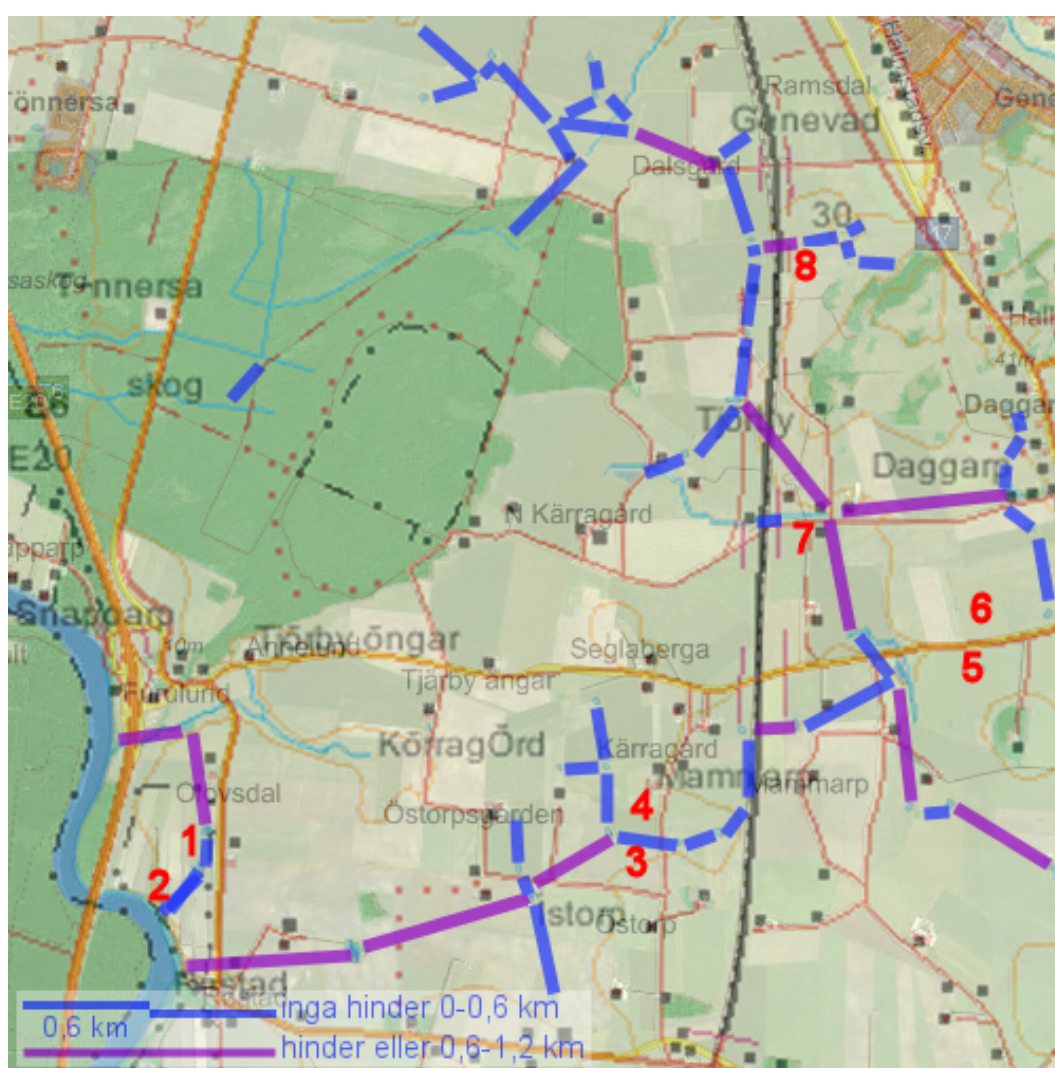


Analys av biotopfragmentering i jordbrukslandskapet

Kan vi skapa en linjär infrastruktur för akvatiska miljöer?

Peter Feuerbach, John Strand, Hushållningssällskapet Halland.



Rapporten är del av Jordbruksverkets FoU-program för 2009/2010 inom Ökad biologisk mångfald.

Innehåll

Sammanfattning.....	3
<i>Inledning – Problembeskrivning</i>	5
Varför är spridningsekologi viktigt?	5
Spridningsekologi och praktisk naturvård.....	6
Metoder för att identifiera och kvantifiera fragmentering av landskapet	7
<i>Identifiering med kartor</i>	7
Allmänt tillgängligt material.....	7
Metodval för att visa fragmentering och konnektivitet	8
Maximala spridningsavstånd.....	9
Konnektivetsinventering på kartan och i fält – grafisk presentation	11
Överensstämmelse mellan karta och fält i Halland	13
Större scenario visat med ett exempel från Kävlinge	15
Några bilder från fältinventeringarna	16
<i>Övriga GIS-data - ej allmänt tillgängligt material.....</i>	17
Tolkning av resultaten och diskussion	20
<i>Konnektivitetens kvalitet – linjära landskapselement.....</i>	23
<i>Mångfaldens vägkarta.</i>	27
<i>Nästa års projektplan (2010)</i>	28
Referenser:.....	29

Sammanfattning

Projektet har som syfte att utarbeta en enkel, tids – och kostnadseffektiv metod för att få fram en visuellt tydlig bild över jordbrukslandskapets fragmentering avseende olika arter och områden. Metoden skulle vidare vara enkel att skala upp eller ner geografiskt med bibehållen upplösning.

Fragmenteringen av landskapet gör att åtgärder för att höja den biologiska mångfalden genom återskapande av habitat kan bli verkningslös, om inte hänsyn tas till spridningsekologiska faktorer. Landskapets konnektivitet, d.v.s. ”habitatsens sammankoppling”, är en av de viktigaste aspekter i detta hänseende.

Vi har utarbetat och testat en metod baserad på en kombination av fältinventeringar och kartanalys av dels offentliga digitala kartmaterial, och dels databaser och GIS-skikt hos Länsstyrelsen. Syftet har varit att utröna hur pass väl relevant data kan tas fram från offentliga media (Artportalen, Google Earth, enkla bildhanteringsprogram etc.) utan att behöva lägga resurser på kostsam mjukvara. Vi har också kompletterat analysen med, och utvärderat mervärdet av, data från det relativt omfattande GIS-material som finns på Länsstyrelsen.

Utgångspunkten rent geografiskt avseende skalan har varit Artportalens och den ekonomiska kartans 5 x 5 km-rutor, som vid behov kan kopplas ihop, om större områden ska undersökas. Detta gör att metoden fungerar enkelt i olika geografiska skalor och rutorna blir geografiska byggstenar. Som testorganism har vi använt oss av större vattensalamander (och som en konsekvens av detta akvatiska habitat), och via litteraturstudier tagit fram olika avstånd för spridning respektive isolering i tre nivåer. Grafiskt valde vi att synliggöra avståndsgränser som är 600 m och 1200 m mellan befintliga våtmarkshabitat. De tre nivåerna är:

- A. (trolig konnektivitet) Upp till 600 m avstånd mellan habitat används blåa linjer, om det inte finns uppenbara hinder i form av t.ex. järnväg, hårt trafikerade vägar eller uppenbart hindrande terräng etc. Inom detta avstånd antar vi att den större vattensalamandern har en god chans att sprida sig till nästa grannhabitat.
- B. (möjlig konnektivitet) Vid antingen förekomst av uppenbara spridningshinder, eller avstånd större än 600 m men mindre än 1200 m, har spridningsmöjligheter bedömts osannolika men möjliga. Möjligheten ökar vid gynnsamma förutsättningar eller vid särskilda åtgärder (anläggande av faunapassager tex). Detta avståndsintervall är markerat med en lila linje. Det är längs med de lila linjerna vi tror man bör sätta in spridningssäkrande åtgärder eller komplettera landskapet med nya habitat.
- C. (isolering) Avstånd > 1200 m har bedömts ligga utanför normal spridningsradie för arten. De kan anses vara isolerade habitat. Även isolerade habitat går givetvis att sammankoppla med andra habitat men då krävs oftast multipla åtgärder.

Fältinventeringarna visade på god överensstämmelse mellan data framtagen utifrån offentligt kartmaterial och verkliga förhållanden i fält. Viss komplettering via fältstudier krävs dock i de flesta fall.

Metoden är ytterst flexibel och de ingående parametrarna (art, habitat, avstånd) kan givetvis ändras mycket enkelt, beroende på syfte och frågeställning.

På många håll har t.ex. kommuner fått upp ögonen för betydelsen av riktigt små våtmarksbiotoper och det görs satsningar på grodvatten av olika slag. Om man kan placera dessa vatten i ett större landskapsekologisk perspektiv borde de långsiktiga resultaten lätt kunna förbättras. Detta görs redan på några platser, t ex i Skåne. Med en enkel metod för framtagande av artspecifik fragmenteringsgrad kan konceptet spridas och finnas med vid beslut om våtmarksanläggningar på t.ex. länsstyrelsenivå. Ett annat användningsområde är vid detaljplaneläggning samt projektering av infrastrukturobjekt där konnektivitetinventeringar kan ge information om berörda habitats betydelse i ett större landskapsperspektiv. Inte minst när lämpliga platser för s.k. ersättningsbiotoper diskuteras, bör konnektiviteten för dessa beaktas.

Det är viktigt att beakta sambanden mellan fragmentering och konnektivitet. Antalet habitat och avståndet dem emellan är inte de enda faktorerna som definierar landskapets konnektivitet. Stor betydelse har också eventuella hinder eller kvaliteten på spridningsvägarna. Andelen odlad åker som försvårar spridningen för många arter har ökat kraftigt mycket på bekostnad av de ekologiskt mer värdefulla ängs- och betesmarkerna. Storleken på åkerskiften har ökat samtidigt som traktorvägar, åkerrenar, öppna diken och stenmurar har tagits bort. Av dessa linjära landskapselement är framför allt 2 typer av högsta intresse för landskapets konnektivitet idag: öppna diken och stenmurar. Deras påverkan på arters spridning är vetenskapligt mycket dåligt undersökt, men det är rimligt att anta att de spelar en stor roll för många arter.

Öppna diken och stenmurar skulle kunna redovisas i kartmaterial som en "Mångfaldens vägkarta" som knyter samman "städerna" (d.v.s. reproduktionshabitaten). Det vore mycket önskvärt att få en heltäckande bild över hur dessa landskapselement är fördelade i landskapet. Det skulle underlätta för planering av t ex våtmarksanläggning på landskapsnivå, till platser som ligger längs med sådana "mångfalds-vägar". En kartöversikt kan också visa på avsnitt som innehåller avbrott i linjeelementen, lämpliga ställen för förbättringar eller skapande av ersättningsbiotoper som kompenserar bortfall av habitat vid t ex vägbyggen.

Inledning – Problembeskrivning

Varför är spridningsekologi viktigt?

I en garanterat stabil miljö skulle en population teoretiskt sett kunna överleva utan spridningsförmåga. Dock har i princip alla organismer en spridningsdrift. En arts överlevnad styrs till stor del av möjlighet till spridning. I evolutionsbiologiska termer säger man att spridning är en evolutionärt stabil strategi. Varje enskild individ i en population som utvecklar spridningsförmågan kommer att lyckas ta platser från icke spridande individer. Därför är det ur föräldrarnas synvinkel bra om någon avkomma flyttar och några stannar kvar. Ungefär som när äldste sonen stannar hemma och tar över gården och de övriga i barnskaran får försörja sig på annat sätt. Om någon av dem gifter sig till en gård har familjens inkomst i ett slag fördubblats!

De evolutionära fördelarna med spridning är flera: Förmåga att lämna en försämrad miljö, undvika eller minska inom- och mellanartskonkurrens samt etablering på nya lämpliga habitat. En viktig positiv effekt av spridning är också att det minskar risken för inavel och ökar genflödet mellan populationer (Marsh and Trenham 2001). Den genetiska variationen i en population används ofta som ett mått på hur isolerad populationen är, det vill säga ett indirekt mått på spridningsförmågan hos individerna i populationen (Van Rossum m.fl.2004).

Givetvis finns det risker med spridning också, åtminstone ur individens perspektiv. Det kostar energi, det finns avsevärd risk att individen aldrig hittar ett lämpligt habitat, predationsrisken ökar, m.m.

Frågor kring spridningsekologi och artbevarande hänger starkt samman med fragmenteringen av landskapet (biotopisolering) och med konnektiviteten i landskapet (förbindelser mellan biotoper). Se Jordbruksverkets rapport (2005:9) för en aktuell litteraturgenomgång och sammanställning av ämnesområdet fragmentering.

Den praktiska tillämpningen av spridningsekologisk forskning är direkt och uppenbar i många fall. Dagens jordbrukslandskap fungerar för många organismer i princip som en öken med oaser placerade med mer eller mindre ojämna mellanrum. Dessa oaser kan till exempel bestå av skogsdungar, stenrösen eller våtmarker. Olika arter har dessa habitat som sin hemvist och fortplantar sig endast i dessa specifika miljöer. Spridningen mellan lämpliga habitat har försvårats avsevärt eftersom dessa blivit allt mer fragmenterade. Exempelvis beräknas ca 90 % av våtmarksmiljöerna har försvunnit i jordbrukslandskapet de senaste 150 åren. Kvar finns små resthabitat där flora och fauna kan fortleva.

Spridningsmöjligheterna har därmed försämrats för en mängd våtmarksarter, dels genom att lämpliga habitat blivit färre och mindre (Beebee 1997), och dels genom att avstånden mellan dessa ökat samtidigt som områdena som ligger mellan habitaterna blivit allt mer ogästvänliga (intensivodlade åkrar, bilvägar, samhällen) (Fahrig m.fl. 1995, Semlitsch and Bodie 1998).

Spridningsekologi och praktisk naturvård

I dagens naturvård satsas en hel del pengar och energi på att försöka återskapa en del av de förlorade habitaten i jordbrukslandskapet. Vad gäller våtmarker finns till exempel flera olika projekt där markägare kan söka medel för att återskapa eller nyanlägga våtmarker. Det forskas även relativt mycket kring hur dessa våtmarker ska placeras och utformas för att göra störst nytta framför allt för näringsomsättningen men även för att gynna den biologiska mångfalden.

Dock saknas det i princip större satsningar, både forskningsmässigt och tillämpat, på att öka kunskapen kring spridningsbiologin hos organismerna, kunskapssammanställningar avseende fragmentering av landskapet eller utföra åtgärder för att underlätta spridning (Marsh and Trenham 2001). Studier har visat att till exempel vägar utgör avsevärda hinder för amfibiers spridning (Fahrig m.fl. 1995). Enstaka åtgärder har gjorts för att möjliggöra spridning av grodor och paddor under större vägar, framför allt mellan övervintringshabitaten och lekplatserna. Enstaka studier har undersökt hur olika typer av habitategenskaper i potentiella spridningskorridorer påverkar spridningshastigheten (Tramontano 1998).

Fortfarande återstår mycket arbete för att få ens rudimentär kunskap om hur man kan underlätta spridning mellan t.ex. leklokaler och därmed på sikt bibehålla livskraftiga populationer i en region. Några studier har gjorts angående fragmentering och graden av isolering av våtmarker samt deras konnektivitet, vilket har betydelse för diversiteten i våtmarkerna och för fuktbiotoperna i allmänhet på landskapsnivå (e.g. Zedler 2000).

Spridningen mellan habitat i odlingslandskapet är till stor del ett vitt område på kartan och om vi ska kunna ha ett rationellt jordbruk samtidigt som vi har en rik biologisk mångfald i odlingslandskapet måste vi få fram ny kunskap om hur olika hotade djurgrupper sprider sig och vilka åtgärder som kan göras för att förbättra förutsättningarna för spridning och därmed arternas överlevnad.

I detta sammanhang är kunskap om graden av fragmentering av olika biotoper helt avgörande (Debinski m.fl. 2000). Även i den Nationella strategin för miljömålet Myllrande våtmarker tas fragmenteringen upp som ett allvarligt problem att lösa för att kunna uppnå miljömålet.

Metoder för att identifiera och kvantifiera fragmentering av landskapet

På senare år har olika varianter av fjärranalys (remote sensing) börjat användas för att undersöka fragmentering av olika biotoper i olika landskapstyper. För några år sedan kom ett specialnummer av *Agriculture, Ecosystems & Environment* som fokuserade på just fjärranalys av olika landskapstyper runt om i världen (Munroe m.fl. 2004), där slutsatserna är att det är en rimlig och kostnadseffektiv metod, som dock i vissa fall kräver kompletterande fältarbete. En realistisk metod för att få kunskap om habitatfragmentering är också viktig för samhällsplanering där ökad kunskap om effekter av olika exploateringsföretag kan leda till att vi får en mer "optimal" fragmentering, med hänsyn tagen till ekologi och samhällsplanering (Barret och Peles 2002).

Att hitta akvatiska habitat genom flygbildstolkning är en metod vi har använt oss av med framgång i andra projekt. Fjärranalys har också använts i Sverige och i andra delar av världen det senaste decenniet (e.g. Naugle m.fl. 2001, Glimskär m.fl. 2005, Zao m.fl. 2008). De biotoper som det är störst risk att man förbiser är enligt vår erfarenhet mycket smala öppna diken samt temporära våtmarker som t.ex. översilningsområden, där det krävs lite erfarenhet av bildanalys. Kompletterande fältbesök är förmodligen nödvändigt för att vara rimligt säkert på att inte missa viktiga biotoper i vissa delområden. Dessutom är historiska kartöverlägg en viktig informationskälla för att öka träffsäkerheten.

Identifiering med kartor

Allmänt tillgängligt material

Dagens geografiska informationssystem (i.e. GIS) har blivit ett viktigt verktyg inom naturvården. Då man allt mer insett vikten av att kunna bevara och skydda naturen på landskapsnivå är det ovärderligt att ha tillgång till en översiktsbild av överlappande ekologiska landskap och olika naturtypers placering och storlek, samt hur ofta de förekommer i landskapet man studerar. Modern kartantering (GIS) med information i olika skikt ger oss möjligheter att hitta och upptäcka fler detaljer än olika kartor var och en för sig. Idag finns via internet ett stort utbud av gratis kartmaterial. I framtiden kommer de online-baserade kartjänsterna sannolikt att utvecklas och förbättras ytterligare. Exempel på kartjänster vi har undersökt är google earth, eniro.se, hitta.se och artportalens svenska atlasrutnät.

Givetvis finns annat kartmaterial tillgängligt för t.ex. Länsstyrelser och andra myndigheter, där kartsikt som till exempel historiska kartöverlägg kan vara nog så viktigt i arbetet. Dock var ett av syftet med denna undersökning att ta fram en metod som baseras på för allmänheten tillgängliga och allmänna kartdata. Därför har vi till att börja med, utgått från kartmaterial som är allmänt tillgängligt.

Som storleksmodul har vi valt storleken 5 x 5 km . Därmed följer indelningen Artdatabankens arbete med Artportalen, där hela landet är indelat i 5 x 5 km rutnät som bygger på gamla Ekonomiska kartan enligt RT90. Varje ruta är alltså ett kartblad enligt gamla Ekonomiska/Gula kartan, och 25 av dessa rutor utgör ett kartblad enligt gamla Topografiska/Gröna kartan. Eftersom detta system används i Artportalen ger det mervinster och synergieffekter om fragmenteringsarbetet också följer samma geografiska uppdelning. Just när det gäller akvatiska miljöer kan observationsdata från Artportalen avseende olika organismgrupper användas för att kontrollera att små habitat inte missas till exempel. Även för andra typer av habitat är det sannolikt en god strategi att utnyttja artportalens indelning. Vid behov av större områden kan multiplara av rutor användas, men själva rutstorleken är även spridningsekologiskt en lämplig skala.

Idén är att det i framtiden kan finnas logistiska fördelar med habitatsinventeringar, t ex för akvatiska habitat, när kartan enkelt kan läggas ihop med kartsnitt från liknande inventeringar, t ex artobservationer eller geografisk information.

I vår datatekniska jämförelse fann vi att Googlekartan är ohanterbar vad gäller förstöringsgrad och störningar i form av automatisk tilläggsinformation i programmets visningmenyer. Enirokartan är lätt att hantera, men den var för våra utvalda rutor omöjlig att få att täcka exakt med andra kartor.

Däremot fungerade satellitbilderna och vägmapparna från Hitta.se mycket bra. Det var lätt att skapa kartöverlägg ovanpå artportalens atlasrutor . Rent praktiskt ändrar man storleken på atlskartan till 500*500 pixlar och klistrar in den på ett nytt lager i ett bildhanteringsprogram ovanpå "hitta-kartorna" för satellit och kartblad, när de är i visningsläget med 1 km per hundra pixlar.

Därmed har vi haft 3 olika kartor som utgångspunkt, för att hitta en visuell redovisningsmetod för kart- och fältanalys:

1. Artportalens atlasrutor
2. Hitta-vägmapparna
3. Hitta-satellitkartan

Dessa tre kartor har använts för att identifiera fragmentering i landskapet , samt även använts som fältkartor vid fältarbetet.

Metodval för att visa fragmentering och konnektivitet

Det har visat sig att det i litteraturen är mycket svårt att hitta generella kriterier som kan beskriva ett landskaps konnektivitet för våtmarksarter. Därvid är det huvudsakligen två komponenter som avgör spridningsekologin, nämligen vilken specifik våtmarksart det handlar om och spridningsvägarnas beskaffenhet. Vi har valt att välja ut groddjuren som kanske är den viktigaste gruppen av arter som idag har spridningstekniska problem i vårt landskap. Det kan tänkas att det t ex bland insekter kan finnas arter som skulle kunna

passa som indikatorarter. Bland groddjuren är det de olika svenska grodorna och våra två salamanderarter som är av intresse. För dessa arter finns lite uppgifter om spridningsförmågan, se tabell nedan. Uppgifterna är mycket varierande, ofta angett som maximala avstånd och utan hänsyn till på spridningsvägarnas (underlagens) beskaffenhet. Något självklart användbart gränsmått eller genomsnittsmått är alltså inte framtagen, varken för hela gruppen groddjur, eller för de enskilda arterna.

Maximala spridningsavstånd

Art	Sträcka, m	Method	Referens
St. vattensalamander	1000	-	Halley m fl 1996
	280	A	Stensjö, pers. medd.
	100	U	Stensjö, pers.medd.
Klockgroda	1700	U	Briggs 1995
	300	A	Briggs 1995
Lökgroda	500	R,S	Munk Nielsen & Dige 1995
Vanlig padda	3000	-	Ref i Sinsch 1990
	1600	A, S	Sinsch 1988a
	600	A	Reading m fl
	480	U, S	Oldham 1985
Stinkpadda	2100	A	Sinsch 1988b
Grönfläckig padda	810	R	Rich 1995
Lövgroda	12600	A	Stumpel & Hanekamp 1986
	1600	A	Edenhamn, opubl mat.
Gölgroda	1020	U	Sjögren 1988

Tabell: Data från: "Exempel på maximala spridningsavstånd från studier av groddjur förekommande i Sverige" i rapport 4964, Naturvårdsverket förlag, Per Edenhamn m fl, 1999. (A=adulta , U=ungar , R= radiosändare, S=avstånd damm-sommarhabitat).

Spridningsmöjligheterna har försämrats för en mängd våtmarksarter, dels genom att lämpliga habitat blivit färre och mindre (Beebee 1997), och dels genom att avstånden mellan dessa ökat samtidigt som områdena som ligger mellan habitaterna blivit allt mer ogästvänliga (intensivodlade åkrar, vägar, samhällen) (Fahrig m.fl. 1995, Semlitsch and Bodie 1998).

Ett mått som är användbart för att visualisera våtmarkskonnektivitet baseras därför förslagsvis på två komponenter vilket är avstånd och grad av "hinder". Det senare tar således hänsyn till spridningsvägens beskaffenhet. Ett ytterligare krav på en användbar grafik är att den skall vara både enkel att rita (bestämma) och enkel att läsa (tolka). Målet var att hitta en enkel tillämpning av ett grafiskt system, som kan ge intressenter/avnämare en grov orientering över fördelningen av befintliga våtmarkshabitat i landskapet.

Som en någorlunda genomsnittlig art att utgå ifrån valde vi den större vattensalamandern som är bra representerad över södra halvan av Sverige men samtidigt är en känslig art som på sina håll blivit sällsynt. I exemplen från tabellen ovan varierar den större vattensalamanders räckvidd mellan 100 och 1000 meter.

Grafiskt valde vi att synliggöra avståndsgränser som är 600 m och 1200 m mellan befintliga våtmarkshabitat, samt att synliggöra uppenbara spridningshinder. Dessa avstånd är en kompromiss som vi tror kan fungera i verkligheten.

Vi kallar vår metod för konnektivetsinventering. Det skall poängteras att vi här enbart använder två av tre viktiga variabler. Förutom avstånd och uppenbara fysiska hinder är den tredje variabeln spridningsvägens kvalitet, som behandlas i slutet av rapporten.

Konnektivetsinventering på kartan och i fält – grafisk presentation

Utifrån de ovan beskrivna förutsättningarna avseende organism/habitat gjordes en uppdelning i tre nivåer av konnektivitet. Dessa tre nivåer representeras grafiskt på kartöverlägg för snabb och tydlig översikt över fragmenteringen av det aktuella habitatet och arten i landskapet. Sträckan mellan lämpliga habitat markerades med linjer av olika färg beroende på grad av konnektivitet (se nedan).

A. (trolig konnektivitet) Upp till 600 m avstånd mellan habitat används blåa linjer, om det inte finns uppenbara hinder i form av t.ex. järnväg, hårt trafikerade vägar eller uppenbart hindrande terräng etc. Inom detta avstånd antar vi att den större vattensalamandern och de flesta groddjuren har en god chans att sprida sig till nästa grannhabitat. Givetvis har förutom avståndet även andra faktorer betydelse, t. ex. markbeskaffenhet och dess fuktighet samt den platsens aktuella växtlighet.

B. (möjlig konnektivitet) Vid antingen förekomst av uppenbara spridningshinder, eller avstånd större än 600 m men mindre än 1200 m, har spridningsmöjligheter bedömts osannolika men möjliga. Möjligheten ökar vid gynnsamma förutsättningar eller vid särskilda åtgärder (anläggande av faunapassager tex). Detta avståndsintervall är markerat med en lila linje. Det är längs med de lila linjerna vi tror man bör sätta in spridningssäkrande åtgärder eller komplettera landskapet med nya våtmarker.

C. (isolering) Avstånd > 1200 m har bedömts ligga utanför normal spridningsradie. De kan anses vara isolerade habitat. Även isolerade habitat går givetvis att sammankoppla med andra habitat men då krävs oftast multipla åtgärder.

En svårighet var att bedöma om rinnande vattendrag är ett spridninghinder (kan inte korsas) eller om de kan innehålla lugna partier eller översvämning - och fuktområden utmed stränderna som bör anses vara möjliga habitat eller särskilt effektiva spridningsvägar. I våra exempel har vi tills vidare klassat alla vattendrag som ett långdraget möjligt habitat och därför anslutit våra konnektivetssträckor till dessa.

Upplägget för vår grafiska redovisning är därmed mycket enkelt att upprepa eller läsa för andra intressenter, även om de inte har speciella förkunskaper i biotopfrågor eller karttolkning. Det är också mycket enkelt att variera de kritiska avstånden i de olika grupperna, vid applicerandet av metoden på andra habitat och/eller andra organismgrupper.

För att kontrollera hur metodiken fungerar rent praktisk har 7 atlasrutor valts ut och markerats enligt metoden. Tre av dessa befinner sig i närheten av Halmstad och har för att få en indikation om träffsäkerheten även inventerats noggrant i fält. För att se om vårt system fungerar även för andra geografiska områden har vi tagit fram dubbla atlasrutor på en utvald plats i respektive Skåne och Närke.

I figur 1 visas skillnader i information avseende landskapselement mellan de tre olika kartorna som använts (1a-1c). Dessutom visas också de tre kartorna sammanslagna till ett lager samt med konnektivitetsoverlägg (1d). Kartorna 1a-1c användes vid kartanalyserna samt vid det senare inventeringsarbetet i fält samt, medan karta 1d används vid redovisning och analys av resultat (fragmentering av landskapet).



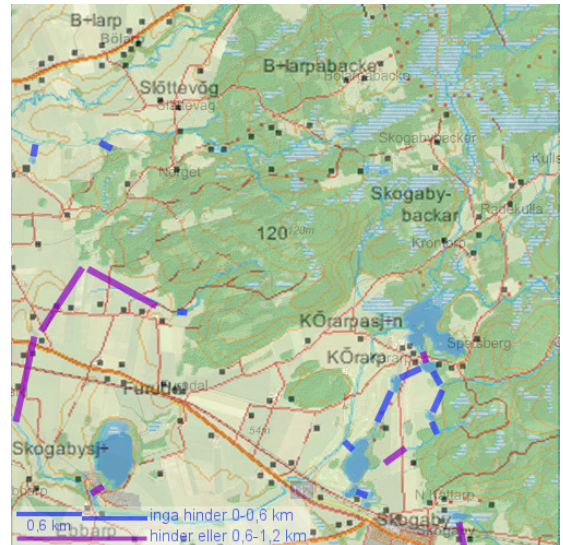
A. Atlasinventeringskarta Artportalen.



B. Hitta.se vägmappa.



C. Hitta.se satellitkarta.



D. Alla 3 lager + konnektivitetsoverlägg. De akvatiska habitat ligger vid ändarna av konnektivitetlinjerna.

Figur 1. Kartöverlägg Skogaby - 04c4h. Illustration av hur de tre olika kartorna sammanfogas till en, där slutligen konnektivitetsoverlägget läggs ovanpå.

Överensstämmelse mellan karta och fält i Halland

Hur bra överensstämmer resultaten från våra kartinventeringar med verkligheten?

A. Genevad. Samtliga på kartan hittade möjliga habitat (i ändarna av de lila och blå strecken) inventerades senare i fält. Därvid framkom följande avvikelser:

1) Två dammar kunde inte hittas p.g.a. av omfattande labyrint-liknande stängsling av en skogsplantskola. 2) Lagans strand här är ett 15 m högt stup, varför konnektivitetenslinjen bör ändras till lila. De 2 dammarna inom plantskolan är därmed i princip isolerade. 3) En ny liten damm hittades här. 4) Ett nytt litet öppet dike med rinnande vatten och med början 50 m väster om vägen hittades. 5) En ny liten damm hittades. 6) Här borde en lila linje antecknats i öst-västlig riktning. 7) Delar av vattendraget är i verkligheten kulverterat. 8) Dammen är spårlöst försvunnen.

Trots att det fanns några avvikelser vi hittade i fält, kan man säga att kartinventeringen för det femtiotalet dammar som fanns här har gett en bra träffsäkerhet.

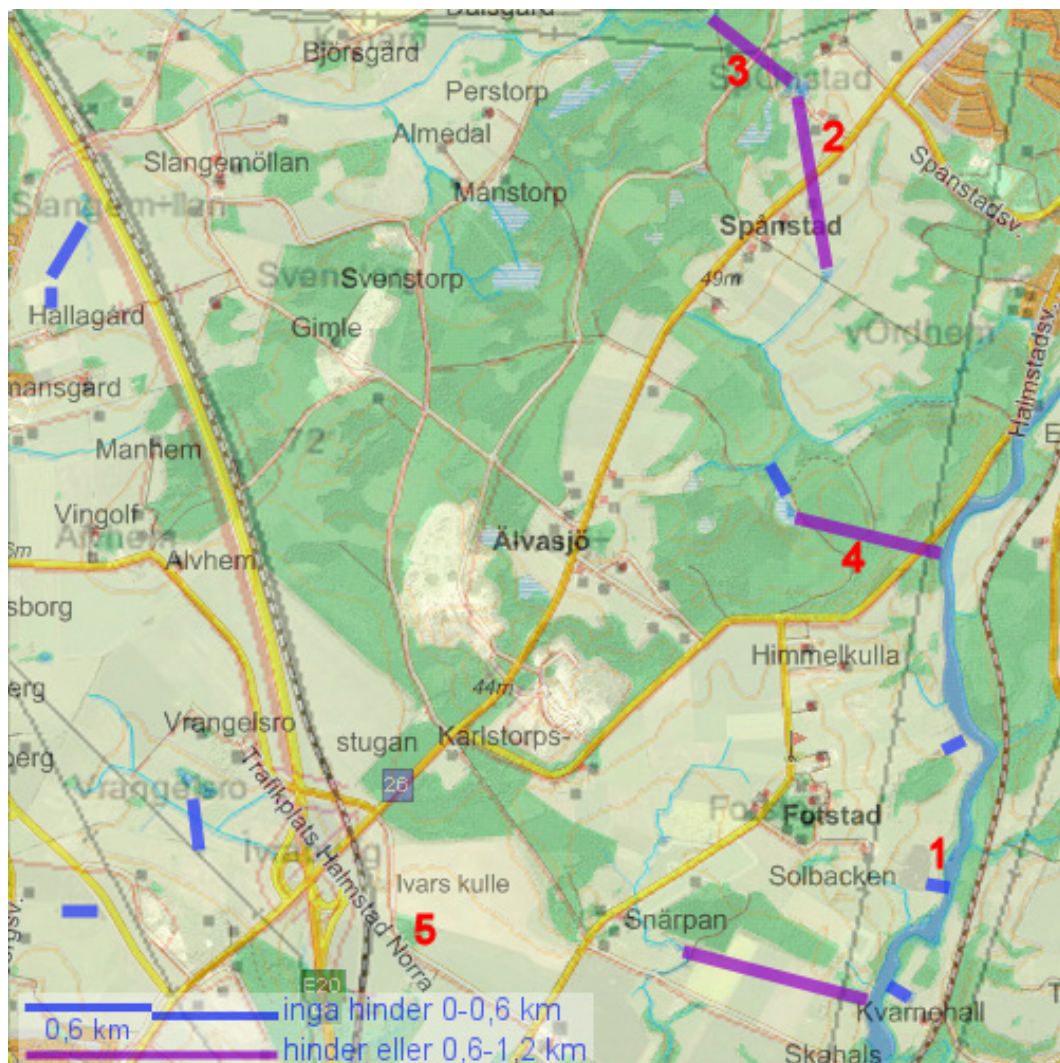


Figur 2: Fälthinventeringens avvikelser nr 1-8 från kartinventeringen för ruta 04c4f Genevad. I ändarna av varje konnektivitetenslinje ligger ett "möjligt" akvatiskt habitat för större vattensalamander.

B. Åled. Samtliga på kartan hittade objekt inventerades i fält. Följande avvikelser från kartinventeringen hittades:

- 1) De tre dammarna invid Nissan ligger ovanför en 6 m hög brant, varför konnektiviteten troligen är dålig. Linjens färg bör därför ändras till lila.
- 2) En liten 25 m² stor damm finns här som kan fungera som groddamm. Linjens färg till angränsande dammar bör ändras till blå och delas upp i två.
- 5) Ytterligare en liten damm hittades. Den är kraftigt igenväxt men kan ändå fungera några år till.

Trots att det även här fanns några avvikelser från kartinventeringen kan man säga att den har fungerat och gett en hyfsad bild över konnektiviteten i denna atlasruta.



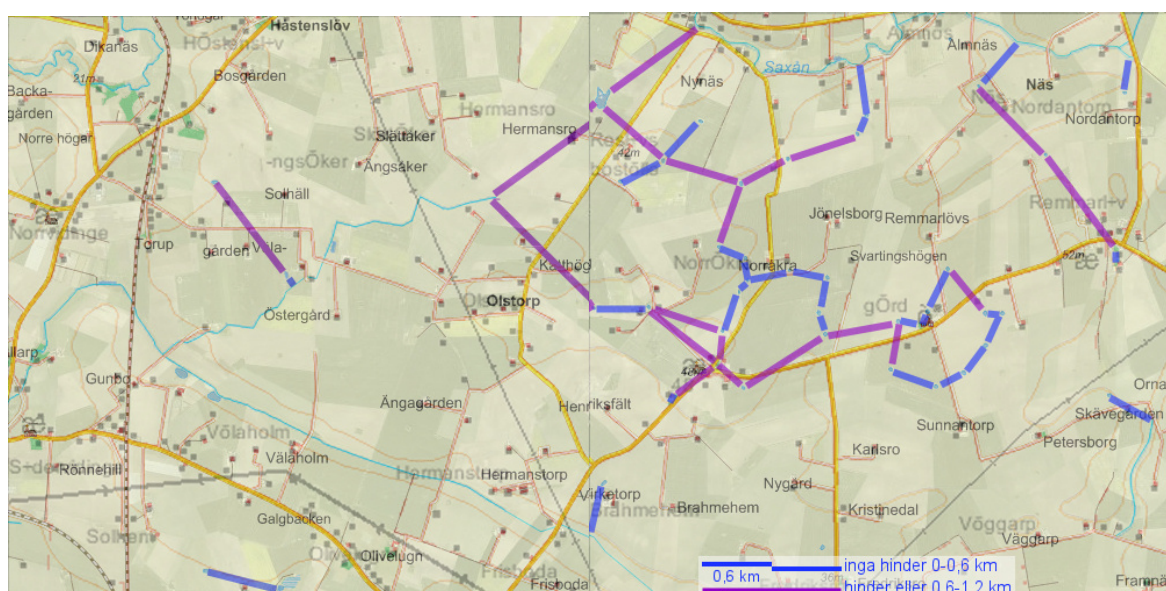
Figur 3: Fältinventeringens avvikelser nr 1-5 från kartinventeringen för ruta Åled - 04c8e. I ändarna av varje konnektivetslinje ligger ett möjligt akvatiskt habitat för större vattensalamander.

Större scenario visat med ett exempel från Kävlinge

C. Kävlinge. För att få en bra uppfattning om konnektiviteten över större landskapsytor kan man titta på flera atlasrutor bredvid varandra. Som i nedanstående exemplet från Skåne, där det vänstra kartbladet innehåller bara 2 dammar medan det i rutan till höger finns ett trettiotal. Ansamlingen av dammar till höger är imponerande men andelen "lila sträckor" med dålig konduktivitet är stor. Här finns gott om platser för tänkbara förbättringar längs med de lila markeringarna. Man kan bygga genomgångar under vägar eller anlägga kompletterande dammar.

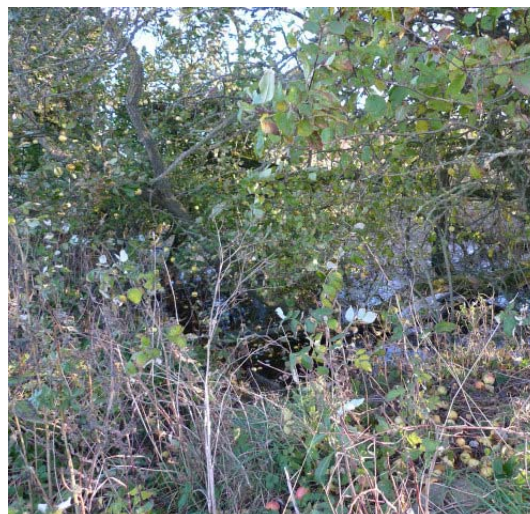
Till vänster får man inse att fragmenteringen är långt gången och att nya fuktbiotoper bör anläggas utmed eller utgående från vattendragen, istället för att placera ut isolerade habitat i åkerlandskapet.

Utmed åarna i vänstra kartbladet finns redan ett antal anlagda dammar och självklart framgår det inte om de är fiskfria och därmed lämpliga yngellokaler för groddjuren. Dessa dammar är typiska exempel på objekt som måste inventeras i fält för att få en uppfattning om deras roll för konnektiviteten av våtmarkshabitat för groddjur och större vattensalamander..



Figur 4. Kartinventeringar Kävlinge - 02C8G, Eslöv - 02C8AV, med möjliga akvatiska habitat för större vattensalamander mellan konnektivitetlinjerna

Några bilder från fältinventeringarna



Öppna dammar ända ner till storleken 50 m² hittar man i regel genom det fria kartmaterialet, men mindre dammar som kantas av höga träd som den till höger kan missas när de felaktigt tolkas som skogsdungar. Detta är även ett problem i GIS - skikt som tolkar vattenytor.

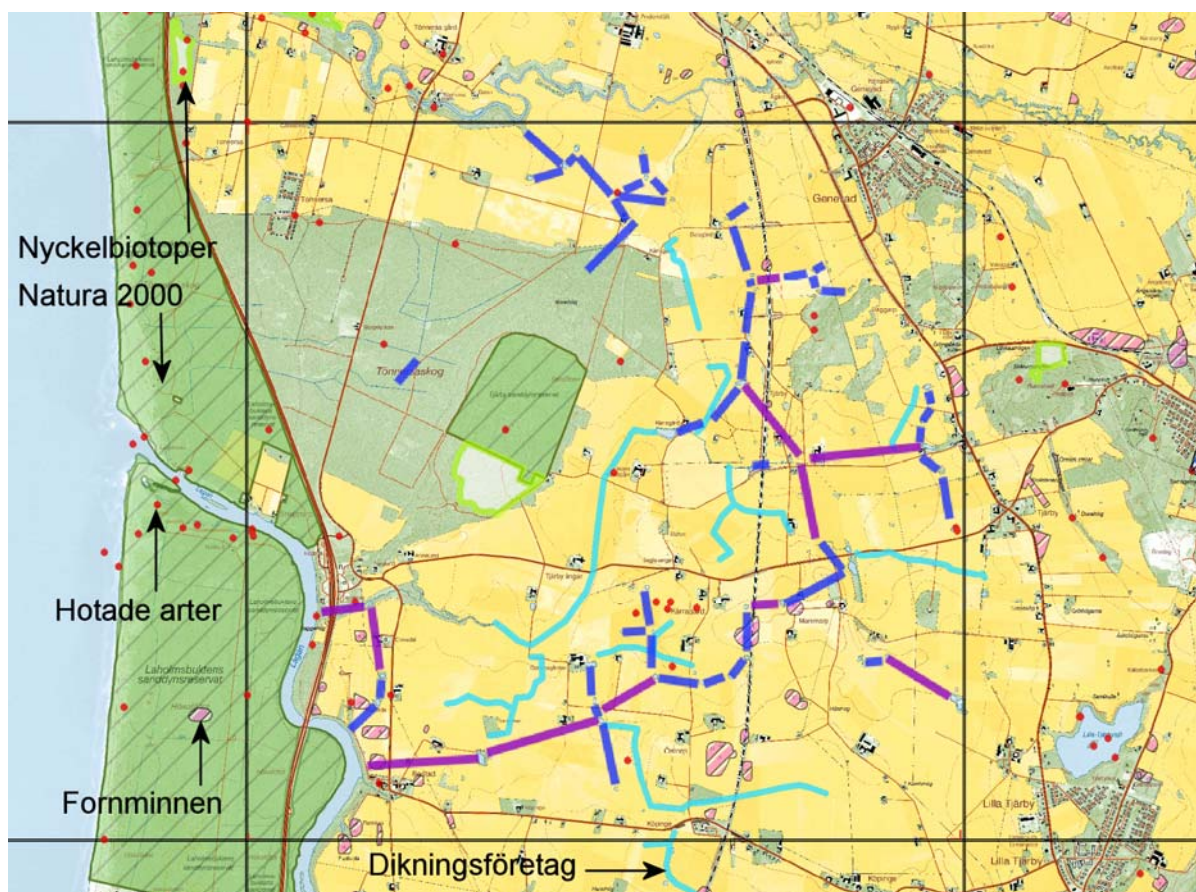


Är järnvägsbankar allvarliga hinder för spridning av groddjuren? Helt lätt kan det inte vara att ta sig fram på makadamen, men relevanta forskningsresultat saknas.

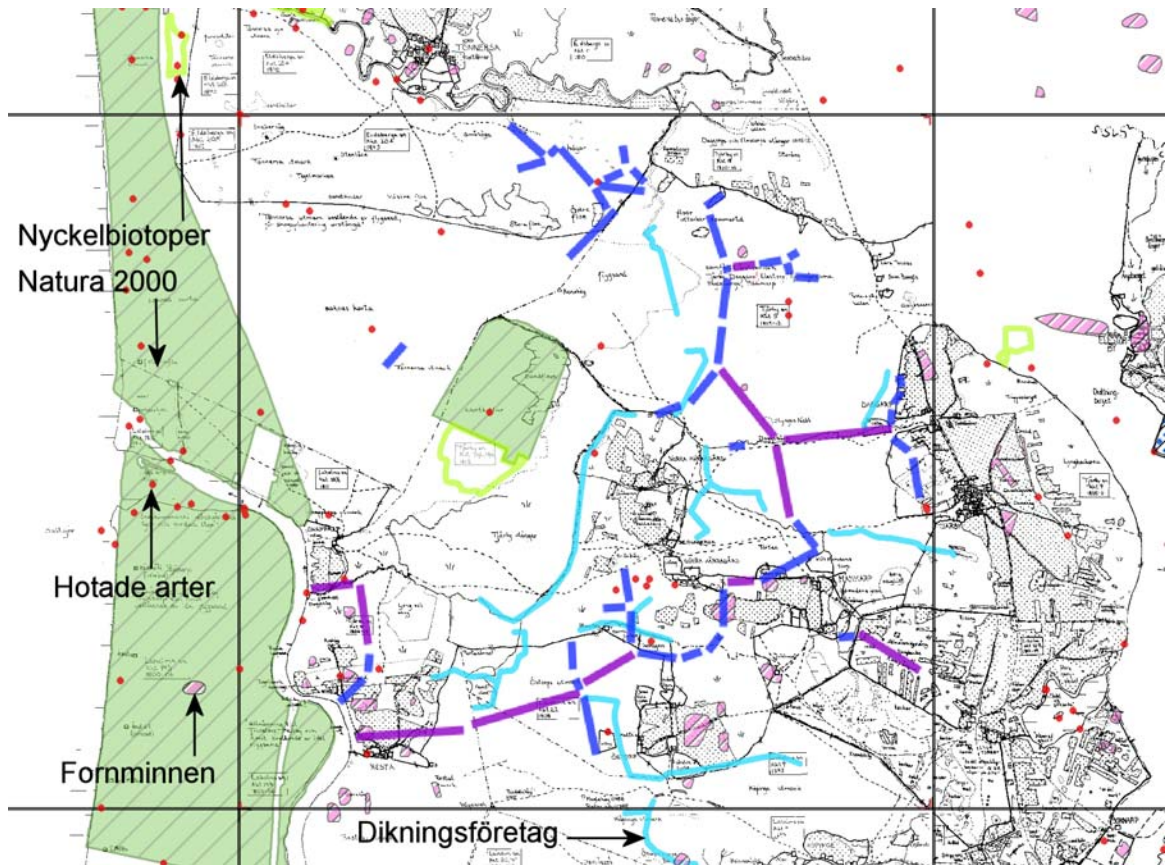
Vi har hittat både öppna diken som inte fanns redovisade i kartmaterialet samt diken på kartan, som inte längre fanns i verkligheten.

Övriga GIS-data - ej allmänt tillgängligt material

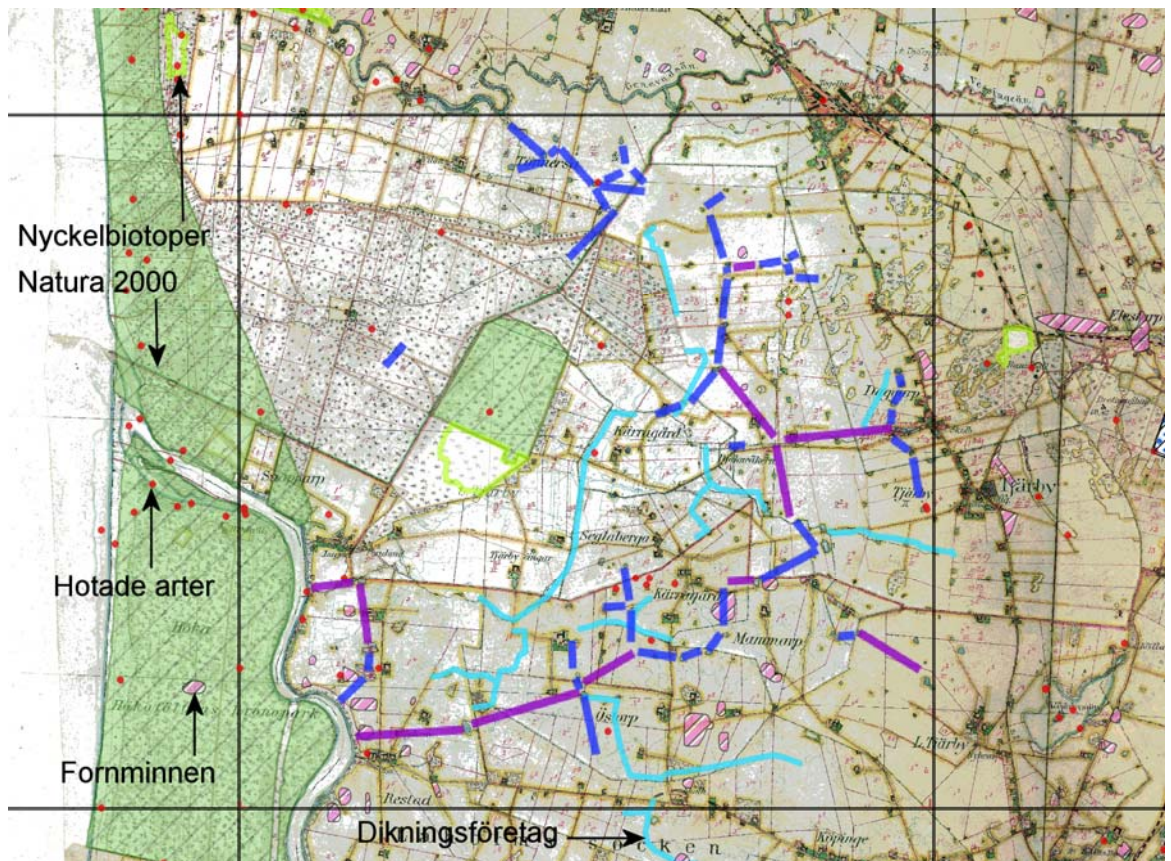
Vi har även undersökt GIS-data med ytterligare relevant information som finns på länsstyrelsen. Exempelvis kan data över **forminnesområden** vara relevant. Det kan finnas värden i landskapet som förstärker eventuella förslag på åtgärder t ex **nyckelbiotoper** eller **Natura 2000** områden. **Historiska kartöverlägg** från storskifte och laga skifte kan ge värdefull information. Finns det något intressant som kan återställas i dagens kulturlandskap? Värdefull information inför ändringar av landskapets konnektivitet kan man också erhålla genom överlägg med artmarkeringar från artportalen och länsstyrelsens **artdatabas** över hotade arter. Ett överlägg med **dikningsföretagens** sträckning kan t ex jämföras med fastighetskartan för att få fram information om hur stor andel och var de mindre vattendragen är kulverterade. Detta kan vara av intresse ifall återskapandet av öppna diken eller bäckar övervägs som ett led i att förbättra landskapets konnektivitet. Utöver dessa finns SJV's databas NILS, som kanske kan vara användbar (Glimskär m.fl 2007).



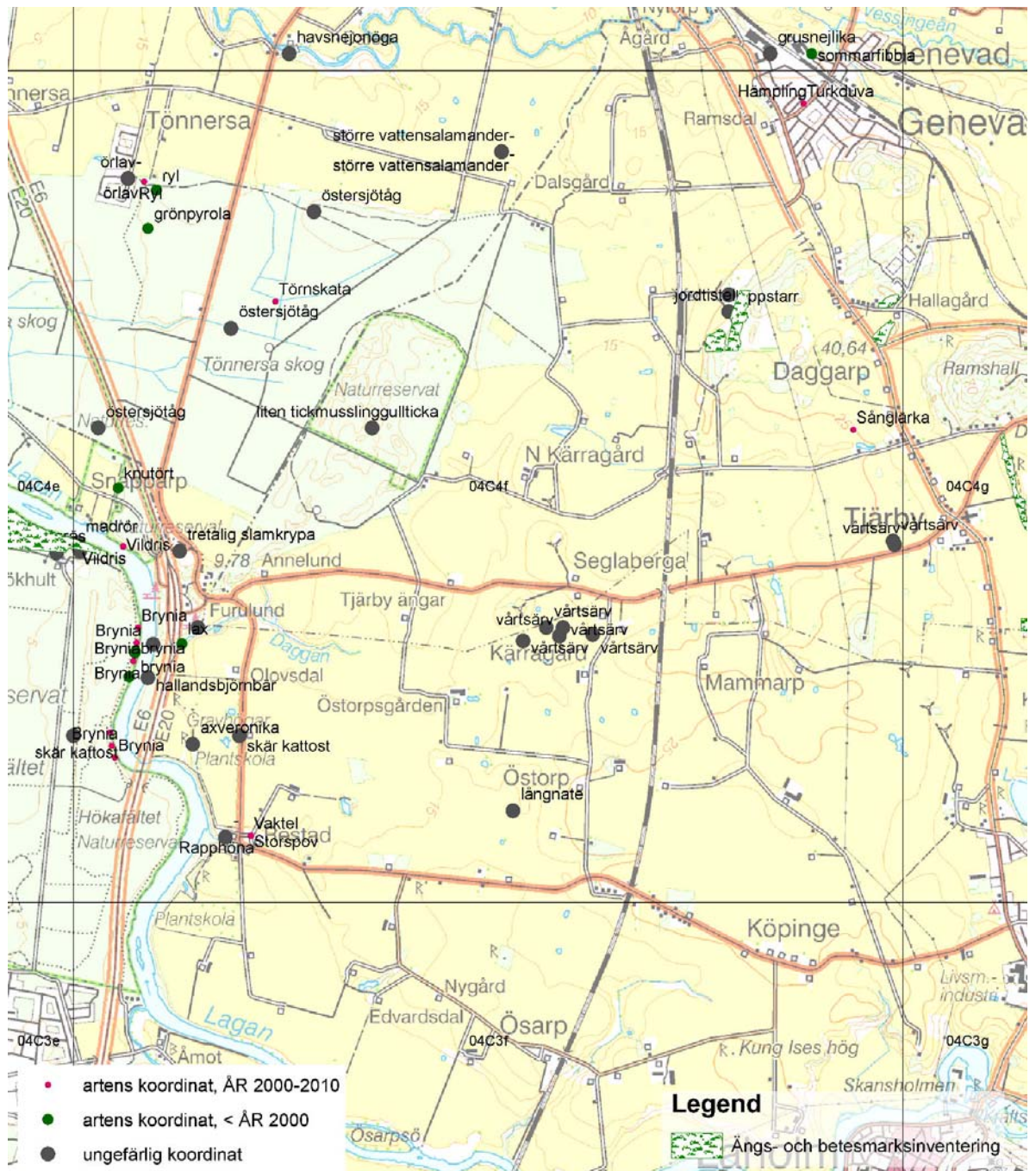
Figur 5. Överlägg med dikningsföretag (ljusblå linje), Natura 2000 områden (streckat), nyckelbiotoper (ljusgrönt), hotade arter (röd prick), forminnen (rosa streckat) och våra konnektivitetslinjer (mörkblå och lila linjer) ovanpå fastighetskartan.



Figur 6. Samtliga överlägg ovanpå den historiska överläggskartan från 1820-1850.



Figur 7. Samtliga överlägg ovanpå den ekonomiska kartan från 1920.

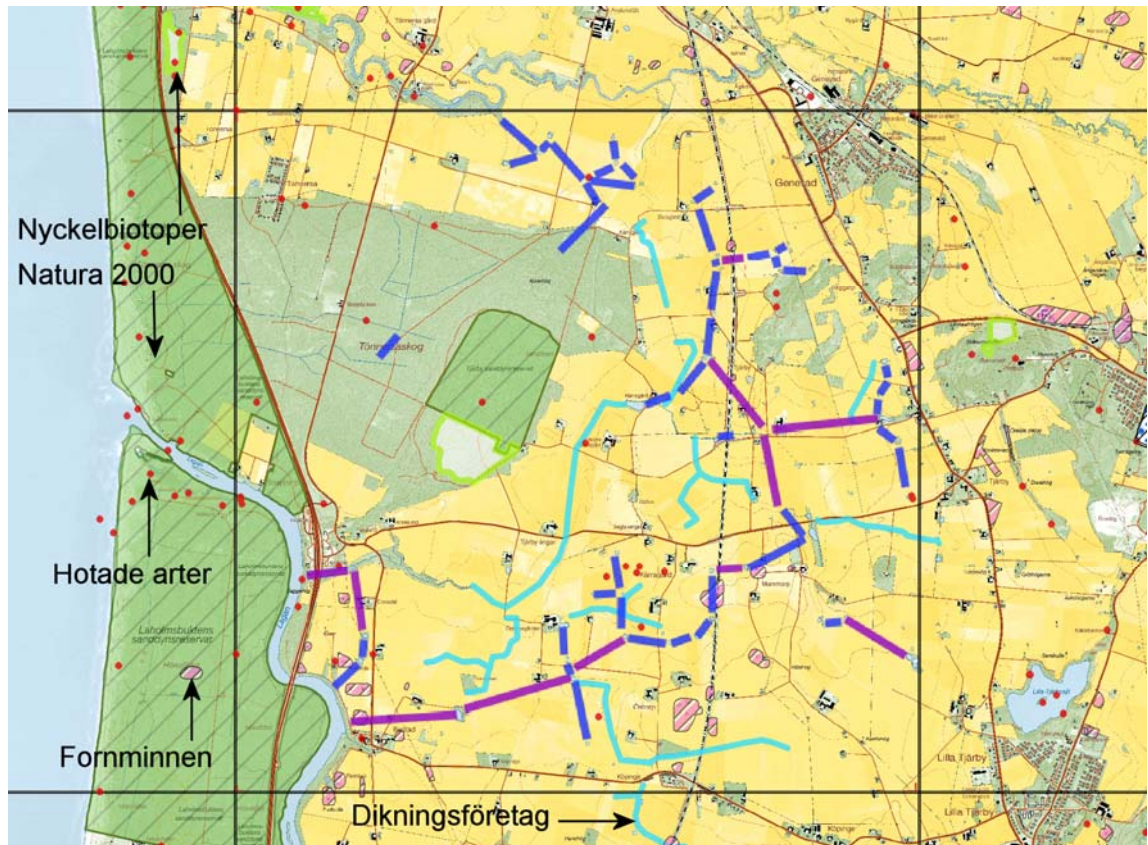


Figur 8. GIS-skikt enligt koordinater för hotade/rödlistade arter funna i länsstyrelsens artdatabas samt i artportalen. Här kan man bl a hitta information om förekomst av fågelhäckningar eller förekomst av amfibier samt uppgifter om sällsynta och hotade växter. Även områden för ängs- och hagmarksinventeringen är inlagda.

Tolkning av resultaten och diskussion

Här följer ett försök att applicera resultattolkning för Genevad och Åled på ett tänkt scenario med inventeringsuppdrag av fragmentering av akvatiska habitat som bas.

A. Genevad.



Figur 9. Tolkning av offentliga kartor och specialkartor för Genevad.

Med hjälp av de allmänna kartorna ser man att det finns ett stort antal fuktbiotoper, främst märgelgraver, i åkerlandskapet. Konnektiviteten verkar inte vara alltför dålig med ett begränsat antal "lila sträckor" där man kan tänka sig att placera några dammar ur biologiskt perspektiv. I detta slättområde som här innanför Laholmsbukten kan det dock finnas många värden att ta hänsyn till och en titt på specialkartor från Länsstyrelsen kan ge viktig övrig information.

Om man tittar på sträckningen av dikningsföretagen ser man att det på fastighetskartan inte finns motsvarande vattendrag kvar, vilket betyder att vattendragen som en gång fanns där nästan i sin helhet numera är nedgrävda i kulvertar. Man kan också utläsa att det inte finns något direkt samband mellan den av oss markerade närmaste konnektiviteten och sträckningen av de forna vattendragen. Med andra ord spelar i detta fall den historiska sträckningen av vattendragen ingen större roll för landskapets konnektivitet för våtmarker.

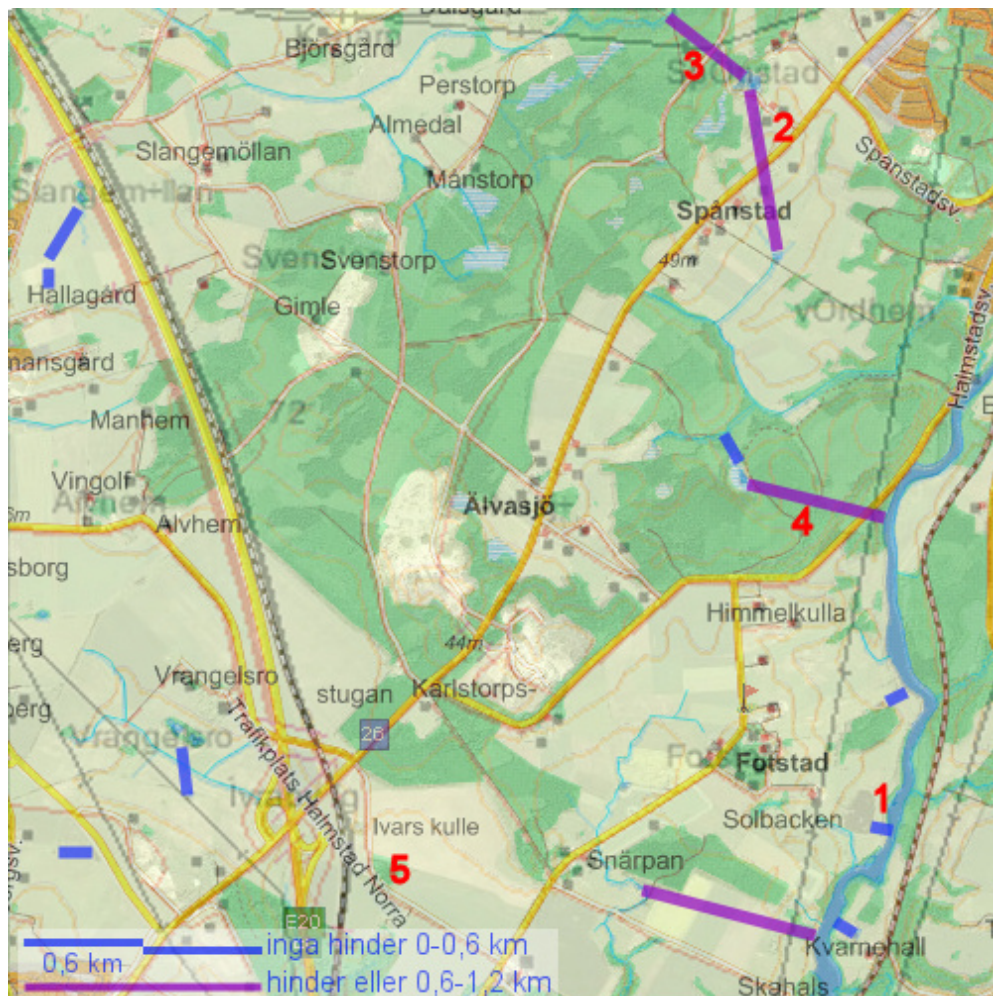
Det finns några nyckelbiotoper och ett Natura 2000 område i väster. På några ställen korsar konnektivitetslinjerna kända fornminnesområden vilket påverkar möjligheten för åtgärder där. Om man väljer den historiska kartan (fig 6.) som bakgrund för alla andra överlägg, slås man av den ringa andelen åkermark som fanns för 150 år sedan och några

ledtrådar för konnektiviteten som den såg ut för 150 år går ej att hitta. Den senare ekonomiska kartan från 1920 (fig 7) däremot visar ett stort antal mägergravar som idag inte finns kvar. Kanske kan ett eller annat objekt finnas kvar som torra fördjupningar eller sänkor som kan restaureras till att åter bli fungerande akvatiska habitat?

Uppgifter från artdatabaser och artportalen kan ge information om arter som redan finns inom området och som kan gynnas ytterligare genom lämpliga åtgärder. I detta fall är det större vattensalamander i norr och vaktel och storspov i sydväst. Intressanta växter som finns nära fuktbiotoper är långnate, vårtsäv och tretalig slamkrypa, som man vid åtgärder inte bör skada men gärna kan gynna. Länsstyrelsens ängs- och hagmarksinventering tillför information om eventuellt intressanta spridningsbiotoper.

På Genevadkartan ser vi flera intressanta serier av habitat med bra konnektivitet, som är brutna på ett par ställen. Här krävs det således inte många nya dammar för att skapa förutsättningar för stora sammanhängande områden med bra konnektivitet.

B. Åled.



Figur 10. Tolkning av offentliga kartor över Åled.

I detta exempel har vi för tolkningen enbart använt de offentliga kartöverläggen. Området delas av E6:an och det är inte realistiskt med åtgärder för sammankoppling av biotoper som ligger öster respektive väster om denna. Dock borde det vid

våtmarksanläggning väster om E6:an prioriteras sådana våtmarkslägen som länkar ihop de befintliga habitaterna i norr och söder. Öster om E6:an är det å andra sidan sannolikt inte realistiskt att arbeta med samma prioriteringar eftersom de hinder som finns (lila sträckor) får betraktas som tämligen definitiva vandringshinder (nr 1,3,4 i fig 3, topografi + markanvändning). På båda sidorna av E6:an är det dock meningsfullt att förstärka befintliga habitat med nya nära angränsande habitat eftersom det är ett område med generell brist på lämpliga lokaler. Slutsatsen blir alltså: förstärkning av befintliga habitat (anläggning av nya intilliggande våtmarker) på båda sidor motorvägen, och sammanknytande habitat för att minska fragmenteringen i västra delen av området.

Diskussion

Vi är medvetna om att inventeringsarbetet baseras på en bräcklig vetenskaplig grund och till stor del består av subjektiva bedömningar, framför allt avseende spridningsekologiska data. Vi generaliserar avstånd och hinder för en hel artgrupp utgående från en art. Detta orsakas inte bara av vår avsikt att hitta ett enkelt lättläst visuellt redovisningssystem. Även om man skulle vilja ha finare måttstock så finns idag inte kunskapen att ta fram dessa. Vad som är ett hinder och vilka spridningsavstånd som gäller för olika groddjur vid olika förutsättningar, är vetenskapligt ytterst bristfällig belyst. Exempelvis kan man undra om ett järnvägsspår med grov makadam är ett oöverkomligt hinder eller om det av vissa groddjur under vissa omständigheter kan passeras? Stora vägar kanske inte automatiskt är stora hinder, när trafiken på natten är mycket låg? Är större vattendrag spridningsvägar, hinder, eller både och?

Vårt system att genomföra en konnektivitetinventering bör därför anses som en kompromiss och arbetshypotes, tills vi får tillgång till ny kunskap i framtiden. Dock är som tidigare påpekats metoden användbar och enkel att justera om nya spridningsekologiska data framkommer.

Vi kan konstatera att det i vårt enkla, för allmänheten tillgängliga kartmaterial gick att utläsa en hel del relevant information. Svaga punkter var dock att några av de allra minsta dammarna samt några öppna diken inte upptäcktes. Överensstämmelsen av den enkla kartinventeringen med inventeringen i fält var dock god. De få avvikelserna vi har hittat kan ha berott på bristande erfarenhet av att hantera kartmaterial, bristande upplösning i kartmaterialet samt att kartor aldrig kan vara helt aktuella.

Vårt system att redovisa konnektiviteten gör det enkelt att addera annan information som i framtiden kommer att knytas till de svenska atlasinventeringarna och artportalen, samt är en bra utgångspunkt för komplettering med andra kartöverlägg eller inventeringar i fält. Tillsammans ger detta ett bra beslutsunderlag inför satsningar på nya våtmarker och restaurering av gamla.

På många håll har kommuner fått upp ögonen för betydelsen av riktigt små våtmarksbiotoper och det görs satsningar på grodvatten av olika slag. Om man kan placera dessa vatten i ett större landskapsekologisk perspektiv borde de långsiktiga resultaten lätt kunna förbättras. Detta görs redan på några platser, ffa i Skåne, men med en enkel metod för framtagande av artspecifik fragmenteringsgrad kan konceptet

spridas och finnas med vid beslut om våtmarksanläggningar på t.ex. länsstyrelsenivå. Vid detaljplanläggning samt projektering av infrastrukturobjekt kan konnektivetsinventeringar ge information om berörda vattenhabitats betydelse i ett större landskapsperspektiv. Inte minst när lämpliga platser för s.k. ersättningsbiotoper diskuteras, bör konnektiviteten för dessa beaktas.

Konnektivitetens kvalitet – linjära landskapselement

Det är viktigt att beakta sambanden mellan fragmentering och konnektivitet. Antalet habitat och avståndet dem emellan är inte de enda faktorerna som definierar landskapets konnektivitet. Stor betydelse har också eventuella hinder eller kvaliteten av spridningsvägarna. Konnektiviteten definieras av artens fysiska möjligheter att sprida sig och landskapets grad av motstånd, vilket kan vara allt från hundra procentiga hinder till optimala förflyttningsbiotoper. För olika organismer finns det olika strategier att sprida sig i landskapet. Fåglar, fladdermöss och flygande insekter kan förflytta sig lätt över långa sträckor, medan t ex sniglar och vinglösa insekter av egen kraft bara kan sprida sig inom ett snävt närområde. Vissa arter kan spridas med hjälp av djur. Många växter och en del djur kan även spridas med vind och vatten. För vindspridda eller flygande arter är i regel förekomsten av habitat viktigare än en landbaserad konnektivitet dem emellan.

För många mindre organismer som är beroende av att sprida sig av egen kraft på land är konnektiviteten mellan lämpliga habitat grunden till genetisk variation och avgörande för arternas långsiktiga överlevnad. Förutsättningarna för land- och vattenbaserad spridning i det moderna jordbrukslandskapet har försämrats kraftigt för många arter. Andelen odlad åker som försvårar spridningen för många arter har ökat kraftigt mycket på bekostnad av de ekologiskt mer värdefulla ängs- och betesmarkerna. Storleken på åkerskiften har ökat samtidigt som traktorvägar, åkerrennar, öppna diken och stenmurar har tagits bort. Av dessa linjära landskapselement är framför allt 2 typer av högsta intresse för landskapets konnektivitet idag: öppna diken och stenmurar. Deras påverkan på arters spridning är vetenskapligt mycket dåligt undersökt, men det är rimligt att anta att de spelar en stor roll för många arter.

Gemensamheter för stenmurar och öppna diken:

1. De är linjära och används för olika organismer vid förflyttning i landskapet.
2. De ger skydd och skugga, vilket förlänger arters möjliga tidsintervall för spridning.
3. De är skyddade enligt lag och är därmed garanterade lång kontinuitet.
4. De är lämpliga att komplettera med angränsande gräs zoner utan alltför stor störning av åkerbruket.

Arter som sannolikt kan dra stor nytta för sin förflyttning längs med öppna diken och murar hittar vi bland t ex dessa grupper: reptiler, amfibier, leddjur (t ex ovingade insekter) och landsnäckor. Även när det gäller vissa flygande organismer, som t ex fjärilar, har det visats att linjära element i landskapet har stor betydelse för spridningen.

Ett annat linjärt landskapselement är vårt vägnät. Tyvärr har mindre gång- och traktorvägar nästan helt fallit bort och kvar är endast våra större vägar byggda för biltrafik. Det är känt att vägkanterna ibland är lämpliga habitat för sällsynta växt- och djurarter och rimligtvis bör dessa kanter även spela en viss roll för andra arter som kan förflytta sig längs med denna zon. Det är dock dåligt undersökt och det kan ju tänkas att vägarna i vissa fall kan få motsatt effekt, d v s spridningshinder, som t ex när amfibier rör sig längs eller tvärs på vägarna på fuktiga kvällar och blir dödade av trafiken.

En annan sida man får ha i åtanke är att en bra konnektivitet via t ex öppna diken i vissa fall kan få negativ effekt för arternas utbredning. Här kan till exempel gifter eller sjukdomar spridas snabbare och slå ut fler individer jämfört med isolerade habitat. Men detta kan även tas som argument för att ta fram en kartdokumentation över de viktigaste spridningsvägarna, dvs en "mångfaldens vägmarta", vilket vi föreslår i sista avsnittet nedan.



Vattenfyllda mägergravar i södra Sverige är ofta isolerade öar för restpopulationer av t ex amfibier som inte har någon möjlighet att varken sprida sig till andra våtmarkshabitat eller att ta emot nya koloniserare. Dessa fuktbiotoper är skyddade för att skydda arterna som lever där. Landskapets utseende kan dock medföra att objektskyddet inte räcker till för att säkerställa arterns överlevnad där.



Öppna diken utan synligt öppet vatten är ibland inte redovisade på fastighets- och satellitkartor. De är viktiga fuktbiotoper men även del av "mångfaldens vägkarta" då många organismer kan förflytta sig i och utmed öppna diken. Värdet med diket på bilden skulle öka betydligt om det funnits bredare gräsbevuxna kantzoner.



Kallmurar, som detta exempel från Ljungby, kan vara livsmiljö för många arter. Som spridningsvägar har de betydelse för t ex amfibier som kan hitta fukt och skydd dagtid mellan stenarna och fortsätta sin vandring nattetid. Det har börjat anläggas nya torrmurar i Sverige. Här sammanfaller det biologiska och estetiska värdet i en idealisk kombination till gagn för mångfalden.

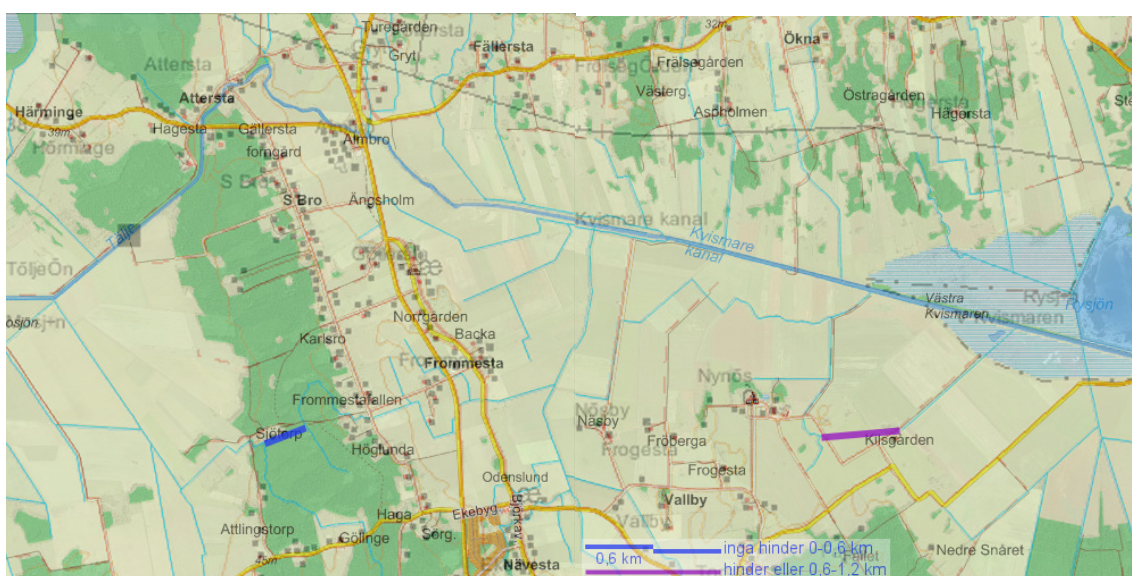


Även stenhögar och rester efter raserade murar är mycket värdefulla länkar för konnektiviteten i landskapet. Dessa element är dock så små och/eller svåra att hitta, att det kanske inte är realistiskt med en omfattande kartering. För att bevara dessa är det viktigast av allt att arbeta för en större kunskap hos lantbrukare och andra markägare.

Mångfaldens vägkarta.

Öppna diken och stenmurar finns normalt inte redovisade i Länsstyrelsernas GIS-skikt. En del av dessa landskapselement är däremot antecknade på kartor som är underlag för kulturmiljöstud.

Det vore mycket önskvärt att få en heltäckande bild över hur dessa landskapselement är fördelade i landskapet. Det skulle underlätta för planering av t ex våtmarksanläggning på landskapsnivå till platser som ligger längs med sådana "mångfalds-vägar". En kartöversikt kan också visa på avsnitt som innehåller avbrott i linjeelementen, lämpliga ställen för förbättringar eller skapande av ersättningsbiotoper som kompenserar bortfall av habitat vid t ex vägbyggen.



Figur 11. Kartinventeringar Örebro S. - 10F2E, Örebro SV. - 10F2D

D. Örebro. Exemplet från Örebro visar ett sjöbottenlandskap som är genomvävd av avvattningskanaler. Konnektiviteten är bra och dessa vattendrag är sannolikt effektiva spridningsvägar för groddjuren. Men det är inte säkert att alla diken innehåller groddjur.

Dikessystemen mynnar i Kvismarkanal och Kvismaren. Ifall att stora delar av dikessystemet innehåller fisk skulle man dra slutsatsen att det saknas lämpliga yngelbiotoper för groddjuren, då landskapet är helt utan dammar. Om man i ett sådant läge anlägger små groddammar längs med dikessystemet, får man en mycket bra konnektivitet på köpet och säkerligen kan avståndet här mellan nya dammar vara mycket större än om det bara funnits åkermark.

Det vore mycket värdefullt för det framtida våtmarksarbetet om man kunde upprätta kartor för sträckningen av stenmurar och öppna diken, som liknar denna kanalbild från Kvismarens strand.

Nästa års projektplan (2010)

Del 2, Framtagande av metodik för genomförande av åtgärder inklusive markägarkontakt

När ett geografiskt område analyserats med avseende på fragmentering är nästa steg att hitta de mest kostnadseffektiva och praktiskt genomförbara åtgärderna. Fältbesök krävs för att identifiera och utvärdera realistiska åtgärder. Detta ska ske utifrån nära kontakt med markägare i området.

Frågor att besvara:

1. Hur ser landskapet ut mellan de biotoper som ska knyts samman? Topografin kan göra det omöjligt att anlägga en sammanknytande våtmark mellan de båda isolerade. Vilka möjligheter finns det att gå runt barriärer (eller på annat sätt passera dem)? Kan man utnyttja befintliga mindre vattendrag eller kanske öppna upp kulvertar?
2. Vilka är markägarnas incitament för att skapa en minskad fragmentering av landskapet. Exempel är här nedläggning av störande odlingshinder på annan plats på ägorna mot att en ny våtmarksbiotop anläggs på en fördelaktigare plats (både ur spridningsekologisk synvinkel och för ett effektivt lantbruk)? Finns det preferenser för olika åtgärder?
3. Vilka stödmöjligheter enligt dagens jordbruksstöd, samt juridiska aspekter (bl.a. biotopskydd av småvatten) finns det avseende dessa olika frågeställningar?

Referenser:

- Arntzen, J.W. & Wallis, G.P. (1991). Restricted gene flow in a moving hybrid zone of the newts *Triturus cristatus* and *T. Marmoratus* in western France. *Evolution* 45:805-826.
- Barrett G.W. and Peles, J.D. 2002. Optimizing habitat fragmentation: an agrolandscape perspective. *Landscape and Urban planning* 28: 99-105.
- Beebee, T. J. C. 1997. Changes in dewpond numbers and amphibian diversity over 20 years on chalk downland in Sussex, England. *Biological Conservation* 81: 215-319.
- Debinski, D.M. and Holt R.D. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology*. 14: 342-355
- Edenhamn, Per m fl. 1999. Spridningsförmåga hos svenska växter och djur. Naturvårdsverket.
- Fahrig, L. J. H., Pedlar, S. E., Pope, P. D., Taylor, P. D. and Wegner, J. F. 1995. Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation* 73: 177-182
- Glimskär, A., Allard, A. & Högström, M. 2005. Småbiotoper vid åkermark – indikatorer och flygbildsbaserad uppföljning i NILS. SLU, Inst. för skoglig resurshushållning och geomatik, Arbetsrapport 134.
- Glimskär, A., Wikberg, J., Marklund, L. & Christensen, P. 2007. Linjära landskapselement i NILS - fältinventering 2003-2006. Arbetsrapport 199 2007. Sveriges Lantbrukuniversitet. ISSN 1401-1204.
- Halley, J.M., Oldham, R.S. & Arntzen, J.W. (1996). Predicting the persistence of amphibian populations with the help of a spatial model. *Journal of Applied Biology* 33:455-470.
- Jordbruksverket Rapport 2005:9. 2005. Fragmenterat landskap – en kunskapssammanställning om fragmentering som hot mot biologisk mångfald.
- Lennartsson, T., Gylje, S. 2009. Infrastrukturens biotoper. CBM skriftserie 31.
- Malmgren, Jan 2007. Åtgärdsprogram för bevarande av större vattensalamander och dess livsmiljöer. Naturvårdsverket.
- Marsh, D. M. and Trenham, P. C. 2001. Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation Biology* 15: 40-49.
- Munroe, D.K., Southworth J. and Nagendra H . 2004. From pattern to process: Landscape Fragmentation and the analysis of land use/land cover change. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. Volume 101, Issues 2-3, Pages 111-328
- Naugle, D.E., Johnson, R.R., Estey, M.E. and Higgins, K.F. 2001. A landscape approach to conserving wetland bird habitat in the prairie pothole region of eastern South Dakota. *Wetlands*. 21:1-17.
- Schmidt, P., Weddeling, K., Thomas, M., Rottscheidt, R., Tarkhnishvili, D.N. and Hachtel, M. 2006. Dispersal of *Triturus alpestris* and *T. vulgaris* in agricultural landscapes – comparing estimates from allozyme markers and capture-mark-recapture analysis. M. Vences, J. Köhler, T. Ziegler, W. Böhme (eds): *Herpetologia Bonnensis II*. Proceedings of the 13th Congress of the Societas Europaea Herpetologica. pp. 139-143
- Semlitsch, R. D. and Bodie, J. R. 1998. Are small, isolated wetlands expendable?. *Conservation Biology* 12: 1129-1133.
- Tramontano, R. 1998. The post-breeding migration of the European common frog, *Rana temporaria*. Licentiatavhandling, Lunds Universitet, ISBN 91-7105-094-9.
- Van Rossum, S, De Sousa, S.C. and Triest L. 2004. Genetic consequences of habitat fragmentation in an agricultural landscape on the common *Primula veris*, and comparison with its rare congener, *P. vulgaris*. *Conservation Genetics* 5. 231-245.
- Zedler, J. B. 2000. Progress in wetland restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 15: 402-407.
- Zhao, R., Chen, Y., Zhou, H., Li, Y., Qian, Y and Zhang, L. 2008. Assessment of wetland fragmentation in the Tarim River basin, western China. *Environmental Geology*.