

Landskapsekologisk analys i Stockholms stad

Metodutveckling med groddjur som exempel



Ulla Mörtberg, Andreas Zetterberg & Mikael Gontier
Forskargruppen för miljöbedömning och -förvaltning, KTH, 2006

Foton: Sebastian Bolander (paddor, större vattensalamander), Magnus Sannebro (besök vid Skogvaktarkärret).
Citera gärna denna rapport: Mörtberg, U., Zetterberg, A. & Gontier, M. 2006. Landskapsekologisk analys för miljöbedömning: Metodutveckling med groddjur som exempel. Miljöförvaltningen, Stockholms stad.

Dnr: 2008-011175-216, bilaga 2.



KTH Land and Water
Resources Engineering

Landskapsekologisk analys för miljöbedömning – metodutveckling med groddjur som exempel

Ulla Mörtberg, Andreas Zetterberg och Berit Balfors
Miljöbedömningsgruppen
KTH

Stockholm 2006-01-31

Landskapsekologisk analys för konsekvensbedömning

Miljöbedömningsgruppen
Environmental Management and Assessment research group
KTH

Sammanfattning

När en stad växer och förtätas krymper och splittras naturliga livsmiljöer upp, vilket får konsekvenser för biologisk mångfald och för människors närmiljö. För att det ska vara möjligt att nå mål för biologisk mångfald samtidigt som staden utvecklas behövs metoder och verktyg för planering, miljöbedömning och miljöövervakning. En sådan metod är landskapsekologisk analys, vilken kan användas till att identifiera viktiga delar av den ekologiska infrastrukturen. Denna består av kärnområden med höga naturvärden, sammanlänkade med spridningszoner. För att identifiera sådana områden kan man arbeta med ekologiska profiler, dvs en uppsättning egenskaper hos arter som avgör hur känsliga de är för förlust och fragmentering av sina livsmiljöer (habitat). I syfte att på sikt utveckla prognosverktyg för biologisk mångfald på landskapsnivå, initierades ett pilotprojekt. Målet med projektet var att utveckla metoder och en prototyp till ett prognosverktyg, vilket avses kunna användas som handläggarstöd, för planering, miljöbedömning och miljöövervakning.

I samverkan med en referensgrupp, bestående av representanter från Miljöbedömningsgruppen, KTH samt från Miljöförvaltningen och Stadsbyggnadskontoret, Stockholms stad, identifierades ett lämpligt studieobjekt. Valet blev groddjur med inriktning på vanlig padda. Groddjur är till stor del knutna till värdefulla naturtyper, så som våtmarker och lövskogsmiljöer, men har möjligheter att använda delar av omgivande urbana landskap under vissa förutsättningar. Genom litteraturstudier och konsultation av artexpertis togs en ekologisk profil fram för fokusarten padda, vilken användes i habitatmodeller baserade på geografiska informationssystem (GIS). I den ekologiska profilen ingick artspecifika resurskrav och krav på spridningsframkomlighet. Därigenom erhöles den rumsliga utbredningen av habitatnätverket för fokusarten. Därefter lades ett scenario med exploateringsplaner in i GIS, och en ny prognos för habitatnätverket beräknades, efter de nya förhållandena. Effekter i form av habitatförlust och fragmentering kunde därmed modelleras och illustreras.

För att representera alla groddjur bör vidarestudier göras, där framför allt ett större spann av värden för spridningsförmåga i olika typer av urban miljö testas. Även resursprofilerna bör utforskas på liknande sätt. De ekologiska profilerna för groddjuren kommer att se lite olika ut, genom att arterna ställer olika krav och är olika känsliga för störning. De mer krävande arterna skulle förmodligen ge en mer "pessimistisk" bild i form av mer splittrade (fragmenterade) och till ytan mindre habitatnätverk, medan habitatnätverket för padda är mer "optimistiskt", dvs. är större och mer sammanhängande i Stockholms stad. Denna information bör användas så, att en kommun planerar för arter med höga resurskrav och begränsad spridningsförmåga, eftersom det annars är svårt att nå uppsatta mål för biologisk mångfald. Samtidigt kan man använda de mer optimistiska profilerna som målbild och när man vill utvärdera funktionen hos potentiellt viktiga markområden mer detaljerat i planeringssammanhang. De mer pessimistiska profilerna kan också användas i restaureringssammanhang där man vill vara säker på att man verkligen lyckas ta hänsyn till de mest krävande arterna och identifiera de svaga punkterna i nätverket.

Vad gäller metodens tillämpbarhet för att hantera biologisk mångfald generellt bör ett antal relevanta ekologiska profiler väljas ut och modelleras. Vidare bör en noggrannare analys av felmarginaler utföras. Landskapsekologisk analys kan på så sätt vidareutvecklas och användas för att underlätta miljöbedömningar, för att göra avvägningar mellan olika anspråk, men även för förstärkning och utveckling av naturvärden. Eftersom metoden baseras på GIS, vilket ger kvantifierbara resultat i kartform, lämpar den sig för tester av scenarier. Metoden och prognosverktyget som beskrivs i rapporten är tillämpbara, och rätt använda kan de vara effektiva handläggarstöd vid fysisk planering, miljöbedömning och miljöövervakning.

Ordlista

Biotop	Ett landskapsavsnitt med relativt enhetlig karaktär, struktur och organismsammansättning, exempelvis en sjö, en äng eller en ekhage. En och samma biotop kan innefatta många olika habitat för växter och djur. Den kan samtidigt utgöra endast en del av ett habitat för en annan art.
Ekologisk infrastruktur	Nätverk av kärnområden med höga naturvärden i landskapet, sammanlänkade med spridningszoner.
Ekologisk profil	En uppsättning egenskaper för en art eller artgrupp, som är viktiga för artens fortlevnad i landskapet. Viktiga delar av den ekologiska profilen är resursprofil (krav på kvalitet och kvantitet av lämpligt habitat) och spridningsprofil (krav på spridningsframkomlighet), vilka avgör hur känslig arten eller artgruppen är för habitatförlust och fragmentering.
Habitat	Livsmiljö för en enskild växt- eller djurart, eller mer precist artens levnadsplats under en viss del av dess livscykel. Habitatet för en viss art kan bestå av flera biotoper, eller endast av en del av en biotop. Vissa arter använder exempelvis kantzoner mellan olika biotoper som habitat.
Habitatnätverk	Nätverk av habitat för en viss art eller artgrupp, vilket består av lämpliga livsmiljöer sammanlänkade med spridningszoner.
Metapopulation	Metapopulation är en population som är geografiskt uppdelad i delpopulationer, med visst utbyte av individer däremellan. Vanligt i metapopulationer är att delpopulationer dör ut med jämna mellanrum för att därefter återkoloniserar av individer från andra delpopulationer.
Naturtyp	Grövre indelning av biotoper, exempelvis våtmarker, naturliga gräsmarker, eller barrskog.
Population	Samtliga individer av en art som förekommer inom ett område och som kan reproducera sig med varandra.
Prediktion	Förutsägelse, likvärdigt med prognos.
Rödlistad art	Art som är hotad till sin långsiktiga överlevnad som art, och som är upptagen på en, av Naturvårdsverket fastställd, lista. Listan är indelad i kategorierna: Försvunnen (RE), Akut hotad (CR), Starkt hotad (EN), Sårbar (VU), Missgynnad (NT) eller Kunskapsbrist (DD), (Gärdenfors 2005). Listan följer IUCN (2001) och samma kriterier används över hela världen.
Spridningszon	Område som inte (nödvändigtvis) i övrigt utgör lämplig levnadsplats för arten, men där spridning är möjlig. Samma innebörd som spridningslänk eller spridningskorridor, där det sistnämnda dock samtidigt innebär en linjär form.

Innehåll

FÖRORD	5
1 INLEDNING	6
1.1. UPPDRAG OCH SYFTE	7
1.2. AVGRÄNSNINGAR	7
2 BAKGRUND	9
2.1. STOCKHOLMS EKOLOGISKA INFRASTRUKTUR OCH VÄXT- OCH DJURLIV	9
2.2. HABITATFÖRLUST, FRAGMENTERING OCH METAPOPOPULATIONER	11
2.3. VÄTMARKER	11
2.4. GRODDJUR	12
2.4.1 <i>Hoten mot groddjur</i>	12
2.4.2 <i>Groddjurens livscykel</i>	13
2.4.3 <i>Spridningsförmåga hos groddjur</i>	14
2.4.4 <i>Lämpliga arter för analys i Stockholmsregionen</i>	14
3 METOD FÖR LANDSKAPSEKOLOGISK ANALYS	16
3.1. MILJÖMÅL SOM UTGÅNGSPUNKT	16
3.2. VAL AV STUDIEOBJEKT	18
3.3. GIS-BASERADE HABITATMODELLER	19
3.4. UTVÄRDERING AV SCENARIO	19
4 RESULTAT	21
5 DISKUSSION	27
5.1. ÄR RESULTATEN, METODEN OCH MODELLERNA GENERALISERBARA?	27
5.2. JÄMFÖRELSE MED TIDIGARE STUDIER	28
5.3. FELKÄLLOR	28
5.4. TOLKNING OCH ANVÄNDNING AV RESULTAT OCH METOD	29
5.4.1 <i>Habitatförlust och isolering</i>	29
5.4.2 <i>Effekter på habitatnätverk i Stockholm</i>	30
5.4.3 <i>Optimistiska eller pessimistiska profiler?</i>	31
5.5. VIDARE STUDIER	31
6 SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER	32
7 REFERENSER	33
7.1. KONTAKTADE PERSONER	35
8 BILAGOR	36

Förord

Denna rapport utgör en slutrapportering av samarbetsprojektet och uppdraget ”Handläggarstöd för landskapsekologiska effektbedömningar”, vilket genomfördes hösten 2005 på uppdrag av Miljöförvaltningen, Stockholms stad. Den redovisar en metodstudie och utveckling av ett prognosverktyg, vilket är avsett att användas som ett underlag för integrering av landskapsekologiska aspekter på biologisk mångfald i planering, miljöbedömning och miljöövervakning.

Rapporten är författad av Ulla Mörtberg, Andreas Zetterberg och Berit Balfors, Miljöbedömningsgruppen, Institutionen för Mark- och vattenteknik, Kungliga Tekniska Högskolan (KTH) i Stockholm. Isobel Oliver, studerande vid Uppsala Universitet, har digitaliserat förekomst av bullerskärmar - ett viktigt underlag till våra spridningsmodeller - vilket vi är mycket tacksamma för.

Projektet har drivits genom ett samarbete mellan Miljöförvaltningen i Stockholms stad och KTH. Kontaktperson och projektledare vid Miljöförvaltningen har varit Susann Östergård. I Miljöförvaltningens referensgrupp ingick Anja Arnerdal, Gunilla Hjorth, Nicklas Johansson och Christina Wikberger från Miljöförvaltningen, Anna Gustafsson och Ulrika Egerö från Stadsbyggnadskontoret, Maria Carlsson från Hägerstens stadsdelsförvaltning samt Stefan Lundberg från Naturhistoriska riksmuseet.

1 Inledning

Städer och tätortsnära områden kan hysa höga värden för biologisk mångfald (Miller och Hobbs 2002, Mörtberg 2004). Bevarandet av naturvärden och biologisk mångfald ingår i flera av riksdagens miljökvalitetsmål (prop. 2002/03:35). Ett särskilt miljökvalitetsmål för biologisk mångfald, ”Ett rikt växt- och djurliv”, tillkom i november 2005 (prop. 2004/05:150). Vidare är det enligt miljökvalitetsmålet ”En god bebyggd miljö” viktigt att bevara naturvärden och biologisk mångfald även i och kring städer. Stockholms stad har antagit lokala miljömål, där flera av de ingående delmålen berör bevarandet av biologisk mångfald (Stockholms stad 2003). I Stockholms stad finns dessutom ett särskilt mål för bevarande av biologisk mångfald (Stockholms stad 1999).

Beslut som medför ändringar i mängd och mönster hos naturliga livsmiljöer i landskapet påverkar de ekologiska processerna och de arter som lever där. För att landskap ska vara ekologiskt hållbara, krävs att landskapets struktur stöder de ekologiska processer som behövs för att det ska kunna leverera ekosystemtjänster, däribland upprätthålla biologisk mångfald i framtiden (Opdam m.fl. 2005). Förlust och fragmentering av naturliga livsmiljöer utgör allvarliga hot mot biologisk mångfald. Dessa processer orsakas bland annat av förändrad markanvändning, som sker vid exempelvis urbanisering. Därför har landskapsekologiska aspekter på planering och miljöbedömning många gånger framförts som önskvärda för att uppnå en hållbar samhällsutveckling (t.ex. Opdam m.fl. 2002, 2005).

Metoder med inriktning mot landskapsekologisk analys, planering och miljöbedömning har utvecklats bland annat av Mörtberg, (1996), Löfvenhaft och Ihse (1998), Löfvenhaft m.fl. (2002), Vos m.fl. (2001), Opdam m.fl. (2002), Mörtberg m.fl. (2006). En heltäckande landskapsekologisk analys innebär att den ekologiska infrastrukturen identifieras, som består av kärnområden med höga naturvärden, vilka är sammanlänkade med spridningszoner (t.ex. Löfvenhaft och Ihse 1998, Stadsbyggnadskontoret 1997, 2004 opubl.). Denna kan byggas upp av nätverk av livsmiljöer (habitat) för olika artgrupper. Därigenom kan man ta hänsyn till de krav som dessa artgrupper kan ställa på mängd, kvalitet och sammanbindningsgrad av habitat i landskapet, vilket är viktiga villkor för arters fortlevnad (Opdam m.fl. 2003). Frågor som kan behandlas i en landskapsekologisk analys är exempelvis om de befintliga arealerna av lämpliga habitat räcker för långsiktig överlevnad för populationer av olika arter och hur kontakterna mellan habitat ser ut inom området och i omgivande landskap. Man kan även studera hur kontakten mellan områden påverkas av olika landskapselement, befintliga och planerade. Landskapselementen kan utgöras av alltifrån bebyggelse och vägar till våtmarker eller torrbackar. Genom att fokusera på landskapet i analysen tas inte hänsyn till administrativa gränser eller markägande, utan endast till förutsättningarna för den biologiska mångfalden.

Den landskapsekologiska analysen kan ligga till grund för landskapsekologisk planering, miljöbedömning och miljöövervakning. Då väger man samman de anspråk som de studerade naturtyperna och artgrupperna har, för att få en samlad bild av kärnområden och hur de hänger samman. Kärnområden och spridningszoner kan naturligtvis se väldigt olika ut beroende på vilka naturtyper, arter och/eller artgrupper man fokuserar på, eftersom habitatkrav och spridningsförmåga varierar mycket. När landskapsekologisk analys används i planeringssammanhang, är det därför viktigt att den görs på ett sådant sätt att alla relevanta naturtyper får utrymme, eftersom de många gånger inte sammanfaller rumsligt med varandra.

1.1. Uppdrag och syfte

Miljöbedömningsgruppen vid institutionen för Mark- och vattenteknik, KTH, har av Miljöförvaltningen, Stockholms stad, fått i uppdrag att ta fram ett prognosverktyg som ska fungera som handläggarstöd för miljöbedömningar. Det utgör samtidigt en uppföljning av arbetet med Stockholms ekologiska infrastruktur (Stadsbyggnadskontoret 2004, opubl.). Forskning kring liknande frågeställningar bedrivs i projektet "Prediktionsverktyg för biodiversitet i miljöbedömningar" (PROBE), inom Miljöbedömningsgruppen, vilket finansieras av Naturvårdsverket. Projektet är en del av forskningsprogrammet "Naturvårdskedjan", som drivs av Centrum för Biologisk mångfald, SLU Ultuna och Uppsala Universitet. Syftet med PROBE-projektet är att utveckla kunskap och metoder för att ta hänsyn till naturvärden och biologisk mångfald i planering och miljöbedömningar. De områden som hittills studerats i PROBE har huvudsakligen berört stadsnära landsbygd. I och med samarbetet med Stockholms stad kan även prognosverktyg för stadsmiljöns ekologiska infrastruktur utvecklas.

Syftet med detta uppdrag var att utveckla en prototyp till ett prognosverktyg som ska kunna användas som handläggarstöd. Den långsiktiga visionen med ett dylikt prognosverktyg är att underlätta vid bedömning av hur Stockholms stads utveckling påverkar den biologiska mångfalden på landskapsnivå, och hur utvecklingen kan förenas med bevarande och förstärkning av Stockholms biologiska mångfald. Det ska också kunna användas som ett prioriteringsstöd så att resurserna riktas till de åtgärder som mest gynnar biologisk mångfald. Prognosverktyget ska kunna användas inom flera av Miljöförvaltningens verksamhetsområden, så som miljöövervakning, för att bl.a. beskriva den biologiska mångfaldens tillstånd och för uppföljning av stadens mål för biologisk mångfald. Prognosverktyget ska även kunna användas inom fysisk planering, genom granskning av områdes- och detaljplaner och för framtagande av underlag för miljökonsekvensbeskrivningar. Även inom andra förvaltningars och bolags verksamhet kan prognosverktyget komma till nytta, t.ex. vid övergripande fysisk planering samt vid upphandlingar och investeringar. Det kan även användas som prioriteringsstöd vid restaurering av naturmark eller som stöd till konsulter som gör miljöbedömningar och landskapsanalyser.

Exempel på konkreta problemställningar som prediktionsverktyget kan vara vägledande vid:

- Var finns särskilt värdefulla livsmiljöer utifrån representativa arter eller artgrupper, dvs. livsmiljöer av sådan kvalitet och kvantitet att de stöder arternas fortlevnad i landskapet?
- Var finns särskilt viktiga spridningsvägar för representativa arter eller artgrupper, som kan fungera som länkar mellan livsmiljöer i landskapet?
- Var bör exploatering särskilt undvikas för att inte negativa effekter för populationer av prioriterade arter ska uppstå?
- Till vilka markområden ska exploatering styras för att bevara biologisk mångfald på landskapsnivå?
- Var bör en kompensationsåtgärd för skada på naturvärden ske?

1.2. Avgränsningar

Den övergripande ambitionen med en landskapsekologisk analys för planering, miljöbedömning och miljöövervakning är ett fullt utvecklat verktyg som hanterar alla viktiga

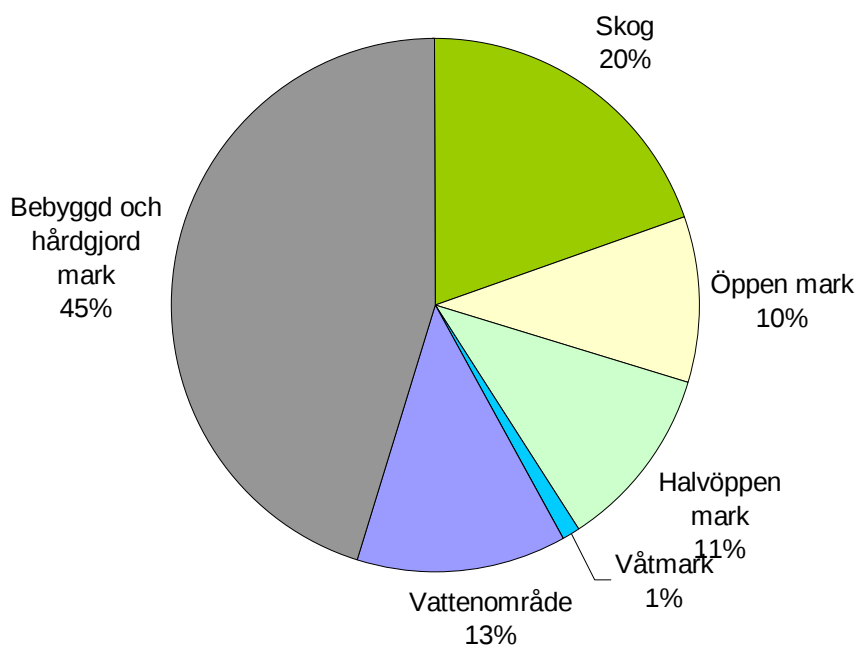
naturtyper i Stockholms stad. Uppdraget bakom denna rapport måste dock av tidsskäl avgränsas till metodutveckling och utveckling av en prototyp, samt till att med endast en fokusart som exempel åskådliggöra tillvägagångssätt och utdata. Prototypen är ingen färdig produkt, utan en illustration av en lösning som är tänkt att användas för att utvärdera metoden och tankarna bakom prognosverket. Studien kan därför ses som en startpunkt för ett större arbete, där metoden och prognosverket kan utvecklas vidare och en mer komplett uppsättning naturtyper och ekologiska profiler kan tas med i analysen.

2 Bakgrund

2.1. Stockholms ekologiska infrastruktur och växt- och djurliv

Stockholms stads grönstruktur utgör en av förutsättningarna för stadens ekologiska infrastruktur. Gröna kilar av naturmark sträcker sig från landsbygden in mot stenstaden, med relativt stora grönområden och vatten nära stadens centrum. Ur landskapsekologisk synvinkel är det i och omkring Stockholms större naturområden de särskilt värdefulla kärnområdena och spridningszonerna finns. De har avgörande betydelse för att långsiktigt kunna bevara Stockholms biologiska mångfald och de är samtidigt mycket viktiga för friluftsliv, rekreation, undervisning och som estetiska inslag i landskapsbilden. I kommunens inre delar finns ett ”grönt nätverk” av parker, rester av naturmark och liknande, vilka utgör förutsättningen för Stockholms *inre* ekologiska infrastruktur. Även i den finns värdefulla lokala kärnområden, spridningszoner och andra höga naturvärden samt höga värden för människors hälsa.

Kommunens totala yta uppgår till drygt 21 800 ha, varav ca 55% utgörs av grön- och blåstrukturen. Grönstrukturens yta exkluderar hårdgjord mark och i denna klassificering även gles bebyggelse som t.ex. villatomter. Bakgrunden till denna klassificering är att staden inte har rådighet över all gles bebyggelse (Miljöförvaltningen 2005, opubl.). De naturvärden som kan finnas på t.ex. en tomt kan snabbt försvinna om en ny ägare omvandlar markanvändningen eller skötseln. Markfördelningen inom Stockholms grönstruktur framgår av figur 1.

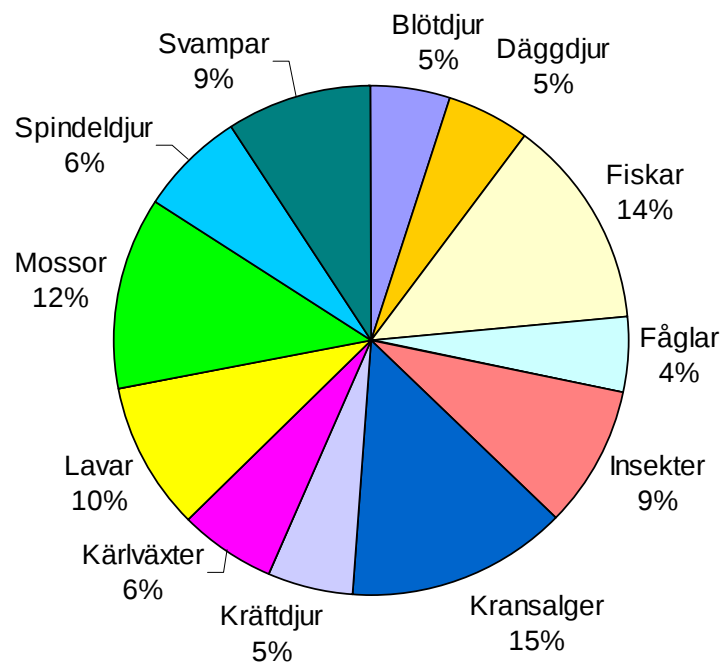


Figur 1. Markfördelning enligt analys av biotopkartan (Miljöförvaltningen 1999a, 2005, opubl.).

Den areella trenden för grönstrukturen är negativ (Miljöförvaltningen 2005, opubl.). Idag återstår endast rester av det skogs- och odlingslandskap som under tidigare epoker upptagit stora delar av Stockholms yta. Mellan åren 1975-1990 minskade naturmarken, enligt mätningar från 1997 (Miljöförvaltningen 1997), med i genomsnitt 50 ha om året pga. exploatering. Stadsbyggnadsnämnden angav i en redovisning för 1997 att 7-10 ha obebyggd mark hade tagits i anspråk för bebyggelse detta år. Infrastrukturen tar i anspråk avsevärda delar av storstadens mark. Många grönområden är genomkorsade av större vägar och spår. År 1995 upptog gatunätet, med biltrafikytor samt gång- och cykelbanor, enligt statistik från Utrednings- och statistikkontoret (1995) cirka 10 procent av markytan i Stockholm – dvs. ungefär lika stor andel som år 2005 skyddats som naturreservat. Till detta ska läggas störningszoner, bl.a. i form av bullerstörda områden, utmed vägar och spår.

Av stadens sammanhängande naturområden är det bara 25 som är större än 10 ha, av vilka 10 är större än 100 ha. Förtätningen innebär att mycket av den *inre* ekologiska infrastrukturen exploateras och förlorar i värde eller försvinner. Även större grönområden, t.ex. Sätterskogen som utreds för naturreservatsbildning, naggas i kanten. Försvinnandetakten för särskilt värdefulla grönområden saknar aktuella siffror, då ingen heltäckande naturvärdesbedömning genomförts.

Trenderna för de arter som utpekats som *skyddsvärda* i Stockholms stad kan tjäna som måttstock för trenderna för Stockholms flora och fauna i stort. Dessa arter har samlats i Artarken, som är en GIS-baserad databas med registreringar av alla förekomster av ett urval arter i Stockholms stad (Miljöförvaltningen 1999b). Dessa arter är ofta känsliga och reagerar tydligast på förändrade livsvillkor. Analyser i Artarken anger att närmare hälften (ca 350 st.) av de skyddsvärda växt- och djurarter som historiskt (fr.o.m. 1600-talet) finns noterade i Stockholm kan vara försvunna från staden idag, se figur 2. Minskningstakten är svår att mäta, men mycket tyder på att en omfattande artutarmning skett under senare delen av 1900-talet, framför allt vad gäller kransalger, fiskar, mossor, lavar, svampar och insekter. Många arter



Figur 2. Andel arter som ej återfunnits efter 1990, enligt analys av Artarken (Miljöförvaltningen 1999b, 2005, opubl.).

som fortfarande finns kvar i kommunen har gått tillbaka kraftigt och förekommer idag endast på ett begränsat antal lokaler. Nyetablering och beståndsökningar har inte skett i motsvarande takt (Miljöförvaltningen 2005, opubl.).

2.2. Habitatförlust, fragmentering och metapopulationer

När staden växer och förtätas medför det att livsmiljöer för populationer av olika arter krymper och fragmenteras eller försvinner helt. Detta får konsekvenser för vilka möjligheter populationer av arter, som är knutna till dessa livsmiljöer, har att fortleva i landskapet. Med population menas individer av samma art som påverkar varandra, och som kan reproducera sig med varandra. När en population är geografiskt uppdelad i delpopulationer, som har ett visst begränsat utbyte av individer sinsemellan genom spridning, kan man beteckna den som en metapopulation (Hanski och Gilpin 1997). Om utrymmet för en sådan delpopulation krymper, så att dess storlek minskar, ökar risken att den dör ut. Det kan bero på direkta miljöfaktorer i området (en extrem vinter kan räcka för att slå ut en population av vissa arter lokalt) eller på sikt (om antalet individer är för få) på grund av inavelsdepression och genetisk utarmning.

Lämpliga men "obebodda" habitatfragment kan, vid rätt förutsättningar, återkoloniserar av individer från andra delpopulationer. Det krävs dock att själva habitatfragmentet fortfarande är lämpligt, samt att det inte är alltför isolerat. Denna s.k. metapopulationsdynamik där lokala delpopulationer försvinner och återuppstår med jämna mellanrum är inte ovanlig och på detta vis kan hela metapopulationen fortleva i landskapet över tid. Hela metapopulationen är dock ofta känslig och om tillräckligt många eller kritiska delpopulationer påverkas negativt kan hela metapopulationen påverkas negativt. Denna negativa påverkan kan utgöras av habitatförlust, som gör delpopulationer små och instabila, och/eller isolering, som hindrar återkolonisering av lämpliga men tomma habitatfragment. Det förekommer även att vissa delpopulationer (s.k. källor) producerar ett överskott av individer, som koloniserar omgivande habitatfragment när områdets bärförmåga har uppnåtts. Andra delpopulationer fungerar som s.k. sänkor, genom att de dör ut med jämna mellanrum, så att om arten ska finnas i området över tid krävs att det ständigt återkoloniserar från en källpopulation.

2.3. Våtmarker

Våtmarker är en typ av biotop som minskat i landskapet i modern tid, mycket på grund av utdikning för jord- och skogsbruk. I urban miljö tillkommer dessutom andra former av markanvändning, exempelvis vägar och bebyggelse med hårdgjorda ytor, vilka genererar dagvatten som oftast leds bort i kulvertar. Detta sammantaget har lett till, att mängden våtmarker i dagens landskap är ytterst sparsam och fragmenterad jämfört med hur det sett ut tidigare i historien (Sveriges Nationalatlas 1996). Därigenom har också många organismer som är knutna till våtmarker minskat och blivit sällsynta.

I Stockholm finns 419 ha våtmark som fördelas på vattenområde med vass, vattenområde med flytbladsvegetation, öppen myr, trädklädd myr, sumpskog och fuktig gräsmark (Miljöförvaltningen 1999a, utdrag 2005). Minst ett 50-tal våtmarksarter finns dokumenterade i Artarken från 1900-talet. Främst rör det sig om kärlväxter, fåglar och groddjur. Våtmarkerna hör till de mest sällsynta biotoperna i Stockholm. Förutom att de har byggts bort så förekommer ofta schaktmassor eller sopor som lämnats i våtmarken. De kvarvarande våtmarkerna är även ofta utdikade och stadda i igenväxning. Flertalet arter noterade i Artarken visar på en nedåtgående trend eller rent av försvinnande (Miljöförvaltningen 2005,

opubl.). Eventuellt har markförsurningen och miljögifter bidragit till utarmningen i dessa biotoper. Restaureringar av våtmarker har på senare år skett i bl.a. Söderort och Nationalstadsparken.

2.4. Groddjur

Groddjuren har valts som studieobjekt i detta projekt. Utöver det faktum att groddjuren är hotade såväl globalt som regionalt bjuder de på stora pedagogiska värden, och alla groddjursarter som finns i Stockholms stad är upptagna som skyddsvärda enligt Artarken (Miljöförvaltningen 1999b). Groddjuren har även tidigare använts som indikatorer på biologisk mångfald i Stockholm (Stadsbyggnadskontoret 1997, Löfvenhaft m.fl. 2004) och mycket material finns framtaget kring dessa. Tidigare studier har visat att groddjur, liksom andra artgrupper, kan påverkas av såväl lokala som mer landskapsrelaterade effekter. Vi har i denna rapport valt att fokusera på de landskapsrelaterade. Sjögren-Gulve (1995) visade att brunrodorna och vanlig padda förekom i utbredningsmönster som visade spår av isoleringseffekter. Denna studie konstaterade att möjliga lekplatser som låg längre ifrån närmaste andra lekplats, också användes i mindre utsträckning. Vår studie för detta resonemang vidare. Vi har här använt oss av biotopkartan (Miljöförvaltningen 1999a) och det faktum att groddjur rör sig olika lätt genom olika biotoper och underlag, för att ta fram GIS-baserade prognosverktyg. Dessa kan på ett tydligt sätt åskådliggöra var sammanhängande habitatnätverk finns, hur de kan förbättras och hur de kan tänkas påverkas av förändringar i markanvändningen.

2.4.1 Hoten mot groddjur

Under de senaste decennierna har hoten mot groddjur särskilt uppmärksamats. Ett flertal rapporter behandlar groddjurens kraftiga minskning i världen och sammantaget anses nu groddjuren vara mer hotade än fåglar och däggdjur (t.ex. Beebee och Griffiths 2005). De flesta berörda groddjur lever i tillsynes orörda områden i tropikerna och ofta på hög höjd och där hänför man ofta orsakerna till rådande klimatförändring eller sjukdomar. Dock minskade även europeiska groddjurspopulationer kraftigt på ett mycket tidigt stadium (Houlahan m.fl. 2000). De kraftiga populationsnedgångarna av våra europeiska arter började redan under mitten av 1900-talet och ofta anges förändringar i markanvändning som de främsta orsakerna (Carrier och Beebee 2002). Även i Sverige har grodorna blivit så få att de flesta arterna nu är hotade (Gärdenfors 2005). Speciellt anges intensifieringen av jordbruket, utdikning av våtmarker och effekter relaterade till urbanisering som orsaker till minskningen, t.ex. biotopförändringar och trafik (Loman 2004).

När man försöker prognostisera hoten mot djur och växter skiljer man alltså ofta på landskapsvariabler och lokala ("within-site") variabler. För groddjur fann Beebee (1985) att landskapsvariabler var bättre i prognossammanhang än lokala variabler. Knutson m.fl. (1999) menar dock att en prognos effektivitet ofta är begränsad om man enbart tittar på landskapsvariabler. Trafiken är ett exempel på en faktor som kan spela stor roll för såväl lokala variabler som landskapsvariabler. Lokalt kan trafik exempelvis försämra vattenkvaliteten i lekhabitat genom höga nitrit-/nitratvärden. På landskapsnivå är den ett uppenbart problem i urbaniserande regioner där den tillsammans med bebyggelse och andra biotopförändringar mellan groddjurens lekplatser leder till fragmentering och ökad isolering av populationer. Vid urbanisering är fragmentering och direkt habitatförlust de primära orsakerna till minskad artrikedom bland groddjur (McKinney 2002). På grund av sina ofta väldigt små effektiva populationsstorlekar (dvs. det är få individer som faktiskt reproducerar

sig) är groddjur speciellt känsliga för minskad genetisk variation (Frankham m.fl. 2002, Rowe och Beebee 2003). Detta gör att groddjur har en särskilt sårbar populationsstruktur, speciellt i fragmenterade landskap (Carrier och Beebee 2002). Eftersom det idag finns få bra livsmiljöer kvar är dessa ofta isolerade från andra och i takt med att vandringsvägarna skärs av ökar isoleringen.

Trafik kan, vid sidan av funktionen som barriär (t.ex. då bullerplank är uppförda eller då störningen är så kraftig att de enskilda djuren vänder om), även orsaka att en närliggande population fungerar som en sänka i en populationsstruktur. I de fall då djuren inte räds vägen utan försöker ta sig över utsätts de för mycket hög risk att bli överkörda. Vos och Chardon (1998) fann en signifikant negativ effekt av trafikintensitet på sannolikheten att en intilliggande lekplats skulle användas av åkergrodor (*Rana arvalis*). Fahrig m.fl. (1995) visade att totalantalet döda grodor var högre på vägar med låg trafik (500-3500 fordon/dygn) än med hög trafik (8500-13000 fordon/dygn) men att sannolikheten att bli dödad var över 80% i genomsnitt även för vägar med låg trafik. När Hels och Buchwald (2001) kontrollerade utfallet av den ofta använda metoden att räkna antalet döda djur på vägen, fann de dålig överensstämmelse med kontrollvärden och man fann bara mellan 7% och 67% av de djur som faktiskt hade blivit överkörda. De menar att trafiken sannolikt dödar fler groddjur än vad man tidigare har ansett. De fann också att sannolikheten att bli dödad ökar ju långsammare djuret i fråga rör sig.

2.4.2 Groddjurens livscykel

I mars-april när groddjuren i Stockholmstrakten vaknar till liv söker sig hanarna oftast direkt till sina lekplatser i princip utan att äta (Andrén pers. komm. 2005, Loman pers. komm. 2005, Sjögren-Gulve pers. komm. 2005, Malmgren pers. komm. 2005). Den vanliga grodan är först ut till lekplatsen och följs av mindre vattensalamander, vanlig padda och åkergroda. När en hona visar sig parningsvillig klättrar hanen upp på hennes rygg och klänger sig fast. I den vanliga paddans fall kan det röra sig om flera hanar som klättrar upp samtidigt och detta sker ofta redan under vandrigen till leklokalen vilket gör att överlastade honor med beundrarskara löper stor risk att bli överkörda.

Den vanliga paddan söker sig normalt till djupare och större vatten än brunrodorna (vanlig groda och åkergroda) och leker även där det kan finnas fisk. Brunrodorna å andra sidan söker sig ofta till mindre vatten, tillfälliga pölar och dammar som är solbelysta en stor del av dygnet. Mindre vattensalamander kan välja liknande miljöer men är ännu mer beroende av att vattensamlingen inte torkar ut. Den större vattensalamandern väljer helst större dammar med klart vatten och mycket vegetation. Grodornas och salamandrarnas larver är, till skillnad från vanlig padda, känsliga för fisk och kräftor i lekvattnet.

Vandrigen till lekplatsen kan komma igång plötsligt när förhållandena är rätt. Lite varmare väder i kombination med regn kan leda till massvandringar av groddjur från övervintringsplatsen till lekplatsen. De olika arterna rör sig olika bra beroende på biotop och terräng. Paddan är mindre känslig för uttorkning och kan röra sig längre sträckor i torrare områden. Grodorna är avsevärt mycket bättre på att hoppa och tar sig lättare över hinder längs marken som lägre murar, järnvägsräls, blockerande vegetation och trottoarkanter. Dessa skillnader innebär att grodor, paddor och salamandrar kan röra sig olika långt från övervintringsplats till lekplats med den energi de har kvar efter övervintringen.

Efter befruktningen lägger brunrodorna sina ägg i romklumpar och bollar medan paddan lägger sina ägg i långa strängar, gärna längs vass, halvgräs och flytbladsvegetation. Hos

vattensalamandrarna rullar honorna in äggen i blad på vattenväxter. Det tar normalt ett par veckor för grod- och paddäggen att kläckas och ynglen lever därefter av alger och döda växter. Det tar två till tre månader för ynglen att nå metamorfos (förvandling) för att därefter kunna ta sig upp på land.

Efter metamorfos rör sig de små årsungarna upp på land och ansluter sig till de äldre djuren. Grodor och paddor äter nu upp sig inför övervintring. Främst livnär de sig på insekter och insektslarver men även mindre sniglar och maskar. Habitatkraven vad gäller areal varierar beroende på ålder och art samt beroende på födotillgång, som kan variera från år till år. Loman (pers. komm. 2005) uppskattade att 100 kvadratmeter sommarhabitat (dvs. dammar, våtmarker, skogar (främst löv), betesmarker, andra träd- och buskbärande marker, m.m.) är fullt tillräckligt för en brungröda eller padda under hela perioden fram till övervintring. Dock har han sett så många som 1000 smågrodor på en hektar lövskog. De äldre groddjuren rör sig normalt inte många hundra meter från lekplatsen men yngre kan mycket väl göra det (t.ex. Sjögren-Gulve och Ray 1996). Beroende på art och kön tar det två till fyra år innan de själva fortplantar sig och under denna tid rör sig en del av juvenilerna bort från sin födelseplats och söker nya lekplatser (Andrén, pers. komm. 2005). Samtliga arter är därefter mycket trogna sina lekplatser och Malmgren (pers. komm. 2005) har observerat vattensalamandrar som passerar lämpliga lekvatten på väg till ”sin” lokal.

Såväl grodor som paddor och vattensalamandrar övervintrar ofta nergrävda i jorden, ibland i gamla sorkgångar och andra håligheter eller i diken. I dessa fall gräver de ner sig några decimeter till platser som är lättgrävda, håller värmen (t.ex. nära lövhögar eller döda träd som värmer upp omgivningen vid nedbrytning), är syrerika och inte för torra. Vanlig padda och vanlig groda kan även övervintra på botten av småvatten i mån av syre och det är möjligen individer som övervintrat på detta sätt som man ibland har observerat i vatten längre ut från strandkanten (Andrén, pers. komm. 2005).

2.4.3 Spridningsförmåga hos groddjur

Som nämnts i kapitel 2.4.2. kan olika groddjur vandra olika långt till lekplatsen om våren och längden beror bland annat på typen av biotop och terräng som djuret rör sig genom. Många studier har gjorts kring spridningsstrategier och avstånd till och från lekplatser (t.ex. Sinsch 1988, 1990, Reading m.fl. 1991, Malmgren 2002). Få studier har dock gjorts som försöker relatera underlaget eller biotopen till spridningsavståndet. En padda kan under vårvandringen t.ex. röra sig 2 km genom optimala marker (t.ex. fuktlövskog med slätt fältskikt eller bäckar och diken) men kanske inte orkar mer än 200 meter längs en järnvägsbank med makadam (Andrén, pers. komm. 2005). Såväl Ray m.fl. (2002) som Joly m.fl. (2003) har använt sådan kunskap för att på ett noggrannare sätt förutsäga vanlig paddas utbredningsområde kring en lekplats, genom att använda GIS-baserad information om vegetation och annan marktäckedata och uppskattade spridningsavstånd för respektive marktäckeklass. Genom Stockholms stads tillgång till en detaljerad biotopkarta med flera nivåer (Lövenhaft och Ihse 1998, Miljöförvaltningen 1999a) ges förutsättningar för att utveckla denna metodik ytterligare.

2.4.4 Lämpliga arter för analys i Stockholmsregionen

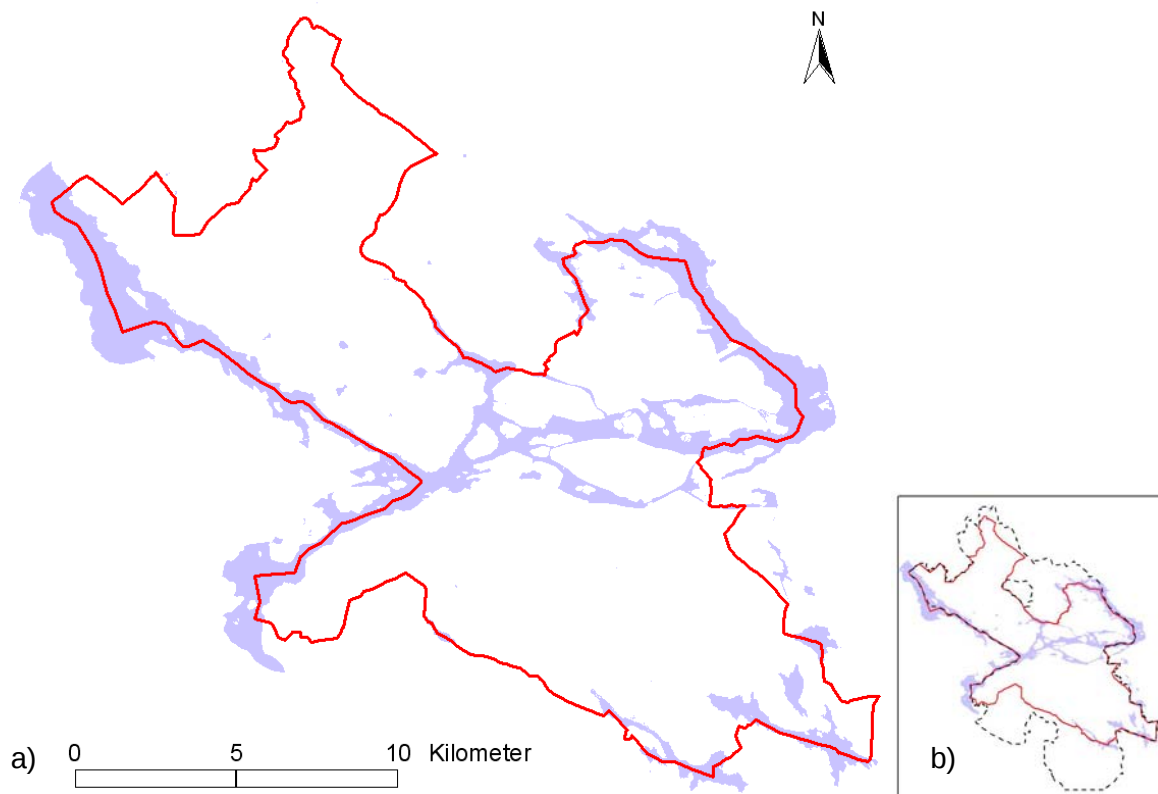
I Stockholms län återfinns sex av våra tretton arter av groddjur. Vid sidan av gölgroda (*Rana lessonae*) med en liten population i de norra delarna av länet finns vanlig groda (*Rana temporalis*), åkergroda (*Rana arvalis*), vanlig padda (*Bufo bufo*), mindre vattensalamander (*Triturus vulgaris*) och större vattensalamander (*Triturus cristatus*). Samtliga dessa är beroende av både

land- och vattenmiljöer under livscykeln (se kapitel 2.4.2) och samtliga förökar sig i vatten. Vidare är samtliga växelvarma och andas delvis genom huden, som måste hållas fuktig för att kunna hantera detta gasutbyte. De har dock lite olika preferenser när de gäller lekvatten, sprider sig olika långt från dessa under sommaren samt föredrar spridning genom olika biotoper och terräng, och kan därmed övervintra olika långt bort från lekplatsen.

För att klara av att nå uppsatta mål inom den snäva tidsramen för uppdraget, valde vi att fokusera på vanlig padda (*Bufo bufo*), men en diskussion kring generaliseringen av resultaten följer och metoden som sådan är tillämpbar för helt andra artgrupper. Paddan är inte lika känslig för fisk och kräftor tack vare att larverna är giftiga, vilket gör att den kan hantera fler typer av lekvatten. Den har därmed en konkurrensfördel gentemot brunrodorna i större och djupare vatten och söker sig ofta till denna typ av lekvatten. Paddan är mer av en generalist men trots att den är den näst vanligaste groddjursarten i Stockholm är den hotad. Carrier och Beebe (2003) har sammanställt en rapport som visar att över 50 % av populationerna av vanlig padda i sydöstra England har minskat kraftigt under 90-talet, men ingen har hittills lyckats visa varför. Eftersom paddan vidare rör sig relativt långt, inte är lika känslig för fisk, är mer av en generalist men samtidigt känslig för små barriärer och trafik är den väl lämpad för landskapsekologiska studier, där mer fokus i modellen kan läggas på exempelvis fragmenteringsproblematik och mindre hänsyn behöver tas till lokala variationer.

3 Metod för landskapsekologisk analys

Studieområdet för den landskapsekologiska analysen utgjordes av Stockholms stad, se figur 3. För att få en realistisk uppfattning om habitatnätverket vid kommungränsen togs även omgivande landskap med i analysen, men redovisas inte här.

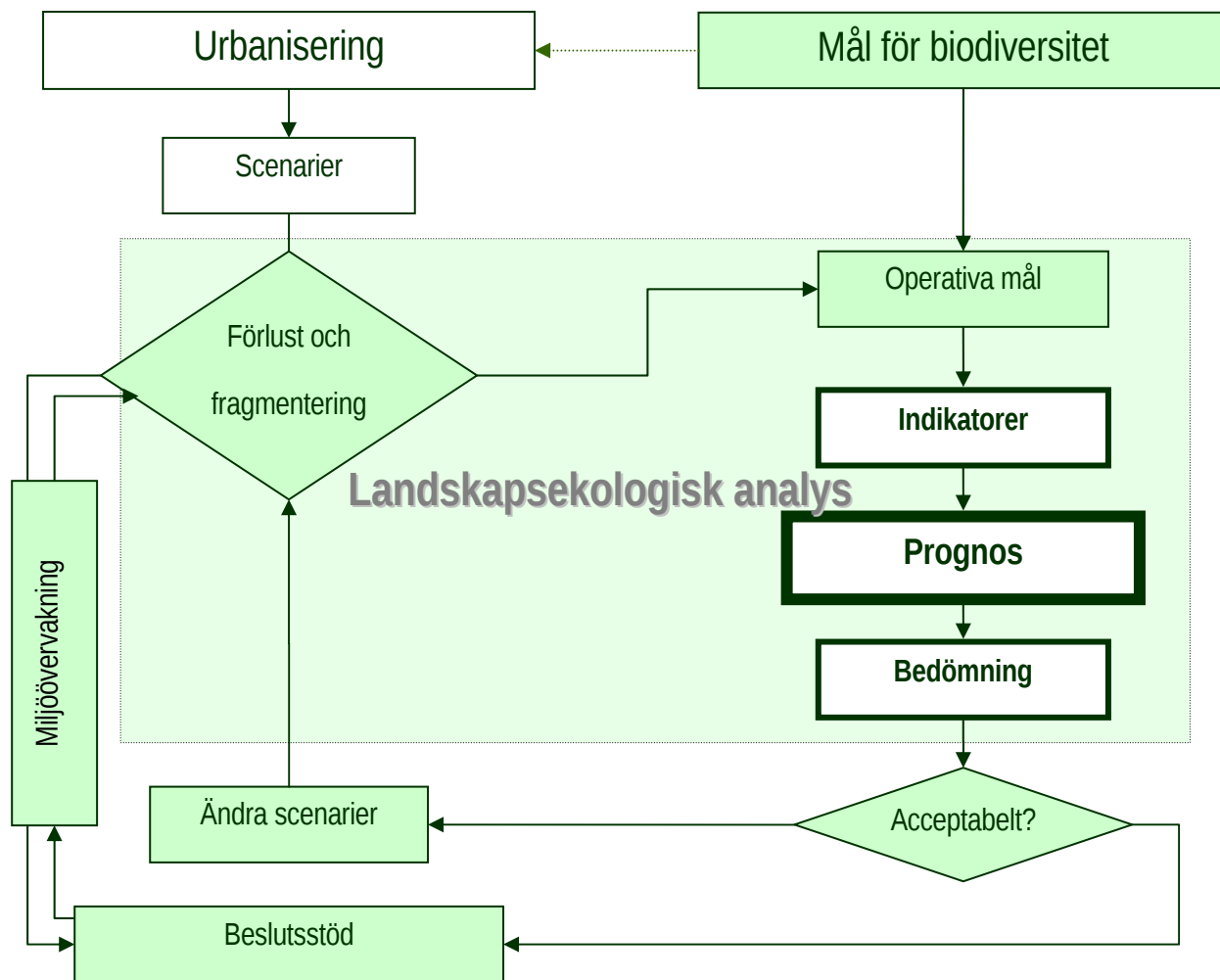


Figur 3. Studieområdet. a) Studieområdet omfattade Stockholms Stad. b) För att kunna få en realistisk uppfattning om situationen även vid gränsen till andra kommuner, togs även de närmaste omgivningarna med i analyserna. Karta visar kommungränsen (röd linje), utbredningen av biotopkartan (streckad linje, Löfvenhaft och Ihse 1998) och bakgrundsområdet (svart linje), som analyserades översiktligt med hjälp av Terrängkartan (Metria 2003).

Översiktlig metodik för landskapsekologisk analys, samt hur den kan användas och integreras i miljöbedömning, illustreras i figur 4 (Mörtberg m.fl. 2006). Planer för exploatering i form av exempelvis vägar och bebyggelse uttrycks i kartform, vilket kan ses som scenarier för framtida bebyggelse. Om scenariot medför förlust och fragmentering av naturmiljöer, kan landskapsekologisk analys användas.

3.1. Miljömål som utgångspunkt

Den landskapsekologiska analysen förankras i miljömål, som kan behöva brytas ner till operativa delmål, vilka är relevanta för planeringssituationen (figur 4). Föreliggande studie utgick från de nationella miljömålen med naturvårdsanknytning (exempelvis "Ett rikt växt- och djurliv", "Levande skogar", "Jordbrukslandskap" och "Myllrande våtmarker"), samt



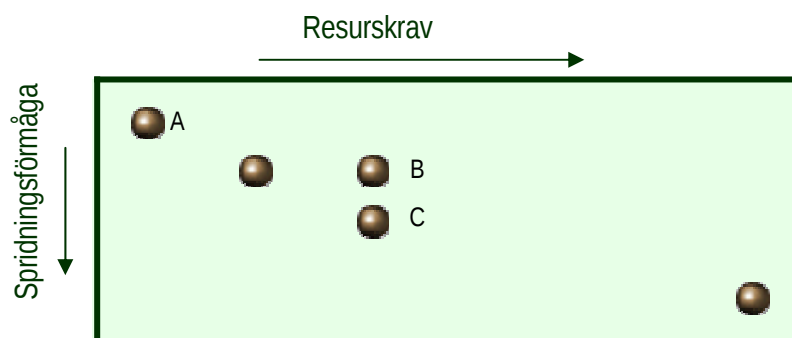
Figur 4. Metodik för landskapsekologisk analys, samt hur den kan användas och integreras i miljöbedömning (Mörtberg m.fl. 2006). Scenarier för urbanisering som medför förlust och fragmentering av naturliga livsmiljöer kan undersökas med hjälp av en landskapsekologisk analys. Denna utgår från mål för biologisk mångfald, som kan behöva brytas ner till operativa mål, lämpliga för planeringssituationen. För att mäta hur utvecklingen förhåller sig till målen behövs någon form av mått eller indikatorer. För indikatorerna, i denna studie habitatnätverk för funktionella artgrupper, görs en rumslig prognos med hjälp av GIS-baserade habitatmodeller, för nuläget och för scenariot. Resultatet i form av förändringar av habitatnätverken bedöms och används som beslutsunderlag. Möjligheten finns här att ändra scenariot för att minska negativa effekter på biologisk mångfald på landskapsnivå, och även att förstärka habitatnätverken. Beslutsstödet kan även utgöra underlag för miljöövervakning. Denna studie har främst behandlat frågor kring indikatorer, prognos och bedömning, med tyngdpunkt på utveckling av prognosverktyg.

miljömålet "God bebyggd miljö", enligt vilket biologisk mångfald ska bevaras även i tätortsnära områden. På lokal nivå har Stockholms stad ett särskilt mål för biologisk mångfald (Stockholms stad 1999), enligt vilket Stockholms biologiska mångfald ska bevaras och de ekologiska spridningskorridorerna skyddas. Vidare ska de skyddsvärda arter som definierats i Artarken kunna fortleva i livskraftiga populationer. Möjligheter att öka den biologiska

mångfalden ska dessutom beaktas i planprocessen. De lokala miljömålen i Stockholms stads Miljöprogram (Stockholms stad 2003) innehåller också relevanta delmål, framför allt delmål 4.3, enligt vilket ingen exploatering ska ske i mark- och vattenområden med biotoper och biologiska spridningsvägar som är särskilt värdefulla, i livsmiljöer för skyddsvärda arter enligt Artarken, eller i områden som utreds för naturskydd. Enligt delmål 4.2 ska exploatering av obebyggda mark- och vattenområden kompenseras med likvärdig natur i närområdet.

3.2. Val av studieobjekt

För att utföra analysen krävs indikatorer, som kan relatera konsekvenser av en plan till de specifika delmålen (figur 4). Dessa indikatorer väljs med utgångspunkt från att de ska kunna utgöra mått på habitatförlust och -fragmentering. För att minimera antalet rumsliga analyser som måste göras, och underlätta integreringen från enstaka arter till funktionella artgrupper, kan man arbeta med ett system av s.k. ekologiska profiler (Opdam m.fl. 2003). I en ekologisk profil grupperas arterna efter egenskaper som är viktiga för dess populationers överlevnad i landskapet (Vos m.fl. 2001). Dessa egenskaper är resurskrav, dvs. krav på kvalitet och kvantitet av lämpligt habitat (livsmiljö), spridningsförmåga samt känslighet för störningar (Opdam m.fl. 2003). Parametrarna för dylika ekologiska profiler kan åskådliggöras i s.k. ekologiska profildiagram (se figur 5) och profilerna kan exemplifieras med verkliga arter som är relevanta för studieområdet. Dessa arter kallas här ”fokusarter”, och anses inte representera andra arter men väl vissa viktiga egenskaper, som även andra arter kan ha. Rätt valda, täcker analysen av ett antal ekologiska profiler in eventuella konsekvenser på biologisk mångfald inom de viktigaste naturtyperna.



Figur 5. Ekologiska profiler. Illustration av olika ekologiska profiler, dvs en uppsättning egenskaper som avgör hur känsliga arter är för habitatförlust och fragmentering. Exempelvis art A i figuren har små resurskrav och låg spridningskapacitet, art B har medelstora resurskrav men ganska låg spridningskapacitet, medan art C har liknande resurskrav som B men bättre spridningskapacitet.

I samverkan med projektgruppen valdes att fokusera på groddjur. Dessa är knutna till våtmarker och småvatten i kombination med andra biotoper, däribland lövskog, vilka är några av de för biologisk mångfald viktigaste naturtyperna i Stockholms stad (t.ex. Löfvenhaft och Ihse 1998). Som fokusart valde vi vanlig padda (*Bufo bufo*). Paddan är, liksom alla groddjur, känslig för habitatförlust och -fragmentering, genom att den ställer krav på flera olika typer av livsmiljöer, sprider sig på marken och har en begränsad spridningsförmåga. Valet styrdes även av i vilken grad GIS-baserade miljövariabler, dvs. biotopkartan

(Miljöförvaltningen 1999a) och andra rumsliga data om miljöförhållandena svarade mot artens habitatkrav. Antal och kvalitet av observationer i Artarken (Miljöförvaltningen 1999b) påverkade i vilken utsträckning det var möjligt att utvärdera resultaten.

3.3. GIS-baserade habitatmodeller

Vid utarbetandet av habitatnätverk för fokusarten användes GIS-baserade habitatmodeller. Det innebär, att man relaterar arter eller artgrupper till GIS-baserade miljövariabler, för att sedan göra en rumslig prognos för deras potentiella utbredning (Gontier m.fl. 2005). De GIS-baserade miljövariablerna erhöles framför allt fram från biotopkartan (Miljöförvaltningen 1999a, utdrag 2005), tillsammans med Terrängkartan (Metria 2003) och data om trafikintensitet på vägar (Stockholms och Uppsala läns luftvårdsförbunds emissionsdatabas 2003). Data om bullerskärmar, som har en isolerande effekt på groddjur, hämtades från Miljöförvaltningen (1999c) och digitaliserades in.

Relationen mellan arten och miljövariablerna bestämdes genom en expertmodell, vilket innebär att parametrar för artens krav på kvalitet och kvantitet av lämpligt habitat samt spridningsförmåga togs fram från befintlig expertkunskap. Detta gjordes genom litteraturgranskning (bland annat Cedhagen och Nilsson 1991, Löfvenhaft och Ihse 1998, Edenhamn m.fl. 1999, Jordbruksverket 2005) och genom konsultation av artexpertis. Artexperter för groddjur som konsulterades var Jan Malmgren, Claes Andrén, Jon Loman samt Per Sjögren-Gulve, Naturvårdsverket.

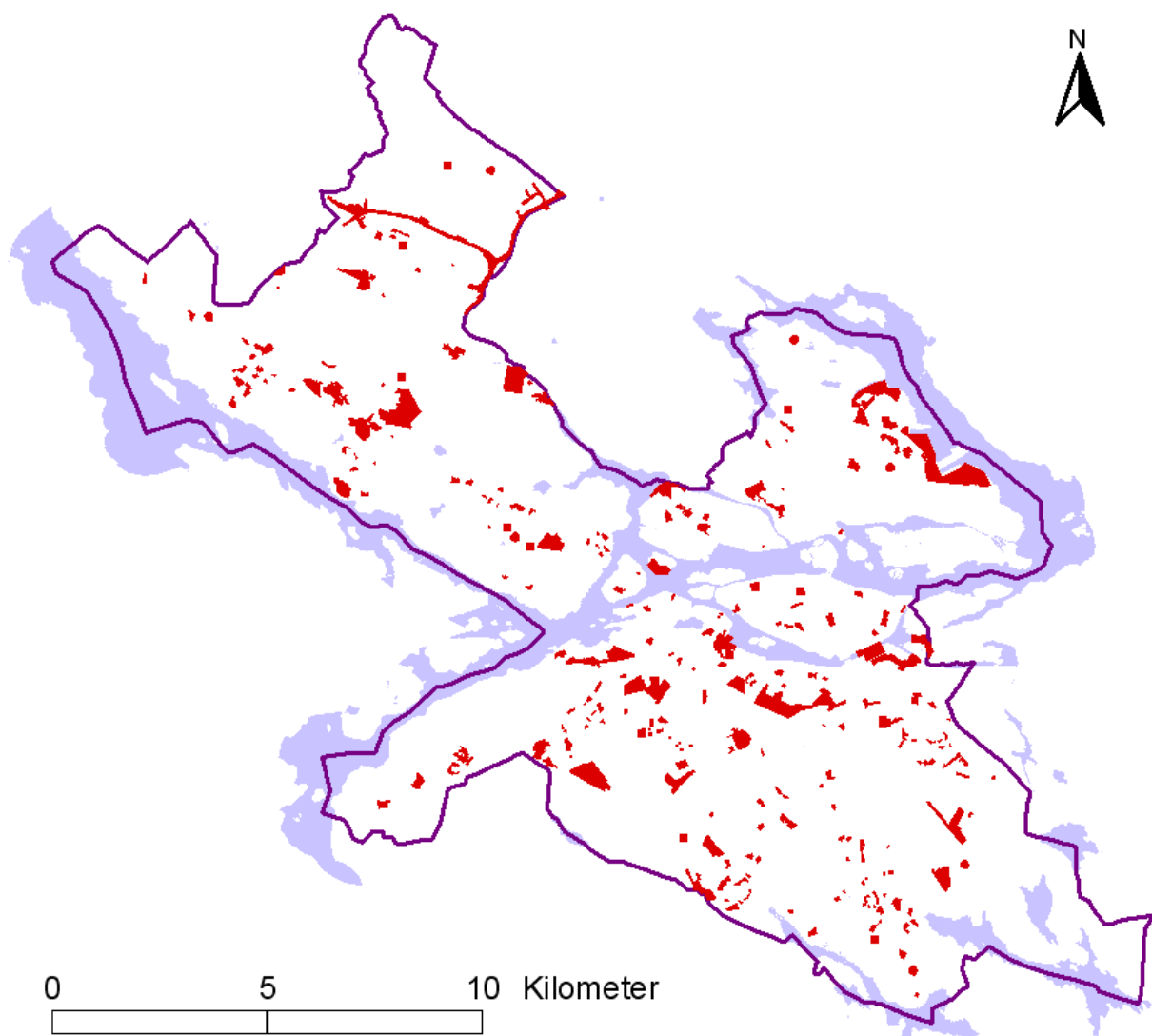
Egenskaper som är relaterade till fokusartens krav på landskapet för långsiktig överlevnad, sammanfattades i en ekologisk profil (se kapitel 3.2). Krav på kvalitet och kvantitet av lämpligt habitat (resurskrav) sammanfattades i en s.k. resursprofil. Krav på sammanbindningsgrad mellan lämpliga habitat i landskapet bestäms av artens spridningsförmåga, vilken sammanfattades i en s.k. spridningsprofil. Störningar togs inte hänsyn till i detta projekt.

Fokusartens resursprofil utarbetades genom att identifiera optimalt, suboptimalt, marginellt och olämpligt habitat under olika delar av livscykeln. Därefter omklassades biotopkartans databas och terrängkartan enligt dessa kriterier, till en habitatkarta. Vidare söktes koncentrationer av lämpligt habitat, ut genom ett s.k. rörligt fönster (McGarigal m.fl. 2002). Fokusartens spridningsprofil sammanställdes genom att identifiera spridningsmotstånd och barriärer i olika typer av biotoper och underlag. Även maximala spridningsavstånd bestämdes. Tanken bakom maximala spridningsavstånd var att gränsen för ett habitatnätverk skulle utgöras av avståndet från en lekplats som en individ kan nå under tiden från yngel till köns mogen ålder. Därefter omklassades de geografiska databaserna enligt spridningsprofilen, och s.k. friktionskartor erhöles, vilka visar spridningsmotstånd. Frikktionskartorna utgjorde underlag för spridningsanalyser, där habitatnätverkens utbredning för fokusarten togs fram m.h.a. ett kostnadsindex för spridning i landskapet. Vid GIS-analyserna användes ArcView 3.2 (ESRI 1999), ArcGIS 9.1 (ESRI 2005) och för spridningsanalyserna CostDistance (ESRI 1998).

3.4. Utvärdering av scenario

I nästa steg lades planerad och föreslagen bebyggelse 2004-2007 (Stockholms stad 2005, opubl.) in i kartorna, och betraktades som ett tänkbart scenario för framtida utveckling (figur

6). Det medförde att nya områden blev klassade som bebyggd mark, med ändrade värden för habitatkvalitet och spridningsmotstånd. Med hjälp av detta omklassade underlag togs de hypotetiska habitatnätverken för scenariot fram på samma sätt som i kapitel 3.3. Resultatet i form av nya, förändrade habitatnätverk betraktades i relation till de gamla som användes för att prognosticera effekter i form av förändrat habitatnätverk för fokusarten i landskapet.



Figur 6. Scenario. Som scenario användes planer som föreslagits för perioden 2004-2007 (Stadsbyggnadskontoret 2005, opubl.), vilka markerats med rött i kartan.

4 Resultat

Från litteraturgranskning och konsultation av artexpertis sammanställdes den ekologiska profilen, dvs. resurs- och spridningsprofilen för padda. Resursprofilen för padda bestod i sin tur av två dimensioner, kvalitet och kvantitet av lämpligt habitat. Kvaliteten bestämdes utifrån klasserna i biotopkartan och annan miljöinformation, se tabell 1. Mängden habitat som ansågs krävas för ett lek- eller övervintringsområde var mindre än kartornas upplösning (ca 0,25 ha). För sommarhabitat ansågs däremot både kvalitet och kvantitet kunna påverka populationens storlek. Spridningskapaciteten för padda vid optimala förhållanden under en säsong sattes i detta försök till 2 km (Reading m.fl. 1991, Loman, Andrén och Sjögren-Gulve pers. komm. 2005). Spridningsmotstånd i olika typer av biotoper och underlag visas i tabell 2.

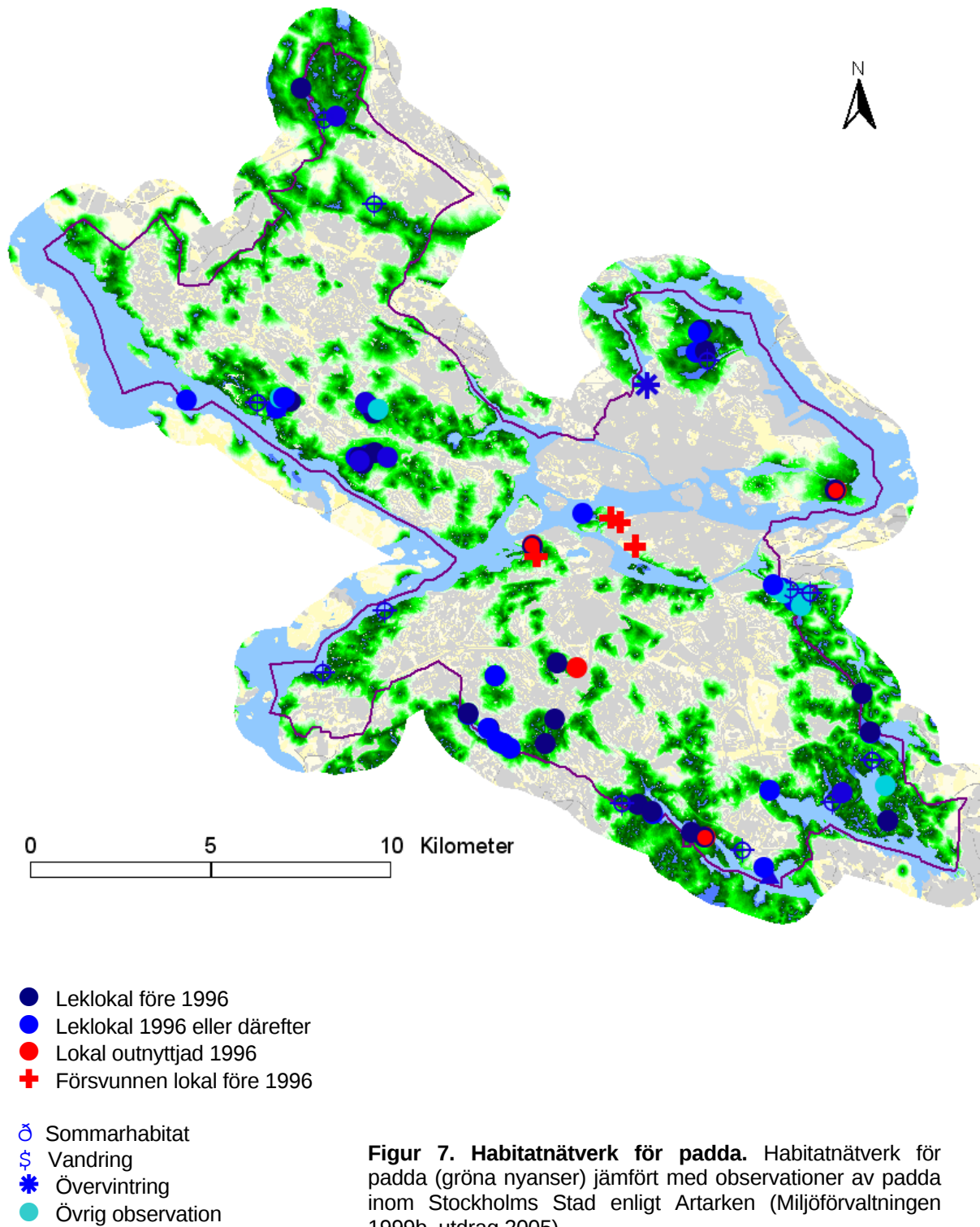
Tabell 1. Omklassning av GIS-baserade miljödata enligt resursprofilen för padda. Endast lämpligt habitat av olika kvalitet är listade, medan övriga marktäckeklasser anses vara olämpliga.

Habitat	Kvalitet	Biotoper och annan rumslig miljödata
Lekhabitat	Optimalt	Våtmark, vatten med vegetation, vattendrag, diken
Sommarhabitat	Optimalt	Ädellövskog, övrig lövskog, blandskog, fuktig gräsmark
	Suboptimalt	Gles bebyggelse med träd/buskbestånd, äldre barrskog, frisk gräsmark (moderat-extensiv skötsel)
	Marginellt	Gles bebyggelse utan/med enstaka busk/trädbestånd, hållmarkstallskog, ung barr- och blandskog, frisk gräsmark (intensiv skötsel), torr gräsmark, åker/vall, odlingslott
Vinterhabitat	Optimalt	Ädellövskog, övrig lövskog
	Suboptimalt	Bandskog, gräsmark med träd/buskbestånd, gles bebyggelse med träd/buskbestånd
	Marginellt	Barrskog (ej hållmarkstallskog)

Tabell 2. Omklassning av GIS-baserade miljödata enligt spridningsprofilen för padda.

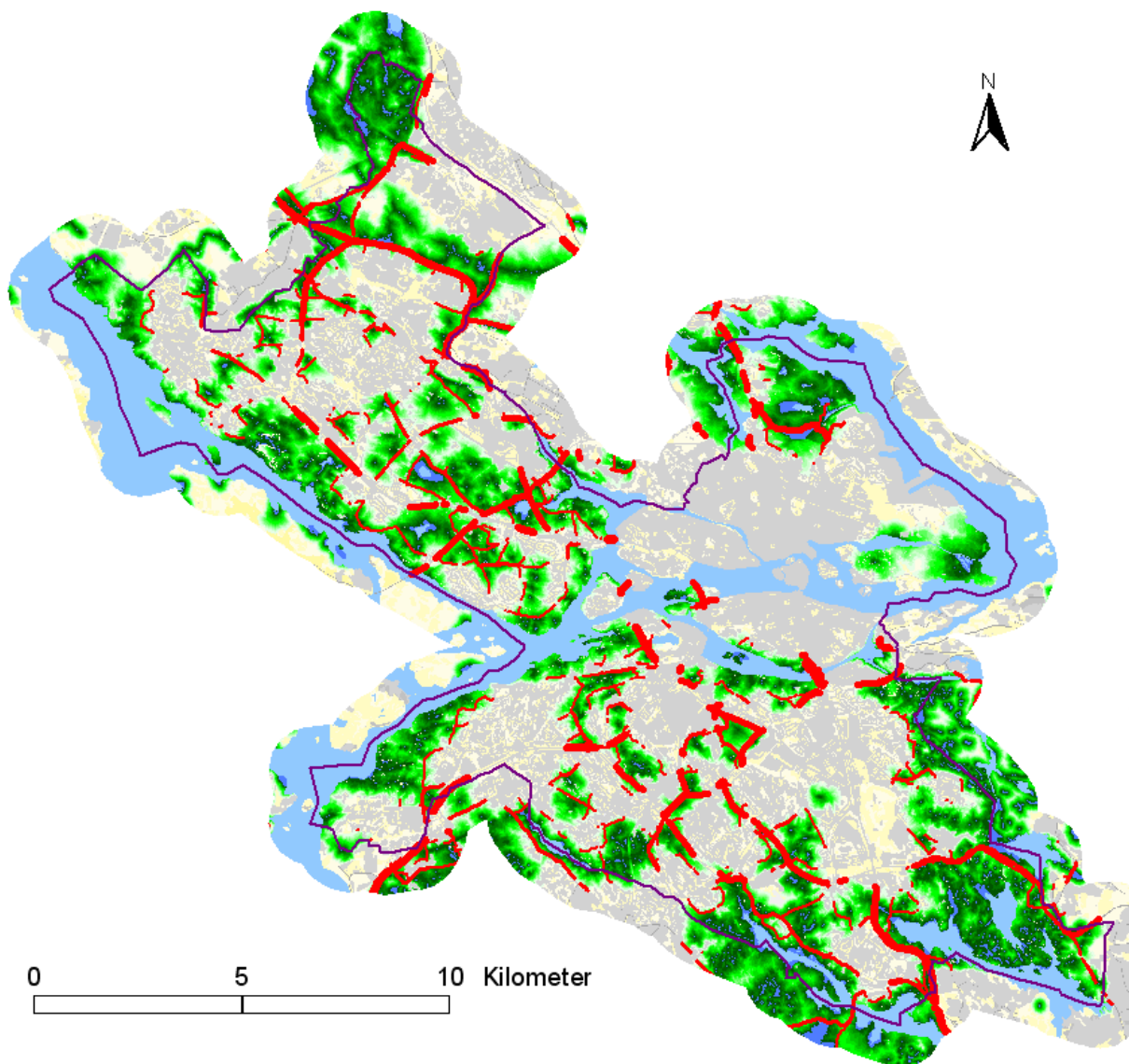
Habitat	Kvalitet	Biotoper och annan rumslig miljödata
Spridning	Optimalt	Ädellövskog, övrig lövskog, äldre barr- och blandskog, fuktig gräsmark
	Medel	Gles bebyggelse med träd/buskbestånd, hållmarkstallskog, yngre barr- och blandskog
	Olämpligt	Bebyggelse och hårdgjord mark, inklusive vägar, gles bebyggelse utan/med enstaka busk/trädbestånd (intensiv skötsel), hygge
	Barriär	Bullerplank, branter, byggnader. Vattenområde utan vegetation: 0-150 m från stranden friktionsgradient som ökar exponentiellt med ökat avstånd, från låg friktion till barriär

Med hänsyn till paddans krav på habitatkvalitet (se metod, kapitel 3), och med utgångspunkt i lämpliga reproduktionslokaler, gjordes en spridningsanalys där hänsyn togs till spridningsframkomligheten (friktionen) hos olika klasser i kartorna. Därigenom erhöles habitatnätverk enligt figur 7. Figuren visar även observationer av padda som gjorts (inklusive inventeringar) och som rapporterats till Artarken. Samtliga lokaler som hyst arten någon gång sedan 1996 visade sig ligga inom nätverket.

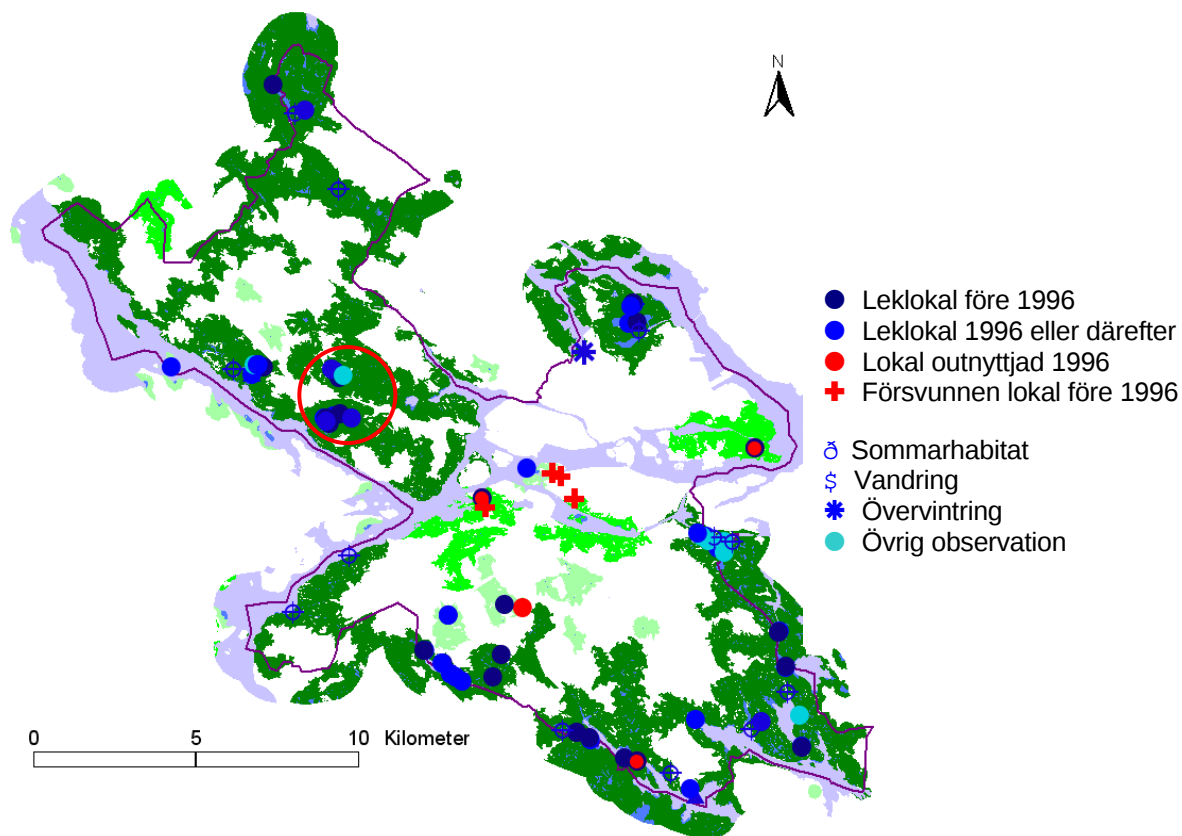


Trafikerade vägar ansågs normalt inte utgöra spridningsbarriärer utan ansågs istället fungera som potentiella sänkor, eftersom de kan medföra ökad dödlighet, vilket kan utgöra ett hot mot populationer på sikt. En konfliktkarta togs fram (se figur 8) som visar trafikerade vägar i habitatnätverk för padda, vilka utgör potentiella sänkor för populationerna i nätverket.

Habitatnätverken klassades även i relation till sitt innehåll av sommarhabitat av optimal och suboptimal kvalitet. De flesta observationerna av padda låg i de större sammanhängande nätverken, vilket framgår av figur 9. De observationer som var belägna i mindre och isolerade nätverk hade också generellt färre individer och tillhör populationer som kan förmodas ha svårare att överleva på lång sikt. Koncentrationer av optimalt och suboptimalt sommarhabitat illustreras i figur 10.

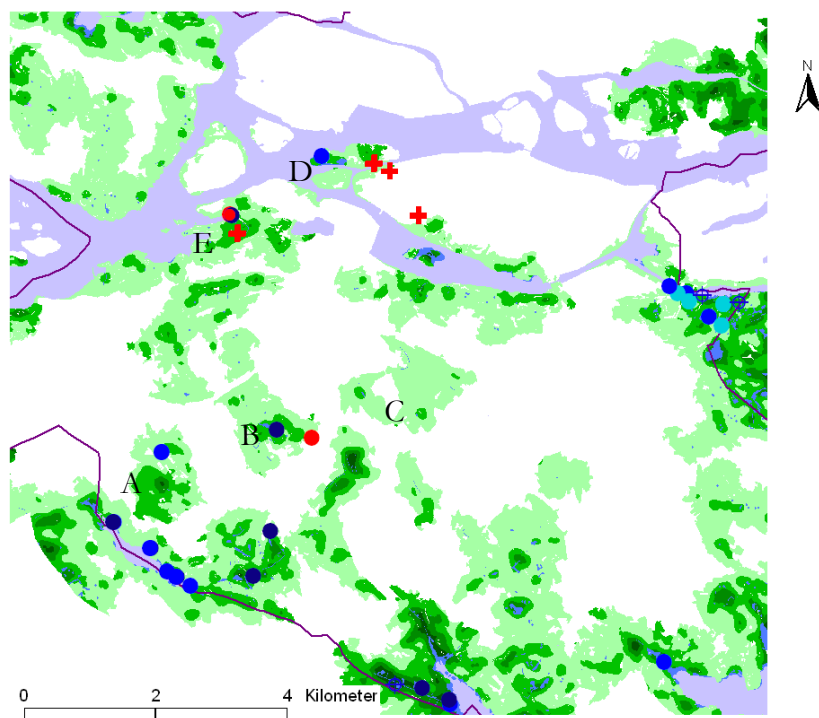


Figur 8. Konflikt mellan habitatnätverk för padda och trafikerade vägar. Vägar med över 1000 bilar mer dygn (Stockholms och Uppsala läns luftvårdsförbunds emissionsdatabas 2003), som korsar habitatnätverk för padda. Bredare linjer representerar vägar med högre trafikmängd, vilket medför högre risk för dödlighet hos groddjur.

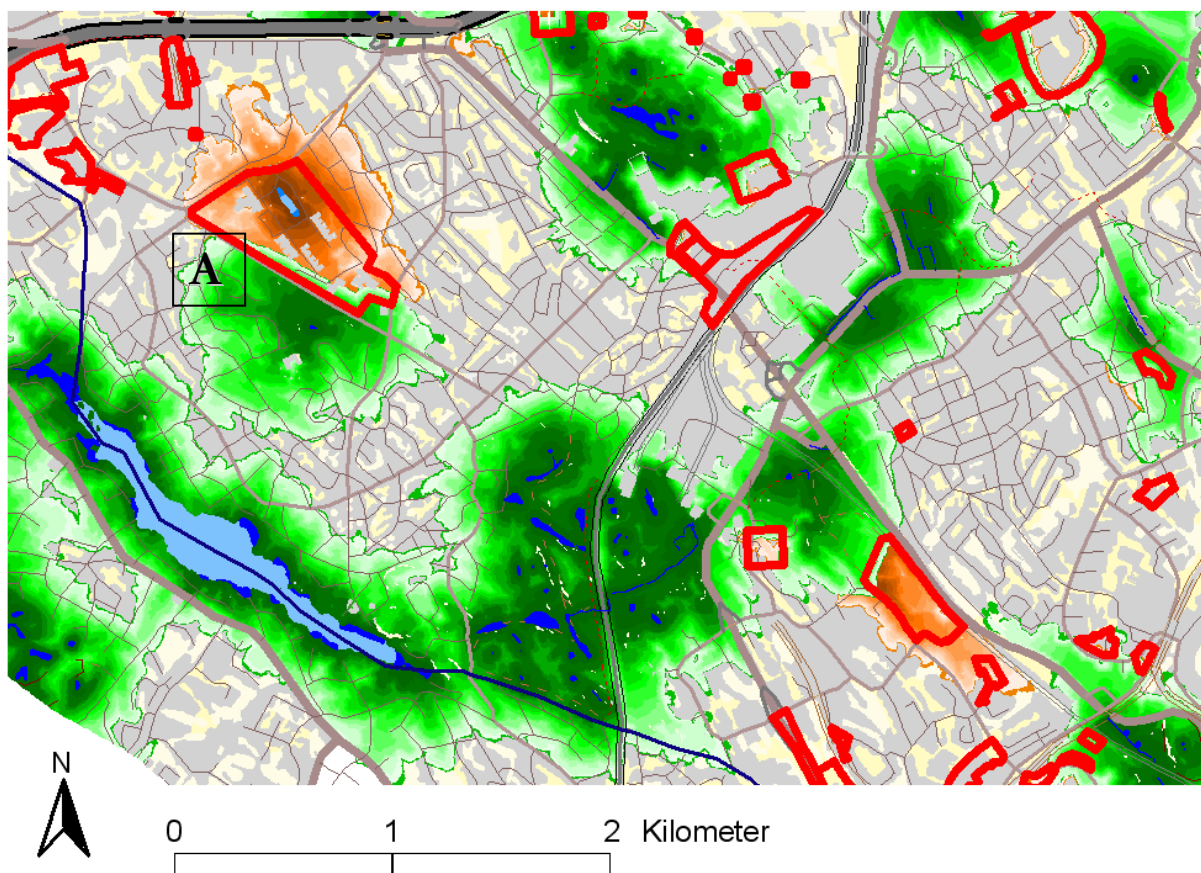


Figur 9. Habitatnätverk för padda. Habitatnätverken för padda kunde delas in i tre klasser baserat på mängden optimalt och suboptimalt sommarhabitat; stort, medel och litet (mörk-, mellan- respektive ljusgrönt). Habitatnätverkens storlek är beroende av att de hänger ihop. Vid cirkeln finns exempelvis en svag punkt, där habitatnätverket nått och jämt hänger ihop mellan sjöarna Judarn och Kyrksjön i Bromma. Observationer av padda enligt Artarken (Miljöförvaltningen 1999b, utdrag 2005).

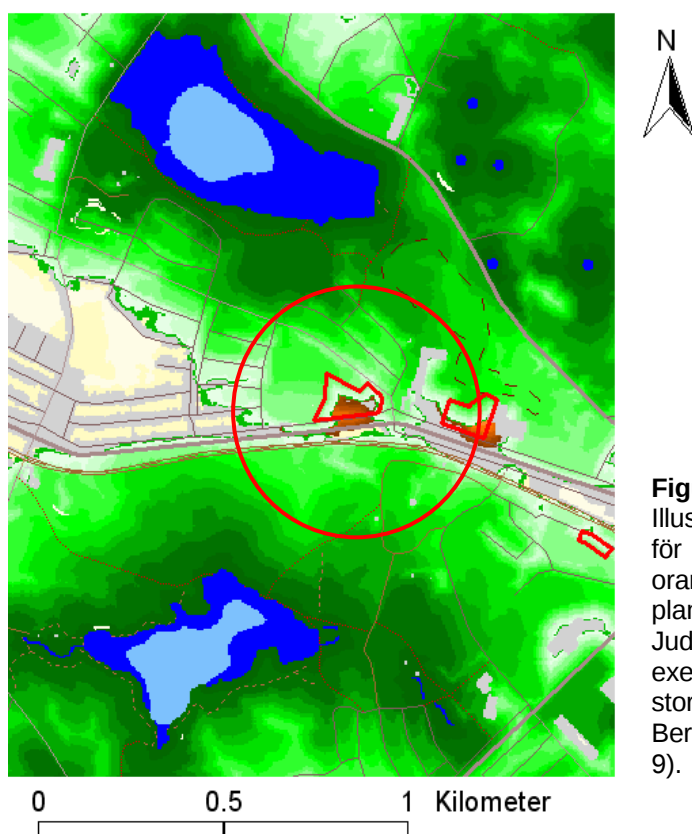
Scenariot i form av planer som föreslagits för perioden 2004-2007 (figur 6) lades på kartorna som visade habitatkvalitet och spridningsmotstånd, vilka ändrades efter de nya förhållandena. Därefter kördes modelleringen om, och nya habitatnätverk erhöles. Exempel på effekter på habitatnätverket av scenariot visas i figur 11 och 12. Planerna kommer att medföra förlust av habitat, bland annat i den nuvarande reproduktionslokalen i habitatnätverk A i figur 10, vilket illustreras mer detaljerat i figur 11. Habitatnätverk A riskerar att förlora både leklokalen och ca 40% av optimalt och suboptimalt sommarhabitat enligt prognosen. Planerna kommer även att medföra ökad isolering av habitatnätverket norr om vägen i figur 12. Det finns dock stora skillnader mellan de olika planerna, och effekterna på habitatnätverket varierar därför också.



Figur 10. Koncentrationer av goda sommarhabitat. En av förutsättningarna för att habitatnätverken ska kunna hysa stora populationer på lång sikt, är större sammanhängande områden med goda sommarhabitat (gröna nyanser i kartan). Habitatnätverken A och D hyste padda 1996 respektive 2002 enligt Artarken, men habitatnätverken är både små och isolerade enligt denna studie, och risken är därför stor att de inte klarar sig på sikt. Nätverk B, C och E har tidigare haft padda, men de har försvunnit idag.



Figur 11. Exempel på effekter av scenariot på habitatnätverket för padda. Effekter på habitatnätverk av scenariot, i form av röda utbyggnadsområden på kartan (Stadsbyggnadskontoret 2005, opubl.). Det underliggande, orange nätverket illustrerar den nuvarande situationen och det gröna nätverket prognosen för hur nätverket kommer att förändras vid scenariot. Habitatnätverk A riskerar att förlora en viktig leklokal och ca 40% goda sommarhabitat (jämför med figur 10).



Figur 12. Exempel på "flaskhals". Illustration av en svag länk i habitatnätverket för padda i dagens läge (underliggande, orange) överlagrat med läget vid planeringsscenario (grönt) mellan sjöarna Judarn och Kyrksjön. Om sambandet bryts, exempelvis genom bebyggelse, är risken stor att habitatnätverket norr om Bergslagsvägen isoleras (jämför med figur 9).

5 Diskussion

Resultaten visar att metoden och prognosverktyget fungerar. Dels är det vår uppfattning att de kvantifierbara resultaten i kartform (såväl bildformat som GIS-format) lämpar sig väl som prognosverktyg och handläggarstöd vid fysisk planering, miljöbedömning och miljöövervakning. Dels visar resultaten mycket god överensstämmelse med inventerade och inrapporterade förekomster av vanlig padda (se figur 7). De habitatnätverk för padda som togs fram genom GIS-baserad habitatmodellering svarade alltså väl mot förekomsterna av padda enligt Artarken (Miljöförvaltningen 1999a).

5.1. Är resultaten, metoden och modellerna generaliserbara?

Även om arbetet i detta uppdrag främst gick ut på att finna en metod och använda en enda art (vanlig padda) som studieobjekt, visar resultaten att modellerna vi har använt oss av (dock ej resultaten) bör vara generaliserbara till att omfatta groddjur i allmänhet i regionen. Så gott som samtliga groddjursobservationer från 1996 och därefter faller inom de prognostiserade habitatnätverken för vanlig padda. De som faller utanför är bland annat några observationer av mindre vattensalamander, där biotopkartan saknar information om reproduktionslokal, vilket illustrerar problematiken med leklokaler som faller under gränsen för kartornas upplösning (se även felkällor, kapitel 5.3). Detta problem kan i viss mån hanteras genom kompletterande inventeringar av småbiotoper i fält.

Detta visar dock endast att metoden och modellerna *kan* generaliseras men inte att vi kan använda samma parametrar vi har använt för padda. Resultaten för padda kan alltså inte användas direkt för att tolka övriga groddjurs förekomst eller konsekvenser av förändringar i landskapet. För att vara representativ för alla groddjur skulle en vidareutveckling av modellen krävas, där framför allt ett större spann av värden för spridningsförmåga i olika typer av urban miljö testades. Även resursprofilerna kunde utforskas på liknande sätt, med ett spann av värden på parametrarna inom rimliga osäkerhetsgränser. Andra typer av mer artspecifika skillnader som storlek på lekvatten, förekomst av vegetation, känslighet för rovfisk, kräftor, pH eller andra miljöfaktorer bör också tas hänsyn till, och helst modelleras, för en mer komplett analys.

Vad gäller metodens tillämpbarhet för att hantera biologisk mångfald generellt måste ett antal relevanta ekologiska profiler väljas ut och modelleras. Hur många profiler som krävs för att mer fullständigt kunna uttala sig om effekter för biologisk mångfald på landskapsnivå är mycket svårt att bestämma. Liknande landskapsekologiska studier med planeringsinriktning har gjorts i Nederländerna, där man ofta arbetar med ca 10-20 stycken ekologiska profiler för en problemställning (t.ex. Opdam m.fl. 2003). En sådan ekologisk profil skulle kunna vara den generella groddjursprofil som skisserats ovan, med ett intervall av värden på parametrarna som är representativa för artgruppen. Valet av lämpliga ekologiska profiler och tillhörande fokusarter är också svårt. Indikatorvärdet hos habitatnätverket för padda kan exempelvis diskuteras. Paddan har tillskrivits en större tålighet i urban miljö och en större spridningskapacitet än exempelvis de andra groddjursarterna.

5.2. Jämförelse med tidigare studier

En jämförelse med arbetet med "Stockholms ekologiska infrastruktur" (Stadsbyggnadskontoret 1997, 2004 opubl.) visar, att de stora dragen är mycket lika. Det vill säga att de stora och mest värdefulla områdena i stadens randzon samt några av de mer centrala grönområdena stämmer väl överens geografiskt med stora, sammanhängande habitatnätverk för padda. Vad som skiljer är framför allt att habitatnätverken för padda är mycket mer "optimistiska" i söder- och västerförorterna. Skillnaden beror främst på tolkningen att bebyggd mark med förhållandevis stort inslag av vegetation och moderat-extensiv skötsel har medelgoda värden som sommarhabitat och endast har medelstort spridningsmotstånd, vilket medför att det finns medelgoda habitat som förstärker naturmiljöernas funktion.

En jämförelse gjordes även med ett annat arbete, "Gröna samband i söderort" (Stadsbyggnadskontoret 2004, opubl.), som också bygger på metoder som kombinerar biotopkartan med arters habitatkrav, fast med en uppsättning arter knutna till våtmarker och ädellövskog tillsammans. Det gav också liknande resultat i de stora dragen, men med några skillnader. Skillnaderna här verkar bero på att habitatnätverket för padda är strikt funktionellt, med givna högsta spridningsavstånd över olika typer av mark. Detta medför att om en ädellövskog är för långt bort från en tänkbar reproduktionslokal så kommer den inte med, hur höga värden i annat avseende den än har. Detta är något som bör tas i beaktande vid användning av de olika studierna som planeringsunderlag.

5.3. Felkällor

Ett antal felkällor bör nämnas i detta sammanhang. GIS-modeller som sådana är alltid grova förenklingar av verkligheten och för att få mer tillförlitliga resultat kan en känslighetsanalys göras som innefattar såväl denna som andra kända modeller. Vidare är de ingående parametrarnas värden baserade på expertkunskap och dessa bygger i sin tur på erfarenhet. En känslighetsanalys m.a.p. dessa parametrar skulle därför kunna vara lämplig att göra, för att få en bättre uppfattning om hur stora osäkerheterna är. Även GIS-baserade miljödata är behäftade med fel och även om biotopkartan har hög säkerhet i klassningen (Löfvenhaft & Ihse 1998), sätter upplösningen i vissa fall begränsningar för underlaget. En sådan konkret begränsning är att vi inte har möjlighet att se potentiella lekvatten under en viss storlek och alltså missar dessa.

En annan tänkbar felkälla är kopplad till fynden av groddjur i Artarken som vi har stämt av våra modeller mot. De inventeringar som gjorts har haft som syfte att sammanställa status för groddjurslokalerna i kommunen, med påföljd att kunskap om tidigare kända förekomster och kvalificerade bedömningar om trolig förekomst styrts urvalet av lokaler som inventerats. Om man däremot vill göra en systematisk utvärdering av en modell, bör urvalet av besökta lokaler i visst avseende väljas slumpmässigt, t.ex. från alla ytor med en viss klass i biotopkartan. Därför kan ytterligare utvärdering behövas.

Det kan även vara så att viktiga aspekter hos habitatnätverk inte framgår av kartmaterialet och därmed förbigås. För att få en korrekt helhetsbild bör därför kartan tolkas tillsammans med fältdata om arter, habitatkvalitet, faktisk trafiksituation m.m. I detta arbete har exempelvis flera områden som i annat fall förmodligen skulle tolkas som mindre värda ur naturvårdssynpunkt, visat sig vara värdefulla i spridningssammanhang och viktiga för habitatnätverkens storlek och delpopulationers möjlighet att kommunicera med varandra.

Exempel på sådana områden är villatomter, diken och triviala gräsmarker. Denna typ av information bör förstås kontrolleras i fält.

5.4. Tolkning och användning av resultat och metod

I stora drag är de fenomen som kan studeras med denna typ av metod; mängd och sammanbindningsgrad av lämpligt habitat i landskapet för arter eller artgrupper, förändringar av dessa mönster och de möjliga konsekvenserna för populationerna.

5.4.1 Habitatförlust och isolering

Mängden lämpligt habitat som är tillgängligt är en grundläggande förutsättning för arters förekomst. Tillsammans med habitatkvalitet avgör mängden habitatets bärformåga och därmed förutsättningarna för en population att fortleva i landskapet. Om habitatet är fragmenterat fungerar olika arter på olika sätt, bland annat beroende på hur resurskrävande och hur rörliga de är. För vissa mer lätttröliga arter är alla habitatfragment åtkomliga, medan populationer för andra arter delas upp i delpopulationer. Kontakten mellan fragmenten beror då på hur genomsläppligt omgivande landskap är för spridning, och samtidigt på arternas spridningsförmåga. Om en delpopulation blir alltför liten, ökar risken för att den dör ut. Om den samtidigt är isolerad, är chansen liten att habitatfragmentet blir återkoloniserat. På detta sätt kan habitatförlust och fragmentering på sikt leda till att en art dör ut från en lokal, ett landskap eller en region, även om den inte dör ut på nationell nivå.

Det är lätt att förstå att en viss livsmiljö, t.ex. en damm som utgör lekplats för groddjur, försvinner i sin helhet om man bygger över den. Däremot är det kanske svårare att avgöra vilka konsekvenser man kan förväntas få om man förändrar en del av ett mark- eller vattenområde. Hur mycket habitat och av vilken kvalitet behövs för livskraftiga populationer i området och hur nära måste dessa habitat vara? Hur stor är minsta livskraftiga populationsstorlek? Många sådana frågor kan idag inte besvaras med säkerhet, även om forskning gjorts och pågår (t.ex. Hanski och Gilpin 1996, Opdam m.fl. 2005).

Att fokusera på total mängd lämpligt habitat som försvinner vid exploatering kan vara en ledtråd till hur pass allvarligt intrång som görs, men kan också vara missvisande, även om man viktat för habitatkvalitet. Trots att en förlust inte verkar vara så allvarlig kan man närma sig ett tröskelvärde, när delar av nätverk helt snörs av, vilket plötsligt skulle kunna medföra mycket större konsekvenser på grund av begränsad tillgänglighet till habitat samt isolering från andra populationer. Detta resonemang gäller också för habitatnätverken som vi har modellerat i detta projekt. Om en del av ett habitatnätverk snörs av och blir isolerad löper denna avsnörda delpopulation större risk att dö ut. Dels på grund av slumpfaktorer eftersom delpopulationen är mindre än ursprungspopulationen och rent statistiskt inte kan stå emot yttre variationer lika lätt. Dels på grund av risken för inavelsdepression som, om populationen är tillräckligt liten, på sikt kan leda till att populationen mister sin förmåga till förnygring. Det är möjligt att några av de mindre och mer isolerade delarna av habitatnätveket för padda som idag hyser en population, har små möjligheter att finnas kvar.

Effekterna av landskapsförändringar, i form av såväl utdöende som återkolonisering eller nyetablering, kan vara tidsfördröjda och kan då inte utläsas ur en inventering förrän efter lång tid (flera år eller decennier). Det kan t.o.m. vara så att en population, som redan med all sannolikhet kommer att dö ut på grund av problem i det omgivande landskapet, exempelvis i form av barriäreffekter, kan verka stabil om man enbart ser till inventeringsresultat. För att

kunna skapa prognoser om framtida status för en population kan då krävas en landskapsekologisk analys som tar hänsyn till hur såväl gårdagens, dagens som morgondagens landskap skapar förutsättningar eller problem för populationer av olika arter.

För att gå vidare och göra en fördjupad bedömning av populationers livskraftighet över tid, eller risken att dö ut under olika förhållanden, kan man dessutom göra en sårbarhetsanalys (Kindvall 1998). Det betyder att man tillämpar en modell som beskriver hur en population växer eller krymper under olika förutsättningar (olika tillväxthastighet, mortalitet, miljövariabler, mm) samt slumpvariation. Man kan också göra genetiska studier för att utröna hur det genetiska flödet ser ut för populationerna i området. Detta skulle också kunna användas för att verifiera tillförlitligheten i prognosverktyget.

5.4.2 Effekter på habitatnätverk i Stockholm

En liten och isolerad population kan alltså såväl dö ut lättare som ha svårare att återkoloniserar inom rimlig tid. Möjligen är det detta fenomen vi ser i våra resultat exempelvis på Årstafältet (C i figur 10) där ett till synes lämpligt och tillräckligt stort område med sommar-, vinter- och lekhabitat inte hyser några groddjur. Enligt vår modell (figur 10) är området isolerat med avseende på habitatnätverk även om en karta som endast visar lämpliga sommarhabitat kan ge sken av att det hänger samman med andra nätverk. Troligen är det helt enkelt för långt mellan potentiella lekplatser inom de tunna sommarhabitatsstråken och våra habitatnätverkskartor kan i detta fall ge vägledning kring hur man eventuellt kan knyta samman området med intilliggande habitatnätverk genom att exempelvis skapa nya lekplatser däremellan. Över huvud taget visar figur 9 att habitatnätverket är sönderhackat mellan Högdalen, Älvsjö, Solberga och över Hägerstensåsen. En fråga man kan ställa är huruvida det skulle vara möjligt att knyta samman detta nätverk och därutöver stärka kopplingarna till Långsjön, Magelungen och Mälaren? Även kopplingen in till Stockholms stad över nordvästra hörnet av Långsjön visade sig vara mycket svag. I dessa fall är prognosverktyget ett bra komplement till redan existerande kartmaterial och verktyg för miljöbedömning.

Ofta betraktar man vägar som barriärer i landskapet, vilket skulle leda till isolering, men det resonemanget bygger på att groddjuren inte ger sig ut på vägarna. I de fall då vägen inte är kantad av en barriär i form av exempelvis ett bullerplank, har vi istället valt tillskriva vägen samma spridningsmotstånd som andra öppna, hårdgjorda ytor. Samtidigt har vi betraktat trafiken som en sänka (se vidare kapitel 2.2), där vägar som skär igenom habitatnätverk riskerar att slå ut hela delpopulationer. Konfliktkartor (se fig 8) kan här användas som ett verktyg för att planera miljöövervakningsinsatser i området, tillsammans med fältkontroller. Vidare kan habitatnätverk användas som stöd vid miljöbedömningar och prioriteringar samt vid eventuell placering av faunapassager. I de fall man inte har möjlighet att åtgärda problemet kan man överväga att omvandla vägen från sänka till barriär (t.ex. genom hinder längs vägkanten), för att minska dödligheten under en övergångsperiod.

Vad gäller analysen av scenariot med planerad och föreslagen bebyggelse 2004-2007 (Stockholms stad 2005, opubl.) är det svårt att göra konsekvensbedömningar i avsaknad av nyckeltal och gränsvärden. Man kan mäta mängden habitat (i hektar eller procent) som direkt skulle gå förlorat, men denna siffra är svår att relatera till. Hur mycket försvagade blir andra habitatnätverk som på något vis är relaterade till områden som försvinner? Hur många populationer blir påverkade? Ett annat nyckeltal kanske skulle kunna vara hur många paddpopulationer av totala antalet populationer som påverkas negativt eller hur många individer som riskerar att försvinna som ett resultat av ett scenario. Alternativt hur stor sannolikhet det är att man stöter på representanter av arten vid en utflykt? Analyser av detta

slag är mycket svåra att framställa men diskussionen kring hur man värderar konsekvenser av ett scenario är mycket viktig. Här finns en stor kunskapslucka som skulle behöva utforskas vidare.

Därtill kommer värdebaserade frågeställningar av typen; är en delpopulation i områden med närhet till många skolor viktigare att bevara än en delpopulation av en större population i utkanten av staden. Hur värderar man konsekvenser baserat på detta? Mer kunskap behövs kring sociala och pedagogiska värden i relation till biologisk mångfald.

5.4.3 Optimistiska eller pessimistiska profiler?

Det verkar som om padda har större tolerans mot de urbana förhållandena än de andra groddjuren, vilket medför att vårt modellerade habitatnätverk är ”optimistiskt”. En befogad fråga är dock huruvida man ska använda en optimistisk ekologisk profil (dvs. tolerant, med mindre resurskrav och större spridningsförmåga) eller en ”pessimistisk” sådan vid planering, miljöbedömning och miljöövervakning. Generellt sett bör en kommun planera för arter med höga resurskrav samt begränsad spridningsförmåga, eftersom det annars är svårt att nå uppsatta mål för biologisk mångfald. Samtidigt kan man använda de mer optimistiska profilerna som målbild vid miljöövervakning eller när man vill utvärdera funktionen hos potentiellt viktiga markområden i planeringssammanhang. De mer pessimistiska profilerna kan användas i restaureringssammanhang där man vill vara säker på att man verkligen lyckas ta hänsyn till de mest krävande arterna.

Det är viktigt att inte dra alltför långtgående slutsatser av resultaten efter denna begränsade analys, eftersom vi här bara har studerat en organismgrupp som främst är knuten till våtmark och lövskog. Dessutom kan man naturligtvis inte täcka in alla arter eller aspekter på biologisk mångfald med denna metod. Däremot kommer man åt en rumslig dimension som ofta rekommenderas men sällan implementeras – resurs- och spridningsproblematiken i ett landskapsperspektiv. Flera författare rekommenderar därför att man använder denna typ av metoder tillsammans med mer traditionella inventeringar och lokal kunskap om värdefulla områden i ett ”grov- och finmaskigt filter” (t.ex. Noss 1990), där den landskapsekologiska analysen utgör underlag för det grovmaskiga filtret, i bildlig bemärkelse.

Landskapsekologisk analys kan användas för att underlätta miljöbedömningar, för att hitta bra avvägningar gentemot andra anspråk, men även för förstärkning och utveckling av naturvärden. Eftersom analyserna baseras på geografiska informationssystem (GIS), vilket ger kvantifierbara resultat i kartform, lämpar den sig för tester av scenarier. Då kan bland annat effekterna av urbanisering på förutsättningarna för biologisk mångfald studeras. Exempelvis kan man åskådliggöra effekter av olika typer av och olika lokalisering av ny bebyggelse och nya vägar, och därigenom tydliggöra naturvärden och visa mönster i landskapet. Det är även möjligt att lokalisera kritiska områden där urbanisering är mer negativ eller där förstärkning av det ekologiska nätverket kan komma till störst nytta.

5.5. Vidare studier

Denna studie kan ses som en pilotstudie, där ett försök gjorts att ta fram en metodik för landskapsekologisk analys och att ta fram ett prognosverktyg för ett habitatnätverk för en skyddsvärd art, som tillika kan fungera som en fokusart. Vidare studier skulle behövas för att slutföra arbetet med groddjuren, samt för göra en mer komplett landskapsekologisk analys

med en uppsättning ekologiska profiler som täcker upp alla relevanta naturtyper i studieområdet.

6 Slutsatser och rekommendationer

Landskapsekologisk analys kan användas för att underlätta miljöbedömningar, för att göra avvägningar mellan olika anspråk, men även för förstärkning och utveckling av naturvärden. Eftersom analyserna baseras på geografiska informationssystem (GIS), vilket ger kvantifierbara resultat i kartform, lämpar den sig för tester av scenarier. Metoden och prognosverktyget som beskrivs i rapporten ger viktig information och, rätt använda, kan de vara effektiva handläggarstöd vid fysisk planering, miljöbedömning och miljöövervakning. Metoden och dess resultat bör dock tillämpas med förnuft och viss försiktighet. I stora drag är det tre typer av fenomen som lättare kan studeras med denna typ av metod: effekter av habitatförlust och fragmentering, men även i viss mån förekomst av källor och sänkor för populationer.

Generellt sett bör en kommun planera för arter med höga resurskrav och begränsad spridningsförmåga, eftersom det annars är svårt att nå uppsatta mål för biologisk mångfald. Samtidigt kan man använda de mer optimistiska profilerna som målbild vid miljöövervakning och när man vill utvärdera funktionen hos potentiellt viktiga markområden i planeringssammanhang. De mer pessimistiska profilerna kan användas vid restaurering då man vill vara säker på att man verkligen lyckas ta hänsyn till de mest krävande arterna och identifiera de svaga punkterna i nätverket.

För att representera alla groddjur bör en vidareutveckling av modellen göras, där framför allt ett större spann av värden för spridningsförmåga i olika typer av urban miljö testas. Även resursprofilerna kunde utforskas på liknande sätt. Resultaten av modellen bör också verifieras noggrannare med hjälp av kompletterande inventeringar och en populationsgenetisk studie. Vad gäller metodens tillämpbarhet för att hantera biologisk mångfald på landskapsnivå generellt måste ett antal relevanta ekologiska profiler väljas ut och modelleras så att funktionen hos alla relevanta naturtyper beaktas.

Vi rekommenderar även att man så snart som möjligt försöker föra in den här typen av arbete i planeringsprocessen som ett diskussionsunderlag för att fånga upp eventuella problem, brister och önskemål på ett så tidigt stadium som möjligt.

7 Referenser

- Beebee, T.J.C. 1985. Discriminant analysis of amphibian habitat determinants in south-east England. *Amphibia-Reptilia* 6: 35-43.
- Beebee, T.J.C., & Griffiths, R.A. 2005. The amphibian decline crisis: A watershed for conservation biology. *Biological Conservation* 125: 271-285.
- Carrier, J. & Beebee, T.J.C. 2003. Recent, substantial, and unexplained declines of the common toad *Bufo bufo* in lowland England. *Biological Conservation* 111: 395-399.
- Cedhagen, T. & Nilsson, G. 1991. Grod- och kräldjur i Norden. En fälthandbok om vattensalamandrar, grodor, paddor, sköldpaddor, ödlor och ormar. Fältbiologerna. Katarina Tryck AB 1991.
- Edenhamn, P., Ekendahl, A., Lönn, M. & Pamilo, P. 1999. Spridningsförmåga hos svenska växter och djur. Naturvårdsverket Rapport 4964, Stockholm.
- ESRI. 1998. Cost Distance Script for ArcView 3.2. <http://arcscrippts.esri.com/>
- 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.
- Fahrig, L., Pedlar, J.H., Pope, S.E., Taylor, P.D. & Wegner, J.F. 1995. Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation* 73: 177-182.
- Frankham, R., Ballou, J.D. & Briscoe, D.A. 2002. Introduction to Conservation Genetics. Cambridge University Press, Cambridge.
- Gärdenfors, U. (red.) 2005. Rödlistade arter i Sverige 2005. The 2005 Red List of Swedish Species. Artdatabanken, SLU, Uppsala.
- Gontier, M., Balfors, B. & Mörtberg, U. 2005. Prediction tools for biodiversity in environmental impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review* (i tryck).
- Hanski, I. & Gilpin, M.E. 1997. Metapopulation biology. Ecology, genetics and evolution. Academic Press, San Diego.
- Hanski, I., Moilanen, A. & Gyllenberg, M. 1996. Minimum viable metapopulation size. *American Naturalist* 147: 527-541.
- Hels, T. & Buchwald, E. 2001. The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation* 99: 331-340.
- Houlahan, J.E., Findlay, C.S., Schmidt, B.R. & Meyer, A.H. 2000. Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature* 404:752.
- IUCN. 2001. IUCN Red List Categories and Criteria. Version 3.1. IUCN Species Survival Commission. IUCN. Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Joly, P., Morand, C. & Cohas, A. 2003. Habitat fragmentation and amphibian conservation: building a tool for assessing landscape matrix connectivity. *C.R. Biologies* 326: 132-139.
- Jordbruksverket. 2005. Grod- och kräldjur i landskapet. Biologisk mångfald och variation i odlingslandskapet.
- Kindvall, O. 1998. Introduktion till sårbarhetsanalyser. ArtDatabanken Rapporterar 2. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Knutsson, M.G., Sauer, J.R., Olsen, D.A. Mossman, M.J., Hemesath, L.M. & Lannoo, M.J. 1999.

- Effects of landscape composition and wetland fragmentation on frog and toad abundance and species richness in Iowa and Wisconsin, U.S.A. *Conservation Biology* 13: 1437-1446.
- Löfvenhaft, K. & Ihse, M. 1998. Biologisk mångfald och fysisk planering. Landskapsekologisk planering med hjälp av flygbildsbaserad fjärranalys - metodstudie i Stockholm. Research Report No. 108, Department of Physical Geography, Stockholm University, Stockholm.
- Löfvenhaft, K., Björn, C. & Ihse, M. 2002. Biotope patterns in urban areas: a conceptual model integrating biodiversity issues in spatial planning. *Landscape and Urban Planning* 58: 223-240.
- Löfvenhaft, K., Runborg, S. & Sjögren-Gulve, P. 2004. Biotope patterns and amphibian distribution as assessment tools in urban landscape planning. *Landscape and Urban Planning* 68: 403-427.
- Loman, J. 2004. Inventering och åtgärdsförslag för konfliktpunkter mellan groddjur och statlig väg i Skåne län. Rapport för Vägverket region Skåne.
- Malmgren, J.C. 2002. How does a newt find its way from a pond? Migration patterns after breeding and metamorphosis in great crested newts (*Triturus cristatus*) and smooth newts (*T. vulgaris*). *Herpetological Journal* 12: 29-35.
- 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.
- McKinney, M.L. 2002. Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience* 52: 883-890.
- Metria. 2003. Terrängkartan. Lantmäteriet, Gävle.
- Miljöförvaltningen. 1997. Exploatering av naturmark i Stockholms stad. Effekter på grönstrukturen och koldioxidhalten. Ekologigruppen AB. Miljöförvaltningen, Stockholms stad.
- Miljöförvaltningen. 1999a. Databas för Stockholms biotoper. Utdrag år 2005. Institutionen för naturgeografi och kvartärgeologi, Stockholms universitet och Stockholms stad.
- Miljöförvaltningen. 1999b. ArtArken, Stockholms artdata-arkiv. Utdrag år 2005. Stockholms stad.
- Miljöförvaltningen. 1999c. Bullerskydd i Stockholm 1999, väg- och spårtrafik. Stockholms Luft- och Bulleranalys. Miljöförvaltningen, Stockholms stad.
- Miljöförvaltningen. 2005. Ett rikt och nära växt- och djurliv. Utdrag ur utkast till Miljö- och hälsoutredning för Stockholms stad. Opublicerat.
- Miller, J.R. & Hobbs R.J. 2002. Conservation where people live and work. *Conservation Biology* 16: 330-337.
- Mörtberg, U. 1996. Biologisk mångfald i Stockholms grönstruktur – fåglar. Inledande landskapsekologisk studie. Licentiatavhandling, avdelningen för Mark- och vattenresurser, KTH, TRITA-AMI LIC 2017.
- Mörtberg, U. 2004. Landscape ecological analysis and assessment in an urbanising environment – Forest birds as biodiversity indicators. Doktorsavhandling, inst för Mark- och vattenteknik, Kungl. Tekniska Högskolan, Stockholm.
- Mörtberg, U., Balfors, B. & Knol, W.C. 2006. Landscape Ecological Assessment: A tool for integrating biodiversity issues in strategic environmental assessment and planning. *Journal of Environmental Management* (i tryck).
- Noss, R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity. *Conservation Biology* 4: 355-364
- Opdam, P., Foppen, R. & Vos, C. 2002. Bridging the gap between ecology and spatial planning in landscape ecology. *Landscape Ecology* 16: 767-779.

- Opdam, P., Verboom, J. & Pouwels, R. 2003. Landscape cohesion: an index for the conservation potential of landscapes for biodiversity. *Landscape Ecology* 18: 113-126.
- Opdam, R., Steingröver, E. & Rooij, S. van. 2005. Ecological networks: A spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes. *Landscape and Urban Planning* (i tryck).
- Ray, N., Lehmann, A. & Joly, P., 2002. Modeling spatial distribution of amphibian populations: a GIS approach based on habitat matrix permeability. *Biodiversity and Conservation* 11: 2143-2165.
- Reading, C.J., Loman, J. & Madsen, T. 1991. Breeding pond fidelity in the common toad *Bufo bufo*. *Journal of Zoology (London)* 225: 201-211.
- Rowe, G. & Beebee, T.J.C. 2003. Population on the verge of a mutational meltdown? Fitness costs of genetic load for an amphibian in the wild? *Evolution* 57: 177-181.
- Sinsch U. 1988. Seasonal changes in the migratory behaviour of the common toad (*Bufo bufo*) and the natterjack toad (*Bufo calamita*). Langton T.E.S. (ed). *Amphibians and Roads*. ACO Polymer Products, London, pp. 113-125.
- Sinsch, U. 1990. Migration and orientation in anuran amphibians. *Ethology, Ecology and Evolution* 2: 65-79.
- Sjögren-Gulve, P. & Ray, C. 1996. Using logistic regression to model metapopulation dynamics: Large scale forestry extirpates the pool frog. –I: Dr McCullough (red.) *Metapopulations and wildlife conservation*. Island Press, Washington DC, s. 11-137.
- Stadsbyggnadskontoret. 1997. Nationalstadsparkens ekologiska infrastruktur. Underlag till fördjupning av översiktsplanen för Stockholms del av nationalstadsparken Ulriksdal-Haga-Brunnsviken-Djurgården. Stockholms stadsbyggnadskontor, Rapport SBK 1997:8. Stockholms stad.
- Stockholms stad. 1999. Särskilt mål för biologisk mångfald. Kommunfullmäktigebeslut 1999-10-04.
- Stockholms stad. 2003. Stockholms miljöprogram – på väg mot en hållbar utveckling. Stockholms stad. (Kommunfullmäktigebeslut 2003-02-17).
- Sveriges Nationalatlas. 1996. Växter och djur. Sveriges Nationalatlas Förlag, Italien.
- Utrednings- och statistikkontoret. 1995. Rapport. Stockholm.
- Vos, C.C. & Chardon, J.P. 1998. Effects of habitat fragmentation and road density on the distribution pattern of the moor frog *Rana arvalis*. *Journal of Applied Ecology* 35: 44-56.
- Vos, C.C., Verboom, J., Opdam, P.F.M. & ter Braak, C.J. 2001. Toward ecologically scaled landscape indices. *American Naturalist* 157: 24-41.

7.1. Kontaktade personer

Claes Andréén

Jon Loman

Jan Malmgren

Per Sjögren-Gulve, Naturvårdsverket

8 Bilagor

Bilaga A. Presentation vid startmötet den 18 november 2005.

Bilaga B. Presentation vid avrapporteringen den 22 december 2005.

MILJÖ- OCH HÄLSOSKYDDSNÄMNDEN ska genom miljöövervakning följa och beskriva tillståndet i miljön. Miljöövervakningen är en grund för nämndens uppdrag att genom sin expertkompetens bidra till en långsiktigt hållbar utveckling av staden.

Stockholm har en rik närnatur. Globalt uppmärksammas groddjurens situation och deras livsmiljöer. I Sverige är alla tretton groddjursarter, varav fem finns i Stockholm, fridlysta. Miljöförvaltningen och KTH har undersökt stadens nätverk av livsmiljöer för groddjur.

www.stockholm.se/miljoforvaltningen

ISBN: 978-91-85125-30-2