hagner, Å., Holm, S. & Walheim, M. 2007. Utökad samordning av landskapsövervakning och uppföljning av Natura 2000 – fortsättningsprojekt 2006. Slutrapport. SLU, Inst. för skoglig resurshushållning och geomatik. Arbetsrapport 196. Umeå.
- Söderström, B. & Hedblom, M. 2006. Comparing movement of four butterfly species in experimental grassland strips. *Journal of insect Conservation*, vol 11: 333-342.
- Vävare, S., Sjødahl, M. & Naylor, D. 2005. Odlingslandskap i förändring – En uppföljning av LIM:s referensområden. Naturvårdsverket, Jordbruksverket, Riksantikvarieämbetet. Naturvårdsverkets rapportnr 5420.
- Walheim, M. & Glimskär, A. 2007. Nytt PM om variabelinnehåll i uppföljning av Naturtyper i Natura 2000 på biogeografisk nivå via RIS och NILS. SLU, inst. för skoglig resurshushållning. Umeå. (opublicerad)
- Wallander, J. & Hall Diemer, M. 2007. Ett rikt odlingslandskap – underlag för fördjupad utvärdering 2008. Jordbruksverket. Rapport 2007:15.

