

FÖREKOMST AV TYPISKA ARTER I HÄVDADE NATURA 2000 HABITAT



Hans Alexandersson
Länsstyrelsen Västra Götaland
Natur o fiskeenheten
Vänersborg

Kjell Wallin
Svensk NaturFörvaltning AB
Pl. 5022
Edshult
474 94 Hälleviksstrand

INLEDNING

I Natura 2000 systemet för habitatbevarande finns ett antal egenskaper som definierar varje habitat och som blir föremål för övervakning och uppföljning. Bland dessa egenskaper intar sammansättningen av växter en central position. De växtarter som karakteriserar ett habitat kallas typiska arter. Grundtanken i bevarandet av Natura 2000 systemet är att de definierade habitaterna skall uppvisa gynnsam bevarandestatus, dvs. beslutade Natura 2000 områden får inte ha en minskad förekomst hos de egenskaper som karakteriserar habitaterna eller en minskad areal för habitatet. Naturvårdsverket har då tänkt sig att detta skall utvärderas genom att varje habitat skall uppnå en viss minimiförekomst för de typiska arterna i beslutade Natura 2000 områden. Man tänker sig då en sammanläggning av de olika typiska arternas förekomst till en förekomst och att detta då skall ge ett enkelt förekomstmått som utvärderar om habitatet kan betraktas ha gynnsam bevarandestatus eller ej.

I denna rapport redovisar vi skattade förekomster för ett antal typiska arter i hävdade habitat. Här utgör graden av hävd en karakteristisk egenskap för själva habitaterna. För en utvärdering av detta, med avseende på gynnsamma bevarandestatus, skattas täckningsgraden av buskskiktet som då inte får överstiga en viss slutenhet.

Syftet med arbetet har varit att undersöka

- Förekomsten av ett antal arter som klassificerats som typiska för ingående habitat.
- Undersöka om grupperingen typiska tillsammans kan uppnå en önskad förekomst.
- Pröva användbarheten av ett par metoder för undersökning av buskskiktets slutenhet.
- Tidsåtgången för mätningarna i själva fältmomenten.
- Spatiala fördelningen av typiska arter inom ett Natura 2000 habitat

METOD OCH MATERIAL

Habitat och områden:

Arbetet har genomförts i Natura 2000 områden inom Västra Götalands län där 15 områden undersökts. I dessa områden har vi subjektivt valt ut delområden, där habitaterna har sin mest utmärkande förekomst. Urval har gjorts av tränade botaniker. Våra mätningar och resultat är därför inte representativa för hela habitatet inom utpekade Natura 2000 områden, utan utgör de mest önskvärda tillstånden för habitaterna som vi kan se i denna region. Vi har dock försökt få Natura 2000 områden av olika kvalitet för att på så sätt uppfatta denna skillnad som kan finnas mellan områden av samma habitat.

De Natura 2000 habitat som studerats är

Tabell 1. Översikt över undersökta Natura 2000 habitat och antal studerade områden i de olika habitaterna

Habitat	Habitat kod	Antal områden
Fuktängar med blåttåtel och starr	6410	4
Gräsmarker på kalkhällar	6110	2
Kalkgräsmarker	6210	11
Nordatlantiska fukthedar	4010	2
Nordiskt alvar och prekambrisk kalkhällmarker	6280	4
Salta strandängar	1330	6
Torra hedar	4030	6
Enbuskmarker på torra hedar eller kalkgräsmark	5130	2
Totalt	8	37

Natura 2000 områden som inventerats är: SE0540 109 Öja hed, SE0540 Djupadalen – Dala, SE0540 114 Nolgården-Näs, SE0540 117 Smula ås, SE0540 118 Varholmen, SE0540 123 Skogastorp, SE0540 152 Nya Dala-Stenåsen, SE0540 156 Skogastorps gård, SE0540 063 Kinnekulle, SE0520 043 Nordre älv, SE0520 034 Stigfjorden, SE0520 042 Ramsvikslandet, SE0520 126 Trossö-Kalvö-Lindö, SE0520 144 Galtö-Älgölera, SE0520 150 Tanumskusten Otterön

Inventeringsarbetet vad gäller typiska arter har utförts av Hans Alexandersson, Anders Bertilsson, Anders Bohlin, Karin Bohlin, Kjell Emanuelsson, Kjell Wallin och för buskskicket Bernt Andersson. Vilka vi vill passa på att tacka för ett gediget arbete i fält.

Typiska arter.

De olika habitaterna har undersökts på följande typiska arter

Fuktängar med blåttåtel och starr (10 arter)

Brudsporre	Dactylorrhiza nycklar	Hirs/Slankstarr
Majviva	Ormtunga	Sumpgentiana
Tätört	Vildlin	Ängsgentiana
Ängsstarr		

Gräsmarker på kalkhällar (6 arter)

Vit fetknopp	Grusbräcka	Grusviva
Harmynta	Jordtistel	Vildlin

Kalkgräsmarker (18 arter)

Små/vårfingerört	Backklöver	Brudbröd
Darrgräs	Fjällgröe	Flentimotej
Fältvädd	Harmynta	Jordtistel
Jungfrulin	Lundtrav	Rosettjungfrulin
Rödkämpe	St. Pers nycklar	Solvända
Spåtistel	Trollsmultron	
Vanlig nattviol		

Nordatlantiska fukthedar (6 arter)

Klockgentiana	Borsttåg	Granspira
Jungfru Marie	Myrlilja	Klockjung

Nordiskt alvar och prekambryska kalkhällmarker (6 arter)

Backtimjan	Fjällgröe	Harmynta
Kalknarv	Lundtrav	Spåtistel

Salta strandängar (15 arter)

Revigt saltgräs	Dvärgarun	Höskallra
Kustarun	Ormtunga	Rödsäv
Saltmålla	Saltnarv	Smal kärringtand

Smultronköver	Strandkrypa	Strandmalöt
Strandrödtoppa	Sumpgentiana	Trift

Torra hedar (8 arter)

Backnejlika	Backtimjan	Kattfot
Knägräs	Ljungögontröst	Slåttergubbe
Stagg	Vårtåtel	

Förekomst och Täthet.

Inom varje område ca 1 ha stort har ca 50 provpunkter fördelats systematiskt, dvs. slumpmässigt med avseende på arternas förekomst. På varje provpunkt har vi placerat en kvadratisk ram ($\frac{1}{4} \text{ m}^2$) med ett inre rutnät av 16 kvadratiske rutor. Som primärt mått på en **arts förekomst** har vi använt oss av om arten observerats i den stora rutan eller ej. Ett utbyggt mått på förekomst är **förekomst av typiska arter**, vilket då anger om någon typisk art förekommer i den stora rutan eller ej. I denna presentation har vi huvudsakligen använt oss av detta mått på förekomst. Som **täthetsmått** har vi använt oss av ett ”pseudomått” vilket är antalet smårutor där arten förekommer, dvs. smårutefrekvens. Tätheten i en ruta kan därför bara variera mellan 0 och 16. Detta är inget noggrant mått på täthet, utan en approximation. För enkelhetens skull benämner vi denna pseudotäthet för täthet i den fortsatta texten. Vi har också använt oss av ett utbyggt mått för **total täthet** av typiska arter, vilket då är summan av observationer i smårutor för alla typiska arter. Detta täthetsmått är då mer variabelt och kan variera från 0 till 16 gånger antalet typiska arter för habitatet. Ett ytterligare ”täthetsmått” är **arttäthet** av typiska arter i den stora rutan, dvs. antalet arter som observeras i provytan.

Täckningsgrad av buskskicket

Vi har använt två mätningar för att skatta täckningsgraden av buskskicket

1. Bestämning av antalet buskar i området, vilket har skett med två metoder – Närmaste granne till slumpmässigt vald punkt och antal buskar i en 5-10 meter breda korridorer.
2. Bestämning av den ytan som den genomsnittliga busken täcker av markytan. Detta har gjorts med ”elipsmetoden”.

Genom att multiplicera ihop punkt 1 och punkt 2 kan man få en skattning av den täckande ytan från buskskicket.

Närmsta granne: Principen för mätningen är att placera ut en jämn fördelning av ett antal parallella linjer över området, längs vilket provpunkter fördelas med jämna avstånd. Tanken är då att dessa punkter är slumpmässigt fördelade i förhållande till buskarna som skall mätas. Avståndet till närmsta buske används för att skatta den cirkulära yta på vars perifera linje den närmsta busken står. Härigenom får man en skattning på den genomsnittliga ytan för att finna en (1) buske. Denna yta kan då ställas i

relation till en fast ytas storlek såsom hektar, km² eller något annat enhetsmått. Vi har mätt avståndet från provpunkt till närmsta buske i meter och uttrycker tätheten per ytenhet i ha. Vi får då en skattning av antalet buskar, B , per hektar enligt

$$B = \frac{10000(n-1)}{\pi \sum L^2}$$

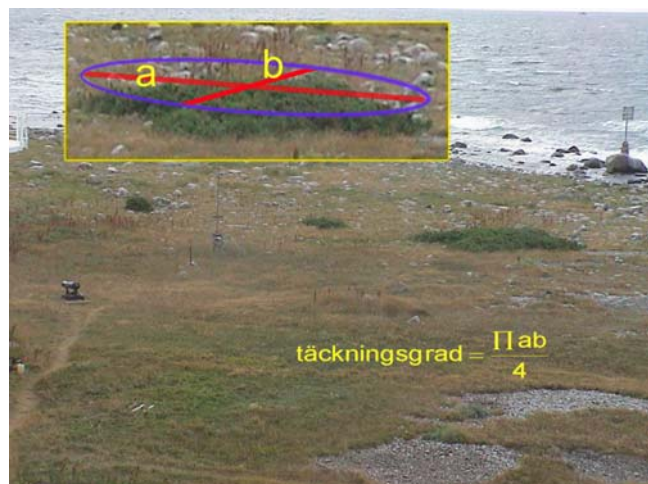
där n är antalet provpunkter, $\pi \approx 3.142$ och $\sum L^2$ är kvadratsumman av de uppmätta avstånden från provpunkten till närmsta buske. Detaljer kring denna metod finns i de flesta kvantitativa ekologiböcker (t.ex. Seber 1982).

Korridormätning: Principen för mätningen är att placera ut en jämn fördelning av ett antal parallella linjer över området. Varje sådan linje är en skattning av antalet buskar per korridor



Figur 1. Två mätmetoder för att uppskattning av antalet buskar inom ett habitat.

- a) Kortaste avstånd mellan slumpmässigt vald punkt på linje och närmaste buskes mittpunkt.
- b) Mätning av antalet buskar i korridorer (observera att i den illustrerade korridoren är antalet buskar noll, då buskens som finns inom korridoren har sin mittpunkt utanför korridoren).



Figur 2. Illustration av hur elipsmetoden skall utföras.

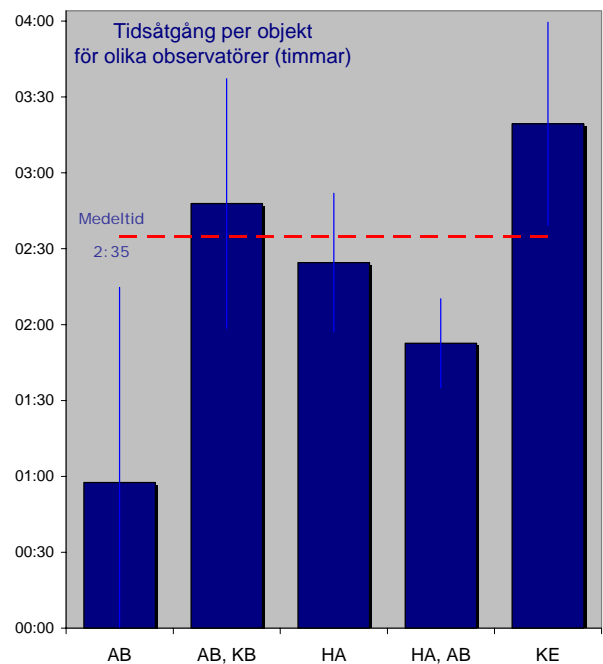
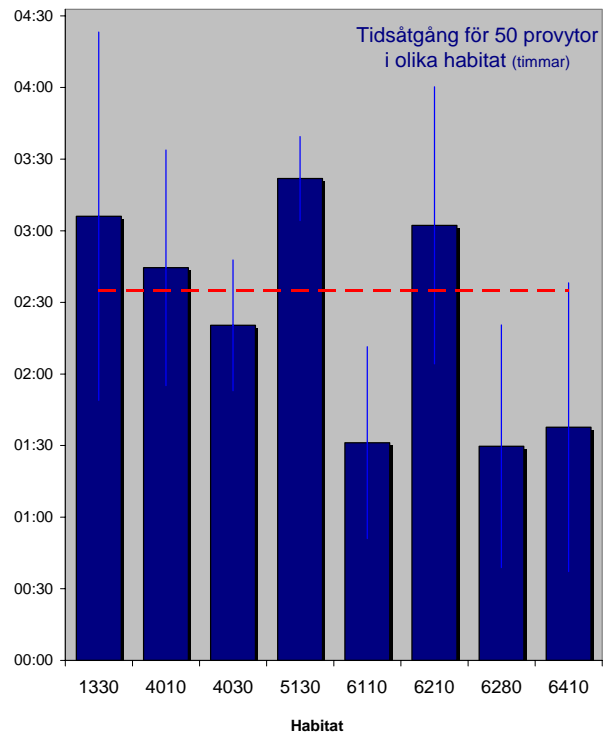
yta. Vi har använt oss av olika bredd på korridor beroende på tätheten av buskar. Är tätheten hög blir det väldigt många buskar att räkna när korridorbredden är stor. Vi har varierat linjebredden mellan 5 och 10 meter. Det är också viktigt att inte ta med alla buskar som observeras i korridoren. Endast de buskar vars **mittpunkt** ligger innanför korridoren får räknas, annars åstadkommer man en överskattning av antalet buskar. Eftersom olika linjer kan vara olika långa har vi ansatt en Horvitz-Thompson skattning. För en vidare beskrivning av denna metod hänvisar vi till ekologisk och statistisk litteratur (t.e.x. Thompson 2002).

Ellipsmetoden: För att kunna skatta de enskilda buskarnas täckningsgrad har vi använt oss av en ellips för att approximera buskarnas utseende när de projiceras mot marken. Detta ger en snabb och bra skattning, dvs. tidssnål, där man bara behöver mäta buskens längsta längd (A) och den längsta bredden (B) vinkelrät mot den längsta längden. Har man dessa två mått kan ytan, T , skattas som

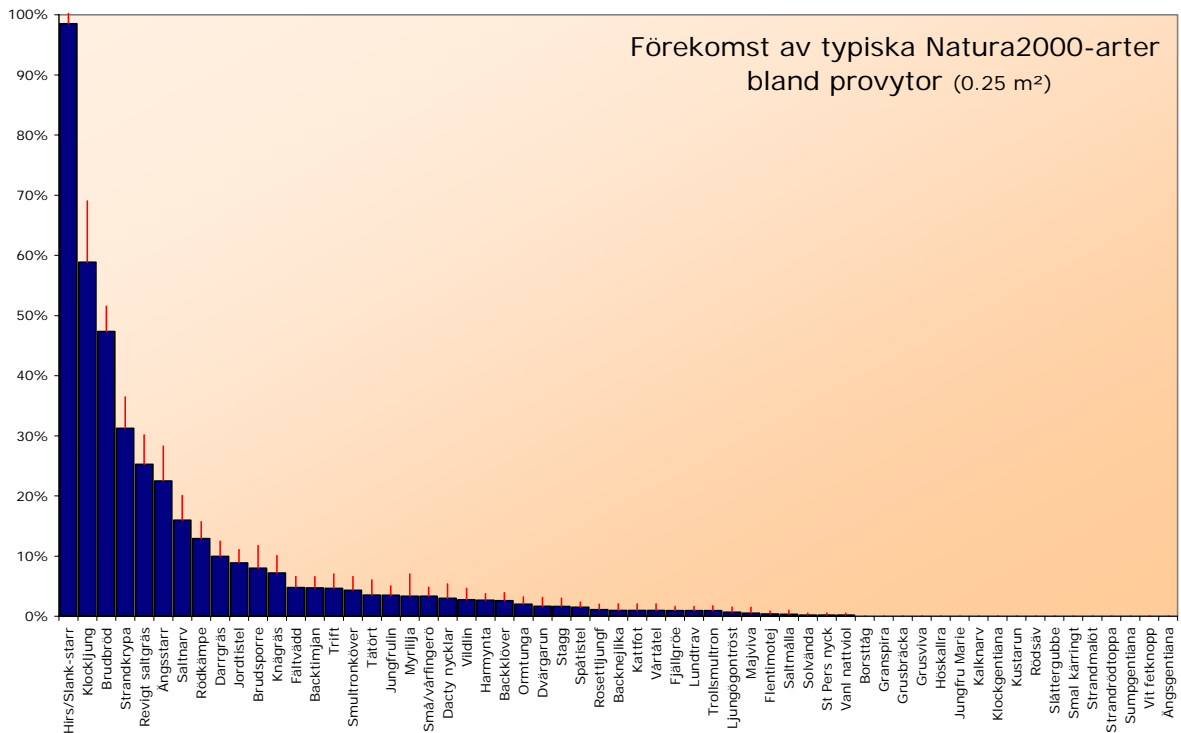
$$T = \frac{\pi A B}{4}.$$

Observera att vi definierat en buske som den struktur som vi kan gå runt och utgör således inte en biologisk enhet utan en praktisk mätenhet.

Tidsåtgång



Figur 3. Tidsåtgång för mätning av typiska arter. Övre figuren beskriver variationen mellan habitaterna, nedre figuren mellan observatörerna. Medel tiden är förstås samma för båda figurerna



Figur 4. Typiska arters fyndfrekvens (%) bland undersökta rutor där dessa representerar habitatet som typisk art. Röda, vertikala linjer anger 95%-igt konfidensintervall.

Tiden för mätningen av arternas förekomst, inklusive pseudotätheten, varierar förstås mellan både observatör och habitat (se figur 3). Figuren indikerar en större variation mellan observatörerna än mellan habitaterna. Vi har dock inte gjort någon mer omfattande analys av detta! I genomsnitt har tidsåtgången varit 2½ timma per ha och område. Här det viktigt att komma ihåg att detta enbart gäller tid för själva mätningarna. För en komplett bedömning måste man ta hänsyn till förberedelsestid, transporter till och från området och färdigställande av insamlad information efter fältarbetets genomförande.

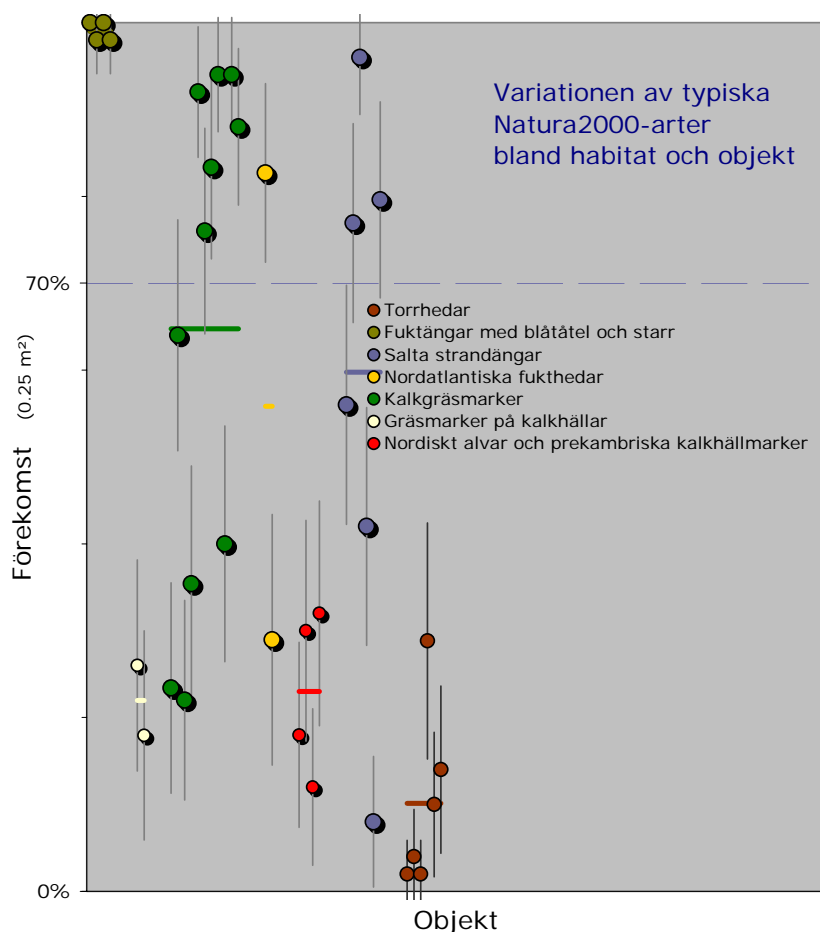
I praktiken kommer arbetat troligen att ta längre tid än den tid vi uppmätt, då vi har mycket duktig personal. I en löpande situation måste fler otränade personer skolas in, vilket kommer att ge en längre genomförandetid, åtminstone i början av säsongen.

RESULTAT

Frekvens av typiska arter

I figur 4 ovan framgår frekvens av enskilda, typiska arter i de habitat de valts ut att karakteriserar. Av 60 utvalda arter har endast 9 arter en frekvens större än 10% och hela 19 arter, nästan 1/3 har inte noterats! Vi vill åter fästa uppmärksamheten på att de delområden som undersökt har valts för att vara karakteristiska för habitaterna, därför kommer frekvenser att sjunka vid en rutinmässig stickprovtagning som rör hela habitaterna för respektive Natura 2000 område. Medelfrekvensen för alla sextio arterna är 7.1%. Detta är en mycket låg frekvens med tanke på de nivåer man diskuterat för typiska arter. Som vi uppfattade denna diskussion,

åtminstone initial, ska den förväntade förekomsterna för de typiska arterna ligga på >70 % för att klassas som gynnsam bevarande status eller gynnsamt bevarandetillstånd. En alternativ lösning på detta problem är att inte betrakta de specifika, typiska arterna utan slå samman dessa arter till en klass – typiska arter. På detta sätt negligeras vilken art som förekommer bara det är en typisk art. I figur 5 presenterar vi resultaten från en sådan lösning för de olika habitaterna och för respektive område. Som framgår av figuren är det



Figur 5. Förekomstfrekvens för gruppen typiska arter redovisade för respektive habitat och objekt. De horisontella, olikfärgade strecken anger medelförekomst för respektive habitat. Vertikala streck anger 95%-iga konfidensintervall och strecka linje anger en tänkt kritisk beslutsgräns för gynnsam bevarandetillstånd.

Tabell 2. Fördelningen av antalet typiska arter i enskilda provvytor separerade på olika habitat.

Habitat	Antal typiska arter i habitatet	Antal typiska arter i provvytorna					
		0	1	2	3	4	5
Fuktängar med blåttåtel och starr	10	2	127	56	15	0	0
Gräsmarker på kalkhällar	6	69	20	0	0	0	0
Kalkgräsmarker	18	190	223	91	31	5	3
Nordatlantiska fukthedar	6	36	52	2	0	0	0
Nordiskt alvar och prekambrisk kalkhällmarker	6	154	38	8	0	0	0
Salta strandängar	15	121	117	55	8	0	0
Torra hedar	8	276	28	5	0	0	0

endast ett habitat som skulle klarar en kritisk gräns för gynnsamt bevarande tillstånd på >70%, men flera enskilda Natura 2000 områden.

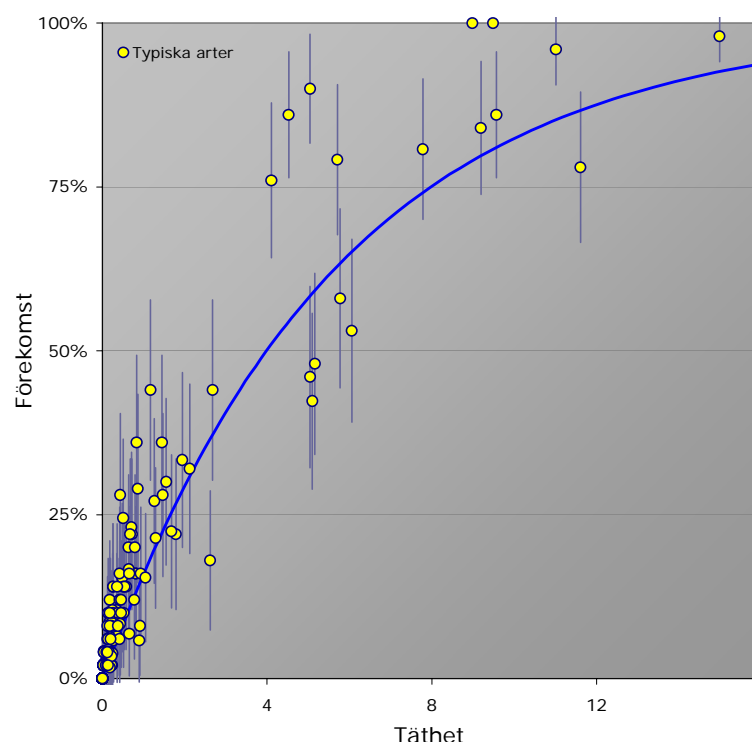
Denna nya klass, typiska arter, har förstås sin egen fördelning av antal arter som förekommer i enskilda provytor. I tabell 2 kan vi se hur denna fördelning av antalet typiska arter ser ut bland provytorna och habitaterna.

Man bör naturligtvis fråga sig om vi gjort ett fel i urval av typiska arter? Vi tror inte att det är fallet. Problemet är istället den höga förekomst som skall finnas för att habitaterna skall bedömas ha gynnsamt bevarandetillstånd. Om målet är att bedöma habitatens tillstånd med hjälp av ett förekomstmått är det istället bra att ligga under ca 50% i frekvens. Vi skall försöka motivera detta i nästa avsnitt.

Ett problem som man bör uppmärksamma när man skall använda klassen typiska arter för utvärdering av gynnsamt bevarande tillstånd är betydelsen av enskilda arter i detta sammanslagna mått. Om vi exempelvis tar bort brudbröd från kalkgräsmarker minskar frekvensen från till 60% till 36%, tag bort hirs/slankstarr från fuktängar med blåtåtel och starr sker en minskning från 99% till 36% eller mest extrem klockkljung för nordatlantiska fukthedar sker en minskning från 60% till 3%. Speciellt i de två sista fallen är det i det närmaste onödigt att ha med andra arter, då deras inflytande på förekomsten av typiska arter är marginell. I dessa tre exempel kommer en utvärdering egentligen att bedöma gynnsamt bevarandetillstånd för dessa vanliga arter och inte habitatet. Detta är ju olyckligt och missvisande, såvida inte dessa arter är liktydigt med habitatet.

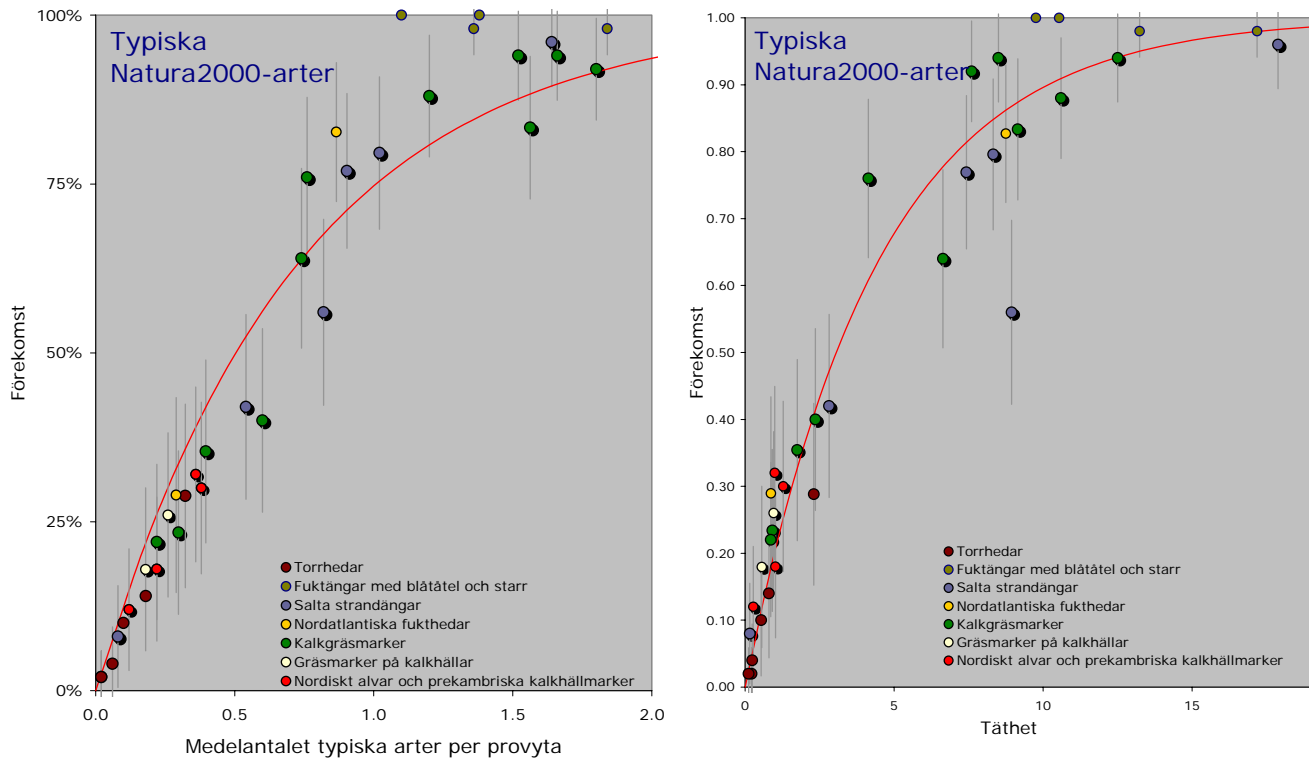
Förhållandet mellan förekomst och täthet

Först skall vi göra en teoretisk motivering för att förstå förhållandet mellan täthet och



Figur 6. Förhållandet mellan förekomst och täthet för samtliga typiska arter. En punkt representerar tätheten/förekomsten för en art på en plats.

förekomst vid en stickprovsmätning. Vi antar att växterna är slumpmässigt fördelade i det området vi lägger ut provvytor. Detta innebär att antalet plantor vi kommer att hitta i provvytorna kommer att kunna beskrivas av en Poisson fördelning. Det värdefulla med denna fördelning är att det blir enkelt att koppla samman täthet med förekomst. Det enklaste sättet att göra detta är att studera sannolikheten att inte hitta någon planta i en provvyta, vilken är $P(\text{ingen planta i provvytan}) = e^{-\text{tätheten per ytenhet}}$ (t.ex. Brownlee, 1967). Eftersom förekomst är det samma som sannolikheten att hitta åtminstone en planta i en provvyta, vilket är det samma som $1 - P(\text{ingen planta i provvytan})$, blir förekomsten i ett område $= 1 - e^{-\text{tätheten per ytenhet}}$. Här kan vi då se att en skattning av förekomsten inte förhåller sig som en rak linje till tätheten. I istället böjer den av vid höga tätheter. Följden blir att när population befinner sig vid de högsta tätheterna, men minskar så kommer detta endast marginellt att kunna observeras genom att mäta förekomsten (se blå linjen i figur 6). Däremot vid lägre tätheter är förhållandet till förekomst nästan en rak linje. Vi drar därför slutsatsen att om man skall använda förekomst för att utvärdera gynnsamt bevarandetillstånd så är det bättre att använda sig av arter som inte är allt för vanliga, eftersom detta underlättar att avslöja en negativ förändring i artens täthet. Hur ser nu detta mönster ut i bland de typiska arter vi använt oss av? I figur 6 kan vi se



Figur 7. Förhållande mellan förekomst och dels medelantalet arter per provvyta (vänstra figuren) och antalet smårutor för typiska arterna, dvs. en forma av pseudotäthet (högra figuren), för respektive habitat och område.

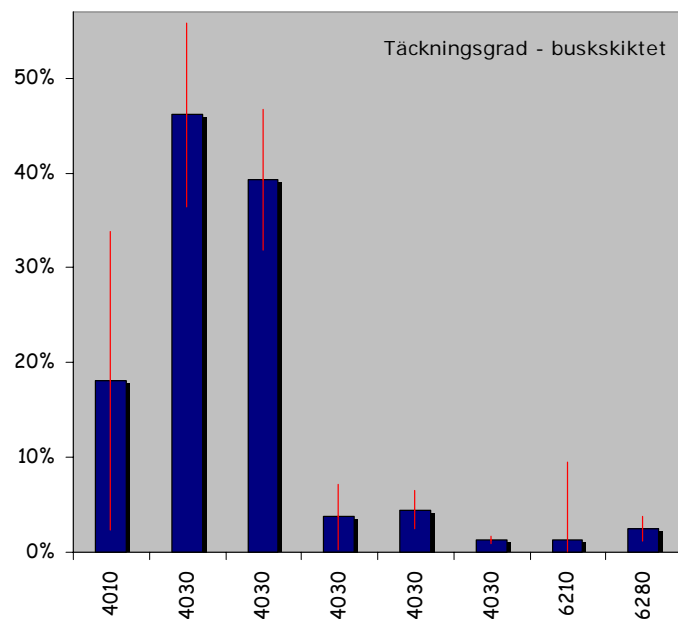
relationen mellan förekomst och täthet för de olika typiska arter vi studerat för varje område och habitat. De kvalitativa slutsatserna stämmer väl med den teoretiska förutsägelsen. Notera speciellt att sambandet mellan förekomst och täthet nästan upphör för arter med hög förekomst. Vi kan också se att antagandet om slumpmässighet inte gäller vissa typiska arter, vilket framgår av de punkter som ligger långt från linjen. Exempelvis avviker smultronklöver med höga tätheter (kring 6) men med en relativt liten förekomst (ca 50%), vilket anger att arten har en mycket klumpad förekomst jämfört med de flesta andra arter (se Figur 6). Motsatsen till smultronklöver är brudbröd med relativt hög förekomst (80-90%) vid samma täthet som smultronklöver (Figur 6). Detta tyder då på att arter är mer jämnt fördelad än vad man kan förvänta sig vid en slumpmässig fördelning

Om vi istället slår samman de enskilda typiska arterna och jämför förekomsten av gruppen typiska arter för de olika Natura 2000 habitaterna och de olika områden med deras täthet, finner vi ett mycket bär samband vilket ligger nära ett sant mönster med antagandet av en slumpmässig fördelning av typiska arter (Figur 7). Observera det nästan linjära sambandet mellan förekomst och täthet för Natura 2000 områden som ligger under en 50%-ig förekomst, jämfört med ett svagt förhållande mellan täthet och förekomst för områden över 70%.

Detta motiverar varför man inte bör använda typiska arter med hög förekomst som beslutskriterium för gynnsamt bevarandetilstånd i Natura 2000 områden.

Buskskiktet

Av de två metoder vi prövade visade sig "korridormetoden" vara den mest praktiska. När man skall kombinera mätning av antal buskar och deras täckning är denna metod bättre än närmsta grannemetoden. Orsaken är speciellt påtaglig i habitat med glesa buskpopulationer, vilket är typiskt för många hävdade habitat. Från en provpunkt blir det ofta relativt långt till närmsta buske, vilken måste besökas för elipsmätningen. Härmed måste man avvika från den linje man arbetar med, något som gör hela



Figur 8. Buskskiktets täckningsgrad för olika habitat och områden.



Kalkgräsmark på Kinnekulles Nyäng,
täckningsgrad 1%



Torr hed på Otterön, täckningsgrad 46%

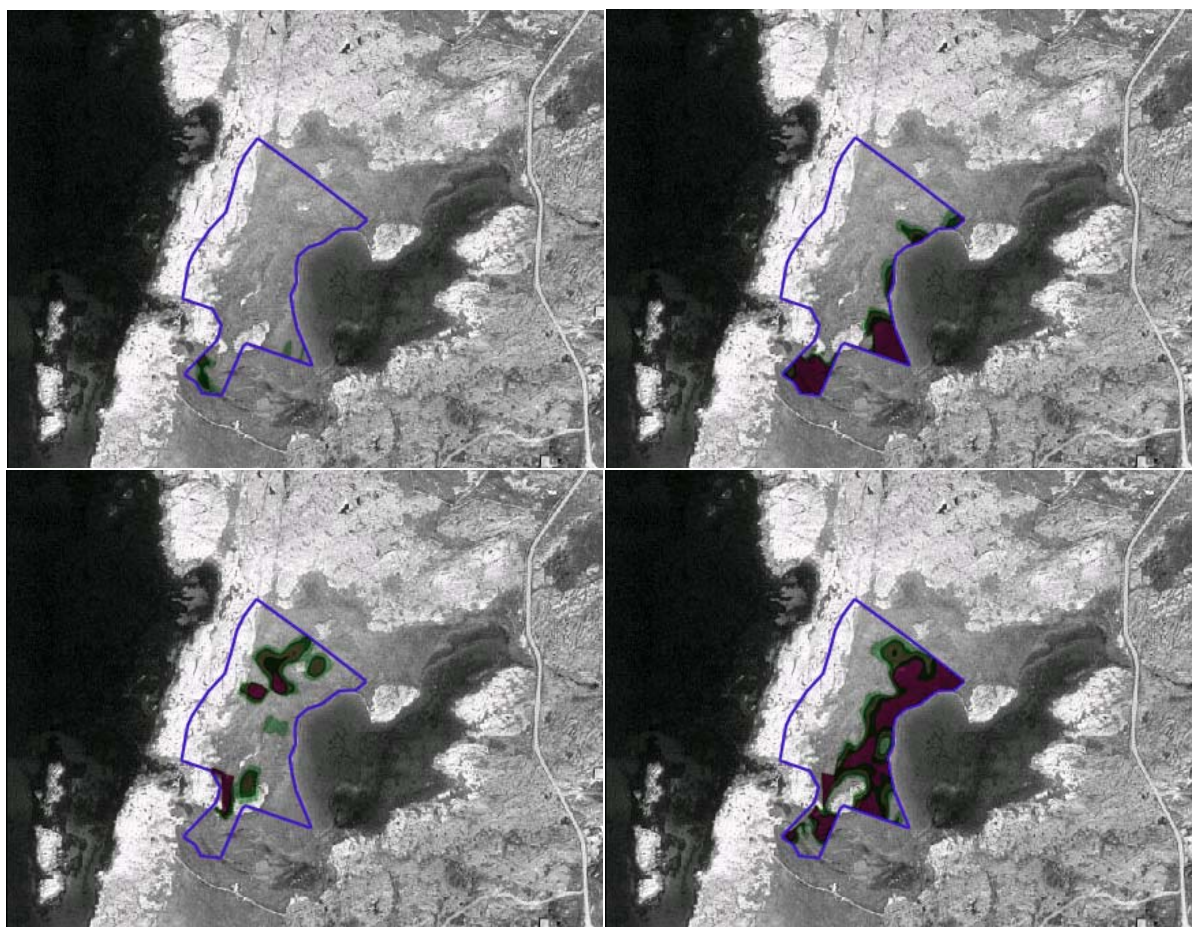
provtagningen svårhanterlig och tidsödande.

Vid täta buskpopulationer fick vi även överge ”korridormetoden” och gå över till traditionell täckningsgrad med hjälp av rutram, vilka las ut på en jämnt fördelad mönster av provpunkter. Täckningsgarden från buskskicket finns redovisat i figur 8. Varje stapel anger en lokal. I figuren framgår det tydligt att det finns stora variationer både mellan och inom de olika habitaten som studerats.

En täckningsgrad på uppåt 50% är en mycket tät vegetation och upplevs som en fullständig förbuskning av ett område. Det är viktigt att få en intuitiv uppfattning av vad dessa mått av täckningsgrad representerar i vår all dagliga uppfattning. Vi illustrerar därför detta med ett par fotografier, ett från Kinnekulle och ett från Otterön,

Habitatets utbredning

De enskilda Natura 2000 områden har en större avgränsning än ett enskilt habitat och innefattar vanligen flera habitat. I direktiven anges att dessa enskilda habitat inte får ha en negativ areell utveckling. Hur skall man då lösa detta problem? Det finns ett par olika alternativ till detta, som förstas kräver välplanerade studier. Hur kan vi känna denna avgränsning och är det nödvändigt att känna den? Det slutgiltiga svaret på detta låter vänta på sig. Vi vill dock påtala att detta problem kan lösas med inte allt för omfattande mätningar och kan kombineras med mätningarna av de typiska arternas förekomst. Ett enklaste alternativ är att studera medelvärde för området, variansen mellan provytor inom området och hur fördelningen av de typiska arterna ser ut bland den mängd provytor som finns att tillgå. En mer explicit uppföljning av de typiska arternas areella förekomst kan ske genom att hålla reda på var provpunkterna finns och att dessa provytor placeras i ett jämnt raster över Natura 2000 området. Vi har gjort en analys av ett sådant exempel på en salt strandäng vid Haby på



Figur 9. Täthetsfördelningen för två typiska arter på den salta strandäng: Saltnarv (A), Smultronklöver (B), Revigt saltgräs (C) och Strandkrypa (D). De två vänstar arterna är båda icke-frekventa och utnyttjar helt skilda delar av strandängen och överlappar inte sina utbredningar. De två högra arterna är relativt frekventa och utnyttjat liknande delar av habitatet.

Sotenäset vid Bohuskusten. Denna illustration ger också en bild av hur man kommer att uppfatta förekomsten av typiska arter beroende på vilka arter som innefattas i detta begrepp. Om vi första tittar på två arter som inte har så stor förekomst: smultronklöver och saltnarv (Figur 9A och 9B). Båda arterna utnyttjar helt skilda delar av strandängen och överlappar inte sina utbredningar. En sådan mikroekologisk egenskap kan vara användbar vid urvalet av ett habitats typiska arter. Deras lokala utbredning illustrerar också skälet varför arter vanligtvis inte har höga förekomster när man mäter inom ett större område, då hela området betecknas som habitatet. Vi har också en typisk art som är både frekvent och med stor utbredning inom habitatet. Denna egenskap kommer att få en avgörande betydelse på hur vi kommer att uppfatta tillståndet för habitatet. För att illustrerar detta har vi gjort en sammantagen bild för alla typiska arter för salt strandäng (Figur 10A). Det intressanta som inträffar när alla arter tas med i analysen, är att utbredningen för åtminstone en av arterna (saltnarv) försvinner nästan

helt när mer frekventare arter kommer med i bilden. Orsaken till detta är att de vanliga arterna är så mycket vanligare så att mindre vanliga arters förekomst kan bli relativt marginella. Tar man bort de frekventare arterna från listan på typiska rater blir bilden mer i överensstämmelse med flertalet typiska arter. Vi noterar också att oavsett om man tar med de mest frekventa arterna eller ej så kommer stora delar av ett habitats område att sakna de typiska arterna.



Figur 10. Den vänstra figuren visar den spatiala täthetsfördelningen för typiska arter på den salta strandängan Haby. Om man tar bort de mest frekventa arterna (höger bild) så som strandkrypa och Revigt saltgräs blir bilden mycket annorlunda (vänstra bilden). När de vanligare arterna tas med blir förekomsten av de typiska arterna därför nästan liktydigt med dessa vanligare arter och betydelsen av övriga arter blir försumbar.

SAMMANFATTNING

- Förekomsten och tätheten för 59 arter som valds ut som typiska för sju olika Natura 2000 habitat.
- Av de utvalda arter observerades aldrig 29% i sina karatärshabitat.
- Få habitat och områden når den besluts gräns som inledningsvis angivits för gynnsamt bevarande tillstånd, detta trots att vi valt de mest karakteristiska delarna av utvalda områden.
- Busksskiktets täckningsgrad har skattats för tre Natura 2000 habitat.
- Tidsåtgången för själva fältmätningarna har mätts upp och variationen mellan habitat och observatörer presteras.
- Vi visar både teoretiskt och empiriskt på en icke-linjära relationen mellan arters förekomst och täthet. Formen på denna relation gör det mindre lämpligt att använda för frekventa arter vid förekomst mätningar om syftet är att upptäcka förändringar i Natura 2000 habitat.
- Vi anger ett par metoder för att bedöma den spatiala täthetsfördelningen av Natura 2000 habitat. Vi ser även I detta sammanhang att val av typiska arter kommer att kraftigt avgöra vår uppfattning av habitatens tillstånd.

REFERENSER

Brownlee, K.A. 1967. Statistical theory and methodology in Science and engineering. John Wiley & Sons. New York.

Seber, G.A.F. 1982. Estimation of animal abundance and related parameters. Charles Griffin & Co LTD.

Thompson, S.K. 2002. Sampling. John Wiley & Sons.