

Funktionella terrestra och akvatiska övergångsmiljöer

Rapport från seminarium 4 november
2024



Titel: Funktionella terrestra och akvatiska övergångsmiljöer – Rapport från seminarium 4 november 2024

Författare: Ulrika Samnegård (redaktör), Eddie von Wachenfeldt, Maria von Post, Peter Hambäck, Regina Lindborg, Pål Axel Olsson, Judith Sarneel och Henrik G. Smith

ISBN: 978-91-7675-371-2

Rapportnummer: 2025:09 (Länsstyrelsen Skåne)

Utgivningsår: 2025

Omslagsbild: Strandäng längs Östersjön. Foto: Anders Jacobsson

Förord

För att bevara och stärka biologisk mångfald och säkra ekosystemtjänster krävs att det finns tillräcklig mycket kvalitativt bra livsmiljöer i landskapet. Detta nätverk av livsmiljöer som är ekologiskt funktionella i ett landskapsperspektiv behövs för att säkra populationers långsiktiga överlevnad och bygga upp en grön infrastruktur. Om vi ska kunna utvärdera om de insatser som görs är tillräckliga behövs indikatorer med beskrivningar för när en funktionell grön infrastruktur har uppnåtts. Denna rapport är den senaste i arbetet med att ta fram indikatorer för och beskrivningar av funktionell grön infrastruktur, som i sin tur är tänkt att ligga till grund för förslag om etappmål och slutmål för arbetet med att bevara biologisk mångfald i de svenska naturlandskapen på land och i vatten.

I uppföljningen av miljömålen 2020 skriver Naturvårdsverket att det inte har gått att följa upp tidigare beslutat etappmål för skydd av landområden, sötvattensområden och marina områden eftersom det är ofullständigt utrett för samtliga ekosystem om skyddet är ekologiskt representativt, sammanhängande och funktionellt. Utifrån befintligt bedömningsunderlag är nuvarande naturvårdsinsatser och skyddsformer inte tillräckliga för att miljökvalitetsmål och internationella åtaganden om biologisk mångfald ska uppnås.

Under 2021-22 påbörjades samverkansåtgärden inom Miljömålsrådets ram för att ta fram indikatorer och beskrivningar av en funktionell grön infrastruktur. Beskrivningarna och indikatorerna ska belysa kvalitet, storlek, täthet och konnektivitet hos naturtyper i Sverige. Syftet är att få bättre underlag för ett fortsatt arbete bland annat för att kunna utveckla mål för funktionell grön infrastruktur för att bevara den biologiska mångfalden och stärka ekosystemtjänsterna.

Länsstyrelserna, Skogsstyrelsen, Havs- och vattenmyndigheten, Jordbruksverket och Trafikverket ingår i samverkansåtgärden för Funktionell Grön infrastruktur inom ramen för Miljömålsrådet. Länsstyrelserna är drivansvariga genom RUS (Regional Utveckling och Samverkan i miljösystemet) och har genom länsstyrelsernas miljö nätverks gröna grupp förankringsmandatet gentemot länsstyrelsefören. Författarna svarar själv för innehållet och slutsatserna i rapporten, vilket utgår från ett kunskapsseminarium som anordnades tillsammans av Lunds universitet och Artdatabanken SLU under hösten 2024.

April 2025

Veronica Lauritzsen
Länsråd Gävleborg,
kontaktlänsråd miljömål och
Miljömålsrådet

Björn Forsberg
länsråd Dalarna och
kontaktlänsråd natur

Innehåll

FUNKTIONELLA TERRESTRA OCH AKVATISKA ÖVERGÅNGSMILJÖER.....	1
FÖRORD	3
BAKGRUND	7
Grön infrastruktur	7
Samverkansuppdraget	7
INLEDNING: ÖVERGÅNGSMILJÖER OCH EKOLOGISK TEORI	9
Vad är en övergångsmiljö?	9
Hotspots för biologisk mångfald	11
Kant- och masseffekter.....	12
Övergångsmiljöer som unik miljö	13
Övergångsmiljöer som supplement eller komplement till andra habitat	14
Övergångsmiljöer som buffert	16
Akvatiska-terrestra flöden.....	17
TERRESTRA ÖVERGÅNGSMILJÖER	19
Växtmångfald och övergångsmiljöer i landskapet	19
Landskapssamband som påverkar växtmångfald	20
Växtmångfald, egenskaper och funktion	21
Växters egenskaper och förekomst	22
Viktigt att ha i åtanke gällande övergångsmiljöer och växter	22
Artrika bryn – goda exempel, skötsel samt indikatorer för uppföljning.....	24
Brynets utformning	25
Skogsbrynets struktur och funktion	26
Förutsättningar för artrika skogsbryn	26
Viktigt att ha i åtanke gällande funktionella skogsbryn	27
Möjliga indikatorer för uppföljning.....	28
AKVATISKA ÖVERGÅNGSMILJÖER	29
Vattnets betydelse för limniska övergångsmiljöer	29
Biologisk mångfald i limniska övergångsmiljöer	30
Limniska övergångsmiljöer i svenska förhållanden.....	31

Viktigt att ha i åtanke gällande limniska övergångsmiljöer	31
Möjlig indikator för funktionella limniska övergångszoner	32
Smådjur i gränslandet mellan land och marint vatten: Varför är dessa områden viktiga?	32
Marina övergångsmiljöers förutsättningar för biologisk mångfald	33
Marina övergångsmiljöers fauna	33
Särskilda faktorer med påverkan på den rika spindelfaunan	34
Möjliga indikatorer för funktionella marina övergångszoner	35
SAMMANFATTNING AV DISKUSSION UNDER SEMINARIET	35
Frågor relaterade till målbilder	36
Frågor relaterade till indikatorer	36
Frågor relaterade till landskapsperspektivet och fragmentering.....	37
SAMMANFATTNING OCH SLUTSATSER	37
DELTAGARFÖRTECKNING	43
REFERENSER.....	45

Bakgrund

Grön infrastruktur

Grön infrastruktur är ekologiskt funktionella nätverk av livsmiljöer och strukturer, naturområden samt anlagda element som utformas, brukas och förvaltas på ett sätt så att biologisk mångfald bevaras, samt att för samhället viktiga ekosystemtjänster främjas i hela landskapet (Naturvårdsverket, 2015). Syftet med den gröna infrastrukturen är att bibehålla och skapa ekologiskt funktionella landskap. Att stärka den gröna infrastrukturen är därmed en viktig del i arbetet för att uppnå uppsatta miljökvalitetsmål med kopplingar till biologisk mångfald och ekosystemtjänster, som exempelvis miljökvalitetsmålen Levande skogar och Ett rikt växt- och djurliv (Naturvårdsverket, 2023). För att veta om de insatser som görs är tillräckliga för att nå uppsatta miljökvalitetsmål relaterade till ekologiskt funktionella landskap behöver insatser följas upp. I dagsläget finns inget tillförlitligt sätt att följa upp de preciseringar i miljökvalitetsmålen som handlar om grön infrastruktur och ekologiskt funktionella landskap. Detta är utgångspunkten för en samverkansåtgärd mellan myndigheterna inom miljömålsrådet med fokus på utveckling av förslag till mål, indikatorer och beskrivningar för funktionell grön infrastruktur.

Samverkansuppdraget

Länsstyrelserna är de drivande myndigheterna för samverkansåtgärden för en funktionell grön infrastruktur. Målet med samverkansåtgärden är att ta fram målbilder och indikatorer för en funktionell grön infrastruktur som kan användas för en mer kvalitativ uppföljning inom arbetet med att bevara och utveckla biologisk mångfald kopplad till miljökvalitetsmålen. För att sammanställa tillgänglig ekologisk kunskap som kan bidra med resonemang kring målbilder för en funktionell grön infrastruktur har det inom samverkansåtgärden hållits kunskapsseminarier med teman om *funktionella landskap för biologisk mångfald* (Lunds universitet, 29 november 2021), *funktionell grön infrastruktur för biologisk mångfald i urbana och tätortsmiljöer* (SLU Alnarp, 26 oktober 2022), *funktionella landskap – hav, sötvatten och våtmarker* (Havsmiljöinstitutet, Stockholms universitet, 24 november 2022) och ett övergripande syntes-seminarium om *funktionell grön infrastruktur för biologisk mångfald* (SLU Artdatabanken, 6 december

2022). Under dessa tidigare kunskapsseminarier har det framkommit att övergångsmiljöer, vilka är en del av den gröna infrastrukturen då de kan bidra med viktiga resurser och livsmiljöer för biologisk mångfald, är miljöer som behöver behandlas och diskuteras separat. Därför initierade länsstyrelserna ett samverkansuppdrag med Lunds universitet och Sveriges lantbruksuniversitet Artdatabanken, under försommaren 2024, med särskilt fokus på just övergångsmiljöer. Uppdraget bestod av att anordna ett kunskapsseminarium med en efterföljande sammanställning i form av en kunskapsrapport om funktionella terrestra och akvatiska övergångsmiljöer, där Lunds universitet ansvarade för de terrestra miljöerna och SLU Artdatabanken för de akvatiska miljöerna. Kunskapsseminarium hölls digitalt den 4 november 2024. Slutsatserna från kunskapsseminariet kommer, utöver att sammanställas i denna rapport, att användas i den kommande nulägesrapporten om myndigheternas målbeskrivningar och indikatorer för övergångsmiljöernas gröna infrastruktur.

Syftet med kunskapsseminariet var att sammanställa och diskutera tillgänglig ekologisk kunskap om funktionella terrestra och akvatiska övergångsmiljöer, med fokus på deras funktionalitet i svenska ekosystem. Syftet var även att utifrån presentationerna och diskussionerna under kunskapsseminariet i en rapport sammanställa förslag på möjliga målbilder och indikatorer för funktionella övergångsmiljöer, vilken sedan kan användas som underlag för formuleringen av mål för en funktionell grön infrastruktur på regional och nationell nivå.

Rapporten baseras huvudsakligen på de presentationer och diskussioner som hölls under kunskapsseminariet den 4 november 2024. Seminariets deltagare var forskare med inriktning mot bevarande av biologisk mångfald och tjänstepersoner verksamma inom den nationella samverkansgruppen för grön infrastruktur. Under seminariet gavs fem presentationer, uppdelade i en inledande översikt och fyra fördjupningar, två som handlade om terrestra och två som handlade om akvatiska övergångsmiljöer. Den inledande presentationen hölls av Henrik Smith från Biologiska institutionen på Lunds universitet och gav en översikt om vad övergångsmiljöer är samt ekologiska teorier som är relevanta för att förstå betydelsen av övergångsmiljöer. Presentationerna om de terrestra övergångsmiljöerna hölls av Pål Axel Olsson från Biologiska institutionen på Lunds universitet, som talade om artrika bryn, och Regina Lindborg från Institutionen för naturgeografi på Stockholms universitet, som presenterade forskning om växtmångfald och övergångsmiljöer i landskapet. Presentationerna om de akvatiska övergångsmiljöerna var uppdelade i limniska och marina miljöer. Judith Sarneel från Institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap på Umeå universitet talade om vattendragens betydelse för interaktioner med

terrestra ekosystem och Peter Hambäck, från Institutionen för ekologi, miljö och botanik på Stockholms universitet presenterade forskning om smådjur i gränslandet mellan land och hav. Efter presentationerna var alla deltagare och presentatörer inbjudna att delta i en diskussionsstund fokuserad på ekologiskt funktionella indikatorer och målbilder för övergångsmiljöer. De frågor och svar som behandlades har antingen arbetats in i de kapitel som frågorna relaterade till, eller sammanfattats i slutet av rapporten under rubriken "Sammanfattning av diskussion under seminariet". Både presentatörer och seminariedeltagare (se deltagarlistan på s. 44) har bidragit till innehållet i denna rapport genom att författa eller granska texterna, eller genom inspel till diskussionerna.

Underlaget från kunskapsseminariet har vidareutvecklats något baserat på vetenskaplig litteratur som bland annat togs upp under seminariet, med information från tidigare kunskapsrapporter inom samverkansuppdraget, och med andra relevanta kopplade rapporter från myndigheterna. Eftersom övergångsmiljöer är gränser mellan flera huvudmiljöer, har av naturliga skäl en del av det som avhandlas i denna rapport delvis avhandlats i tidigare kunskapsrapporter om respektive huvudmiljö. För att ge en mer heltäckande sammanställning, lyfter vi i denna rapport därför även in förslag om indikatorer som framkommit om övergångsmiljöer i tidigare kunskapsrapporter. Eftersom rapportens innehåll huvudsakligen baseras på kunskapsseminariet, kan den inte betraktas som en heltäckande genomgång av den omfattande vetenskapliga litteratur som på ett eller annat sätt berör övergångsmiljöer. Den kan dock användas som underlag för vidare fördjupning, framför allt när det gäller att komma vidare i arbetet med att konkretisera målbilder för en funktionell grön infrastruktur med utgångspunkt i övergångsmiljöer och deras ekologiska bidrag till landskapets funktionalitet och att utveckla möjliga indikatorer för att mäta om eller när målbilden uppnåtts.

Inledning:

Övergångsmiljöer och ekologisk teori

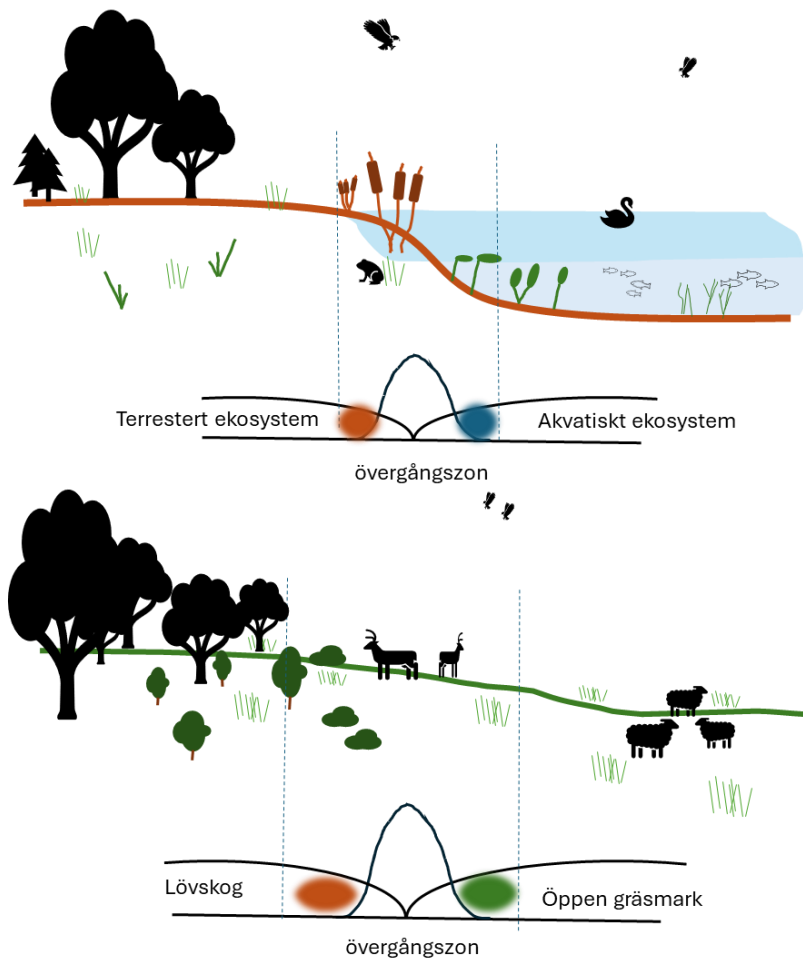
Vad är en övergångsmiljö?

Begreppet övergångsmiljö beskriver en begränsad zon mellan två, eller fler, ekologiska samhällen eller ekosystem (Pillsbury och Peters, 2020) (Fig. 1). Dessa miljöer präglas ofta av en skarp förändring i abiotiska och

biotiska förutsättningar, såsom ändrad topografi, markanvändning, marks substrat, jordtyp eller mikroklimat (Kark, 2017). Övergångsmiljöer har karaktärsdrag av bägge de miljöer de gränsar till, men kan också ha unika egenskaper. Övergångsmiljöer med skarpa övergångar kan definieras som ekotoner (eng: ecotones) och miljöer med mer successiva övergångar som ekokliner (eng: ecoclines) (Van der Maarel, 1990, Kark, 2017). Begreppet övergångsmiljö har även släktskap med en rad andra begrepp som har använts för att beskriva ekologiska övergångar, så som gränsområden, kantzoner och övergångszoner (Kark, 2017).

Övergångsmiljöer förekommer både i både terrestra och akvatiska system, liksom mellan dem. Skalan kan variera från kontinental (övergångszoner mellan biomer) till lokal (gränser mellan habitattyper) (Kark, 2017). Övergångsmiljöer finns mellan både naturliga och människoskapade ekosystem. I svenska naturvårdssammanhang åsyftas ofta övergångsmiljöer på en relativt liten skala, som mellan akvatiska miljöer och det omgivande landskapet eller brynmiljöer mellan skog och åkermark (Karlsson m.fl., 2018).

Beroende på hur interaktionerna mellan angränsande miljöer ser ut, kan övergångsmiljöerna vara mer eller mindre stabila över tiden (Pillsbury och Peters, 2020). Förändringarna drivs av både abiotiska och biotiska faktorer, där till exempel variation i markförhållanden kan leda till en övergångsmiljö mellan två mer eller mindre stabila växtsamhällen som öppna gräsmarker och skog. Övergångsmiljöer varierar i hur dynamiska de är, ibland karakteriserade som riktade, skiftande eller stationära (Peters m.fl. 2006, Pillsbury och Peters 2020). Naturliga övergångsmiljöer kan förskjutas av klimatförändringar och invasiva arter, (exempel på riktade övergångsmiljöer), medan mänskligt inducerade övergångsmiljöer är stabila så länge inte skötsel av intilliggande habitat drastiskt ändras (exempel på stationära övergångsmiljöer). På landskapsnivå finns en dynamik som beror av fördelningen mellan riktade och stationära övergångsmiljöer. Övergångsmiljöer är dock inte alltid tydligt avgränsade och kan därför vara utmanande att mäta och kartlägga (Kark, 2017).



Figur 1. Övre bilden illustrerar en övergångsmiljö mellan terrester och akvatisk miljö där både terrestra och akvatiska arter nyttjar de primära livsmiljöerna. Den nedre illustrationen illustrerar en övergångsmiljö mellan lövsog och öppen gräsmark. I övergångszonen delar vissa arter livsmiljö vilket kan medföra en ökad mångfald. Det finns inte alltid tydliga gränser i tid och rum och övergångsmiljön kan vara mer eller mindre stabil över tid. Figuren är modifierad efter Tamminidi (2024).

Hotspots för biologisk mångfald

Det finns en generell uppfattning om att övergångsmiljöer är så kallade "hotspots" för biologisk mångfald och många studier har visat på att övergångsmiljöer kan innehålla extra hög mångfald med avseende på både artrikedom och inomartsvariation (genetisk och morfologisk mångfald) (Kark och Van Rensburg, 2006, Kark, 2017). Den höga mångfalden i övergångsmiljöer kan bero på olika ekologiska processer. Mångfald kan uppstå då övergångsmiljön är en unik miljö med skarpa miljögradients vilket resulterar i unik flora och fauna av arter som trivs bättre där jämfört med i de intilliggande habitaterna. Mångfald kan också uppstå

genom att övergångsmiljön via kontinuerlig spridning hyser arter från båda de huvudmiljöer den gränsar till, och därmed har flera arter än dessa var för sig (Kark, 2017). Samtidigt har det funnits en debatt kring om vad övergångsmiljöer bidrar med för bevarande av biologisk mångfald (Kark, 2017), eftersom arterna i övergångsmiljön inte behöver vara unika.

Mångfalden i övergångsmiljöer kan som nämnts ovan vara hög, särskilt om de innehåller både unikt anpassade arter samt arter från respektive huvudmiljöers artsamhällen. Orsaken till den höga mångfalden påverkar därmed fundamentalt övergångsmiljöernas naturvårdsvärde. Om mångfalden är extra hög på grund av spridning av organismer från respektive huvudmiljö, och därmed hyser ekologiska samhällen som överlappar med huvudmiljöerna, handlar det om en så kallad *kanteffekt*. Denna effekt kräver inte att övergångsmiljön har någon speciell karaktär som gynnar unika arter och övergångsmiljön ger då inget bidrag till bevarande på en landskapsskala. Om övergångsmiljön däremot har ekologiska egenskaper som medför att de härbärgerar unika arter som inte finns i någon av huvudmiljöerna så kommer övergångsmiljöerna bidra med ett tillskott av arter även på en landskapsskala. Båge dessa perspektiv fokuserar på övergångsmiljöer som miljöer i sig, men det finns dessutom en rad ekologiska mekanismer som gör att övergångsmiljöer kan gynna organismer som också eller huvudsakligen finns i huvudmiljöerna, som att de kan fungera som komplementär miljö (för exempelvis boplatser) eller spridningskorridorer. Nedan beskriver vi några olika ekologiska processer som relaterar till övergångsmiljöers ekologiska funktionalitet samt hur övergångsmiljöer kan bidra till ekologisk funktionalitet på landskapsnivå.

Kant- och masseffekter

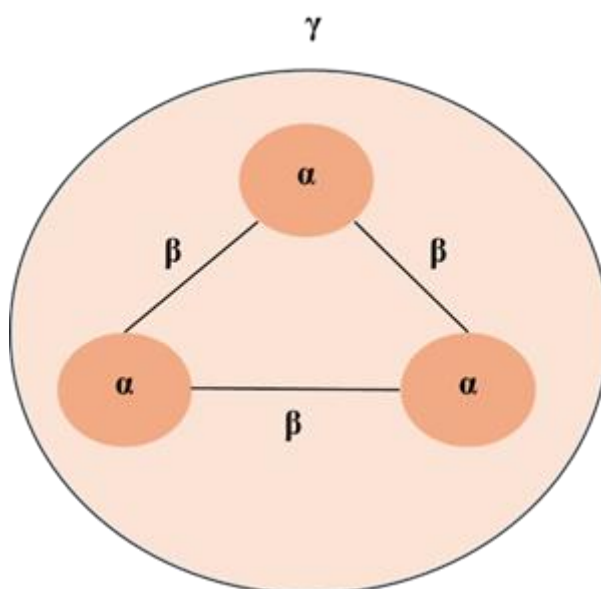
Övergångsmiljöer kan ha högre biologisk mångfald jämfört med huvudmiljöerna utan att det egentligen finns specifika värden i dessa, om den högre mångfalden endast kopplas till kanteffekter (där artsamhället består av arter från flera huvudmiljöer). Sådana kanteffekter kan dessutom finnas utan att det finns någon urskiljbar övergångszon (Kunin, 1998). I övergångsmiljöer som skogsbryn kan man till exempel påträffa både fågelarter som föredrar öppnare marker och fågelarter som föredrar skogshabitat, men det betyder inte att skogsbrynet har ett högre ekologiskt värde för respektive art än deras huvudhabitat eller bidrar med unika arter till det vidare landskapet. Ett exempel från en studie över nio europeiska lövskogsregioner visar att artrikedomen av växter ökar från skogskärnan mot kanten (övergångsmiljön) men man förlorar skogsarterna då det endast är öppenmarksarter som ökar i övergångsmiljön (Vanneste m.fl., 2024). Denna studie visar att olika index för biologisk mångfald kan ge olika bild av betydelsen av

övergångsmiljöer, där vissa indikatorer, som lokal biologisk mångfald, kan vara hög samtidigt som en annan indikator, som proportionen av specialiserade skogsarter, kan visa något annat (Vanneste m.fl., 2024).

I de fall arters populationer i en miljö endast upprätthålls av inflöde från omgivande miljöers populationer kallas det för *masseffekter* (Shmida och Wilson, 1985). Det sker när miljön för dessa arter utgör en *ekologisk sänka*, där populationerna inte är livskraftiga utan upprätthålls av ett ständigt inflöde av nya individer från *ekologiska källor*. Ekologiska källor är högkvalitativa miljöer där populationers reproduktiva framgång överskrider dödligheten. Försvinner de ekologiska källorna, så kommer populationen i sänkan att på sikt dö ut då inflödet av organismer försvinner (Pulliam, 1988). I de fall den biologiska mångfalden i övergångsmiljöer bygger på masseffekter så bidrar inte övergångsmiljön till upprätthållandet av populationer på en större skala utan dess mångfald är beroende av spridning från andra källmiljöer.

Övergångsmiljöer som unik miljö

Övergångsmiljöer kan också utgöra en unik miljö som vissa arter har som huvudsakligt habitat (Kark 2017). Detta innebär att övergångsmiljön, oavsett den lokala mångfalden (alfa-diversitet) bidrar till den övergripande mångfalden i landskapet (gamma-diversitet) genom att artsammansättningen skiljer sig från bägge huvudmiljöerna (den ökar beta-diversiteten) (Fig. 2). Att identifiera och, när så krävs, sköta



Figur 2. Förhållande mellan alfa (α), beta (β) och gammadiversitet (γ). Alfadiversiteten är diversiteten inom en viss yta eller ekosystem. Betadiversiteten är ett mått på hur diversiteten skiljer sig mellan olika ytor eller ekosystem. Gammadiversitet är ett mått på diversiteten på regional nivå.

övergångsmiljöer som kompletterar artsammansättningen på landskapsskalor kan därför vara viktigt för att bevara biologisk mångfald.

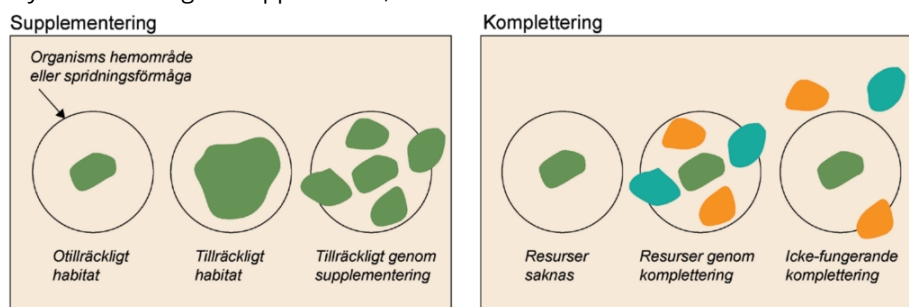
Övergångsmiljön kan i vissa fall likna en miljötyp som i dagens landskap är dåligt representerad men som historiskt sett varit vanligare. Övergångsmiljöer kan då utgöra en ersättningsmiljö för de miljöer som nu är sällsynta och ett refugium för arter som tidigare var vanliga. Exempelvis är dagens produktionsskogar starkt påverkade och formade av människor; de är täta och optimerade för virkesproduktion. Naturliga skogar formas av naturliga processer som bränder, vindfällan och självdöd, och utgör mer heterogena och luckiga skogar. En övergångsmiljö, som till exempel en kraftledningsgata, kan ersätta dessa naturliga skogsmiljöer som är svåra och dyra att skapa i produktionsskogen. I detta fall är det väsentliga inte att det är en övergångsmiljö utan att övergångsmiljön blir en kostnadseffektiv ersättare för den naturliga miljön. Övergångsmiljöer kan även efterlikna naturbetesmarker och ängar som också är miljöer som blivit sällsynta i dagens landskap. Detta är sannolikt en viktig orsak till att biologisk mångfald i jordbrukslandskap ofta ökar med högre förekomst av kantzoner (jfr. Smart m.fl., 2002, Clough m.fl., 2020). I sådana väldigt störningspåverkade landskap kan *kantzoner* utgöra mer permanenta strukturer och därmed bidra med källhabitat som upprätthåller de populationer som överlever i denna typ av landskap (Smith m.fl., 2014, Lindborg m.fl., 2014). Kantzoner kan även bidra med individer och ekosystemtjänster till omgivande sänkor (som åkrarna) (Martin m.fl., 2019). Vikten av kantzoner för biologisk mångfald påverkas därmed av sammansättningen av det omgivande landskapet, där kantzoner får extra stort värde i landskap som saknar andra typer av mindre störda miljöer som naturliga gräsmarker. Ur naturvårdssynvinkel är det viktigt att identifiera övergångsmiljöer som innehåller populationer av arter som hotas av omvandlingen av jordbrukslandskap och skog, men också att skötseln är adekvat för de arter man vill bevara.

Övergångsmiljöer som supplement eller komplement till andra habitat

Övergångsmiljöer kan vara viktiga för biologisk mångfald genom att populationer i huvudhabitatet nyttjar dessa under vissa stadier i deras livscykel eller som komplement till deras huvudhabitat. De kan bidra med ekologisk supplementering och ekologisk komplettering (Dunning m.fl., 1992) (Fig. 3). Ekologisk supplementering innebär att de nyttjas för funktioner som även andra element i landskapet bidrar med. Ett exempel är staren, som minskat drastiskt i antal på grund av förlust av permanenta gräsmarker (Smith m.fl., 2012, Heldbjerg m.fl., 2016). När tillgången på gräsmarker i landskapet är låg, nyttjar starar i stället

kantzoner vid fält för födosök (Bruun och Smith, 2003). I den mån dessa ligger mellan åkrar och andra habitat utgör de rent formellt övergångsmiljöer. Komplettering innebär att en art tillfredsställer behov i miljön som inte fullt ut kan klaras inom huvudhabitatet. Det finns till exempel arter som har behov av olika typer av miljöer under sommar och vinterhalvåret eller för bobygge och födosök, där resurser från olika miljötyper i landskapet kompletterar varandra (Dunning m.fl., 1992). Ibland kan de kompletterande resurserna finnas i övergångsmiljöer, som då måste finnas tillräckligt nära arternas övriga habitat. Övergångsmiljöer kan exempelvis bidra med boplatser för fåglar och pollinatörer och innehålla värdväxter för fjärilar. Precis som vad som beskrevs ovan på populationsnivå, kan kantzoner utgöra mer stabila miljöer dit individer även tillfälligt kan sprida sig när fälten utsätts för störningar som plöjning och skörd.

Ur naturvårdssynpunkt är en viktig fråga hur olika typer av övergångsmiljöer bidrar med unika egenskaper som gör deras värde för biologisk mångfald högre. Dess bidrag kan säkerligen variera och vara beroende på skötsel. Exempelvis kan bryn mellan skog och öppen mark,



Figur 3. Ekologisk supplementering och komplettering. Ekologisk supplementering är när habitatet där organismen bor är otillräckligt i sig, t.ex. i storlek, för att upprätthålla en livskraftig population, och andra habitat utnyttjas för att ge tillräckligt med habitat med resurser. Komplettering är när vissa resurser saknas i det egna habitatet och resurser från annat habitat krävs för att tillfredsställa organismens alla behov av resurser för fortlevnad. Såväl supplementering som komplettering måste vara tillgängligt inom organismens hem- eller spridningsområde. Illustratör Anna Persson ©.

om rätt skött, ha högre förekomst av boplatser för hålhäckande bin och fåglar, innehålla fler blommande buskar och träd och har en annan vegetation än öppna kantzoner. Hur detta påverkar mångfalden på landskapsskalor kräver mer forskning (Öckinger och Smith, 2008, Vilemeyer m.fl., 2018).

Övergångsmiljöer kan också fungera som spridningskorridorer för arter. Det finns en omfattande litteratur kring betydelsen av spridningskorridorer som vi inte beskriver här. Centralt här är om övergångsmiljöer ger något särskilt värde. Spridningskorridorer handlar om att förbinda en viss typ av habitat med ett annat, genom en korridor

som oftast har samma strukturella karaktär. Det kan till exempel handla om att naturbetesmarker förbinds genom korridorer av kantzoner (Öckinger och Smith, 2008, Lindborg m.fl., 2014) eller vägkanter (Villemey m.fl. 2018). Övergångsmiljöer kommer att vara mindre lika huvudmiljöerna, och ofta gränsa just till dessa, vilket gör att värdet av övergångsmiljöer för spridning kan vara begränsat. I specifika fall kan detta dock sannolikt vara viktigt.

Övergångsmiljöer som buffert

Övergångsmiljöer, särskilt stabila människoskapade sådana ekotoner (se ovan för beskrivning av begrepp), kan fungera som buffert för huvudmiljöerna genom att skydda huvudmiljön från påverkan från den angränsande miljön. Negativ påverkan från omgivande landskap kan handla om spridning av invasiva arter, störning från intensiv markanvändning eller spridning av föroreningar.

Bufferteffekter på biologisk mångfald i terrestra system har exempelvis studerats i övergångsmiljöer mellan gräsmark och skog (Tölgyesi m.fl., 2018). Tillräckligt breda (här 10 m) oklippta buffertzoner kunde i detta fall minska oönskade spill-över effekter av arter mellan huvudhabitaten medan smalare (här 5 m) eller klippta buffertzoner hade den motsatta effekten, med främst negativa effekter i form av konkurrens på de arter som hade skog som huvudsakligt habitat (Tölgyesi m.fl., 2018). Det finns även studier som visat på att övergångsmiljöer i form av kantzoner i gräsmarkssystem kan ha en buffrande effekt på höga eller skiftande temperaturer (Wu m.fl., 2023), något som kan vara relevant i förhållande till övergångsmiljöers betydelse i ett förändrat klimat.

Bufferteffekter från övergångsmiljöer kopplade till akvatiska miljöer är relativt välstuderat (Norris, 1993). Dessa så kallade buffertzoner kan exempelvis bidra till att minska näringsläckage eller föroreningar till vattnet från det omgivande landskapet, där dess buffrande effekt beror på bland annat vegetation, lutning, jordmån, flöde och typ av föroreningskälla och bredd (Norris, 1993, Lind m.fl., 2019). Trädbeväxta skuggande buffertzoner längs vattendrag kan även bidra till lägre vattentemperatur (Bowler m.fl., 2012). Cole m.fl. (2015) har vidare visat att pollinatörer i intensivt skötta gräsmarkssystem kan gynnas av buffertzoner kring vattendrag, med fler arter av humlor och fjärilar i buffertzonerna än i det omgivande gräsmarkerna och där artantalet ökar med buffertzonens bredd (här över 5 m) (se också Stewart m.fl., 2017).

Det finns en omfattande forskning kring betydelsen av övergångsmiljöer som buffrande miljöer, där vi inom detta begränsade uppdrag endast tar upp några exempel. Forskningen kring bufferteffekter har dock i liten omfattning inbegripit begreppen övergångsmiljöer eller ekotoner. Det är

därför fortfarande oklart hur begreppen övergångsmiljö eller ekoton bidrar till teoribildningen kring bufferteffekter.

Akvatiska-terrestra flöden

Övergångar mellan akvatiska och terrestra habitat, såsom strand och kust, är unika miljöer som dels inhyser specifika arter för övergången, dels arter som nyttjar båda habitaterna (Fig. 4). Många terrestra miljöer kan



Figur 4. Strandäng vid Östersjön i Norrbottens län. Foto: Anders Jacobsson.

vara väldigt störda habitat och övergångszonen mot akvatiska habitat kan erbjuda en variationsrik miljö med mindre störningar. Det förekommer ett stort flöde av både organismer och dött organiskt material mellan terrestra och akvatiska miljöer, vilket har visat sig vara viktigt för den biologiska mångfalden i de akvatiska miljöerna, där kvalitén på det omgivande terrestra habitatet och den terrestra biologiska mångfalden spelar roll för effekterna på den akvatiska biologiska mångfalden (Zhang m.fl., 2023, Xiong och Nilsson, 1999). Vattenflöden och transporten av organiskt material som förs med vatten till omgivande terrestra miljöer är också viktigt, då det skapar en stor lokal variation för de terrestra strandmiljöerna och därmed många olika skiftande livsmiljöer för exempelvis evertetrater (Ramey och Richardson, 2017).

Övergångsmiljöer som utformas som buffertzoner till vattendrag kan ha tydlig men varierande buffrande effekt på föroreningar till vattenmiljön (Wang m.fl., 2024). Faktorer som påverkar övergångsmiljöns buffrande kapacitet är bland annat bredden på buffertzonen, vegetationssamman-

sättning, lutning och säsong (Wang m.fl., 2024). Fokus har ofta varit på övergångszonen utifrån vattnets perspektiv med nyttor som buffring, beskuggning eller tillförsel av död ved som substrat. Själva interaktionerna i övergångszonen och strandmiljöerna och deras ekologiska betydelse har fått ökad fokus under senare tid och också lyfts i EU:s naturvårdsdirektiv såsom vattendirektivet och art- och habitatdirektivet.

Viktigt att ha i åtanke gällande funktionella övergångsmiljöer

Utvärderingar av övergångsmiljöers funktionalitet bör göras på landskapsnivå och inte bara i övergångsmiljöer. Dels behöver man förstå i vilken mån övergångsmiljöer (beroende på skötsel) bidrar med unika arter (eller gynnar sällsynta arter) och inte bara speglar artsammansättningen av angränsande miljöer, dels hur samhället som återfinns i övergångsmiljöer påverkas av processer även utanför dessa miljöer. Övergångsmiljöer kan fungera både som miljöer i sig och bidra till ekologiska processer på landskapsskalor; det är därför viktigt att vara tydlig med vilka arter och ekologiska processer som står i fokus för att kunna göra avvägningar mellan olika mål. Det kan finnas möjlighet för synergieffekter för flera mål, så att övergångsmiljöer skulle kunna skötas för att både buffra känsliga miljötyper och restaureras för att gynna biologisk mångfald. Det är också viktigt att ta hänsyn till den naturliga variation som finns då de naturgivna förutsättningarna skiljer sig beroende på var man befinner sig. Som ett exempel så skiljer sig strandförhållandena längs Sveriges västkust och Kattegatt åt jämfört med de förhållanden som råder i Bottenviken. Abiotiska faktorer som till exempel salthalt, näringsämnen, geologi och klimat gör att artsamhällena markant skiljer sig åt beroende på var i Sverige man befinner sig.

Sammanfattning

Övergångsmiljöer som begrepp omfattar en stor variation av habitat, till exempel vad gäller hur naturliga de är, vilka skalor det handlar om och om de har unika egenskaper eller inte. Det finns ofta en högre mångfald i övergångsmiljöer. Denna kan vara kopplad till kanteffekter men övergångsmiljöer kan ibland även ha en unik fauna och flora eller ha komplementärt värde för arter i huvudmiljöerna. Balansen mellan dessa processer varierar beroende på kantmiljöernas karaktär, placering och storlek. Habitatspecifika arter kopplade till huvudhabitatet gynnas generellt inte av övergångsmiljöer. Mångfalden i övergångsmiljöer kan trots detta upprätthållas av masseffekter. Övergångsmiljöer kan dock för vissa organismer utgöra habitat av hög kvalitet, om de till exempel innehåller aspekter av habitatkvalitet som har gått förlorat i

huvudhabitatet (permanent grässvål, luckiga skogshabitat, etc). Det är då snarare habitatkvalitén än det faktum att de är övergångsmiljöer som är centralt. Övergångsmiljöer kan också bidra med kompletterande och kompletterande resurser, fungera som spridningskorridorer eller buffra mot spridning av föroreningar och invasiva arter; placeringen i landskapet blir då viktig för deras funktion. Den stora variationen i hur dessa miljöer bidrar ekologiskt till bevarande av biologisk mångfald, gör att det är viktigt att både definiera målet med övergångsmiljön och vilka ekologiska processer man avser gynna, för att kunna föreslå en skötsel som maximerar övergångsmiljöers positiva effekt på biologisk mångfald.

Terrestra övergångsmiljöer

I Sverige är de flesta miljöer påverkade av mänsklig aktivitet med varierande intensitet. I kulturlandskapet, som är starkt människopåverkat, är många av övergångsmiljöerna ett resultat av mänsklig verksamhet och de är stationära så länge som de upprätthålls av markanvändningen i landskapet. Exempel på terrestra övergångsmiljöer som behandlas i följande två kapitel är skogsbryn och småbiotoper såsom vägkanter, åkerholmar, diken och åkerkanter. Dessa övergångsmiljöer är framför allt ett resultat av, och påverkas starkt av, historiskt och nutida jord- och skogsbruk. Såväl bryn som småbiotoper har från myndighetshåll uppmärksamats för att de kan gynna många växter och djur och rekommendationer om deras skötsel för att stärka dess biologiska mångfald finns sammanställd och tillgänglig (Pettersson, 2009, Karlsson m.fl., 2018, Karlsson, 2018).

Växtmångfald och övergångsmiljöer i landskapet

Antalet växtarter per ytenhet varierar i olika miljöer och zoner i landskapet. Forskning har visat att just övergångsmiljöer är de miljöer med flest växtarter per ytenhet där skogsbryn, vägkanter, dikes- och åkerkant och åkerholmar hyste fler arter relativt habitat i skog och öppna miljöer (Pettersson, 2009, Olsson och Berg, 2008). De arter som påträffas kan antingen ha miljön som en huvudbiotop eller som en kompletterande biotop (Lennartsson och Gylje, 2009). I övergångsmiljöer växer många rödlistade arter. Majoriteten av de rödlistade arter som påträffas i vägkanter har miljön som kompletterande biotop, men det finns exempel på arter som har vägkanter som huvudbiotop, exempelvis smållvedel, samt flera arter kopplade till växtligheten såsom fjärils- och

halvvingearter (Lennartsson och Gylje, 2009).

Landskapssamband som påverkar växtmångfald

Då övergångsmiljöer generellt är små ytor jämfört med andra habitat, som skogar och gräsmarker, så kan de vara för små för att vidmakthålla livskraftiga populationer över tid. Populationer är då beroende av andra eller flera habitat i landskapet och möjlighet till spridning mellan dessa miljöer. Viktiga småhabitat i landskapet är till exempel skogsbryn, vägkanter, diken, åkerholmar och kraftledningsgator (Fig. 5). För att arter ska kunna spridas mellan habitaterna krävs att de är rumsligt tillgängliga, att det finns *konnektivitet* mellan habitaterna. Konnektivitet kan mätas som funktionell eller strukturell konnektivitet. Funktionell konnektivitet beskriver konnektivitet mätt utifrån organismens funktionella perspektiv, med hänsyn till organismens spridningssätt och spridningsvägar, medan den strukturella konnektiviteten beskriver konnektivitet baserat främst på habitats ytor och avstånd (Auffret m.fl., 2017). För de växtarter vars frön kan spridas med vind är den strukturella konnektiviteten viktig, det vill säga att de ligger nära varandra geografiskt, medan den funktionella konnektiviteten är viktigare för de



Figur 5. Exempel på terrestra övergångsmiljöer i form av småhabitat i landskapet som kan vara viktiga för att upprätthålla livskraftiga populationer över tid. Foto: Sara Cousins.

många växtarter som sprider frön via vektorer så som fåglar eller som främst sprider sig vegetativt, det vill säga att de växer sig fram med utlöpare. Funktionell konnektivitet och landskapsstruktur är också viktigt för många djur, då de ogärna rör sig genom vissa habitattyper

(exempelvis fladdermöss, Wood, 2024) och gärna följer landskapsstrukturer som häckar eller linjära blomplanteringar (exempelvis insekter, Cranmer m.fl. 2012).

Antalet gräsmarksarter i småbiotoper styrs främst av mängden gräsmarksarter i omgivande betesmarker (Cousins m.fl., 2022). I en studie utförd på fyra platser i Sverige, från Skåne i söder till Norrbotten i norr, fann man positivt samband mellan antal arter i betesmarker och antal arter i närliggande småbiotoper (Cousins m.fl., 2022). Betesmarker är alltså viktiga spridningskällor till en rad småhabitat. Småhabitat, som exempelvis bryn eller åkerholmar, kan i sin tur användas för att 'berika' kulturbetesmark genom att de hägnas ihop med långliggande vallar och före detta åkermarker som betas. Detta underlättar för spridningen av arter från småhabitat in i kulturbetesmarken, och arter kan spridas långt även om spridningsprocessen tar tid (Cousins och Lindborg, 2008). Trots att småbiotoper och andra övergångsmiljöer är arealmässigt små i jämförelse med habitat som skogar och gräsmarker så är den totala arealen av vägkanter jämförbar med arealen av befintliga ängs- och betesmarker. Det är dock okänt hur jämförbar habitatkvalitén är, men slutsatsen är att man inte ska underskatta vikten av små habitat som källor för biologisk mångfald.

Växtmångfald, egenskaper och funktion

För att studera kopplingen mellan växtmångfald och olika typer av ekologiska funktioner används ofta växternas egenskaper. Växternas egenskaper finns samlade i databaser som till exempel Plant trait database TRY (<https://www.try-db.org/TryWeb/Home.php>). Det finns även en databas tillgänglig med specifikt svenska arters egenskaper som även inkluderar dessa arters bevaranderelevans och artspecifika ekologiska indikatorvärden (Tyler m.fl., 2021). Egenskapsdata kan i viss mån kopplas till ekosystemprocesser och tjänster samt mångfald och ekosystemstudier, så kallade BEF-studier, som står för Biodiversity, Ecosystem services och Function (Ramachandran m.fl., 2024). BEF studier fungerar ofta för att förklara enklare samband om varför arter finns där de finns, men har också ifrågasatts då man inte funnit att mångfalden kan förklara mer komplexa mönster och samband i hur olika växtarter interagerar (Funk m.fl., 2017). Hur många arter och var i landskapet de finns styrs av egenskaper som länkar till spridning, tillväxt och överlevnad (Díaz m.fl., 2007). Spridningsegenskaper inkluderar exempelvis frövikt och fröform, överlevnad i fröbank, spridningsmekanism, fröspridningshastighet och pollinationssätt. Tillväxt och överlevnadsegenskaper inkluderar till exempel höjd, biomassa, SLA (specific leaf area), livslängd, klonalitet och rot-arkitektur. De växter som överlever längre i fröbanken är mindre känsliga för isolering jämfört med arter som är kortlivade i fröbanken. Även arter

som kan föröka sig klonalt är mindre känsliga för isolering än de som inte förökar sig klonalt (Lindborg, 2007).

Växters egenskaper och förekomst

Växters egenskaper varierar mellan olika typer av miljöer och landskap. Studier har till exempel visat att växternas blomformer beräknat som antal arter med olika typer av blomformer (klocka, borste, flagga, tratt, läpp, pollen, disk, huvud) varierar mellan skogsbryn, åkerholmar och naturbetesmark (Cousins m.fl., 2022). I en annan studie där forskarna tog hänsyn till omgivande landskap fann de att jordbrukslandskapets åkerholmar och vägkanter hade mer högresta växtarter jämfört med mosaiklandskap och skogsbrukslandskap, och att de även var högre än naturbetesmarkernas växtarter (Lindborg m.fl., 2014). De fann också att det var fler årliga växtarter i åkerholmar än i vägkanter oberoende av omgivande landskap och att det fanns generellt fler klonala arter i jordbrukslandskapet jämfört med skogslandskapet och mosaiklandskapet (Lindborg m.fl., 2014). Växternas artsammansättning i småbiotoperna påverkas alltså både av typ av lokal miljö och det omgivande landskapet. *Därmed kan det behövas olika indikatorer för övergångsmiljöer beroende på landskapskontext.* Det är också viktigt att ha i åtanke att arters spridningsförmåga och livslängd påverkar deras utdöenderisk (Kuussaari m.fl., 2009). Dessa egenskaper behöver vägas in i uppfattningen om vilka arter som finns var.

Viktigt att ha i åtanke gällande övergångsmiljöer och växter

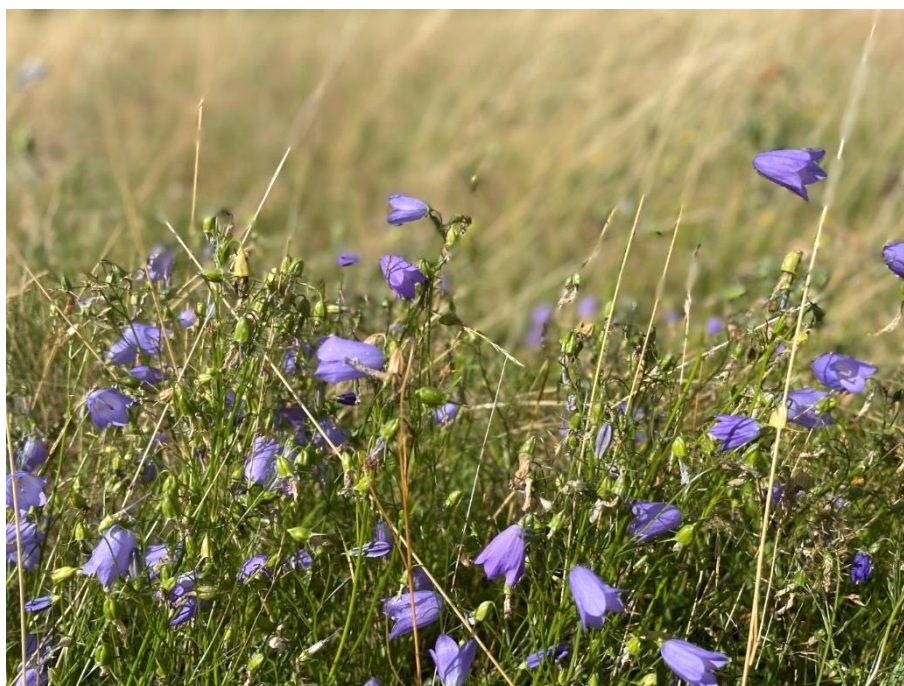
Vid formuleringen av målbilder och indikatorer för funktionella övergångsmiljöer för växter finns det några viktiga frågor att beakta:

- Vilken mångfald eller funktioner i övergångsmiljöerna vill vi prioritera?
- Ska fokus vara på exempelvis rödlistade arter, habitatkvalitet, pollinationstjänster eller kolinlagring?
- På vilken geografisk skala bör målbilder och indikatorer formuleras?

Möjliga indikatorer för att mäta mångfald eller funktion

För uppföljning av habitatkvalité över tid är det lämpligt att övervaka långlivade växter där man kan följa populationsutvecklingen under en längre tid då arterna med större sannolikhet finns kvar i landskapet även om förhållanden har försämrats. Det kan däremot vara utmanande att använda mer sällsynt förekommande, kortlivade och eller rödlistade arter i övervakningen då de är svåra att finna (vilket ger otillräcklig information) eller på grund av det finns en risk att de försvunnit från

landskapet. Ett förslag på modellart är liten blåklocka, *Campanula rotundifolia*, som är vanlig i landskapet (Fig. 6). Den bildar restpopulationer, vilket är populationer med en utdöendeskuld (Kuussaari m.fl., 2009), och kan överleva i flera år utan att blomma (Lindborg och Eriksson, 2004). Liten blåklocka ändrar storlek, blomningsfrekvens samt genetisk struktur när miljön förändras (Plue m.fl., 2015). Det går även att konstatera om den har en utdöendeskuld med hjälp av genetiska studier (Plue m.fl., 2017).



Figur 6. Liten blåklocka, *Campanula rotundifolia*, är ett förslag på indikatorart.
Foto: Maria von Post.

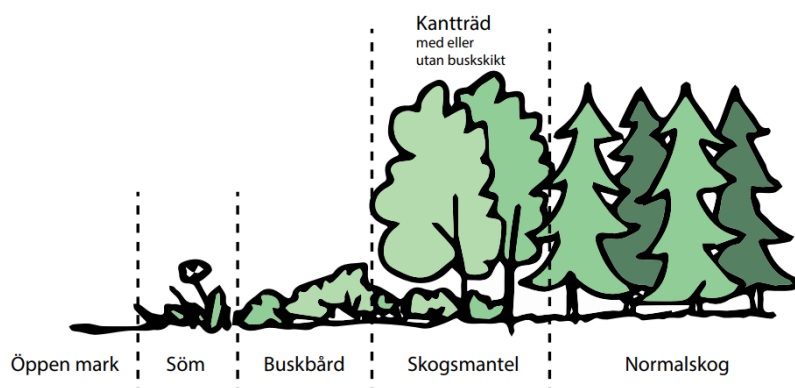
För att övervaka kvaliteten i övergångsmiljöer som vägkanter används liknande indikatorarter som för ängs- och betesmarker (rödlistan och andra indikatorarter). Här kan man fråga sig om det bör eller inte bör vara samma arter. Indikatorerna som används är både så kallade negativa indikatorer, med arter som visar på ohävd, igenväxning och kväveberikade miljöer, och positiva indikatorer som påvisar särskilda värden eller artrikedom (fridlysta, rödlistade, slåtterindikatorer, nyckelarter, torrbacksarter, kalkgynnade) (Lindqvist m.fl., 2012). Trafikverkets inventeringar av artrika vägkanter startades för att kunna anpassa vägkanternas skötsel, med till exempel senarelagt slåtter. Då inventeringarna inkluderar arternas frekvens och upprepas minst vart sjätte år, kan de eventuellt vara användbara för analys av populationers eller växtsamhällens trender eller för en utökad bild över förekomst av växtarter i landskapet. Efter vidare diskussion med Trafikverket så har det framkommit att det kan finnas svårigheter med analysen av dessa data. Dessa svårigheter är kopplade till stor variation i inventeringarnas

kvalité över landet, att återinventeringar ibland har utförts på olika delsträckor samt att skötseln av väggkanten (som dikning och bekämpning av invasiva arter) kan ha stor men relativt kortvarig inverkan på växtsamhället.

Analyser på landskapsnivå kan göras med flyg- eller satellitbilder för att identifiera landskapsstrukturer och eventuellt koppla dessa till funktioner och indikatorer för biologisk mångfald. Man har bland annat använt Sentinel-2 L2A satellitbilder tillsammans med maskininlärnings-algoritmer som tränades på landskapsdata som samlats in i NILS-projektet (<https://www.slu.se/centrumbildningar-och-projekt/nils/om-nils/>) för att identifiera artrika gräsmarker (Cousins m.fl., 2022). När detta gjordes fann man att de största felmarginalerna i klassningen var för de mest artrika naturbetesmarkerna. Dessa klassades ofta som mindre artrika än de egentligen var och man fann att metoden fungerade bäst för de gräsmarker som hade färre än 12 positiva indikatorarter (Cousins m.fl., 2022). Om resultat från fjärranalys ska användas som indikatorer för funktionell grön infrastruktur får man överväga om landskapsanalyserna fångar det man vill åt med de felmarginaler som finns.

Artrika bryn – goda exempel, skötsel samt indikatorer för uppföljning

Ett skogsbryn eller skogskant är en övergångsmiljö mellan skog och öppna miljöer där det växer en blandning av skogs- och öppenmarksarter (Esseen m.fl., 2016, Sjödin, 2018). Skogsbryn har varierande utseende, från successivt övergående till abrupta kanter mellan huvudmiljöerna, där majoriteten har abrupta kanter. Bryn med successiv övergång från normalskog till öppen mark, med skogsmantel, buskbård och söm (Fig. 7) anses ha högst värde för biologisk mångfald (Lindgren m.fl., 2018). I Sverige utgör dessa bryn endast drygt 10 % av den totala skogskantlängden mellan skog och åkermark, hävdad ängs- och betesmark samt igenväxande jordbruksmark (Sjödin, 2018). Ett exempel på att successiva eller mer komplexa övergångar innehar högt biologiskt värde visas i en studie av Lindgren m.fl. (2018) där de fann att antalet växtarter är högre i de öppnare brynen (>50% öppna) än i de mer slutna brynen (<20% och 20–50 %). Det beror på att fler gräsmarksarter kommer in i de öppnare brynen och trots att skogsarterna blir negativt påverkade så blir det totala artantalet högre (Lindgren m.fl., 2018).



Figur 7. Skogsbryn med skogsmantel och buskbård som vetter mot öppen mark. Från NILS inventeringsmanual 2016 (Sjödén, 2018).

Brynets utformning

Successivt övergående bryn med olika skikt bygger antingen på specifika gradienter i miljöfaktorer (som längs kusten eller trädgränsen i fjällen) eller på traditionell historisk gårdsskötsel med avtagande brukningsintensitet från gården och ut mot utmarkerna och skogen. Detta skapar en miljögradient. För att uppnå denna miljögradient av successivt övergående bryn krävs ofta omfattande skötsel som innefattar bete och/eller slåtter, men med en övergångszon där en viss förbuskning tillåts som sedan röjs vid behov. Ett bra exempel på sådan skötsel kan ses på Hörjelgården vid Äsperöd i Skåne (se Fig. 8). Den omfattande skötseln som krävs för att skapa nya successivt övergående bryn är oftast svår att uppnå i dagens landskap men hög biologisk mångfald kan uppnås även i bryn med mindre krävande skötsel.



Figur 8. Hörjelgården med successivt övergående bryn som upprätthålls av bete

och slåtter. Foto: Pål Axel Olsson.

Skogsbrynets struktur och funktion

Det finns flera olika strukturer och funktioner i skogsbryn som påverkar dess värde för biologisk mångfald. Exempel på sådana är mängden solbelysta blad och ved, vindskydd, värme, tillgång till värdväxter, nektar- och pollenkällor och markslitage. Dessa värden kan uppnås via andra skötselvägar än successivt övergående bryn och kan uppnås i diskreta zoner. Åspehöjden vid Hovdala är ett exempel på en typ av brynmiljö som har höga biologiska värden (se Fig. 9). Åspehöjden består av en fårbetad hed och en grusväg med överhängande skogsbryn. På den fårbetade heden finns mycket ljung, men inte så hög mångfald av blommande växter. Fler blomarter hittas istället i de artrika vägkanterna längs grusvägen. Här återfinns såväl beteskänsliga som pH-känsliga växter. Grusvägarna i skogskanten tillför flera värden då nyare geologiskt material (rikt på baskatjoner och med låg kvävetillgänglighet) tillförs vägen och detta material gynnar vägkantsfloran. Floran på heden växer på samma geologiska material, fast ett urlakat sådant, och detta gynnar en annan typ av flora. Såväl steklar som fullvuxna vedlevande insekter som långhorningar använder nektarn från blommiljöerna. Det överhängande skogsbrynet sköts genom att grenarna längs vägkanten efterhålls, vilket kan ge upphov till förtida skador på träden (så kallad veteranisering) som i sin tur leder till ökad mängd död ved i ändtopparna. Detta bidrar till ökade biologiska värden med vedlevande insekter och hackspettar som födosöker i de klena döda grentopparna.

Förutsättningar för artrika skogsbryn

En småbruten landskapsbild, ofta med mindre brukningsenheter och mer skog, finns ofta på en berggrund av gnejs och granit med kalkfattiga och sandiga moräner. En artrikare flora hittas framför allt på jordar med kalk och annat mer lättvittrat material (Tyler 1996, 2000). Det småskaliga jordbruket har historiskt blivit marginaliserat i Sverige (Rydén 2007). Idag är dock fortfarande 38 % av jordbruksföretagen definierade som småbruk (Jordbruksverket 2024) som bidrar med flera olika typer av värden för den biologiska mångfalden (Svård 2022). Med mindre enheter ökar exempelvis mängden kantzoner, vilka är viktiga övergångsmiljöer i odlingslandskapet (se avsnitt ovan). Med köttproduktion där man kombinerar bete på vall med skogsbete bibehålls eller skapas till exempel ofta miljöer med höga biologiska värden då betningen underlättar spridning av arter och ger ökad variation i skogsbrynen (se Fig. 10 för exempel på en produktionsmark på gräsvall med skogsbete).



Figur 9. Vägkanter och bryn med höga naturvärden trots att den successiva övergången saknas. Olika hävdintensitet (bete och slåtter) och olika markmaterial (hed och vägbant) bidrar till kantzonens variation. Hovdalafältet, Hässleholm. Foto: Pål Axel Olsson.

Viktigt att ha i åtanke gällande funktionella skogsbryn

När det gäller ekologisk funktionalitet i skogsbryn är det svårt att definiera vilken areal som krävs för att upprätthålla funktionalitet. Detta beror på att det ofta är väldigt små ytor av brynmiljön, ibland så kallade *frimärksmiljöer*, som kan ha mängder av insekter. Det är ett exempel på att det här kanske inte är den stora, sammanhängande ytan som är det viktiga för ekologisk funktionalitet utan att rätt förutsättningar finns på platsen och att sådana brynmiljöer med goda förutsättningar finns på flera platser i landskapet. Hur viktigt det är att ett habitat är stort och sammanhängande för att vara ekologiskt funktionellt och inte riskera utdöendeskulder är ingen enkel fråga och det finns ingen konsensus inom forskarvärlden kring effekten av fragmentering på biologisk mångfald (Fahrig m.fl., 2019, Fletcher Jr m.fl., 2018). Fragmentering kan ge dynamik i landskapet, där bytesdjur eller värdorganismer tillfälligt kan fly sina predatorer eller parasitoider (Fahrig et al 2019), men kan också ge negativa kanteffekter, med större mängd kant där de abiotiska och biotiska förutsättningarna är sämre för organismerna än i kärnhabitatet (Fletcher Jr et al. 2018). Därmed kan fragmenteringseffekter variera för olika arter. Hur liten en yta kan vara och fortfarande ha positiva effekter är oklart, och man undervärderar ofta nyttan av värdefulla småytor. Det kan vara mer fruktbart att fokusera på vilka funktioner man söker och

beroende på det kan påverkan av fragmentering vara olika.



Figur 10. Köttproduktion på gräsvall med skogsbete i norra Skåne. Höga naturvärden återfinns i olika typer av kantzoner. Foto: Pål Axel Olsson.

Möjliga indikatorer för uppföljning

Möjliga indikatorer för ekologisk funktionalitet i bryn skulle man kunna koppla till de strukturer man vet bidrar med biologiska värden och ekologiska funktioner, eller till arter som påvisar sådana värden:

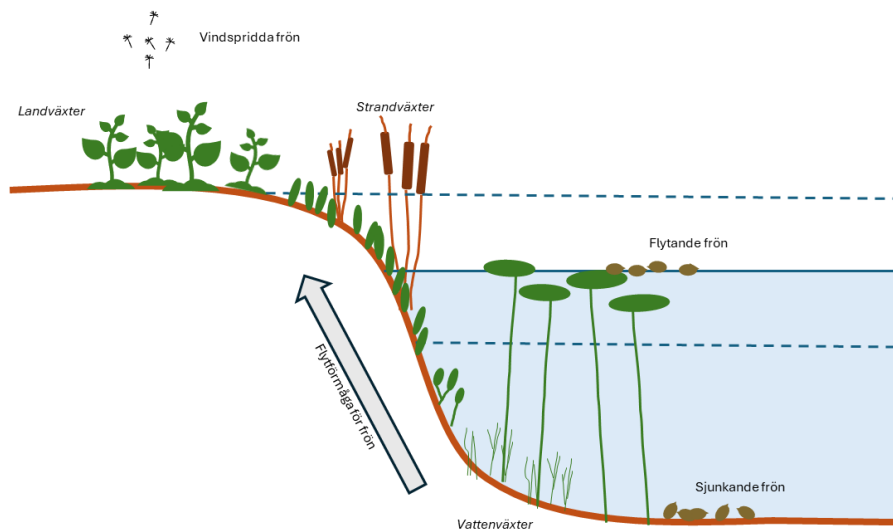
- Brynbredd – bredden mellan öppen mark och normalskog. Även exponeringsriktning har stor betydelse.
- Mängd blommande och bärande buskar – förekomst av buskar och träd som är betydelsefulla pollen- och nektarkällor ("blommande"). till exempel andel av brynets längd i % med "blommande" träd och buskar.
- Antal och volym av naturvärdesträd – det vill säga grova träd och lövträd i skogsmanteln.
- Volym död ved.
- Förekomst av nektarkällor i fältskiktet – till exempel ärtväxter, fibblor, blålockor, väddväxter och tistlar.
- Specifika växtindikatorer som åkervädd – starkt positivt korrelerad med artrikedomen av solitära bin och dagfjärilar.
- Dagfjärilar – fjärilsinventering enligt standarddruttmetod (bra indikatorer, finns redan etablerad miljöövervakning, lätta att identifiera, behöver vindskydd och värme).
- Ohäldsarter och invasiva arter – som negativa indikatorer, till exempel parkslide.

Akvatiska övergångsmiljöer

I akvatiska övergångsmiljöer ingår såväl limniska som marina övergångsmiljöer. Medan akvatiska övergångsmiljöer i grunden är naturliga övergångszoner, så kan de vara starkt påverkade av mänskliga verksamheter och störningar som utdikning, förändrade strömfåror, uppdämningar och exploatering. Akvatiska övergångsmiljöer har modifierats för jordbruk, skogsbruk och urbanisering. Blå-gröna övergångsmiljöer har tidigare tagits upp och diskuterats i kunskapsseminariet om *funktionell grön infrastruktur i hav, sötvatten och våtmarker* (Wikström m.fl. 2023) och där lyftes det att strandzoner har stor betydelse för biologisk mångfald i och i anslutande sötvattensmiljöer. I detta tidigare seminarium presenterades bland annat förslag på hur limniska strandzoner kan utformas för att gynna biologisk mångfald i olika typer av miljöer och habitat för landskapsförvaltning för kustlevande fisk. Det presenterades och diskuterades utveckling av olika möjliga landskapsindikatorer för funktionell grön infrastruktur för blå-gröna övergångsmiljöer och dessa nämner vi även här. I denna rapport kommer vi fördjupa oss ytterligare i de störningar och ekologiska processerna som pågår och påverkar den biologiska mångfalden längs svenska vattendrag och kustmiljöer med fokus på växtsamhällen i limniska övergångszoner och smådjur längs havsstränderna.

Vattnets betydelse för limniska övergångsmiljöer

Limniska övergångsmiljöer mellan vatten och land kan se väldigt olika ut beroende på kvalitet, omgivningszoner och vatten, där vattnet exempelvis kan variera i flöde och mängd. Den limniska övergångsmiljön eller övergångszonen avgränsas av den högsta och lägsta vattennivån (Julien, 2018). Inom denna zon är det direkta interaktioner mellan vatten och land. Exempel på interaktion är löv som faller ned i vattnet och bryts ned och blir till energi och resurser för vattenorganismer. Energi kommer tillbaka från vattnet till land genom sediment vid översvämningar. Översvämningar innebär också en störning för livet vid strandkanten.



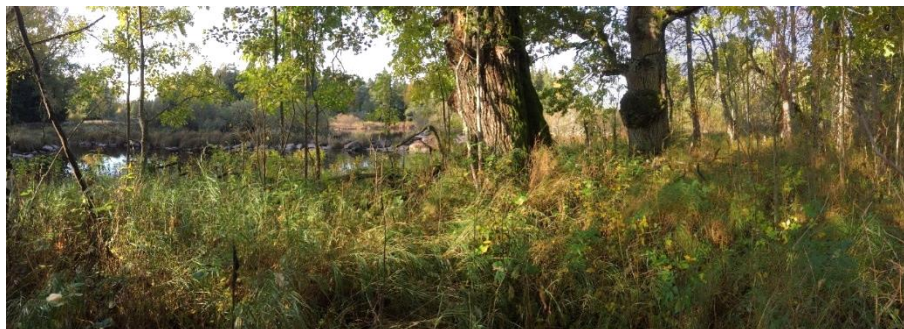
Figur 11. Övergångszon mellan vatten och land med olika exempel på fröspridning. Landväxter har främst vindspridda frön medan strandväxter kan ha såväl flytande som sjunkande frön. Sjunkande frön transporteras längs botten med vattenrörelser. De olika spridningssätten transporterar fröerna till olika vegetationszoner. Modifierad från Soons m.fl. 2017.

För växter vid strandkanten eller i övergångszonen utgör vattnet en viktig spridningskorridor för växternas frön, och beroende på huvudsakligt habitat har de olika anpassningar för spridning (Renöfält m.fl., 2005). En sådan anpassning är flytförmåga där fröer från akvatiska arter sjunker och sprids med flöde på botten, medan fröer från typiska strandkant växter, flyter bra och sprids längre och till platser med lagom vattentillgång (Fig. 11) (Soons m.fl., 2017). Högre upp på strandkanten växer det fler arter som främst sprider sina frön med hjälp av vind, där frön från olika arter har olika god flytförmåga (Soons m.fl., 2017). När fröna har spridits måste de även gro och växa. Växterna är beroende av flera faktorer för lyckad etablering, men vattnet bestämmer möjligheten för groningen och sätter därmed ramen för växternas etableringsmöjlighet i övergångszonen (Sarneel m.fl., 2014).

Biologisk mångfald i limniska övergångsmiljöer

Vid mindre vattendrag är den biologiska mångfalden oftast lägre eftersom kantzonen mellan vatten och land är smalare, mer homogen och mer begränsad. I skogslandskapet finns det främst skogsarter i kantzonen (Kuglerová m.fl., 2015). Längre ned mot havet ökar ofta storleken på både vattendraget och övergångszonen som då blir en ekoton med mer specifik karaktär. I denna bredare övergångszon med en större variation ökar också artantalet. Störningar från till exempel vågor, växtätande fåglar, djur och människor har stor påverkan på vilka arter som kan finnas. Översvämningar kan vidare skapa syrefattiga miljöer med negativ påverkan på etablering och överlevnad (Fig. 12). Hur bra en

växt tolererar översvämning påverkar var på strandkanten den växer (Sarneel m.fl., 2014, Soons m.fl., 2017, Van Eck m.fl., 2004). De arter som kan överleva översvämningar växer nära vattnet i övergångszonen och har specifika anpassningar till vattenhabitatet. De arter som växer högre upp på land är mindre anpassade att överleva översvämningsperioder. Förmågan till snabb återhämtning och återväxt efter översvämning är en viktig egenskap för överlevnad av översvämningssensibla arter.



Figur 12. Svämskog längs Dalälven i Uppsala län. Foto: Katarina Rydh.

Limniska övergångsmiljöer i svenska förhållanden

En stor del av den forskning som görs på limniska övergångsmiljöer är gjord i södra och mellersta Europa, som inte givet har samma störningar som svenska vattendrag har. I Sverige, och framför allt i norra Sverige, så är vårflo den från snösmältningen av stor betydelse då översvämningar på sommaren är mer ovanliga. Här är växterna anpassade för att överleva vårflo den, men på sommaren är de mer känsliga mot förändrade vattenflöden, strömningar och översvämningar. Växtsamhällens utbredning i övergångszonen vid boreala vatten begränsas främst av översvämningar under sommaren medan i temporal system så är översvämningar under vinterperioden det som påverkar vegetationens utbredning mest (Van Eck m.fl., 2004, Lind m.fl., 2014).

Viktigt att ha i åtanke gällande limniska övergångsmiljöer

Då vegetationen i strandzonen är väldigt påverkad av både flöden och vattenstånd, samt regleringen utav dem, så är det viktigt att beakta effekten av ett framtida klimat. Ett varmare klimat kan komma att påverka frekvensen av, amplituden på samt när på året översvämning sker, vilket får konsekvenser för de arter som lever i de limniska övergångsmiljöerna. När man sätter en målbild för en funktionell övergångszon måste man ha ett ändrat klimat i åtanke, då det påverkar temperatur, snösmältning och nederbörd. I framtiden kommer vårflo den troligen att bli mindre medan i stället högre flöden under sensommaren och hösten kommer att bli vanligare (Ström m.fl., 2011). I ett transplantationsexperiment som pågått i Vindelälven under 25 år så har

det studerats vad som händer med vegetationsutvecklingen om man byter plats på växtsamhällen i högre och nedre övergångszonen. För respektive växtsamhälle blir det en tydligt förändrad översvämningsregim. Vad man funnit är en snabb och stor förändring i vegetationsutvecklingen inom de transplanterade växtsamhällena. Växtsamhällena från den övre delen av övergångszonen som transplanterats till den lägre delen övergick inom 5 år till att helt domineras av typiska arter för den låga övergångszonen. Växtsamhällena från nedre övergångszonen som transplanterades till den övre delen, ändrades mer successivt men övergick aldrig till att helt domineras av arter typiska för den övre övergångszonen utan landade i ett alternativt stabilt tillstånd med arter från båda delarna representerade (Sarneel m.fl., 2019).

Möjlig indikator för funktionella limniska övergångszoner

En möjlig indikator för limniska övergångsmiljöer kan vara förekomst av översvämnings toleranta växter, såsom olika halvgräs. Men vilka arter som förekommer var är beroende av typ av vattendrag, små och stora vattendrag och var i landet man befinner sig. En viktig fråga är också hur man ska förhålla sig till indikatorer med klimatförändringar i åtanke. Kan de vara flexibla? Är det ens möjligt att ha målbilder när vi samtidigt har klimatförändringar?

Förslag på indikatorer kan vara:

- Svämtoleranta träd, exempelvis svämskogar inslag av klibbal, ask och gråal och inväxt av gran som kan vara en negativ indikator.
- Kärlväxter och mossor som gynnas av översvämnings.
- Strandzonen/buffertzonen förändring (andel/längd längs vatten).
- Avsaknad av översvämnings i svämplanet (fördjupning av vattenfåra) (Nilsson m.fl., 2018).

Smådjur i gränslandet mellan land och marint vatten: Varför är dessa områden viktiga?

Strandmiljön mellan land och hav är en naturlig övergångsmiljö. Den fungerar annorlunda än övergångsmiljöer i exempelvis jordbrukslandskapet då det inte är samma rörelse mellan grundekosystemen. Strandmiljön varierar i utseende och det är vanligt med stendominerade strandmiljöer längs kusten från Gävle och norrut. För strandmiljöer har bevarandearbetet fokuserats på att bevara habitat

som verkar vara lämpligt habitat i stället för att skapa nya habitat som ofta görs i jordbrukslandskapet. Generellt är havsstrandhabitatet ganska artfattiga på grund av att det är en relativt tuff livsmiljö, men ett exempel på artrika strandhabitat är betade strandängar (Auffret och Cousins, 2018). I betade strandängar finns det en högre mångfald av växter än i övergivna strandängar eller sådana som påverkade av igenväxning av vass, och fragmentering av strandängar har lett till förlust av specialiserade växtarter (Rimondini m.fl., 2024).

Marina övergångsmiljöers förutsättningar för biologisk mångfald

Även om havsstränder generellt inte har så hög mångfald av smådjur, så har de många specialiserade arter (Cheng, 1976). Havsstränder är en utsatt och tuff miljö, till skillnad från stränder i inlandsvatten som kan vara mer artrika. De främsta hoten mot den biologiska mångfalden vid Östersjöns kust är igenväxning, exploatering och klimatförändringar. När kusterna, främst i södra Sverige, inte längre betas leder det till vassbälten med lägre mångfald. Det byggs ofta hus i intressanta habitat med flacka stränder och där omvandlas ofta strandmiljöer till homogena gräsmattor. Klimatförändringar, med ökade stormar som följd, leder till erosion och påverkar vattennivån.

Det finns många abiotiska faktorer som påverkar vilka arter som förekommer längs Östersjöns kust; salthalt/brackvatten, landhöjning, succession, vattenståndsfuktuationer, isskrapning, vågexponering och marina inflöden av vatten via Öresund. Saltvatten som kommer in via Kattegatt skapar lämpliga miljöer för marina arter men kan leda till minskad överlevnad för flera arter som anpassats till brackvattenförhållanden (Hambäck m.fl., 2022). Arter som finns i havsstrandmiljön måste ofta kunna överleva perioder av högvatten eller kunna återkolonisera snabbt. All denna störningspåverkan leder till att det blir en låg artdiversitet (Irmeler m.fl., 2002). Här kan man bevara de arter som är specifika och som kanske inte finns någon annanstans i stället för att bevara en hög mångfald av arter. En del arter har stränderna som kompletterande resurs och finns på havsstränderna under delar av året och utnyttjar andra habitat under vinter och höststormar

Marina övergångsmiljöers fauna

Mellan 30 och 70% av de arter som fångas på stränder är spindlar och de är den djurgrupp som dominerar faunan på havsstränder. Spindlar har egenskaper som gör att de kan klara av den tuffa miljön (Fig. 13). Till exempel kan de göra en vattenbubbla att andas med vid översvämning, de kan springa på vatten och de har bra spridningsförmåga (springer eller sprids med ballooning med hjälp av spindeltråd som fångas av

vinden). Andra grupper som exempelvis växtätande insekter styrs mer av vilka växtarter som finns och är mer känsliga för störningar. På stränderna finns det generellt en hög koncentration av rovlevande småkryp (Mellbrand och Hambäck, 2010). Havsstränder är ett högproduktivt habitat för de som klarar att överleva där. Akvatiska fjädermygglarver kommer in till land som vuxna myggor som blir föda till predatorer, inblåst tång och alger gödslar och blir till mat för nedbrytare (så kallade detrivorer), sjöfågel som lever av resurser från akvatiska habitatet dör på eller gödslar stränderna och går in som näring i den terrestra näringsväven (Hyndes m.fl., 2022, Kolb m.fl., 2012). Det är framför allt spindlarna, som är generalister, som utnyttjar den marina födan. Betydelsen av föda från det marina habitatet varierar över tid då spindlar nyttjar olika byten över säsongen. Det är framför allt mot slutet av sommaren som marin föda utnyttjas, då de unga spindlarna äter fjädermyggor som är ett litet men enkelt byte för unga spindlar (Verschut m.fl., 2019). De större adulta spindlarna, som det finns flest av under försommaren och sommaren, äter främst terrestra byten.



Figur 13. Sten och grusvallar längs Östersjön i Gotlands län. Foto: Per Toräng.

Särskilda faktorer med påverkan på den rika spindelfaunan

Spindelfaunan på stränder påverkas både direkt och indirekt av förändringar i havsmiljön. Fysiska direkta effekter av stormar och salinitet och indirekt genom förändring i inflödet av resurser (Hambäck m.fl., 2022). Salinitet skiljer sig längs Östersjöns kust och även förekomst av till exempel tång och alger (mer i södra delarna) som utgör både föda

för detrivorer och även har en gödslande effekt på växtligheten. Upplandskustens spindelfauna är lik inlandssjöars fauna medan exempelvis kusten runt Kalmar med 7 promille salthalt har en helt annan fauna med mer sydliga arter (ungefär samma som Skåne och Hallandskusten). Skillnaden tros skapas av saltskillnaden i havet. Olika salinitet ger olika fysiska förutsättningar för samhällen att överleva. Det sker även andra förändringar längs kusten, som förändrad tångmängd och övergödning. Vargspindlar trivs vid mycket tång då det är en bra källa för bytesdjur som samtidigt ger skydd mot predatorer. Om det i stället är grönalgmattor på stranden så trivs inte vargspindlar utan då skiftar artsammansättningen till att främst bestå av mattvävarspindlar (Hambäck m.fl., 2022). Detta gör att om man vill ta fram miljöindikatorer för strandzoner baserat på exempelvis spindelsamhället, så behöver hänsyn tas till de lokala och regionala förutsättningarna.

Möjliga indikatorer för funktionella marina övergångszoner

- Spindelsamhället/mängden frispringande vargspindlar
- Fysiska förändringar av strukturer längs kusten som resultat av exempelvis landhöjning och succession eller påverkan i form av exploatering som kan mätas med exempelvis fjärranalys.
 - » Bredd på den bevuxna strandzonen nedanför trädridån (norr om Östhammar).
 - » Mängden betade strandängar (söder om Östhammar).
 - » Mängd vass, grönalgmattor och stranderosion (negativa indikatorer) (söder om Östhammar).
 - » Begynnande igenväxning av buskar och mindre träd.

Sammanfattning av diskussion under seminariet

Kunskapsseminariet avslutades med en diskussions- och frågesektion. Under detta avsnitt presenterar vi sammanfattat de reflektioner som lyftes. Några av reflektionerna är av klargörande karaktär, men samtidigt relevanta att presentera här för vidare resonemang, medan andra är mer framtidsytande inför arbetet med utveckling av målbilder och möjliga indikatorer.

Frågor relaterade till målbilder

Under diskussionen lyftes frågan om hur man bör tänka kring målbilder, om man bör utgå ifrån någon särskild referenstidpunkt. Reflektioner som lyftes var att målbilder om livskraftiga populationer sannolikt inte nås av att gå tillbaka till något som varit. Historiska referenspunkter kan i stället vara en källa till inspiration, för att bättre förstå vilka möjligheter som finns. Denna kunskap och insikt kanske snarare ska ligga till grund för att förbättra befintliga och skapa nya bra habitat i stället för att försöka återskapa det som varit. Framtiden, med klimatförändringar, kan även medföra att vi behöver tänka på målbilder utifrån andra aspekter än de som var aktuella historiskt.

Frågor relaterade till indikatorer

När det gäller frågan om lämpliga indikatorer så konstaterades det under diskussionerna att dessa behöver vara enkla att övervaka, med relativt snabba inventeringsmetoder för att få en bra täckning. I detta sammanhang nämndes potentialen att använda liten blåklocka men mer precist hur den kan användas behöver konkretiseras. Ett annat alternativ som togs upp, istället för fokus på enskilda arter, var att utveckla naturvärdesinventeringar för att bättre inkludera indikatorer som även kan användas för att svara på om den gröna infrastrukturen är funktionell. Det skulle krävas ett bredare landskapsperspektiv vid den här typen av inventering men som då samtidigt skulle kunna nyttjas inom annan miljöövervakning.

Andra förslag som nämndes var att utgå ifrån särskilt viktiga strukturer i övergångsmiljöer, såsom redan görs inom exempelvis skogliga miljöer där mängd död ved är en viktig struktur. Strukturer kan även ge insikt om viktiga interaktioner i övergångsmiljöerna, som sker just via dessa strukturer.

Under diskussionen uppkom en fråga om hur strandmiljön påverkas av avverkningar som går hela vägen ner till vattenkanten. Om detta leder till ökad erosion. Forskarna berättade att vid stranden är de dynamiska processerna viktiga och att skog inte långsiktigt skyddar mot erosion. Under diskussionen uppkom även en fråga om det finns utvecklade indikatorer för spindlar i akvatiska övergångsmiljöer. Den frågande nämnde att i Nederländerna finns det flertalet målbilder för akvatiska miljöer med indikatorer som är kopplade till vattenhastighet, vilket påverkar vilka arter som påträffas. Denna fråga hann forskarna inte fördjupa sig i.

Frågor relaterade till landskapsperspektivet och fragmentering

Under diskussionen lyftes landskapsperspektivet med frågan om hur smått och stort vi ska sikta på att jobba. Reflektionerna som lyftes var att det är inte en enkel fråga men om man jobbar för att skapa variation i hela landskapet så är man antagligen på rätt väg. Det uppkom också frågor relaterade till landskapsfragmentering och framför allt kopplat till konstruerade miljöer. Exempel som gavs var skogsbilvägar och kraftledningsgator som dels ökar fragmentering men leder även till mer ljus och variation i miljön. Denna "fragmentering" kan göras med fokus på att friställa lövrika bryn och skapa död ved. Kan då denna typ av fragmentering leda till positiva effekter? När leder vägkanter till avskärning och fragmentering och när bidrar det till positiva mosaikstrukturer? Det uppkom också frågor om hur skarpa skogskanter mot jordbruket kan förbättras. Dessa frågor hade forskarna inte något svar på eller hann fördjupa sig i.

Sammanfattning och slutsatser

Då övergångsmiljöer oftast inte utgör en egen väldefinierad naturtyp utan uppstår som kombination av påverkan från olika huvudmiljöer, är de starkt påverkade av de miljöer de angränsar till, samt av historiska och regionala förutsättningar, men är också abiotiskt och biotiskt dynamiska. En övergångsmiljö kan såväl vara en rest av eller efterlikna en annan tidigare vanlig miljö eller vara en egen unik miljö. Beroende på detta så kan skötsel, indikatorer och mål behöva variera. Övergångsmiljöer kan till exempel ses som ersättning eller komplement till kärnområden av specifika naturtyper. I dessa fall kan det vara lämpligt att inte fokusera på indikatorer för övergångsmiljön i sig utan fokusera på indikatorer för de naturtyper som man vill efterlikna. Men om övergångsmiljön är en egen miljö (exempelvis strandzoner) så är det mer lämpligt att fokusera på indikatorer för just den specifika miljön.

Flera av de medverkande forskarna betonade att det är viktigt att vara tydlig med målet, det vill säga vilken mångfald, funktioner eller ekologiska processer som står i fokus för att med hjälp av indikatorer utvärdera funktionaliteten i en övergångsmiljö. Anledningen till detta är flera, bland annat att det kan finnas avvägningar mellan olika mål. Prioriteringar av viss mångfald eller specifika processer kan bli på

bekostnad av annan mångfald eller andra processer.

En annan viktig aspekt som kom upp under seminariet var inverkan av det omgivande landskapet på övergångsmiljön. Det betonades att utvärderingar av övergångsmiljöers funktionalitet bör göras på landskapsnivå och inte bara i själva övergångsmiljön, då samhällen som återfinns i övergångsmiljön påverkas av processer även utanför dessa miljöer. Exempel på att omgivande landskap påverkar övergångsmiljön finns både från terrestra och akvatiska system. Övergångsmiljöer kan till exempel vara viktiga för att öka konnektiviteten mellan källhabitat som betesmarker, men hur viktiga sådana kopplingar är kan bero på mängden och fördelningen av källhabitat i landskapet samt arters olika spridningsförmåga och livslängd (Fig. 14). På grund av den tydliga inverkan av omgivande landskap kan det därför behövas olika indikatorer för övergångsmiljöer beroende på landskapskontext. En följdfråga angående landskapsperspektivet som kom upp under diskussionen var på vilken geografisk skala som mångfalden eller funktionerna bör skötas och mätas. Exempelvis kan den regionala effekten vara stor i de marina miljöerna då saliniteten förändras med avstånd från Nordsjön, vilket påverkar vilka arter som kan överleva. I andra fall är det mindre landskapsskalor som är mer relevanta, såsom strandens struktur, exponering, lutning m.m. Geografisk skala behöver därmed anpassas efter vilka övergångsmiljöer och mål som är i fokus.



Figur 14. Trädklädd betesmark i Uppsala län. Foto: Per Toräng.

När det gäller ekologisk funktionalitet togs det upp under seminariet att det kan vara svårt att fastställa eller förhålla sig till ytenheter då miljöer

inte nödvändigt behöver vara stora och sammanhängande för att vara funktionella. Detta beror på att det ibland finns små miljöer, frimärksmiljöer, som är väldigt värdefulla. En annan viktig aspekt som kom upp är att ett klimat i förändring kan även behöva ha indikatorer i förändring i åtanke. Till exempel kommer vårfloden framöver att minska i betydelse och det kommer bli mer floder under sensommaren och hösten. Detta kommer få stora konsekvenser för växtsamhällen som är anpassade till dagens förutsättningar.

Under seminariet lyftes möjligheten för synergieffekter mellan flera olika mål. Exempel som kom upp under seminariet var att övergångsmiljöer skulle kunna skötas för att både buffra känsliga miljötyper och restaureras för att gynna biologisk mångfald. Det är också i linje med tankar som nämndes om kostnadseffektivitet. Övergångsmiljöer kan användas och skötas som ersättningsmiljöer för andra miljöer som är svårare att göra större insatser i, som att skapa mer variation eller luckighet i viss produktionsskog. Sättet man restaurerar brynmiljöer kan eventuellt också göras mer kostnadseffektivt givet exempel som uppkommit under seminariet. Det finns olika aspekter i att jobba med kostnadseffektivitet och det får man överväga även i framtagandet av mål och indikatorer. Det lyftes exempelvis att det behövs enkla och snabba inventeringsmetoder.



Figur 15. Svämäng längs Dalälven i Uppsala län. Foto: Eddie von Wachenfeldt.

Gällande akvatiska miljöer har man länge främst utgått från antingen ett limniskt/marint eller ett terrestert perspektiv och inte själva miljön i övergångszonen. Därmed har betydelsen av de akvatiska miljöernas övergångar inte beforskats i samma utsträckning som terrestra övergångsmiljöer. Det finns kunskapsluckor om hur till exempel svämängar och svämskogar interagerar med omgivande vattendrag eller sjöar (Fig. 15). Många vatten har också påverkats i strandlinjen i samband med rätningar eller rensningar eller av att vattenståndet förändrats. Det

medför att de naturliga processerna inte längre finns kvar vilket leder till att svämplanet, det vill säga den yta som kontinuerligt utsätts för upprepade störningsprocesser genom översvämning, växer igen. Det blir också svårare att i fält avgränsa vad som är själva svämplanet och var det övergår till rent terrester miljö. Det här är artrika miljöer där också många arter som är beroende av översvämningarna tryckts tillbaka just för att kontinuerliga översvämningar uteblivit, på bekostnad av mer terrestra arter. Då de ekologiska behoven och funktionerna inte är lika välkända i akvatiska övergångsmiljöer så kan förslagen om indikatorer och målbilder i nuläget inte komma lika långt som för terrestra miljöer.

Inom uppdragets omfattning var det inte möjligt att konkretisera målbilder för vare sig de terrestra eller akvatiska övergångsmiljöerna. Däremot togs det upp flera olika förslag på möjliga indikatorer som kan utvecklas och tillämpas beroende på den målbild som sätts upp. Indikatorsförslagen som togs upp presenteras i tabellen nedan (Tabell 1), tillsammans med indikatorsförslag som har omnämnts i tidigare rapporter inom samverkansuppdraget som relaterar till övergångsmiljöer (framkommer i tabellen). Ytterligare indikatorer som tagits upp i andra rapporter inom samverkansuppdraget kan vara aktuella i övergångsmiljöer om dessa ska verka som kompletterande habitat i landskapet. Generellt har indikatorerna som vi tagit upp egenskaper som ger en tydlig signal och som är rimliga att använda för uppföljning (för en sammanfattning över bra egenskaper hos indikatorer se von Post m.fl. (2022) och referenser däri). I detta fall ska indikatorerna ge en signal på om övergångsmiljön, eller landskapet, är ekologiskt funktionellt med avseende på de mål som formuleras.

Tabell 1. Sammanställning över förslag på möjliga indikatorer för en ekologisk funktionell övergångsmiljö som nämnts under kunskapsseminariets presentationer eller som har nämnts under tidigare kunskapsseminarium där övergångsmiljöer delvis avhandlats (gråmarkerade rader). Referenser som tas upp presenteras i referenslistan.

Indikatorförslag	Miljötyp	Hur kan det mätas?	Ex. referens
Liten blålocka , <i>Campanula rotundifolia</i> (alt andra långlivade växter)	Terrestra kantzoner	Populationsutveckling, Alt. förändringar i klockstorlek, blomningsfrekvens, genetisk struktur. Alt. genetiska analyser av utdöendeskuld	Plue m.fl. 2015; Plue m.fl. 2017
Naturvårdsarter (rödlistade arter, signalarter, nyckelarter, ansvarsarter, skyddade arter)	Vägranter	<i>Behöver undersökas vidare</i>	Lindqvist m.fl. (2012)
Ohävsarter (Ohävsarter, invasiva arter, saltgynnade/salttåliga arter) (Anti-indikator)	Vägranter/ Skogsbryn	<i>Behöver undersökas vidare</i>	Lindqvist m.fl. (2012)
Landskapsstrukturer	<i>Kan vara relevant för samtliga övergångsmiljöer</i>	Fjärranalys tillsammans med maskininlärningsalgoritmer tränade på landskapsdata	Cousins m.fl. 2022
Brynbredd och exponeringsriktning	Skogsbryn	Bredden mellan öppen mark och normalskog	<i>Behöver undersökas vidare</i>
Blommande och bärande buskar	Skogsbryn	Förekomst av buskar och träd som är betydelsefulla pollen- och nektarkällor ("blommande"). Till exempel andel av brynets längd i % med "blommande" träd och buskar	<i>Behöver undersökas vidare</i>
Naturvärdesträd	Skogsbryn	Förekomst och volym av grova träd och lövträd i skogsmanteln	<i>Behöver undersökas vidare</i>

Indikatorförslag	Miljötyp	Hur kan det mätas?	Ex. referens
Volym död ved	Skogsbyn	<i>Behöver undersökas vidare</i>	<i>Behöver undersökas vidare</i>
Nektarkällor i fältskiktet	Skogsbyn	Förekomst av nektarkällor i fältskiktet. Till exempel ärtväxter, fibblor, blålockor, vädväxter och tistlar	<i>Behöver undersökas vidare</i>
Åkervädd eller annan växtindikator. Åkervädd är starkt positivt korrelerad med artrikedomen av solitära bin och dagfjärilar	Skogsbyn	<i>Behöver undersökas vidare</i>	<i>Behöver undersökas vidare</i>
Dagfjärilar	Skogsbyn	Fjärilsinventering enligt standardruttmetod	<i>Behöver undersökas vidare</i>
Svämtoleranta träd	Limniska övergångs-zoner	Förekomst av svämtoleranta träd (t.ex. klibbal, ask, gråal)	<i>Behöver undersökas vidare</i>
Översvämnings-toleranta växter	Limniska övergångs-zoner	Förekomst av kärlväxter som gynnas av översvämning.	<i>Behöver undersökas vidare</i>
Strand/buffertzonens förändring	Limniska övergångs-zoner	Fjärranalys. Andel och längd längs vattendrag. Avsaknad av översvämning i svämplanet (fördjupad vattenfåra)	Nilsson m.fl. 2018
Död ved	Limniska buffert-zoner	Förekomst	<i>Se mer information i Wikström och Bergqvist (2023)</i>
Lövträd	Limniska buffert-zoner	Artsammansättning	<i>Se mer information i Wikström och Bergqvist (2023)</i>
Trädthet	Limniska buffert-zoner	Andel	<i>Se mer information i Wikström och Bergqvist (2023)</i>
Mikroklimat	Limniska buffert-zoner	Andel av kantzon eller vattendragets bredd.	<i>Se mer information i Wikström och Bergqvist (2023)</i>
Rotvältor (Anti-indikator)	Limniska buffert-zoner	Andel per ytenhet	<i>Se mer information i Wikström och Bergqvist (2023)</i>

Indikatorförslag	Miljötyp	Hur kan det mätas?	Ex. referens
Vattnets genomflödes hastighet	Limniska våtmarks- miljöer	Flöde	<i>Se mer information i Wikström och Bergqvist (2023)</i>
Förekomst av flack översvämningspåverkad strandzon	Limniska våtmarks- miljöer	Andel av kantzon eller vattendragets bredd.	<i>Se mer information i Wikström och Bergqvist (2023)</i>
Spindelsamhället	Marina övergångs- zoner	Artsammansättning/mä ngd frispringande vargspindlar	<i>Behöver undersökas vidare</i>
Kuststrukturer ; bredd på den bevuxna strandzonen nedanför träddån (norr om Östhammar), mängd betade strandängar (positiv indikator), vassbälten, grönalgs mattor och stranderosion (negativa indikatorer) (söder om Östhammar)	Marina övergångs- zoner	Fjärranalys, förändring av strukturer	<i>Behöver undersökas vidare</i>

Deltagarförteckning

Följande personer deltog i kunskapsseminariet om funktionella terrestra och akvatiska övergångsmiljöer:

Christina Lindhagen

Eddie von Wachenfeldt

Erik Törnblom

Helena Dehlin

Helena Rygne

Henrik Smith

Håkan Berglund

Ingrid J Horner

Jacqueline Hoppenreijds

Johan Niss

Johan Svensson

Judith Särregel

Klara Tullback Rosenström

Lars Pettersson

Lisa Karlsson

Malin Jägsell

Maria von Post

Marianne Wetterin

Mårten Gustafsson

Ola Olsson

Peter Hambäck

Pål Axel Olsson

Regina Lindborg

Susanne Lindh

Sven-Åke Berglind

Tina Nilsson

Ulf Bjelke

Ulrika Samnegård

Vanja Strand

Viktor Nilsson

Vita Manak

Yennie Bredin

Referenser

- Auffret, A. G. & Cousins, S. A. (2018) Land uplift creates important meadow habitat and a potential original niche for grassland species. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285: 20172349.
- Auffret, A. G., Rico, Y., Bullock, J. M., Hooftman, D. A., Pakeman, R. J., Soons, M. B., Suárez-Esteban, A., Traveset, A., Wagner, H. H. & Cousins, S. A. (2017) Plant functional connectivity—integrating landscape structure and effective dispersal. *Journal of Ecology*, 105: 1648-1656.
- Bowler, D. E., Mant, R., Orr, H., Hannah, D. M. & Pullin, A. S. (2012) What are the effects of wooded riparian zones on stream temperature? *Environmental Evidence*, 1: 1-9.
- Bruun, M. & Smith, H. G. (2003) Landscape composition affects habitat use and foraging flight distances in breeding European starlings. *Biological Conservation*, 114: 179-187.
- Cheng, L. (1976) *Marine insects*. North Holland Publishing Company.
- Clough, Y., Kirchweyer, S. & Kantelhardt, J. (2020) Field sizes and the future of farmland biodiversity in European landscapes. *Conservation letters*, 13: e12752.
- Cole, L. J., Brocklehurst, S., Robertson, D., Harrison, W. & McCracken, D. I. (2015) Riparian buffer strips: Their role in the conservation of insect pollinators in intensive grassland systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 211: 207-220.
- Cousins, S., Lindgren, J., Plue, J., Brown, I. & Kimberley, A. (2022) Landskapsindikatorer för biologisk mångfald - Inga betesdjur, ingen mångfald. Naturvårdsverket Rapport 7064.
- Cousins, S. A. & Lindborg, R. (2008) Remnant grassland habitats as source communities for plant diversification in agricultural landscapes. *Biological conservation*, 141: 233-240.
- Cranmer, L., McCollin, D., & Ollerton, J. (2012). Landscape structure influences pollinator movements and directly affects plant reproductive success. *Oikos*, 121: 562-568.
- Díaz, S., Lavorel, S., McIntyre, S., Falczuk, V., Casanoves, F., Milchunas, D. G., Skarpe, C., Rusch, G., Sternberg, M. & Noy-Meir, I. (2007) Plant trait responses to grazing—a global synthesis. *Global change biology*, 13: 313-341.
- Dunning, J. B., Danielson, B. J. & Pulliam, H. R. (1992) Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos*, 65: 169-175.
- Esseen, P. A., Hedström Ringvall, A., Harper, K. A., Christensen, P. & Svensson, J. (2016) Factors driving structure of natural and anthropogenic forest edges from temperate to boreal ecosystems. *Journal of vegetation science*, 27: 482-492.
- Fahrig, L., Arroyo-Rodríguez, V., Bennett, J. R., Boucher-Lalonde, V., Cazetta, E., Currie, D. J., Eigenbrod, F., Ford, A. T., Harrison, S. P. & Jaeger, J. A. (2019) Is habitat fragmentation bad for biodiversity? *Biological Conservation*, 230: 179-186.

- Fletcher Jr, R. J., Didham, R. K., Banks-Leite, C., Barlow, J., Ewers, R. M., Rosindell, J., Holt, R. D., Gonzalez, A., Pardini, R. & Damschen, E. I. (2018) Is habitat fragmentation good for biodiversity? *Biological conservation*, 226: 9-15.
- Funk, J. L., Larson, J. E., Ames, G. M., Butterfield, B. J., Cavender-Bares, J., Firn, J., Laughlin, D. C., Sutton-Grier, A. E., Williams, L. & Wright, J. (2017) Revisiting the Holy Grail: using plant functional traits to understand ecological processes. *Biological Reviews*, 92: 1156-1173.
- Hambäck, P. A., Cirtwill, A. R., Grudzinska-Sterno, M., Hoffmann, A., Langbak, M. & Åhlén, D. (2022) Species composition of shoreline wolf spider communities vary with salinity, but their diets vary with wrack inflow. *Ecology and Evolution*, 12: e9701.
- Heldbjerg, H., Fox, A. D., Levin, G. & Nyegaard, T. (2016) The decline of the Starling *Sturnus vulgaris* in Denmark is related to changes in grassland extent and intensity of cattle grazing. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 230: 24-31.
- Hyndes, G. A., Berdan, E. L., Duarte, C., Dugan, J. E., Emery, K. A., Hambäck, P. A., Henderson, C. J., Hubbard, D. M., Lastra, M. & Mateo, M. A. (2022) The role of inputs of marine wrack and carrion in sandy-beach ecosystems: a global review. *Biological Reviews*, 97: 2127-2161.
- Irmeler, U., Heller, K., Meyer, H. & Reinke, H.-D. (2002) Zonation of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneida) in salt marshes at the North and the Baltic Sea and the impact of the predicted sea level increase. *Biodiversity & Conservation*, 11: 1129-1147.
- Julien, P. Y. (2018) *River Mechanics*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Kark, S. (2017) Effects of Ecotones on Biodiversity. *Reference Module in Life Sciences*. Elsevier.
- Kark, S. & Van Rensburg, B. J. (2006) Ecotones: marginal or central areas of transition? *Israel Journal of Ecology & Evolution*, 52: 29-53.
- Karlsson, L. (2018) Gynna brynen och få nyttor tillbaka. *Jordbruksinformation 11-2018* (ed Jordbruksverket).
- Karlsson, L., Ederlöf, E., Holgersson, B., Jansson, N., Wetterin, M. & Williamsson, H. (2018) Övergångszoner mellan skogs- och jordbruksmark. Ett samverkansprojekt inom miljömålsrådet 2017. *Jordbruksverket Rapport 2018*: 14.
- Kolb, G. S., Jerling, L., Essenberg, C., Palmborg, C. & Hambäck, P. A. (2012) The impact of nesting cormorants on plant and arthropod diversity. *Ecography*, 35: 726-740.
- Kuglerová, L., Jansson, R., Sponseller, R. A., Laudon, H. & Malm-Renöfält, B. (2015) Local and regional processes determine plant species richness in a river-network metacommunity. *Ecology*, 96: 381-391.
- Kunin, W. E. (1998) Biodiversity at the edge: a test of the importance of spatial "mass effects" in the Rothamsted Park Grass experiments. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 95: 207-212.

- Kuussaari, M., Bommarco, R., Heikkinen, R. K., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., Öckinger, E., Pärtel, M., Pino, J. & Rodà, F. (2009) Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in ecology & evolution*, 24: 564-571.
- Lennartsson, T. & Gylje, S. (2009) Infrastrukturens biotoper – en refug för biologisk mångfald. CBM:s skriftserie 31. Centrum för biologisk mångfald, SLU och Uppsala universitet.
- Lind, L., Hasselquist, E. M. & Laudon, H. (2019) Towards ecologically functional riparian zones: A meta-analysis to develop guidelines for protecting ecosystem functions and biodiversity in agricultural landscapes. *Journal of environmental management*, 249: 109391.
- Lind, L., Nilsson, C., Polvi, L. E. & Weber, C. (2014) The role of ice dynamics in shaping vegetation in flowing waters. *Biological Reviews*, 89: 791-804.
- Lindborg, R. (2007) Evaluating the distribution of plant life-history traits in relation to current and historical landscape configurations. *Journal of Ecology*, 95: 555-564.
- Lindborg, R. & Eriksson, O. (2004) Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology*, 85: 1840-1845.
- Lindborg, R., Plue, J., Andersson, K. & Cousins, S. A. (2014) Function of small habitat elements for enhancing plant diversity in different agricultural landscapes. *Biological Conservation*, 169: 206-213.
- Lindgren, J., Kimberley, A. & Cousins, S. A. (2018) The complexity of forest borders determines the understorey vegetation. *Applied Vegetation Science*, 21: 85-93.
- Lindqvist, M., Johansson, G., Ek, J., Adelsköld, T., Borlid, J., Borlid, J., Karlsson, L. & Röstell, Å. (2012) Metod för översiktlig inventering av artrika väggkantsmiljöer. Trafikverket rapport 2012: 149.
- Martin, E. A., Dainese, M., Clough, Y., Báldi, A., Bommarco, R., Gagic, V., Garratt, M. P., Holzschuh, A., Kleijn, D. & Kovács-Hostyánszki, A. (2019) The interplay of landscape composition and configuration: new pathways to manage functional biodiversity and agroecosystem services across Europe. *Ecology letters*, 22: 1083-1094.
- Mellbrand, K. & Hambäck, P. A. (2010) Coastal niches for terrestrial predators: a stable isotope study. *Canadian Journal of Zoology*, 88: 1077-1085.
- Naturvårdsverket (2015) Riktlinjer för regionala handlingsplaner för grön infrastruktur. Ingår i redovisning av ett regeringsuppdrag (M2014/1948/Nm) 2015-09-24
- Naturvårdsverket (2023) Fördjupad utvärdering av Sveriges miljömål 2023 - med förslag till regeringen. Naturvårdsverket Rapport 7088.
- Nilsson, C., Riis, T., Sarneel, J. M. & Svavarsdóttir, K. (2018) Ecological restoration as a means of managing inland flood hazards. *BioScience*, 68: 89-99.
- Norris, V. (1993) The use of buffer zones to protect water quality: a review. *Water resources management*, 7: 257-272.

- Olsson, R. & Berg, Å. (2008) *Mångfaldsmarker: naturbetesmarker - en värdefull resurs*. Centrum för biologisk mångfald, Uppsala.
- Pettersson, M. W. (2009) Åkrar, småbiotoper och gårdsmiljöer. Biologisk mångfald och variation i odlingslandskapet. Jordbruksverket.
- Pillsbury, F. C. & Peters, D. P. (2020) Ecotone. *Terrestrial Ecosystems and Biodiversity* (ed Y. Wang), pp. 197-203. CRC Press.
- Plue, J., Vandepitte, K., Honnay, O. & Cousins, S. A. (2015) Isolation by 454-sequencing and characterization of polymorphic microsatellite markers in the tetraploid perennial herb *Campanula rotundifolia*. *Conservation Genetics Resources*, 7: 721-722.
- Plue, J., Vandepitte, K., Honnay, O. & Cousins, S. A. (2017) Does the seed bank contribute to the build-up of a genetic extinction debt in the grassland perennial *Campanula rotundifolia*? *Annals of Botany*, 120: 373-385.
- Pulliam, H. R. (1988) Sources, sinks, and population regulation. *The American Naturalist*, 132: 652-661.
- Ramachandran, A., Dee, L., Hayden, M. & Suding, K. (2024) Leveraging plant functional traits in the design of nature-based solutions: A research agenda. *Journal of Ecology*, 112: 2492-2501.
- Ramey, T.L., & Richardson, J.S. (2017) Terrestrial invertebrates in the riparian zone: mechanisms underlying their unique diversity. *BioScience*, 67:808-819.
- Renöfalt, B. M., Nilsson, C. & Jansson, R. (2005) Spatial and temporal patterns of species richness in a riparian landscape. *Journal of Biogeography*, 32: 2025-2037.
- Rimondini, L., Kimberley, A. & Cousins, S. A. (2024) Habitat loss and isolation threaten specialist flora in Baltic coastal meadows. *Journal of Vegetation Science*, 35: e13290.
- Sarneel, J. M., Hefting, M. M., Kowalchuk, G. A., Nilsson, C., Van der Velden, M., Visser, E. J., Voesenek, L. A. & Jansson, R. (2019). Alternative transient states and slow plant community responses after changed flooding regimes. *Global Change Biology*, 25: 1358-1367.
- Sarneel, J. M., Janssen, R. H., Rip, W. J., Bender, I. M. & Bakker, E. S. (2014) Windows of opportunity for germination of riparian species after restoring water level fluctuations: a field experiment with controlled seed banks. *Journal of Applied Ecology*, 51: 1006-1014.
- Shmida, A. & Wilson, M. V. (1985) Biological determinants of species diversity. *Journal of biogeography*, 12: 1-20.
- Sjödén, M. (2018) Fältinstruktioner för Nationell Inventering av Landskapet i Sverige, NILS, år 2018. Sveriges lantbruksuniversitet (SLU).
- Smart, S. M., Bunce, R. G., Firbank, L. G. & Coward, P. (2002) Do field boundaries act as refugia for grassland plant species diversity in intensively managed agricultural landscapes in Britain? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 91: 73-87.
- Smith, H. G., Birkhofer, K., Clough, Y., Ekroos, J., Olsson, O. & Rundlöf, M. (2014) Beyond dispersal: The roles of animal movement in

- modern agricultural landscapes. *Animal movement across scales* pp. 51-70. Oxford University Press.
- Smith, H. G., Ryegård, A. & Svensson, S. (2012) Is the large-scale decline of the starling related to local changes in demography? *Ecography*, 35: 741-748.
- Soons, M. B., de Groot, G. A., Cuesta Ramirez, M. T., Fraaije, R. G., Verhoeven, J. T. & de Jager, M. (2017) Directed dispersal by an abiotic vector: wetland plants disperse their seeds selectively to suitable sites along the hydrological gradient via water. *Functional Ecology*, 31: 499-508.
- Stewart, R. I., Andersson, G. K., Brönmark, C., Klatt, B. K., Hansson, L.-A., Zülsdorff, V. & Smith, H. G. (2017) Ecosystem services across the aquatic-terrestrial boundary: Linking ponds to pollination. *Basic and applied ecology*, 18: 13-20.
- Ström, L., Jansson, R., Nilsson, C., Johansson, M. E., & Xiong, S. (2011). Hydrologic effects on riparian vegetation in a boreal river: an experiment testing climate change predictions. *Global Change Biology*, 17: 254-267.
- Tamminidi, M. (2024) Environment. PMF UAS Environment for UPSC and state PCS.
- Tyler, T., Herbertsson, L., Olofsson, J. & Olsson, P. A. (2021) Ecological indicator and traits values for Swedish vascular plants. *Ecological Indicators*, 120: 106923.
- Tölgyesi, C., Császár, P., Torma, A., Török, P., Bátori, Z. & Gallé, R. (2018) Think twice before using narrow buffers: Attenuating mowing-induced arthropod spillover at forest-grassland edges. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 255: 37-44.
- Van der Maarel, E. (1990) Ecotones and ecoclines are different. *Journal of Vegetation Science*: 135-138.
- Van Eck, W., Van de Steeg, H., Blom, C. & De Kroon, H. (2004) Is tolerance to summer flooding correlated with distribution patterns in river floodplains? A comparative study of 20 terrestrial grassland species. *Oikos*, 107: 393-405.
- Vanneste, T., Depauw, L., De Lombaerde, E., Meeussen, C., Govaert, S., De Pauw, K., Sanczuk, P., Bollmann, K., Brunet, J. & Calders, K. (2024) Trade-offs in biodiversity and ecosystem services between edges and interiors in European forests. *Nature ecology & evolution*, 8: 880-887.
- Verschut, V., Strandmark, A., Esparza-Salas, R. & Hambäck, P. A. (2019) Seasonally varying marine influences on the coastal ecosystem detected through molecular gut analysis. *Molecular Ecology*, 28: 307-317.
- Villeme, A., Jeusset, A., Vargac, M., Bertheau, Y., Coulon, A., Touroult, J., Vanpeene, S., Castagnérol, B., Jactel, H. & Witte, I. (2018) Can linear transportation infrastructure verges constitute a habitat and/or a corridor for insects in temperate landscapes? A systematic review. *Environmental Evidence*, 7: 1-33.
- von Post, M., Stjernman, M., Olsson, O., Angelstam, P., Bergman, K.-O., Ekroos, J., Smith, H. G., Persson, A. S. & Andersson, E. (2022)

- Funktionella landskap för biologisk mångfald, sammanställning från ett kunskapsseminarium. Länsstyrelsen Skåne.
- Wang, D., Gao, X., Wu, S., Zhao, M., Zheng, X., Wang, Z., Zhang, Y. & Fan, C. (2024) A Comprehensive Review on Ecological Buffer Zone for Pollutants Removal. *Water*, 16: 2172.
- Wikström och Bergqvist (2023) Funktionella landskap – hav, sötvatten och våtmarker. Rapport från seminarium 24 november 2022. Länsstyrelsen Skåne.
- Wood, H. (2024) *Bats at northern latitudes: The influence of habitat and climate*. Department of Physical Geography, Stockholm University.
- Wu, J., Han, P., Yu, J., Jarvie, S., Zhang, Y. & Zhang, Q. (2023) Edge grassland provide a stronger thermal buffer against core grassland in the agro-pastoral ecotone of Inner Mongolia. *Ecological Indicators*, 154: 110762.
- Xiong, S. & Nilsson, C. (1999) The effects of plant litter on vegetation: a meta-analysis. *Journal of Ecology*, 87: 984-994.
- Zhang, H., Mächler, E., Morsdorf, F., Niklaus, P. A., Schaepman, M. E. & Altermatt, F. (2023) A spatial fingerprint of land-water linkage of biodiversity uncovered by remote sensing and environmental DNA. *Science of the Total Environment*, 867: 161365.
- Öckinger, E. & Smith, H. G. (2008) Do corridors promote dispersal in grassland butterflies and other insects? *Landscape ecology*, 23: 27-40.

Funktionella terrestra och akvatiska övergångsmiljöer

Rapport från seminarium 4 november 2024



Länsstyrelserna

www.lansstyrelsen.se