



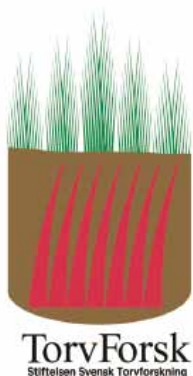
PROJEKTRAPPORT NR 12

Biologisk mångfald på myrar och dikad torvmark
– underlag för ett miljömässigt torvbruk

*Biodiversity on mire ecosystems and drained peatlands –
a basis for environmental peat harvesting*

Henrik von Stedingk

Centrum för biologisk mångfald



Centrum för biologisk mångfald



Omslagsfoto: Miljö från Skattlösberg stormosse, ett stort och relativt opåverkat myrkomplex i södra Dalarna. Foto: Henrik von Stedingk.

Innehållsförteckning

Sammanfattning	7
Summary	8
Förord	9
Inledning	10
Meod	11
Vad är en myr?	11
Myrens processer	12
Ekologisk biodiversitet	14
Biodiversitet i skogliga torvmarker	14
Livet i torvbiotopen.....	14
Mikroorganismer.....	15
Det mikroskopiska livet i vitmossor	15
Växter.....	17
Kärlväxter	18
Mossor.....	19
Lavar	20
Svampar	20
Insekter och spindeldjur	21
Fåglar	23
Däggdjur	24
Effekter på myren av dikning.....	25
Växtsuccession på dikad torvmark	26
Finns det naturvärden på dikad torvmark?.....	28
Vad händer när en myr blir torvtäkt?	32
Efterbehandling på avslutad torvtäkt	34
Landskapsnivån.....	37
Slutsatser	38
Referenser	41

Sammanfattning av workshop Umeå 5 februari 2008: Torvbruk på dikad skogsmark – konsekvenser för biologisk mångfald.....Bilaga 1

Sammanfattning

Den politiska ambitionen att minska utsläppen av växthusgaser och satsa på inhemsk energiråvara har ökat intresset för torvbrytning. Torvmark dikad för skogsbruk, som finns i stora mängder i Sverige, kan vid rätt förutsättningar vara ett bra energival med avseende på utsläpp av växthusgaser. Frågan är vilka konsekvenser ett ökat uttag av torv ifrån dikade torvmarker skulle få på den biologiska mångfalden i skogslandskapet. För att kunna svara på detta gjordes en litteraturgenomgång av vilken kunskap som finns om myren som livsmiljö för olika organismer, vilka ekologiska effekter dränering får på torvmarksbiotopen samt vad man känner till om naturvärden på dikad torvmark.

En myr definieras som en våtmark med aktiv torvbildning. Myrar har typiska växtsamhällen och en enskild myr rymmer ofta flera olika myrtyper. Av myrens arter är vissa myrspecialister. Andra arter har andra huvudhabitat, men nyttjar myren för att fullgöra delar av sin livscykel. Kärlväxter och mossor är de bäst kända organismgrupperna på myren. Flera används som typarter för myrklassificering eftersom deras förekomst följer pH, näringstillgång samt vattennivå. Insekter, leddjur och spindeldjur är en grupp med stor artdiversitet på myrar, gynnade av bl.a. öppna fuktiga skogar samt vattengölar. Ofta kan fattiga myrar med begränsad växtdiversitet vara goda insektshabitat. Stora myrar som innehåller många olika typer av habitat för insekter ger också stor diversitet av vadare. Myren har ett rikt liv av mikroorganismer, med en artsammansättning som skiljer sig från fastmark, men kunskapsläget är bristfälligt.

En dränering av en myr ger stora förändringar på artsammansättningen inom alla artgrupper och dikning leder ofta till minskad biologisk mångfald. Men eftersom dikad torvmark är ett samlingsbegrepp för vitt skilda myrtyper i olika successionsstadier behöver inte dikade torvmarker generellt sett vara mindre viktiga för den biologiska mångfalden. Dikade torvmarker bör inte klumpas ihop utan jämföras med respektive myrtyp. Effekten av dränering syns tydligast i växtligheten, som följer en viss succession där fastmarksväxter tar över och skogen blir tätare. Ofta följs dikning av aktivt skogsbruk vilket ytterligare minskar naturvärdena. Naturvärden på dikad torvmark är dåligt studerat, men några miljöer som skulle kunna ha naturvärden har identifierats: 1) Områden som inte påverkats nämnvärt av dikningen och som behållit sina myrkvaliteter. 2) Sena successioner efter dikning där det utvecklats lövträd och död ved. 3) Gles myrtallskog eller sumpskog kan fungera som refugier för gammelskogens lavar och vedsvampar. 4) Vattensamlingar och äldre bäckliknande diken med rinnande vatten. Riktade inventeringar av naturvärden på dikad torvmark behövs.

En torvtäkt innebär ett ekosystemskifte och de arter som lever på myren försvinner. Därför måste en uppskattning av effekten på biologisk mångfald av en torvtäkt inbegripa värdet av den myr som förlorats, tiden som exploateringen pågår, såväl som efterbehandlingen. Utveckling av fler efterbehandlingsmetoder som syftar till ökad biologisk mångfald behövs, liksom ett system som garanterar en långsiktighet i efterbehandlingen som siktar på biologisk mångfald. Vidare behövs metoder för att kunna värdera naturvårdseffekter av ett ökat torvbruk på dikad torvmark i ett landskapsperspektiv. Ökad torvbrytning på redan dikad torvmark skulle kunna var förenligt med Sveriges miljökvalitetsmål, förutsatt att biologisk mångfald på landskapsnivå sätts i fokus vid val av objekt och efterbehandling.

Summary

Biodiversity on mire ecosystems and drained peatlands – a basis for environmental peat harvesting

The interest of peat harvesting has increased, due to the political ambition to reduce greenhouse gas emissions and to increase the use of local energy sources. Peatlands drained for forestry, a common resource in Sweden, can be a good energy source in terms of greenhouse gas emissions, under certain conditions. The question is what consequences increased peat harvesting would have on biodiversity in the forest landscape. To answer this question this literature study was performed to summarize what is known about the life of a natural and drained mire, and to discuss what conservation values could be found on a drained peatland.

The definition of mire is a wetland with active peat accumulation, even if mires also are distinguished based on specific plant communities. A mire often contains several mire types. Some mire taxa are specialized for living on mires, other organisms have other main habitats but utilize the mire for fulfilling their lifecycle. The level of knowledge varies for different organisms. The best known groups are vascular plants and bryophytes. They are also used for classifying mires since their abundance is related to gradients of pH, fertility and water level. Arthropods is a diverse group on mires favored by open moist forests and water pools. Poor mires with restricted flora may be good insect habitats. Birds are found in habitats rich in insects. Large mires are richer in wader species thanks to higher heterogeneity and a variety of insect habitats. The microscopic life in peat is rich and the species composition differs from the forest soil, even if the level of knowledge is limited.

Drainage leads to species turn over for many groups of organisms and drainage often leads to a decrease in diversity. However, drained peatlands is a collective concept including different peatland types in different succession phases and different intensity of drainage. Therefore in general, drained peatlands cannot be treated as less important for biodiversity than not drained peatlands. The plant succession following drainage leads to denser vegetation and dominance of forest plants. Often drainage is followed by forestry, leading to even lower nature conservation values. Conservation values on drained peatlands are rarely studied. Potential environments for nature conservation in drained peatlands are: 1) Areas with little drainage influence and preserved mire function. 2) Late forest successions after drainage with deciduous trees and dead wood. 3) Open pine forest or swamp forest that act as refugia for old growth lichens and wood fungi. 4) Pools and stream like older ditches with running water. An inventory focused on conservation values on drained peatlands is recommended.

Peat harvesting causes ecosystem shift and species living on the mire disappear. An estimation of biodiversity effects from peat harvesting must include the lost mire, time of exploitation, as well as the after-treatment. A longer time perspective is therefore required when evaluating consequences of peat harvesting. The development of a broader spectra of after-treatment involving biodiversity is essential, as well as a system that guarantees a long term perspective in after-treatment for biodiversity. Methods for evaluating effects on the landscape level from increased peat harvesting are required. Increased peat harvesting on drained peatlands could be in convergence with the Swedish environmental goals, if choice of site and after-treatment is based on landscape analysis focusing on biodiversity.

Förord

Denna studie kom till på initiativ av TorvForsk och Svenska torvproducentföreningen. Avsikten var att klarlägga vilka naturvärden det finns på dikade torvmarker och vilka kunskapsluckor som finns. Studien var tänkt som en litteraturbaserad pilotstudie som skulle utgöra underlag för en ansökan om ett forskningsprojekt. Arbetet kom igång i maj 2007. I februari 2008 ordnades en workshop i Umeå där rapporten presenterades. Där medverkade representanter från olika aktörer som på något sätt har intresse av torvbruk och dess effekter på biologisk mångfald: myndigheter, näringsliv, markägare, forskare och den ideella naturvården. Diskussionen sammanfattas som en bilaga i rapporten och en del kommentarer har integrerats i rapporten. En tidig version av rapporten skickades även ut till deltagarna i Workshopen för synpunkter.

Slutsatserna i denna rapport ligger till grund för ett forskningsprojekt: "Ett miljömässigt torvbruk – en landskapsekologisk konsekvensanalys" som beviljats medel från Energimyndigheten under 3 år i syfte att undersöka förekomsten av naturvärden på dikad torvmark, samt att skapa en modell för att även kunna ta in ett landskapsperspektiv i naturvärdesbedömningen av torvmarker. Fältinventeringar för det projektet sattes igång under sommaren 2008.

Tack till Magnus Brandel på Svenska Torvproducentföreningen och Marie Kofod-Hansen på TorvForsk för att ni initierade detta projekt och för att ni hela tiden engagerat er i projektets fortskridande. Och inte minst för att ni sett till att jag har fått presentera projektet i olika sammanhang vilket givit mig viktiga kontakter. Nämnas bör också Anna Lundborg på Energimyndigheten, tack för ditt intresse, samt Johnny de Jong på CBM för många fruktbara diskussioner. Tack till alla ni som var med och deltog på workshopen 5 februari 2008 när rapporten presenterades. Det var mycket stimulerande att få höra alla era synpunkter. Speciellt tack till dem av er som skickat kommentarer på texten: Tord Magnusson, Urban Gunnarsson & Sven H Jansson. Slutligen vill jag även tacka TorvForsk och Energimyndigheten som finansierat projektet.

Inledning

En fjärdedel av Sveriges yta täcks av torv. Brytningen av torv har dock under en längre tid legat på en relativt låg nivå. Årligen produceras mellan 2-4 miljoner m³ energitorv. Som jämförelse kan nämnas att det motsvarar ca 10 % av Finlands produktion, trots likvärdig arealmässig tillgång på torvmark. På senare tid har intresset för energitorv ökat. En förändrad politisk inställning till torv som energikälla går också att skönja internationellt i IPCC och EU (Anon. 2006) såväl som nationellt (SOU 2002:100). Studier av torvanvändning ur ett livscykelperspektiv har visat att rätt val av torvmark, produktionsmetod och efterbehandlingsmetod kan leda till mindre klimatpåverkan av torvanvändningen än om endast emissionerna vid förbränning beaktas och betydligt mindre emissioner än dagens torvanvändning (Hagberg & Holmgren 2008). En rapport föreslog att torvutvinning på redan dikad torvmark (dikad för skogsproduktion) under vissa förutsättningar kan vara mer gynnsam för växthusgasbalansen än torvutvinning på orörda myrar (Anon. 2006). Enligt en kartläggning av dikad torvmark lämplig för torvutvinning av Hånell (2006) finns ca 350 000 ha dikad torvmark som skulle vara lämplig för torvbruk, det vill säga dikade torvmarker större än 10 ha och med minst en meters torvdjup. Det skulle motsvara ca 9 miljarder m³ torv vilket med dagens utvinningstakt skulle räcka i 750 år (Hånell 2006).

Myrar utgör en viktig del av biodiversiteten i skogslandskapet (Sjöberg och Ericsson 1997). En torvtäkt innebär lokalt en total förändring av ekosystemet. På kort sikt innebär torvbruk att en levande myr förvandlas till ett område begränsat på biologiskt liv under den period (ca 10-40 år) som torvbrytningen pågår. Vill man utvärdera effekten av torvbruk på biologisk mångfald krävs därför att man anlägger ett livscykelperspektiv, det vill säga att man beaktar torvmarkens naturvärde före täkt, under täkt och vid avslutad täkt (efterbehandlingen).

Många av de torvtäkter som startades under 1960-, 70- och 80-talen börjar ta slut och torvnäringen ser sig om efter nya objekt. Idag ger Länsstyrelsen i princip inga tillstånd till nya torvtäkter på opåverkade myrar så som man gjorde på 1960-70-talet. Nya tillstånd för torvtäkt beviljas i praktiken endast för myrar som redan är kraftigt påverkade av mänsklig verksamhet eller har varit föremål för tidigare torvtäkt. Försök till torvbrytning på större öppna myrkomplex har lett till konflikter med naturvården (Brandel 2006). Utveckling av ny teknik för torvutvinning, ansatser att minska beroendet av importerade fossila bränslen, samt tillgången på dikad torvmark för skogsproduktion har lett till att torvnäringen börjat intressera sig för torvutvinning på skogsbeklädd dikad torvmark. Det är viktigt att i tillägg till torvbrukets klimateffekter även beakta effekterna på den biologiska mångfalden av en sådan förändrad inriktning på torvbruket. En ökning av torvtäktarealen måste baseras på en modell som inte kolliderar med Sveriges miljö kvalitetsmål: "Myllrande våtmarker", "Ett rikt växt- och djurliv" och "Levande skogar". I en nyligen publicerad rapport från Naturvårdsverket "Myrskyddsplan för Sverige" slås det fast att 378 000 ha myrmarker, varav 85 000 ha produktiv skogsmark, bör skyddas senast 2010-2015 (Naturvårdsverket 2007). En ökad torvbrytning kan därför potentiellt medföra en konflikt mellan produktions- och miljömål om inte nya strikta riktlinjer för torvbrytning utarbetas.

Innan man sätter igång en omställning av torvbruket till dikad skogsmark är det angeläget att utreda konsekvenserna på biologisk mångfald i allmänhet och för vissa organismer knutna till myrmarker i synnerhet. Biologisk mångfald är ett vitt begrepp som vanligen delas in i tre nivåer: ekosystem (mångfald av biotoper), artdiversitet (antal arter) och inomartsdiversitet (genetisk mångfald). Viktigt är att dessa arter finns i livskraftiga populationer och att biotoperna är intakta med avseende på ekosystemfunktion och naturliga processer. För en meningsfull bedömning av exploaterings effekter på den biologiska mångfalden krävs en förståelse för de naturliga processerna i ett ekosystem samt hur dessa styr utbredning och förekomst av olika arter.

Övergripande frågeställningar för denna litteraturstudie är: Vilka konsekvenser skulle ett nyttjande av dikad skogsmark för torvtäkt få på biologisk mångfald? Om torvbruket skulle öka, är det bättre ur biologisk mångfaldsperspektiv att bedriva torvbruk på redan dikade torvmarker än opåverkade myrar? För att kunna svara på detta kommer även följande frågor att diskuteras: Vilka ekologiska förhållanden är det som styr liv och biodiversitet på torvmarken? Vad vet vi om organismerna i en torvmarksbiotop i skogslandskapet? Vilka konsekvenser har dikning på torvmarken och dess organismer? Vilka naturvärden finns på dikad torvmark? Vilken kunskap finns respektive saknas för genomförandet av en väl grundad bedömning av effekter på biologisk mångfald av torvbruk på dikad torvmark? Hur kan dessa kunskapsluckor täppas? Vilka viktiga ämnesområden bör beaktas när man formulerar riktlinjer för torvbruk på dikad torvmark?

Studien syftar till att ge en beskrivning av de viktiga ekologiska processer som kännetecknar myren och vilken variation detta skapar med avseende olika livsmiljöer. Därefter följer en redogörelse för de på myren mest framträdande artgrupperna. Vidare kommer de processer som styr arternas förekomst diskuteras och kunskapsluckor identifieras.

Metod

Studien är en litteraturstudie. Fokus ligger på artiklar i peer review tidskrifter och editerade vetenskapliga böcker. Sökningen efter artiklar baserar sig dels på Web of science, samt referenser från artiklar, böcker och bokkapitel i editerade böcker. Finskspråkig litteratur saknas av språkskäl trots att det finns mycket relevant litteratur på finska. Annan litteratur som är dåligt representerad är inventeringsrapporter av myrar gjorda av Länsstyrelser och kommuner runt om i landet.

Vad är en myr?

Myr är en beteckning för blöt mark som domineras av torvbildande arter (Sjörs 1948). Det som skiljer myren från andra markslag och våtmarker är alltså dels växtsamhället, men framför allt den torvbildande processen. Det finns en rad klassificeringssystem för att dela in olika typer av myrar som varierar i olika länder utifrån näringstillgång, hydrologi, pH eller växtsamhällen (Rydin och Jeglum 2006). En generell indelning baserar sig på varifrån och hur vattenflödet når myren. En myr som uteslutande får sitt vatten från regn kallas ombrotrof myr eller mosse. En myr som också får vatten från omgivande mark eller grundvatten kallas minerotrof myr eller kärr. Vattnets ursprung påverkar näringstillgång och växtförutsättningar varför denna indelning är funktionell ur ekologisk synvinkel, även om det i naturen kan vara svårt att göra denna distinktion.

De flesta myrar innehåller både ombrotrofa och minerotrofa delar. En ytterligare faktor som har betydelse för myren som livsmiljö är krontäckningen av träd. Skogsstyrelsens definition av sumpskog är: skog växande på blöt mark, med en medelhöjd överstigande 3 m och en krontäckningsgrad över 30 % (Rudqvist 1999). Det betyder att alla sumpskogar inte behöver vara torvbildande. I skogbruket använder man sig också av beteckningen skoglig torvmark för produktiv skogsmark (mark som producerar mer än 1 m³sk per år) med ett organiskt jorddjup som överstiger 30 cm (Hånell 1989). Den skogliga definitionen av torvmark som utgår från torvdjup och virkesproduktion har egentligen ingen direkt ekologisk betydelse, utan handlar om möjligheter till skogsproduktion samt val av Begreppet torvmark är bredare och innefattar både myrar som fortsätter att ackumulera torv, och sådana marker där torvackumuleringen upphört, som en dikad myr vars fält- och bottenskikt ersatts av skogsarter eller en torvtäkt. I denna studie används dikad skogsmark och dikad torvmark som liktydiga begrepp i betydelsen myr dikad för att öka skogsproduktionen. Definitionen innefattar inte fastmark som blivit föremål för skydds-dikning efter en avverkning.

Myrens processer

Den avgörande processen för att en myr ska kallas en myr och hysa de specifika arter som vi förknippar med en myr är att den bildar torv. Torvbildningen är en effekt av att organiskt material ackumuleras, det vill säga att mer organiskt material växer till på myrens yta än vad som bryts ner (Figur 1). Den långsamma nedbrytning är ett resultat av de syrefattiga förhållanden som uppstår när vattennivån ligger nära ytan. I princip kan alla växter och organismer bilda torv, även om den större delen av torven består av starr och vitmossor. Det beror dels på att de är vanliga myrväxter, dels på att de har egenskaper som gynnar torvbildning. Hastigheten i torvproduktionen varierar dock kraftigt. Ett lövkärr kan ha en väldigt långsam torvackumulering medan en mosse kan tillväxa med flera cm per år på ytan. Så småningom blir yttorven kompakterad och viss nedbrytning sker, vilket gör att nettotillväxten normalt varierar mellan 0-5 mm/år. Det är tillväxten av torv som leder till att myrytan slutligen förlorar kontakten med grundvattnet och myren blir ombrotrof. Torvdjup på en mosse varierar normalt mellan 2-5 m. Vid torvbildningen lagras olika typer av organiskt material in. Genom att undersöka rester av pollen, mikroorganismer eller delar av insekter och växter som bevarats i torvprofilen, kan man få information om miljöförändringar på myren samt vilka organismer som dominerat på myren under olika perioder sedan myrbildningen inleddes för tusentals år sedan (Rydin och Jeglum 2006). Torven utgör en sorts biologiskt arkiv.

Myren är en tuff livsmiljö och här följer en genomgång av olika processer och förhållanden som myrlevande organismer måste klara baserat på Rydin och Jeglum (2006). En myr kännetecknas av en *hög vattennivå*. Även under torrare perioder då ytan torkar upp är vattennivån relativt nära ytan. Det beror på torvens förmåga att bevara vattnet och isolera mot avdunstning. Vattennivåförändringar vid ytan är något som myrens organismer måste kunna klara av. *Den syrefria miljön* i torven påverkar livet både vid ytan och i torven. Syrebrist uppstår i det stillastående vattnet när mikroorganismer konsumerar syret. Det är vattenståndet som avgör var gränsen går för tillgången på syre. De växter som växer på myren måste klara av de syrefattiga förhållandena i rotsystemet eller växa på tuvor. För mikroorganismerna gör bristen på syre att nedbrytningen blir långsam och är en orsak till att torv ackumuleras. *Näringstillgång* och *pH* är något som kraftigt

Figur 1. Torvprofil tagen med en torvborr. De olika nyanserna av brunt avspeglar varierande humifieringsrad i torven och torvens beståndsdelar, vilket är resultat av de miljöförhållanden som rådde när torven avsattes och den växtlighet som då växte på ytan. De organiska rester som bevarats i torven (tex. pollen, mikroorganismer, växtrester och täckvingar av skalbaggar) kan analyseras för att ta reda på hur miljöförhållanden och artsammansättning på myren varierat i tiden.
Foto: Ulf Segerström



påverkar växtligheten och är viktigt för myrarnas utseende. Torvackumulering leder i regel till lägre pH och sämre näringsförhållanden vid ytan. Växtligheten på myren har en hög jonbyttarcapacitet och tar snabbt upp baskatjoner i utbyte mot vätejoner, vilket leder till sura förhållanden. Tydligast blir detta på en mosse där vattentillförseln endast består av regn, det vill säga inga nya baskatjoner tillförs med vattnet. På en minerotrof myr där vattnet har haft kontakt med berggrunden tillförs nya baskatjoner. På fastmark är kväve (N) oftast det begränsande näringsämnet. På myrar är fosfor (P) och kalium (K) ofta begränsande, även om en del myrtyper också är kvävebegränsade. På ytan av en öppen myr kan det vara stora *svängningar i temperaturen* under en dag. Även i torven finns en temperaturgradient och det är betydligt kallare i torven bara någon dm från ytan.

Ekologisk biodiversitet

Generellt kan många myrar betecknas som relativt artfattiga ekosystem, speciellt de ombrotrofa myrarna. Däremot så finns det en enorm variation av olika myrtyper. Även inom ett myrkomplex finns det många olika typer av hydrologiska enheter. Det gör att

man kan hävda att myrar har en hög ekologisk diversitet. I ett borealt skogslandskap med insprängda myrar i landskapet, ökar myrarna diversiteten i skogslandskapet även om myrarna sinsemellan är relativt lika. Myrar kan variera på många sätt: varifrån vattnet kommer, vattennivå, näringsförhållanden, pH och täckningsgrad av träd. Det gör att det finns en stor mängd kombinationer och därmed olika typer av myrar, allt från rikkärr med hög floristisk diversitet till näringsfattiga mossar med endast ett fåtal växter. Men även inom en myr finns en variation i form av myrelement som tuvor och flarkar (blötare områden), bassänger med öppna vattenspeglar, områden med eller utan träd. En större mosse innehåller ofta vissa kärrpartier och vice versa. I Sverige finns två olika inventeringar gjorda på Sveriges myrmarker, dels våtmarksinventeringen (Naturvårdsverket 1983) som genomfördes av landets länsstyrelser 1980-2004 dels sumpskogsinventeringen (Rudqvist 1999) som genomfördes av Skogsstyrelsen 1983-91. Dessa hade som främsta syfte att kartlägga större myrar och sumpskogar med höga naturvärden för att kunna prioritera naturskyddet.

Biodiversitet i skogliga torvmarker

Myrar kan vara väldigt varierade och hyser både miljöer och vissa arter som är specifika för just myrar. För andra arter är myren ett viktigt habitat, även om arten återfinns även i andra typer av habitat. En del arter nyttjar myren tillfälligt, men har sina huvudhabitat på annat håll, andra har bara råkat hamna på myren. För vissa artgrupper kan det vara problematiskt att vid en inventering avgöra vilken av dessa grupper arten tillhör: den beroende, gynnade eller tillfälliga besökaren. En ytterligare komplicerande faktor när man talar om biodiversitet, är att alla biotoper befinner sig i något stadium av succession. En myr kan vara i en sen succession av myrbildning som pågått sedan istiden eller vara i ett första stadium av myrbildning i en nyligen igenväxt sjö. Myren kan ha drabbats av en störning, storskalig eller lokalt på delar av myren. Olika arter förekommer i olika successionsstadier, vilket kan komplicera en beskrivning av biologisk mångfald och jämförelser mellan naturtyper. En myr kan upplevas som statisk då förändringarna kan gå långsamt, men myren är under ständig utveckling.

Livet i torvbiotopen

Vid indelning av torvmarker skiljer man ofta mellan minerotrofa myrar som har kontakt med grundvattnet och ombrotrofa myrar, där vattentillförseln består av regnvatten. Den ombrotrofa myren är näringsfattig, har lågt PH och domineras av vitmossor (*Sphagnum*) och ris, emedan den minerotrofa myren är mer näringsrik, har ett något högre pH och bär en rikare växtlighet av kärlväxter samt ett bottenskikt som även innehåller andra mossarter än vitmossor. Vitmossorna är en nyckelgrupp i torvmarkernas ekosystem. De inte bara lever på myren, utan bokstavligen formar torvmarkshabitatet. Nyckelegenskaper hos vitmossorna som påverkar förhållandena i torvbiotopen är deras förmåga att: 1) skapa en miljö som är sur, näringsfattig och syrefri, 2) klara av låga närings- och mineralkoncentrationer, 3) vara motståndskraftiga mot nedbrytning, 4) bestå av flera olika arter specialiserade för de olika förhållandena som råder på myren med avseende på vattennivå, pH och ljus (Rydin m.fl. 2006). Det är alltså vitmossornas egenskaper som bidrar till att torv bildas och själva utgör de den största komponenten av torvbiomassan. De arter som vi hittar i torvmarksbiotopen gynnas på olika sätt av den miljö vitmossorna skapar medan andra är direkt beroende av vitmossor. Här följer en genomgång av vad man känner till kring olika organismgrupper som lever på myren.

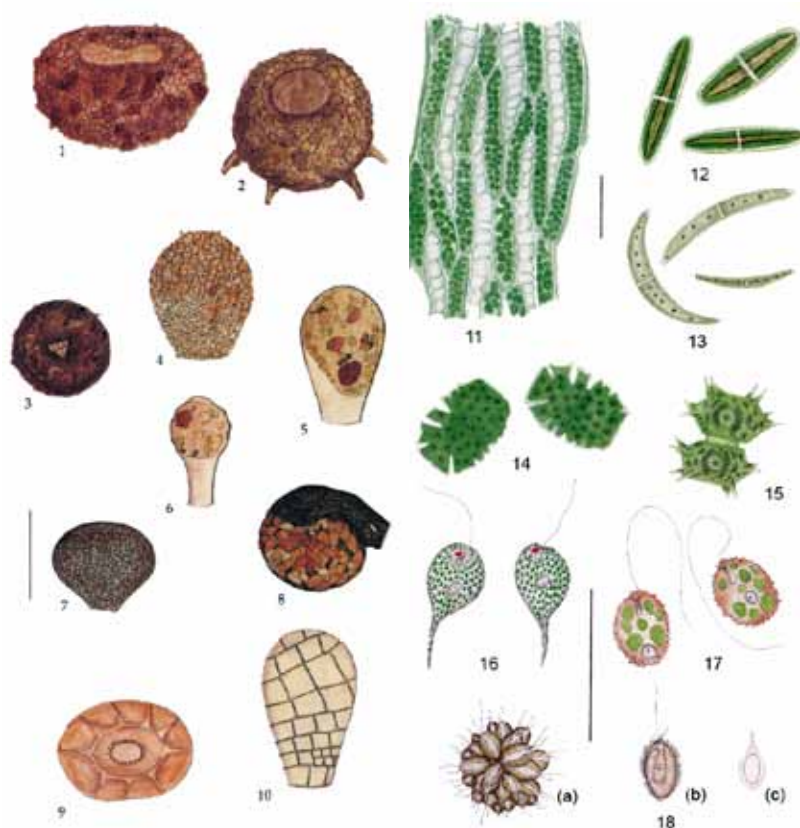
Mikroorganismer

I torven finns ett rikt liv av mikroorganismer. Flest mikroorganismer lever i den övre delen, men det finns mikrobiell aktivitet ända ner i botten på torven. En avgörande faktor för fördelningen av mikroorganismer är syretillgången som utgör basen för indelning av mikroorganismer i anaeroba och aeroba. Andra faktorer som påverkar nedbrytningshastighet och diversitet av mikroorganismer är torvtyp och förnakvalitet, vilket hänger ihop med växtlighet och pH (Rydin & Jeglum 2006). Det är ännu oklart vad som styr diversiteten av mikroorganismer på torvmark; det direkta sambandet mellan hög diversitet av växter och hög diversitet av mikroorganismer som man finner på fastmark gäller inte för torvmark (Fisk m.fl. 2003). En studie från Nordamerika visar högre mikrobiell aktivitet i den mindre näringsrika *Sphagnum*-myrarna än på torvmark dominerade av skog eller halvgräs (Fisk m.fl. 2003). Studier av mikrobiell aktivitet i våtmarker har ofta fokuserat på biogeokemiska processer såsom metanogenes (syrefri nedbrytning som genererar växthusgasen metan, CH₄), kvävefixering och denitrifikation (syrefri nedbrytning som genererar växthusgasen lustgas, N₂O, och kvävgas, N₂). Mindre sällan har man undersökt de mikrobiella samhällena eller populationerna (Gutknecht m.fl. 2006, Kraigher m.fl. 2006). Vidare, då det ofta är olika personer som intresserar sig för de biogeokemiska processerna än som intresserar sig för taxonomi, är ofta kopplingen mellan organismer och deras ekologiska eller biogeokemiska effekter bristfällig. Med utveckling av nya metoder inom DNA-teknik, finns förhoppningar om bättre förståelse för det mikrobiella livet i torven (Lloyd m.fl. 1998, Gutknecht m.fl. 2006)

Torvackumulering är i sig ett bevis på att nedbrytningshastigheten i torv är låg. Inte desto mindre finns i torv en stor diversitet av heterotrofa mikroorganismer, d.v.s. mikrober som får sin energi genom nedbrytning av organiskt material. De dominerande grupperna av mikroorganismer i vitmossetorv är heterotrofa bakterier; nedbrytare av organiskt material (Mitchell m.fl. 2003). Därefter följer svampar, alger och skalamöbor. En del organismer lever fritt i torv eller vatten medan en mängd arter är associerade till växter eller framför allt till vitmossor. Vitmossor har sitt eget lilla mikrokosmos med arter som gynnas eller är direkt beroende av vitmossor.

Det mikroskopiska livet i vitmossor

Pressar man ut innehållet ur vitmossor hittar man tusentals organismer per gram torr-vikt. De dominerande grupperna är enligt en studie från Canada (Fantham & Porter 1945) encelliga organismer som flagellater (Mastigophora), amöbor (Rhizopoda) och ciliater (Ciliopora). Andra grupper är hjuldjur (Rotifera) och nematoder (Nematoda). Fördelningen mellan grupper beror på förhållandena i myren och vitmosseart. En mängd fotosyntetiserande organismer finns också. För att belysa det rika mikroskopiska liv som finns i vitmossor följer här en genomgång av några organismtyper baserat på Hingley (1993). Desmidier (Desmiales) är fotosyntetiserade organismer som trivs i lågt pH (Figur 2). De flesta återfinns i gölar och många lever tillsammans med vitmossor. De kan finnas i mycket stort antal, både med avseende på arter och på individer. Diatoméer (Bacillariophyta), kiselalger, kan ofta finnas i större antal än desmidier men representeras av ett betydligt lägre artantal, speciellt i sura mossar. De är lätta att identifiera tack vare sin artspecifika morfologi och sina stabila kiselskal. Det finns både grönalger (Chlorophyta) och cyanobakterier (Cyanophyta) som trivs tillsammans med vitmossor. Några grönalger är epifyter, d.v.s. växer på vitmossebladen, andra lever inuti vitmos-



Figur 2. Illustration över några mikroorganismer som lever i vitmossor. Bild t.v.: 1-10 Skalamöbor (Testacea). Skallstreck för 1-8: 100 μm , 9-10: 50 μm . 11. Del av vitmosseblad i stark förstoring. Tomrummen är de s.k. hyalincellerna där cyanobakterier ofta lever. 2-5. Desmider (Desmidiaceae). 6-8. Flagelater (Mastigophora). Övre skallstreck för 2-4, 100 μm , nedre skallstreck för 5-7 & 8b: 100 μm . Använd med tillstånd av förlaget The Richmond Publishing Co. Ltd. (England) från boken "Microscopic life in *Sphagnum*" (Hingley 1993).

sornas hyalinceller, de tomma celler som mossan använder för att lagra vatten (Figur 2). Här återfinns fotosyntetiserande organismer knutna till vitmossor som *Heliochrysis sphagnicola* och *Myxochloris sphagnicola* liksom kvävefixerande cyanobakterier: *Hapalosiphon* och *Anabaena*. I nordliga kvävefattiga myrekosystem kan dessa ha stor betydelse för tillförsel av kväve till ekosystemet (Basilier m.fl. 1978, Hingley 1993). På en minerotrof myr återfinns cyanobakterierna som associeras till vitmossor som epifyter, men i ombrotrofa myrarna återfinns de i hyalincellerna. Det beror på vitmossornas kapacitet som jonbytare vilken leder till att den omgivande miljön blir sur, men inuti hyalincellerna blir pH-värdet högre, vilket gynnar cyanobakterierna. Skalamöbor (Testacea) är mycket vanliga i vitmossetorv och lämnar skal efter sig som är lätta att identifiera (Figur 2). Genom att identifiera dessa skal djupare ner i torven kan man få information om vattenförhållanden på myren bakåt i tiden (Mitchell m.fl. 2000). Skalamöbor lämpar sig väl för retrospektiva studier då den inte bara lämnar skal som är lätta att identifiera utan också är kosmopoliter, dvs. finns över hela världen där de rätta förutsättningarna råder (Mitchell m.fl. 2000). Detta gäller även för diatoméer som studeras för att få information om pH-förhållanden bakåt i tiden.

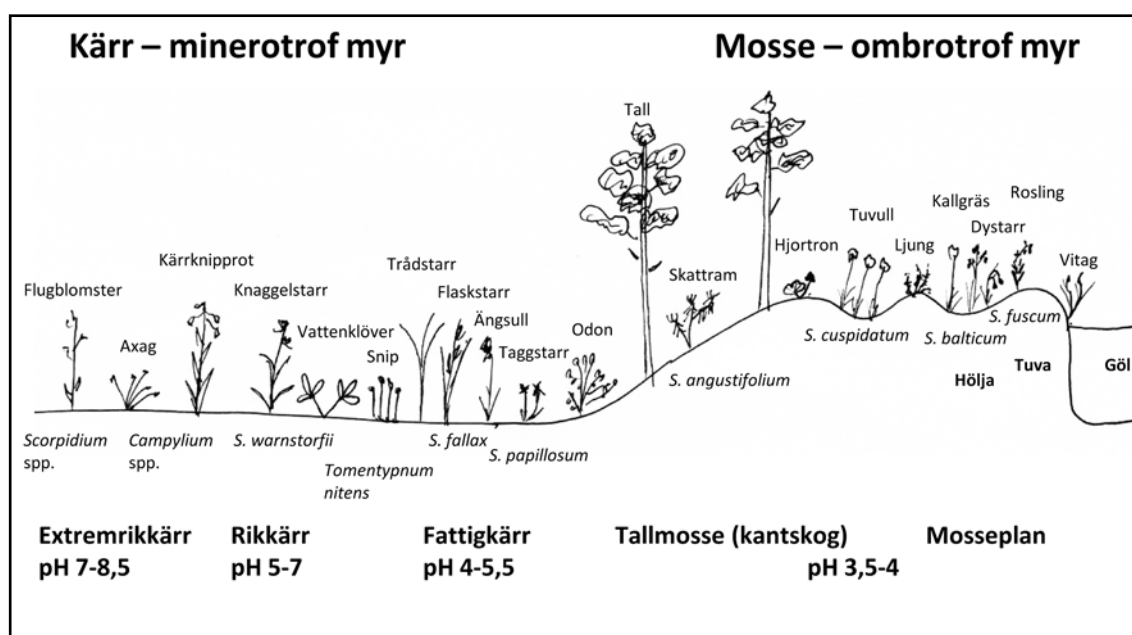
Detta var ett urval av de organismer som lever tillsammans med vitmossa. Det är troligt att de flesta av dessa mikroorganismer är kosmopoliter. De är alltså inte på något sätt spridningsbegränsade eller hotade, med reservation för den stora okunskap som råder om arter och populationer. Däremot belyser de det rika mikroskopiska liv som finns i torv och som i flera avseenden skiljer sig från fastmarken.

Växter

Floran på en myr är nära förknippad med vattentillförseln och näringstillgång. Därför används ofta växtsamhällen för att klassificera olika myrtyper, med olika vattentillförsel och näringstillgång. Det svenska systemet som ursprungligen utformades av Du Rietz men sedan vidareutvecklades av Sjörs bygger helt på klassificering av växternas sammansättning som ett medel för att ordna olika myrtyper efter pH, fuktighet och närhet till fastmark (Rydin & Jeglum 2006). Den totala diversiteten av växter ökar kraftigt efter ordningen mosse – fattigkärr – intermediärt kärr – rikkärr (Figur 3). Utöver den artdiversitet som växter på en myr i sig utgör, så är kärlväxter och mossor att betrakta som en del av myrbiotopen och bidrar till den ekologiska diversiteten med tuvor och flarkar, liksom variation av solinstrålning och vind, beroende på förekomst av träd. Den stora variationen i mikromiljöer är en effekt av växterna, även på en mosse som har en låg artdiversitet av växter.

Kärlväxter

Kunskapen om kärlväxter på myrar är mycket god tack vare en stark svensk tradition av växtstudier på myrar. Växtsamhällen har använts som indikatorer och legat till grund för indelningen av myrtyper. Växter är också lätta att studera eftersom de är stationära och relativt lätta att artbestämma. Inventeringar av myrar innehåller som regel en beskrivning av växtligheten. Den biologiska mångfalden av kärlväxter återspeglas väl av indelningen mosse – fattigkärr – intermediärt kärr – rikkärr. Ljungväxter (Ericaceae, Figur 4) och halvgräs (Cyperaceae) dominerar på mossen. I kärr ökar andelen av örter och gräs (Poaceae). Vissa arter på myren finner man även i skog eller öppen mark, men det finns också en rad arter som bara återfinns på myrar. De flesta av dessa är relativt



Figur 3. Schematisk bild av myrserien från extremrikkärr till mosse och några typerarter, med kärlväxter överst och mossor underst. Hos mossorna står S. för *Sphagnum*. Illustration av författaren efter Sjörs (1971) och Rydin och Jeglum (2006).

vanliga genom myrarnas stora areal i Sverige. Möjligen kan de vara sällsynta lokalt i områden där det finns få myrar kvar. Det finns en rad rödlistade arter som är knutna till rikkärr, bl.a. orkidéer (Orchidaceae). Hotet mot rikkärren kommer dels av att dessa habitat är naturligt sällsynta, dels att de har varit intressanta för människan. De har dränerats och historiskt ofta omformats till jordbruksmark, men i senare tid även till skogsmark. Det finns även rikkärr med hög diversitet beroende av traditionell hävd där upphörd hävd leder till igenväxning och därmed förlust av redan hårt trängda arter (Sundberg 2006). De kärlväxter man finner på myren är arter som kunnat anpassa sig till de speciella förhållanden som råder på myren.

Mossor

Mossor är en viktig organismgrupp på myrar med avseende på artrikedom, biomassa och funktion. Mossor som lever på myrar kan delas in i fyra olika klasser: vitmossor, brunmossor, levermossor och skogsmossor. Vitmossor (*Sphagnum* spp.) är den absolut viktigaste gruppen (Figur 5). Vitmossor har egenskaper som gör att de kan dominera kraftigt på myren. Den inte bara utgör den största biomassan på myren, utan är dessutom mycket viktig för att skapa de speciella förhållanden som råder på myren. I Sverige finns 39 olika arter av vitmossor (Mossornas vänner 1986) varav de flesta uteslutande växer på myrmarker. Olika arter av vitmossor har olika preferenser för pH och vattentillgång. De har också varierande spridningsförmåga och konkurrenskraft, vilket gör att de kan utnyttja många olika nischer. Därför kan man hitta vitmossor nästan var som



Figur 4. Rosling (*Andromeda polifolia*) är en typisk myrväxt. Den växer på den öppna mossens tuvor men trivs också under ett något mer slutet trädskikt. Roslingen är en myrväxt som kan finnas kvar på dikad torvmark länge efter att vitmossorna försvunnit. Foto: Henrik von Stedingk.



Figur 5. En vitmossematta består oftast av flera olika vitmossearter som växer tillsammans. Här syns tre olika arter av vitmossor. Foto: Eva Romell.

helst på en myr, trots den stora variation av mikrohabitat som kan förkomma på myrar (Rydin & Jeglum 2006). Den största diversiteten av vitmossor finns i fattigkärr och intermediära kärr. Det finns bara en rödlistad vitmossa: spatelvitmossa (*Sphagnum angermanicum*) (Gärdenfors 2005) som lever i intermediära kärr, men gynnas av viss störning (Gunnarsson 2004). Rikkärr domineras däremot av brunmossor, även om det finns vissa för rikkärr specialiserade vitmossor. Rikkärren har en rad mossor som karaktärsarter, men till skillnad från kärlväxtfloran som varierar kraftigt i en gradient från norr till söder i landet så är mossfloran till stor del gemensam för rikkärr i hela landet (Sundberg 2006). Gransumpskogar har visat sig vara hot spots för den boreala mossfloran (Ohlsson m.fl.1997). Det är kombinationen av förekomst av död ved samt hög luftfuktighet om är orsaken till den höga diversiteten. Den liggande och stående döda veden, samt socklarna i stambasen erbjuder växtplatser där mossorna slipper konkurrera med kärlväxterna. Kunskapen om mossfloran på myrar och deras krav är generellt god. Mycket tack vare att många mossor följer gradienten kärr–mosse samt vattennivå och därför ofta används som karaktärsarter för indelning av olika typer av myrar och myrväxtsamhällen.

Lavar

På öppna ofta fattigare myrar kan lavar utgöra en stor del av bottenskiktet (Malmer m.fl. 2005). De vanligaste lavarna är renlavar (*Cladina* spp.) och bägarlavar (*Cladonia* spp.). Dessa växer ofta ganska spritt över myren, mest på det övre mosseplanet eller på tuvor där de etableras på områden med naken torv, och sedan breder ut sig (Nordbakken 1996). Det förekommer även enstaka arter av skorplavar som växer direkt på vitmossa,

så som vitmosslav (*Icmadophila ericetorum*) (Moberg & Holmåsen 1990) eller mossdynlav (*Micarea turfosa*) som växer på död torv (Nordbakken 1996). Nämnas kan också den rödlistade torvbägarlaven (*Cladonia incrassata*) som uteslutande växer på gamla diken och igenväxta torvtäcker (Gärdenfors 2005). På trädbeväxta myrar förekommer också lavar på levande träd och död ved. En studie på skogliga torvmarker i Estland visar att lavfloran var rikast på döda träd av gran, glasbjörk och al, trots att de var mindre vanliga än tall (Löhmus & Lõmhus 2001). Undersökningsområdet hade 40-60 döda träd per ha och man fann totalt drygt 100 olika lavararter. Enligt studien är förekomsten av döda stående träd viktig för lavfloran, speciellt lövträd med flagnad bark. En studie av 10 gransumpskogar i Sverige visar också på en mycket rik lavflora. På de ca 20 hektaren som studien omfattar hittade man 142 lavararter (Ohlson m.fl. 1997). Även här var den större andelen knuten till träden. Ohlson m.fl. argumenterar för att dessa sumpskogar har en skoglig kontinuitet genom att de inte varit lika drabbade av brandstörning som det övriga skogslandskapet, och i just dessa fall att de inte varit föremål för omfattande skogsbruk (det senare var kriteriet för urvalet av sumpskogar i studien). I en finsk studie fann man att myrar hade 25 gånger högre förekomst av rödlistade epifytiska lavar än det omgivande brukade skogslandskapet (Pykälä 2004). Slutsatsen i studien är att myrar tillsammans med hållmarker ofta fungerar som refugieområden för arter knutna till "urskog" i det brukade skogslandskapet. Men det är inte bara som refugier från skogsbruket som myrar kan utgöra viktiga habitat. Den rödlistade grenlaven (*Evernia mesomorpha*), en epifytisk lav som främst växer på gran och björk, förekommer främst i öppna, glesa skogars, gärna sumpskogar och ses ofta växa helt exponerat ute på myrar eller i myrkanter (Gärdenfors 2005). Den gynnas, precis som många epifytiska lavar, av kombinationen hög luftfuktighet och mycket ljus.

Svampar

Svampar finns där det finns lämpliga substrat så som ved, risväxter eller mossor. Det gör att en dikad gransumpskog, en tallmosse och en torr/frisk tallskog kan ha många gemensamma svamparter då de har många växtarter gemensamt (Salo 1993). Några för myren unika svampsamhällen är därför svåra att urskilja, eftersom svamp är knutna till speciella växtsubstrat snarare än markegenskaper (Salo 1993). Generellt kan man dock säga att det är i det översta torvlagret där syretillgången är god som är rik på svamphyfer (Waksman & Stevens 1929). En finsk studie av storsvampar konstaterar att ca 50 % av svamparna som återfanns på myr var mykorrhizabildande, samma förhållande som för den omgivande skogsmarken (Salo 1993). Det finns ett antal saprofyter (t.ex. *Lyophyllum palustre* och *Galerina paludosa*, Figur 6) som är knutna till vitmossa (Salo 1993), som därmed är unika för myrmark. Men enligt en genomgång av en databas innehållande 4000 svenska skogssvampar var det bara 2,2 % som hade kärr eller mosse som sitt huvudhabitat (Rydin m.fl. 1997), detta att jämföra med att myr utgör 11 % av Sveriges landareal. Man bör dock vara försiktig med att dra för stora växlar på ett material från en databas. Möjligen speglar den även den begränsade kunskap vi har om svampar på myrar. Den ovan citerade finska studien (Salo 1993) visar dock att svampfloran mellan olika typer av myrar varierar. Stor variation av arter förekommer hos mykorrhizabildande svampar mellan odikad gransumpskog, kärr och tallhed. Detta beror främst på artskillnaderna av träd, buskar och ris. I den produktiva gransumpskogen finner man fler arter liksom en större mängd av saprofyter, som en följd av stor tillgång på substrat. Eftersom myrar i många fall undantagits från skogsbruk kan de ha



Figur 6. Flera arter av släktet *Galerina* förkommer uteslutande i vitmossa. På bilden vitmossehätting (*Galerina sphagnorum*). Foto: Urban Emanuelsson.

en högre andel lövträd eller död ved i relation till den omgivande brukade skogsmarken. Därigenom kan myrarna fungera som refugier för vedlevande svampar då myren erbjuder substrat som det är brist på i det brukade skogslandskapet (jämför Pykkälä 2004).

Insekter och spindeldjur

Myrar är relativt artrika biotoper med avseende på insekter och spindeldjur, speciellt i relation till den begränsade diversiteten av växter och ryggradsdjur (Spitzer & Danks 1996). Även de växtmässigt artfattiga tallmossarna har en förvånansvärt hög diversitet av insekter (Desrochers & van Duinen 2006). De flesta arter man finner på myren har dock sina huvudhabitat inom andra biotoper. Endast en liten andel, några få procent, är arter som är beroende av myren som habitat. Mellan 1/10 och 1/3 av de arter man finner på myren har myren som sitt huvudhabitat, men förekommer även inom andra biotoper (Spitzer & Danks 1996). Men även om bara en mindre del av artantalet är så kallade myrarter så kan det röra sig om ett tjugotal myrberoende insektsarter på en myr, och uppåt hundra arter som har myren som huvudhabitat (Spitzer & Danks 1996). Generellt är myrar som insekts habitat betydligt sämre studerade än till exempel skogs- och ängsmark. Ofta har man för dålig kunskap om arternas ekologi för att kunna skilja mellan myrberoende arter och arter knutna till myrar men som även förekommer i andra biotoper. Myrens insektflora består även av arter som blåser in till myren från omgivande landskap, liksom arter som är beroende av myren för delar av sin livscykel exempelvis för övervintring, tillfällig föda eller föryngring (Desrochers & van Duinen 2006). Vid inventeringar hittar man ofta arter som inte tidigare är beskrivna nationellt (Rosenberg

m.fl. 1988) eller i länet (Jonsell 1995), vilket illustrerar att kunskapsläget om diversiteten av myrlevande insekter är relativt begränsad.

En vitmossemyr kan verka ganska likartad, men ur insekternas perspektiv upplevs myren varierad med olika vattennivåer, tuvor och flarkar samt områden däremellan, liksom öppna vattenbassänger. Örter och buskar knutna till myren utgör en födoresurs för vissa specialister. Det samband som råder mellan hög artdiversitet av kärlväxter, hög näringstillgång och pH, gäller inte för insekter och spindeldjur (Blades & Marshall 1994). Jämförelser mellan artinventeringar har visat stora skillnader i artsammansättning mellan olika myrar (Jonsell 1995, Spitzer & Danks 1996) vilket tyder på att enskilda myrar ofta har en unik artsammansättning. En förklaring ligger i det positiva samband mellan artdiversitet och myrstorlek som är en effekt av att större myrar generellt rymmer fler olika typer av habitat. En annan viktig faktor är myrens historik. Spitzer & Danks (1996) menar att långsiktig stabilitet utan storskalig störning gynnar mångfalden av insekter på mossar, medan mångfalden av insekter på rikkärr hänger ihop med människans hävd, då upphörande av slåtter leder till att myren växer igen (Jonsell 1995). Rydin & Jeglum (2006) menar att skillnader i artförekomst mellan myrar kan bero på att man använt olika typer av fångstmetoder. Svårigheten med insektsinventeringar kan illustreras av en tvåårig studie från ett rikkärr i Ångermanland där endast 50 % av de noterade arterna återfanns båda åren (Jonsell 1995).

Myrar är väldigt varierade med många olika typer av habitat. En studie från Finland visar att diversiteten av fjärilar (Lepidoptera) var högst vid laggen, det vill säga övergångszonen mellan skog och myr (Väisänen 1992). Kanteffekten, att en övergångszon innehåller fauna från båda typer av biotoper anges som förklaring. Men också att förhållandena i övergångszonen är speciella med avseende på ljus, fuktighet och växtlighet. Studien visar också att tallmossen är mer artrik än den öppna myren. Det är en effekt av att de växter som larverna lever på inte är lika vanliga på den öppna myren, men också att den öppna tallskogen både släpper in sol och minskar vinden, vilket gynnar fjärilsfaunan (Väisänen 1992). En annan specifik miljö som återfinns på myrar är de små öppna vattenbassängerna. Dessa utgör viktiga ynglingsplatser för arter som lever i akvatiska miljöer under larvstadiet som trollsländor (Odonata, Figur 7) och flugor (Diptera) samt habitat för vattenskalbaggar. Få av dessa arter är knutna bara till myren utan de kan nyttja vattensamlingar på annat håll. Beroende på miljön i landskapet runt om kan myrarna i vissa områden vara viktiga habitat för vattenlevande insekter, även om många av dem, exempelvis vattenskalbaggar kan flytta över relativt långa avstånd (Mazerolle m.fl. 2006). Men det finns även en stor variation i kvalitet hos vattenbassänger; det omgivande växtsamhället är avgörande för vattenskalbaggsfaunan (Cooper m.fl. 2005, Mazerolle m.fl. 2006) medan djup och pH är parametrar som är centrala för andra vattenlevande insekter (Mazerolle m.fl. 2006).

De insektsordningar som har högst diversitet på myrar är skalbaggar (Coleoptera), tvåvingar (Diptera), steklar (Hymenoptera) och fjärilar (Lepidoptera) (Spitzer & Danks 1996). Av skalbaggsarna är jordlöparna (Carabidae) en framträdande grupp, som även har vissa sällsynta arter som är knutna till specifika myr miljöer såsom Norrbottens landskapsinsekt Praktsammetslöparen, *Chlaenius costulatus*, (Ljungberg 2000) och Träksammetslöpare, *Chlaenius sulcicoll* (Isaksson 2007). Det finns även myror (*For*



Figur 7. Trollsländor (Odonata) jagar gärna på öppna myrar. Myrens naturliga vattensamlingar fungerar som ynglingsplatser. Foto: Henrik von Stedingk.

mica spp.) som man bara finner på myrar (Vepsäläinen m.fl. 2000). Några av dem lever i gångar i vitmossan andra är stacklevande (Douwes 1995).

Fåglar

Många fåglar nyttjar myrar som habitat under delar av året eller delar av sin livscykel. Artdiversiteten av fåglar har ett annat mönster än växter. Istället för att ha en ökande mångfald från mosse till kärr, så är det förekomsten av insekter som lockar fåglarna. Många vadarfåglar (Charadriiformes), gynnade av öppna myrar, har en övervägande nordlig utbredning och en ökad numerär norrut (Boström & Nilsson 1983). Detta kan förklaras av den rika förekomsten av insekter (Järvinen & Väisänen, 1978), samt minskat predationstryck (Berg m.fl. 1992). En ytterligare orsak till ökad diversitet norrut är att myrarna är större, mer öppna, har fler och större vattensamlingar och överhuvudtaget innehåller en större variation av habitat som stora starrkärr, flarksystem och videsnår (Rydin & Jeglum 2006). Boström och Nilsson (1983) förklarar det positiva sambandet mellan myrstorlek och förekomst av vadare med ökad tillgång av gölar av olika storlek samt minskade kanteffekter av predation. Fagerström & Ulfstrand (2009) har delat in fåglar som lever på öppen myr i fyra kategorier: 1. Arter unikt knutna till torvmossar som sitt häckningshabitat t.ex. grönbena (*Tringa glareola*), trana (*Grus grus*), ljungpipare (*Pluvialis apricaria*), dvärgbeckasin (*Lymnecryptes minimus*). 2. Arter som regelmässigt nyttjar torvmossar för vissa aktiviteter, som spelplats (t.ex. orre *Lyrurus tetrix*), eller för födosök (t.ex. jorduggla *Asio flammeus*) men inte är unikt knutna till dessa. 3. Arter som är våtmarksgeneralister och som ibland häckar på torvmossar då de rätta betingelserna förekommer, t.ex. sävsparv, (*Emberiza schoeniclus*) blå kärrhök (*Circus cyaneus*) och gräshoppsångare (*Locustella naevia*). 4. Arter som häckar på öppna marker och där häckning kan förekomma på torvmossar, även om andra typer av habitat ofta



Figur 8. Tjäderhönan tar sina kycklingar till sumpskogen där fuktigheten ger en stabil tillgång på larver.

Foto:
Urban Emanuelsson.

föredras t.ex. trädlärka (*Lullula arborea*), ängspiålar (*Anthus pratensis*), göktyta (*Jynx torquilla*), törnskata (*Lanius collurio*).

Sumpskogar är ofta mer artrika än fastmarksskogar tack vare god insektstillgång och förekomst av hålträd. Sumpskogar är också viktiga födohabitat för skogshönsens kycklingar. (Figur 8). Här finns en högre och säkrare tillgång på larver i blåbärsriset i relation till fastmarksskogen, tack vare den fuktigare miljön (Sjöberg & Ericsson 1997). Andra arter som gynnas av sumpskog är videsparv (*Emberiza rustica*), järpe (*Bonasa bonasia*) och hackspettar (Piciformes).

Däggdjur

Det finns egentligen inga däggdjur som har myren som sitt huvudhabitat. Däremot kan myren erbjuda föda, vatten eller helt enkelt en variation som gör att flera skogslevande däggdjur under perioder söker sig till myrar (Rydin & Jeglum 2006). Älg (*Alces alces*) betar gärna på myren, liksom en rad smågnagare som kan finna föda på myrar. Myrmarksmosaik medför kanteffekter som gynnar många generalistpredatorer, t.ex. fladdermöss.

Effekter på myren av dikning

Påverkan av dikning på en myr kan variera kraftigt, dels mellan olika myrar dels inom en och samma myr. Effekterna på myren beror främst på hur effektiv dräneringen blir. Gränsen för syretillgång följer vattennivån, och en sänkning av vattennivån leder till ökad syretillgång i den övre delen av torven. På så vis syresätts rötterna och skogsproduktionen kan öka. En sänkning av vattennivån med 35-55 cm, beroende på torvens egenskaper, anses vara nödvändig. En dränering får många olika effekter som kraftigt påverkar ekosystemet. En är att den specifika myrfloran försvinner och skogsmarksveg-



Figur 9. Upphöjda rotben på kvarstående träd efter dikning beror på att yttorven komprimeras och markytan sjunker. Foto: Eva Romell.

etation tar över. Utöver en succession till skogsmark sker även en påverkan på själva torven som gör att de speciella förhållanden som gäller på en myr förloras. Myren upphör att vara myr ekologiskt sett eftersom torvackumuleringen upphör, även om den fortfarande kallas torvmark. Här följer en genomgång av dräneringseffekter på en myr, baserat på en sammanställning av Laine m.fl. (2006).

Dränering leder till stora förändringar av markmiljön. Utöver det ökade syredjupet blir det även lägre pH i yttorven. Det beror på en ökad oxidation av organiska och oorganiska beståndsdelar som avger protoner och på så vis skapar surare yttorv. På en dikad minerotrof myr hindras den neutraliserande verkan som flödet av grundvattnet kan ha, genom att vattnet avleds av diken. Minskningen av vattennivån leder till kollaps och kompression av torven (Figur 9). Senare i processen kan nedbrytning samt ökad trädvolym ytterligare bidra till kompaktering. Kompression av mellan 7-70 cm har uppmätts, varav största delen sker under de första åren. Ökad densitet på torven påverkar dess vattenhållande förmåga och torvens hydrauliska ledningsförmåga. Temperaturförhållandena kan ändras kraftigt i yttorven efter en dränering. Ofta ökar temperaturen under de första åren. Däremot kan tjälen tina senare på sommaren.

Effekter på mikrobiell aktivitet kan noteras på ytan. Minskat pH kan dock påverka nedbrytningen negativt. Men eftersom myrar kan variera i pH finns det nedbrytare med olika pH-optimum som kan ersätta andra om förhållandena förändras. Dränering sätter igång flera processer som kan påverka näringsförhållandena i yttorven. När trädbiomassan ökar ackumuleras näring i veden. På så vis förlängs näringscykeln i förhållande till den som råder för halvgräs och mossor. Näringsläckage, med dikesvattnet, ökas ofta

under de första åren. Näringsämnen som tidigare varit låsta genom syrefria förhållanden tillgängliggörs i den dränerade torven och kan tas upp av träden. En del av näringen överförs till träden men återgår till torven när träden dör, förutsatt att de inte skördas och transporteras bort.

Växtsuccession på dikad torvmark

Efter en dränering är det inte längre bristen på syre som begränsar träd tillväxt, utan näringstillgången. Även om successionen varierar något i hastighet och omfattning beroende på näringsstatus och fuktighet hos ursprungsmyren, där högre näringsstatus och ursprunglig fuktighet ger större och snabbare förändringar i växtsamhället, följer successionen ett likartat mönster (Figur 10). 1) *Biomassatillväxt*. Till en början sker en anpassning av det befintliga växtsamhället i form av ökad abundans och biomassa ovan jord. I denna fas ökar de befintliga arterna sin biomassa kraftigt, så som ris och buskar. De blötväxande vitmossorna missgynnas medan de tuvbildande gynnas. 2) *Anpassningsfas*. Kraftigare vegetationsförändringar sker när arter bättre anpassade till de nya förhållandena börjar dominera. Generellt gynnas träd och buskar medan halvgräs minskar. Ett undantag bland halvgräsen är tuvull (*Eriophorum vaginatum*) som är motståndskraftigt mot dränering och rent av ofta ökar i den inledande fasen. Myrmossorna ersätts av pionjärmossor följt av skogsmossor. Däremot kan de tuvväxande arterna behålla sin artsammansättning, speciellt på näringsfattiga torvmarker. I denna fas bildas ett busklager med en blandning av buskar som trivs på myren och skogsarter. 3) *Skogsmark*. I denna fas börjar trädskiktet sluta sig. Buskskiktet tunnas ut som en följd av att för lite solljus når ner genom kronan. Skogsbuskarna har dock bättre överlevnad under dessa förhållanden. Myrljungväxterna så som tranbär (*Vaccinium oxycoccos*) och skvatram (*Rhododendron tomentosum*) har ersatts av skogsris som blåbär (*Vaccinium myrtillus*) och lingon (*V. vitis-idea*) och myrmossorna har helt och hållet ersatts av skogsmossor.

Dräneringen innebär att en kraftig förskjutning av biomassatillväxten sker från mossorna, som tidigare utgjort den största biomassan på myren, till träden (Laiho m.fl. 2003). Den ökade träd tillväxten ger stora effekter på växtsamhället genom beskuggningen från krontaket. Biomassaförändringen sker snabbare än artförändringen. Respons på träden märks efter ca 5 år men beroende på näringstillgång och ursprungspopulation tar det 5-30 år innan maximal tillväxt uppnåtts. På torvmark som är för fattig för träd tillväxt kan det ändå bli stora förändringar i växttäcket när arter anpassade till blöta marker torkar ut och ersätts av ett lavtäck eller klonspridande ris.

Även skogsstrukturen förändras efter dikning. En finsk studie av tallbeväxt dikad torvmark beskriver en kraftig inväxning av gran och glasbjörk (Sarkkola m.fl. 2005, Figur 11). Ca 20-30 år efter dräneringen börjar underväxten själv gallras. Gallringsåtgärder visade sig ha en begränsad effekt på underväxten då glasbjörk har mycket god förmåga att skjuta stubbskott. Generellt konstateras i studien att dränering leder till ökad homogenitet eftersom det är i de glesa torvmarkstallskogarna som inväxningen går snabbast.

För de flesta artgrupper leder dränering av myren lokalt till en total förändring av artsammansättningen. För kärlväxter och mossor är detta uppenbart så, men det gäller



Figur 10. Schematisk bild av olika faser i en växtsuccession efter en lyckad dikning. Den sista fasen med självgallring som resulterar i död ved infinner sig framförallt om inget skogsbruk bedrivits. Illustration baserad på Laine m.fl. 2006.

även andra organismer. Det specifika mikrobiomhållat som lever i den fuktiga myren tillsammans med vitmossan förändras totalt. Det arter av myror som är knutna till myrar konkurreras snabbt ut av skogsmyror (Vepsäläinen m.fl. 2000). Spindelfaunan är helt annorlunda på en dränerad myr än en orörd. Med fler träd försvinner den för myrar så specifika fjärilsfaunan (Väisänen 1992). Vad händer då med artdiversiteten? Lokalt ökar den under fas två i successionen då artpoolen består av en blandning av myr- och skogsarter. När förhållandena stabiliserats och krontäcket slutits minskar artdiversiteten. Tittar man på artdiversiteten i landskapet blir detta än tydligare eftersom de arter som lever på en dränerad myr ofta är de triviala arter som lever i skogslandskapet i övrigt (Vasander m.fl. 1997). Det finns inga kända växter som är beroende av dränerade myrar.

Några få studier har undersökt hur artdiversiteten påverkats i ett landskap där stor andel av myrarna dikats. Van Duinen m.fl. (2003) argumenterar för betydelsen av att det finns naturliga gölar i landskapet som har en intakt insektsfauna, varifrån arterna kan sprida sig till andra tillfälliga vattensamlingar eller restaurerade områden. Förändringar i fågel-faunan används ofta som indikatorer för förändringar på landskapsnivå, eftersom de ofta har specifika krav på sin livsmiljö och rör sig mycket i landskapet mellan olika habitat. En finsk studie av förändring i förekomst av skogslevande fåglar mellan 1959 och 1981 i ett myrrikt skogslandskap visar på en total förändring av artsammansättningen (Väisänen & Rahula 1983). Det går dock inte att avgöra om det främst beror på minskad andel äldre skog orsakat av skogsskötsel med kalhyggesbruk eller den höga andelen dikade myrar, även om det lutar åt att det är förlusten av gammelskogarna som är viktigast. Studien visade på en ökad fågelförekomst i dikade områden i relation till områden med intakta tallmyrar. Detta är en effekt av förbuskningen av de dikade torvmarkerna, som ger ökad skydd för många fåglar.



Figur 11. Gran gynnas av dikning och konkurrerar på sikt ut lövträd och tall. Foto: Eva Romell.

Finns det naturvärden på dikad torvmark?

Dikad torvmark har betraktats som områden med låga naturvärden. De områden som klassades som dikade från flygbilder i sumpskogsinventeringen och våtmarksinventeringen gavs låga naturvärdesklasser och fältbesök utfördes endast undantagsvis (Naturvårdsverket 1983, Rudqvist 1999). Det beror på att ett viktigt urvalskriterium för bedömningen av naturvärdesklasser av myrar och sumpskogar var just orördhet. Forskningen kring dränerad torvmark har främst handlat om hur väl man lyckats höja boniteten och skapat förutsättningar för skogsproduktion (t.ex. Hånell 1988, Gustavsen m.fl. 1998). Egentligen kan man konstatera att det saknas både forskning och inventeringar för att idag kunna bedöma naturvärdena på Sveriges dikade torvmarker. Generellt går det att konstatera att den biologiska mångfalden i väl-dränerade torvmarker är begränsad, och att dräneringen har haft en negativ inverkan på biologisk mångfald. Att uttala sig om generella naturvärden för dikad torvmark kan dock vara problematiskt eftersom det är ett samlingsgrepp för vitt skilda myrtyper, som rymmer en gradient av påverkansgrad liksom olika successionsstadier. Dikade myrar bör inte klumpas ihop utan jämföras med respektive myrtyp, det vill säga dikade mossar bör jämföras med odikade mossar osv. I en sådan jämförelse är dikningen en faktor som kan påverka den biologiska mångfalden negativt. Men det är viktigt att varje myr värderas individuellt. De allra värdefullaste myrarna ur naturvårdessynpunkt och som hamnar i Naturvårdsverkets myrskyddsplan är relativt opåverkade (Naturvårdsverket 2007). Väl-dränerad dikad torvmark som varit föremål för skogsbruk kan generellt sett betraktas som triviala med relativt låga naturvärden. Sen finns det en rad myrar och torvmarker, dränerade eller

odränerade, vars naturvärden behöver uppskattas var för sig. I brist på inventeringsdata får en bedömning av naturvärden byggas på förekomst av miljöer och strukturer som man kan förvänta sig att hitta på dikade torvmarker och som är gynnsamma för många arter eller miljöer som det är brist på i det brukade skogslandskapet. Här följer en beskrivning av några sådana miljöer som identifierats.

Delar av myren är opåverkad av dräneringen och har behållit de ekologiska förutsättningarna som myr

En dränering av en myr får stora effekter. Om man lyckas med sitt uppsåt att minska vattennivån och därmed möjliggöra en ökad virkesproduktion genom större syresättning till rötterna, så leder detta till att myren eller sumpskogen övergår till skog på torvmark. De processer som är speciella för en myr sätts ur spel. Alla dikningar leder dock inte till ökad virkesproduktion. Dikning av öppna mossar ger ofta endast lokala effekter på vegetationen och sällan någon trädutväxt annat än vid dikeskanten. De vanligaste orsakerna till misslyckade dikningar är att man valt fel typ av mark, att marken skulle ha behövt näringstillförsel för att öka produktionen av virke, eller att avvattningen inte har fungerat på grund av för långa avstånd mellan diken. I sådana fall kan myren behålla delar av sin funktion som myr och därmed behålla naturvärden knutna till myrar.



Figur 12. I en sen succession efter dikning kan det skapas död ved, vilket är viktigt för vedlevande insekter och svampar. Foto: Eva Romell.



Figur 13. Gles myrtallskog på dikad torvmark. Foto: Eva Romell.

Dräneringen har lett till en succession med högre andel lövträd och död ved än det omgivande skogslandskapet

Om man tänker sig en gradient med intakt myr på ena sidan och skog på andra sidan kan man lägga in den dikade myren i denna skala beroende på var i successionen den befinner sig (Figur 10). På mitten går gränsen för när myren börjar betraktas som skog, då de torvbildande växterna har konkurrerats ut; vitmossor har ersatts av skogsmossor, starr har ersatts av gräs, myrljungväxter ersatts av blåbär och lingon, samt att trädens täckningsgrad är över 30 %. En dikad torvmark kan ha förlorat sitt värde som myr men istället fått naturvärden som skogsmark. Det gör att området istället ska värderas utifrån de strukturer som anses indikera höga naturvärden i skogsmark så som andel stående och liggande död ved och andel lövträd i olika successions- och nedbrytningsstadier. En dränering kan leda till en lövsuccesion som sedan dör av. Det förekommer också att delar av den ursprungliga trädgenerationen dör då de inte klarar av anpassningen till de nya förhållandena. Det kan alltså förhålla sig så att en dikad torvmark innehåller betydligt mer död ved än den omgivande skogsmarken (Figur 12). Men det vanliga är att en dränering följs av skogsåtgärder som gallring, varvid skogen omvandlas till vanlig kulturskog.

Glesa myrtallskogar där dräneringen inte gett önskad effekt

Glesa myrtallskogar där dräneringen inte gett önskad effekt i form av ökad skogsproduktion kan ha en bevarad skogsstruktur med gamla träd, något som saknas i kulturskogarna (Figur 13). De kan då fungera som refugier åt gammelskogsarter (Pykälä 2004).



Figur 14. Äldre igenväxt dike med vattensamling. Foto: Eva Romell.

Vattensamlingar och bäckliknande miljöer med rinnande vatten

När djupa diken växer igen skapas vattensamlingar som kan fungera som naturliga vattenbassänger (se resonemang nedan om gamla torvtäkter), en miljö som är gynnsam för många arter (Figur 14). Gamla diken med rinnande vatten kan på flera sätt likna på naturliga bäckmiljöer (Figur 15). I en för i övrigt utarmad dikad sumpskog där vanliga skogsarter tagit över i fält- och bottenskikt kan man finna en annan diversitet av växter i dikesmiljöerna.

Det är troligt att en stor del av de dikade torvmarkerna har varit föremål för skogsbruk-såtgärder, vilket minskar områdenas värde för naturvården. De ovan nämnda miljöerna utgör troligtvis en mindre del av de dikade torvmarkerna, men identifierar miljöer som skulle kunna vara intressanta. En riktad naturvärdesinventering av dikade torvmarker skulle kunna utvärdera hur vanliga de ovan beskrivna miljöerna är och vilka naturvärden de faktiskt har.

Vad händer när en myr blir torvtäkt?

Utifrån olika arter och artgruppers krav är det möjligt att dra vissa generella slutsatser kring effekter på dessa organismer av en torvtäkt. En torvtäkt innebär att den levande delen, yttorven, skalas av (Figur 16). De arter som lever på myren försvinner. Andra



Figur 15. Äldre dike med bäckliknande miljö. Foto: Eva Romell.

artgrupper så som fåglar och däggdjur förlorar ett mer eller mindre viktigt habitat. För mikroorganismer kan man konstatera att kunskapen är begränsad, men då de har god spridningsförmåga så borde inte förlusten av enstaka myrar utgöra något hot. För kärlväxter ser det annorlunda ut. Finns det hotade arter på en myr, är det ofta förknippat med kalkförekomst, rikkärr. Då krävs särskilda hänsyn (Sundberg 2006). Av kärlväxter på fattig myr är det få som kräver några särskilda hänsyn. För kärlväxter och än mer för mossorna är succession ett viktigt begrepp. Som grupp kan mossorna etableras snabbt. Men vissa mossor kommer in mycket sent i successionen vilket gör att ett motsvarande habitat tar mycket lång tid att återskapa. En studie av återetablering av vitmossor på gamla torvtäkter i östra Mellansverige visar att nästan alla vitmossor på nytt etablerat sig efter 50 år, men att vegetationssammansättningen fortfarande var annorlunda än i motsvarande ostörda miljöer (Soro m.fl. 1999). Det tar alltså betydligt längre tid än 50 år för naturen att återställa ett område efter småskalig torvtäkt. Samtidigt visar studien att vitmossor har god spridningsförmåga. I mossrik sumpskog kan spridningsförmågan vara en begränsande faktor för vissa mossor, varför dessa habitat kan kräva särskilda hänsyn. För lavar knutna till myrar är kunskapen begränsad. Däremot kan sumpskogar och trädbärande myrar utgöra viktiga restbiotoper för lavar och vedsvampar som hotas i det brukade skogslandskapet (Pykälä 2004). Mikroorganismssamhället förändras drastiskt med torvbrytning. En studie visar att olika typer av svampar associeras med olika successioner och grad av återkolonisation av växter (Artz m.fl. 2007). Många mikroorganismer är lättspridda kosmopoliter. Det är goda egenskaper för fortlevnad på



Figur 16. Under tiden torvtäkten är igång (10-30 år) är torvmarkens funktion som livsmiljö starkt begränsad. Foto: Henrik von Stedingk.

landskapsnivå och möjligheter för återkolonisering även med en ökad myrexploatering. Det finns också exempel på att gamla torvgravar har blivit funktionella habitat som liknar naturliga gölar (Mazerolle m.fl. 2006) även om insektsförekomsten tycks hänga ihop med andelen naturliga gölhabitat i landskapet (van Duinen m.fl. 2007). Gamla torvgravar har ofta en högre artdiversitet av vitmossor än ostörda myrar genom att de rymmer områden i olika successionsstadier av igenväxning och olika vattennivå (Soro m.fl. 1999) och erbjuder fuktiga etableringsplatser på öppen torv (Gunnarsson & Sundberg 1999, Figur 17). En stabil vattennivå är gynnsamt för återkolonisering av myrväxter (Poulin m.fl. 2005, Graf m.fl. 2008). Återkoloniseringen går därför snabbare på den gamla typen av småskaliga torvgravar där variationen är större, än vid modern torvbrytning täckande större sammanhängande områden (Gunnarsson & Sundberg 1999, Soro m.fl. 1999, Poulin m.fl. 2005).

Efterbehandling på avslutad torvtäkt

När en torvtäkt upphör så är exploatören skyldig att efterbehandla området. En översiktlig plan för efterbehandling lämnas in till tillståndmyndigheten redan vid ansökan om koncession för torvtäkt. En mer detaljerad plan görs när det är dags att avveckla torvtäkten. Efter avslutad täkt och genomförd efterbehandling återgår dispositionsrätten av täkten till markägaren. I Sverige är den praktiska erfarenheten av efterbehandling begränsad då det finns relativt få avslutade torvtäkter där produktionen bedrivits med moderna metoder (Larsson, 2001). Men det finns ett stort intresse av efterbehandling nu när många av de torvtäkter som startades under 70- och 80-talet håller på att avslutas. Valet av efterbehandling är av stor vikt för hur man ska bedöma effekterna på biologisk mångfald av en torvtäkt.



Figur 17. Gamla torvgravar är gynnsamma habitat för vitmossor och insekter. Karinmossen i Västmanland. Foto: Henrik von Stedingk.

till produktion; skogsodling eller odling av biobränsle, eller att skapa en våtmark; en sjö eller en torvproducerande myr (Lode 1999). Ett alltmer vanligt övergripande mål är att efterbehandlingen ska leda till en kolsänka för att minska torvtäktens nettoutsläpp av växthusgaser. För optimerad skogsproduktion rekommenderas askåterföring (Figur 18, Magnusson & Hånell 2000, Hånell & Magnusson 2005) och i Finland finns kommersiell odling av rörfilen på gamla torvtäkter för produktion av biobränsle (Lindh m.fl. 2005). Väljer man att återskapa en myr gäller det att lyckas etablera vitmossa, så att man kan få igång torvbildningen som är en central process för en myr (Rochefort 2000). Däremot ska man vara medveten om att den myr man återskapar kommer att skilja sig radikalt från den ursprungliga myren som fanns där innan torvtäkten inleddes (Gorham & Rochefort 2003). Den tidigare myren var i en sen succession och dess utvecklingshistoria ledde till en viss flora och ett visst utseende. Den nybildade myren är i en tidig succession och dess utveckling kommer att se annorlunda ut. Att återskapa en myr innebär alltså att man försöker återskapa de processer som ligger bakom myrbildning och de specifika förhållanden som råder på en myr. Att helt enkelt stänga av pumparna och låta



Figur 18. Beskogning efter avslutad tovtäkt, med askåterföreling och plantering av exotiska trädslag. Foto: Björn Hånell.

den gamla tåkten fyllas med vatten och på så vis skapa ett vattenområde är en möjlighet som kan verka enkel (Figur 19). Men även här är det viktigt att fundera på vilket mål man har: hur mycket vatten ska man släppa på, ska sjön få växa igen eller ska den röjas, vilka organismer vill man gynna. Klimatfrågan är också något som kommer att vara viktigt i framtiden vid val av efterbehandling, något som ibland kan komma i konflikt med mål för biologisk mångfald.

I valet av efterbehandling finns möjligheter att skapa förutsättningar för biologisk mångfald. Teoretiskt sett skulle man kunna tänka sig att en torvtåkt med efterbehandling kan bidra till ökad biologisk mångfald i förhållande till den ursprungliga myren, om efterbehandlingen tillför något nytt i landskapet och den ursprungliga myren representerar en för landskapet mycket vanlig naturtyp. Men för att man ska nå detta krävs anpassning av efterbehandling med uttalat mål att nå ökad biologisk mångfald. Det finns praktiska råd för olika former av efterbehandling (Lode 1999) men kunskapen om hur man ska efterbehandla för ökad biologisk mångfald är begränsad (Chapman m.fl. 2003). Att skapa specifika hydrologiska förhållanden på en restaurerad våtmark är komplicerat. Små skillnader i vattennivå, liksom i biogeokemiska förutsättningar kan få stor ekologisk betydelse och avgöra artsammansättningen vid etableringen (Zedler 2000). En kanadensisk studie visar att etableringen av vitmossa på övergivna torvtåkter var intimt förknippat med de klimat- och miljöförhållanden som råder då torvtåkten överges, och inte en effekt av tid och succession (Poulin m.fl. 2005). Det kan också bli aktuellt med inplantering av myrväxter för att få igång torvackumulationen och nå en god artrikedom



Figur 19. Våtmark anlagd efter avslutad torvtäkt, Midsommarmyren, Uppland. Foto: Henrik von Stedingk

(Graf m.fl. 2008). Svårigheten att förutse den hydrologiska och biokemiska effekten av en efterbehandling gör det än svårare att förutse effekten på biologisk mångfald (Zedler 2000). Vetenskapliga studier av efterbehandlingar i syfte att öka biologisk mångfald behöver göras för att öka förutsägbarheten i denna typ av åtgärder. Det behövs ett större spektrum av alternativ efterbehandling som syftar till ökad biologisk mångfald. Mer experimentell forskning och praktiskt testande av variation i topografiska förhållanden och vilka naturtyper man kan uppnå behövs. Torvnäringen skulle behöva fler goda exempel på efterbehandling för biologisk mångfald att inspireras av. Valet av efterbehandlingsmetod görs av markägare, torvproducent och myndighet i samråd. Efter genomförd efterbehandling återgår det formella ansvaret och nyttjanderätten från exploateringsföretaget till markägaren. Långsiktigheten i en efterbehandling med biologisk mångfald som huvudmål, blir därmed beroende av markägarens intresse. Att hitta former för samarbete mellan markägare och exploateringsföretag med efterbehandling med långsiktig biologisk mångfald i fokus är därför en förutsättning.

Landskapsnivå

Värdet av en myr beror inte bara de lokala egenskaperna och förutsättningarna, utan beror också på det omgivande landskapet. Dels kan myren ha en betydelse för funktioner i landskapet, dels har landskapets karaktär betydelse för funktionen av myren. Att anlägga ett landskapsperspektiv är nödvändigt när man talar om naturvärden på en myr, men landskap är ett mångtydigt begrepp. Det är viktigt att en bedömning av naturvärden även tar hänsyn till det omgivande landskapet. Problemet är att vi saknar bra redskap för att bedöma värdet av en myr på landskapsnivå. Här följer några aspekter på landskap som är viktiga för att värdera naturvärden på en enskild myr.

En myr utgör en del i ett hydrologiskt system. Myrens hydrologi påverkar den närliggande fastmarken och kan ha en reglerande funktion på vattenmängd och vattenkvalitet längre ner i vattensystemet. Därmed har en myr en betydelse för ett helt dräneringsområde eller vattensystem, som kan ha en stor utbredning i landskapet.

Det boreala skogslandskapet består av en mosaik av fastmarksskog och myrar (Sjöberg och Ericsson 1997). Många arter rör sig i detta landskap och olika naturtyper fyller olika behov. Många skogsarter nyttjar myrar under delar av sin livscykel. Myrar bidrar med svämskog och höga vattenflöden, vilket skapar speciella habitat och utgör en del av naturskogens störningsregim (Kuuluvainen 2002). Eftersom många myrar är träd-bärande, är det ingen skillnad för trädlevande organismer om det är fastmark eller torvmark, utan det är trädslag, skogsstruktur och andel död ved som är avgörande. Myrar bör därför betraktas som en naturlig del i ett skogslandskap.

Myrar kan också ses som en speciell typ av habitat. Vissa arter är specifika för vissa typer av myrar. En översikt av tillgången på olika typer av myrar kan ge underlag för bristanalys i en region för att undersöka om avstånden mellan lämpliga habitat är för stora i förhållande till en arts förmåga att sprida sig i landskapet. Ett landskapsperspektiv kan alltså vara att kartlägga hur olika typer av myrar är fördelade i ett landskap.

Ett annat sätt att bedöma landskap är att utgå från ett tänkt naturlandskap och undersöka den kumulativa effekten av mänsklig störning (Bedford 1999). Genom att utgå från geologiska, topografiska och klimatiska förutsättningar går det att beräkna en tänkt naturlig förekomst av en viss myrtyp, dess mängd och spatiala utbredning. Genom att jämföra detta tänkta naturtillstånd med dagens landskap kan man få fram den kumulativa effekten av mänsklig störning (t.ex. skogsbruk, dikning, jordbruk, urbanisering). Detta kan man använda som underlag för att göra bristanalyser, bedöma restaureringsbehov och för att lokalisera lämpliga restaureringsobjekt (Bedford 1999). Denna princip går också att använda sig av för att undersöka om ett landskap tål ytterligare exploatering, för att bedöma vilken typ av efterbehandling som skulle passa för att skapa en viss typ av miljö eller för att bedöma om det behövs kompensationsåtgärder i form av restaurering av närliggande dikade torvmarker. Detta angreppssätt sätter fingret på det historiska perspektivet och tittar på sammanlagd påverkan på myrarna inom ett landskap utan att diskriminera mellan olika former av mänsklig aktivitet. Kumulativa effekter är också viktigt när man planerar för framtiden. Det går inte att planera för långsiktig biologisk mångfald på landskapsnivå endast utifrån torvbruk. I skogspropositionen föreslås intensifiering av markanvändning som dikesrensning, intensivodling, ökat biobränsleuttag och (GROT och stubbrytning) samt ökat användande av exotiska trädslag (prop. 2007/08:108). Intensifierad markanvändning får påverkan på biologiska mångfalden i skogslandskapet. Det är därför viktigt ta hänsyn till de kumulativa effekterna av en intensifierad markanvändning, där torvuttag från dikad torvmark bara utgör en del.

En viktig anledning att titta på landskapsperspektiv i förhållande till torvbruk är effekten av modern torvbrytning, det vill säga att en miljö försvinner under 10-40 år som torvutvinningen pågår för att sedan ersättas av en ny miljö, en ny miljö som vi människor har stora möjligheter att forma. Först behöver man analysera vad det innebär att den ursprungliga miljön försvinner ur landskapet, att området under brytningstiden är en

ickebiotop för de flesta organismer och sedan att i den mån det är möjligt anpassa efterbehandlingen till att skapa en biotop som det är brist på i landskapet och på så vis kunna öka den biologiska mångfalden på landskapsnivå.

Ulfstrand och Fagerström (2009) har formulerat ett system för att värdera öppna torvmossar inför ett exploateringsintresse utifrån dess skyddsvärde som fågelhabitat. Principen bygger på en avvägning mellan arters sällsynthet och hur knutna arterna är till torvmarker, där häckningar av arter som behöver torvmossar för att uppfylla sina grundläggande livsbetingelser värderas högre. Om mycket sällsynta arter häckar anses myren skyddsvärd oavsett deras normala habitat. Om det förekommer häckande par av arter som är stadda under minskning och vars livsbetingelser är knutna till myrmarker har området också ett mycket högt skyddsvärde, något högre än en myrmark med häckande fåglar som har sina huvudsakliga habitat på andra naturtyper, även om det handlar om fåglar är stadda under minskning. En bedömning av skyddsvärde bör också omfatta andra organismgrupper som kan värderas efter samma princip. Det finns dock anledning att även titta på regionala skillnader. I exempelvis södra Skåne finns det få torvmossar kvar och dessa kan anses skyddsvärda för att gynna orre, grönbena eller ljungpipare, arter som inte är hotade nationellt men har låga populationer lokalt (Ulfstrand & Fagerström 2009). För fågelarter som har fjällhed eller havsstrand som sina huvudhabitat kan myrar också vara en förutsättning för att en art skall finnas inom ett område som för övrigt saknar fåglarnas huvudhabitat.

Slutsatser

Vilka ekologiska förhållanden är det som styr liv och biodiversitet på torvmarken?

De ekologiska förhållanden som kännetecknar en myr är den höga vattennivån och de syrefria förhållanden som hämmar nedbrytningen med torvackumulering som följd. Näringstillgång och pH är också viktiga. Variationen av dessa ekologiska förhållanden leder till en variation av många olika myrtyper. Ofta finner man många olika sorters myrtyper och habitat på en och samma myr vilket medför stor ekologisk diversitet. Artdiversiteten inom olika artgrupper styrs av olika faktorer, vilket gör att vissa myrar kan vara artrika med avseende på vissa organismer men artfattiga med avseende på andra. Det gör att det behövs ett spektra av olika myrtyper inom ett landskap för att tillgodose olika organismers krav.

Vad vet vi om organismerna i en torvmarksbiotop i skogslandskapet?

Vissa arter är helt knutna till myrar, andra arter nyttjar myren för vissa delar av sin livscykel, ytterligare några kan överleva på myren och men har egentligen andra huvudhabitat. Förekomst av kärlväxter och mossor följer i stort sett pH, näringstillgång och vattennivå. Insekter och spindeldjur däremot gynnas av kombinationen fuktighet och öppen skog, vattensamlingar och den stora mängd mikrohabitat som kan finnas på en myr. En myr fattig på kärlväxter kan alltså vara rik på insekter. En insektsrik myr gynnar många fåglar. En stor mängd olika småhabitat, vilket man finner på större myrar, gynnar många fåglar. Lavar, svampar och mikroorganismer är de sämst kartlagda organismgrupperna på myren, därefter kommer insekter och spindeldjur. Det mikroskopiska livet som finns i torv skiljer sig i många avseende från fastmarken, men kunskapen om kopplingen mellan myrens biogeokemiska processer och populationer/arter är dålig.

Vilka konsekvenser har dikning på torvmarken och dess organismer?

Dränering leder till förändrad vattenregim, annorlunda näringscykel och nya egenskaper hos yttorven. På sikt minskar ljuset i markskiktet till följd av en högre biomassaproduktion i trädsiktet. En dränering följs generellt av en viss successionsordning, där myrarter konkurreras ut till förmån för skogsarter. En lokal ökning av artdiversiteten sker under den fas då myr- och skogsarter lever tillsammans. Sedan minskar diversiteten när skogsarterna tar över. Dräneringen leder till förändrad livsmiljö för många arter, men effekterna varierar med dräneringens påverkansgrad och var i successionen marken befinner sig.

Vilka naturvärden finns på dikad torvmark?

Dikad torvmark har antagits sakna naturvärden. Därför är denna typ av mark dåligt inventerad. En stor del av de dikade torvmarkerna har varit föremål för skogsbruksåtgärder, vilket minskar områdenas värde för naturvärden. Miljöer med möjliga naturvärden är: 1) Områden som inte påverkats nämnvärt av dikningen och som behållit sina myrkvaliteter. 2) Skogar där successionen gått långt efter dikning och det utvecklats lövträd och död ved. 3) Dränerade myrar med ett glest trädsikt som inte svarat på dräneringsåtgärden kan i det brukade skogslandskapet ha betydelse som refugier för gammelskogsarter. 4) Vattensamlingar i igenväxta diken och äldre diken med rinnande vatten med bäckliknande miljöer.

Vilken kunskap finns respektive saknas för genomförandet av en väl grundad bedömning av effekter på biologisk mångfald av torvbruk på dikad torvmark?

Det finns brister i kunskapen om naturvärden på dikad torvmark då de är dåligt studerade ur naturvärdessynpunkt. Efterbehandling är en nyckel i värderingen av torvbrukets effekter på biologisk mångfald. Men i stort sett saknas det kunskap om hur man ska designa efterbehandling för att nå vissa naturvårdsmål. Flera alternativ för efterbehandling som syftar till ökad biologisk mångfald behövs. Det saknas redskap för att på ett bra sätt kunna värdera betydelsen av en myr för den biologiska mångfalden på landskapsnivå, eller för att kunna välja efterbehandling med hänsyn till den biologiska mångfalden på landskapsnivå. Här behövs bättre metoder.

Hur kan dessa kunskapsluckor täppas?

En riktad naturvärdesinventering av dikade torvmarker skulle kunna ge ett bättre svar på frågan om vilka naturvärden det finns på dikad torvmark. För att öka den praktiska kunskapen om efterbehandling med biologisk mångfald som mål behövs mer experimentell forskning och praktiskt testande. För att öka möjligheterna till pålitliga landskapsanalyser behöver man ta reda på vilka landskapsparametrar som har betydelse för naturvärdena. Det kan göras genom inventeringar av myrar och omgivande landskap. Ett annat sätt är att utgå från ett tänkt naturlandskap och undersöka den kumulativa effekten av mänsklig störning.

Vilka viktiga ämnesområden bör beaktas när man formulerar riktlinjer för torvbruk på dikad torvmark?

Val av objekt och efterbehandling bör baseras på en landskapsanalys som tar in biologisk mångfald. Att långsiktiga mål för biologisk mångfald formuleras vid planering av efterbehandling. Samarbete mellan markägare och exploateringsföretag bör hitta former

som säkerställer långsiktigheten i efterbehandling inriktad på biologisk mångfald.

Om torvbruket skulle öka, är det bättre ur biologisk mångfaldsperspektiv att bedriva torvbruk på redan dikade torvmarker än opåverkade myrar?

Generellt sett leder dikning oftast till utarmning av den biologiska mångfalden. Men det innebär inte att dikade torvmarker alltid är mindre viktiga för den biologiska mångfalden, eftersom dikad torvmark är ett samlingsbegrepp för vitt skilda myrtyper, som rymmer en gradient av påverkansgrad liksom olika successionsstadier. Dikade myrar bör inte klumpas ihop utan jämföras med respektive myrtyp, det vill säga dikade mossar bör jämföras med odikade mossar osv. I en sådan jämförelse är dikningen en faktor som kan påverka den biologiska mångfalden negativt. Men det är viktigt att varje myr värderas individuellt. Här ger denna rapport ger viss vägledning i vad man bör undersöka för att bedöma torvmarkens naturvärden.

Vilka konsekvenser skulle ett nyttjande av dikad skogsmark för torvtäkt få på biologisk mångfald?

Valet av objekt för torvtäkt är viktigt då många dikade torvmarker kan vara väl fungerade myrekosystem. Ett system som inbegriper landskapsanalys med biologisk mångfald i centrum, både vid val av objekt och val av efterbehandlingsmetod, skulle kunna minimera den negativa effekten på biologisk mångfald och under vissa omständigheter kunna öka den biologiska mångfalden i landskapet på sikt. Det finns stora arealer dikad torvmark i landet. Ökad torvbrytning på redan dikad torvmark skulle kunna var förenligt med Sveriges miljö kvalitetsmål, förutsatt att biologisk mångfald på landskapsnivå sätts i fokus vid val av brytningsobjekt och efterbehandling. En bedömning måste också ta hänsyn till de kumulativa effekterna på den biologiska mångfalden i skogslanskapet av ett eventuellt intensifierat nyttjande, så som ökat avverknings tempo, ökat uttag av biobränsle i skogen (GROT och stubbrytning) eller dikesrensning.

Referenser

- Anonym. 2006. *Ett uthålligt torvbruk. Rapport från torvbranschens arbetsgrupp för vissa torvfrågor*. (Internet 070702) <http://www.torvproducenterna.se/PDF/Johanssonrapporten%2012dec.pdf>
- Artz, R.R.E., Anderson, I.C., Chapman, S.J., Hagn, A., Schlöter, M., Potts, J.M. & Campbell, C.D. 2007. Changes in fungal community composition in response to vegetational succession during the natural regeneration of cutover peatlands. *Microbial Ecology* 54, 508-522.
- Basilier, K., Granhall, U. & Stenström, T-A. 1978. Nitrogen fixation in wet minerotrophic moss communities of a subarctic mire. *Oikos* 31, 236-246.
- Bedford, B.L. 1999. Cumulative effects on wetland landscapes: links to wetland restoration in the United States and southern Canada. *Wetland* 19, 775-788.
- Berg, Å., Nilsson, S.G. & Boström, U. 1992. Predation on artificial wader nests on large and small bogs along a south-north gradient. *Ornis Scandinavia* 23, 13-16.
- Blades, D.C.A. & Marshall, S.A. 1994. Terrestrial arthropods of Canadian peatlands: Synopsis of pan trap collections at four southern Ontario peatlands. *Memoirs of the entomological society of Canada* 169, 221-284.
- Boström, U. & Nilsson S.G. 1983. Latitudinal gradients and local variations in species richness and structure of bird communities on raised peat-bogs in Sweden. *Ornis Scandinavia* 14, 213-226.
- Brandel, M. 2006. Hur ska vi långsiktigt bruka våra torvmarker? I: Melkerud, P-A (red). *Markdagen 2004. Rapporter i skogsekologi och skoglig marklära* 89, 81-87.
- Cooper, A., McCann, T., Davidson, R., & Foster, G.N. 2005. Vegetation, water beetles and habitat isolation in abandoned lowland bog drains and peat pits. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 15, 175-188,
- Chapman, S., Buttler, A., Francez, A-J., Laggoun-Défarge, F., Vasander, H., Schlöter, M., Combe, J., Grosvernier, P., Hauke, H., Epron, D. & Mitchell, E. 2003. Exploitation of northern peatlands and biodiversity maintenance: a conflict between economy and ecology. *Frontiers in Ecology* 1, 525-532.
- Desrochers, A. & van Duinen. G.-J. 2006. Peatland fauna. I: Wieder, R.K. & Vitt, D.H. (red.). *Boreal peatland ecosystems*. Berlin: Springer, 67-100.
- Douves, P. 1995. Sveriges myror. *Svensk entomologisk tidskrift* 116, 83-99.

- van Duinen, G.-J.A., Brock, A.M.T., Kuper, J.T., Leuven, R. S.E.W., Peeters, T.M.J., Roelofs, J.G.M., van der Velde, G., Verberk, W.C.E.P. & Esselink, H. 2003. Do restoration measures rehabilitate fauna diversity in raised bogs? A comparative study on aquatic macroinvertebrates. *Wetlands Ecology and Management* 11, 447-459.
- van Duinen, G.A. Verberk W.C.E.P. & Esselink H. 2007. Persistence and recolonisation determine success of bog restoration for aquatic invertebrates: a comment on Mazerolle et al. 2006. *Freshwater Biology* 52, 381-382.
- Fagerström, T. & Ulfstrand, S. 2009. *Om begreppet livsbetingelser med särskild hänsyn till torvtäkter på torvmossar*. TorvForsk Projektrapport 10.
- Fantham, H. B. & A. Porter, 1945. The microfauna, especially the protozoa found in some Canadian mosses. *Proceedings of the Zoological Society of London* 115: 97-174.
- Fisk, C.M., Ruether, K.F. & Yavitt, J.B. 2003. Microbial activity and functional composition among northern peatland ecosystems. *Soil Biology & Biochemistry* 35, 591-602.
- Gorham, E. & Rochefort, L. 2003. Peatland restoration: A brief assessment with special reference to Sphagnum bogs. *Wetlands Ecology and Management* 11, 109-119.
- Gunnarsson, U. 2004. Populations of *Sphagnum angermanicum* in Sweden: distribution, habitat requirements and threats. *Lindbergia* 29, 129-135.
- Gunnarsson, U. & Sundberg, S. 1999. Gamla torvtåg - vitmossornas ruderatmarker. *Myrinia* 9, 12-15.
- Gustavsen, H.G., Heinonen, R., Paavilainen, E. & Reinikainen, A. 1998. Growth and yield models for forest stands on drained peatland sites in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 107, 1-17
- Gutknecht, J.L.M., Goodman, R.M. & Balser, T.C. 2006. Linking soil process and microbial ecology in freshwater wetland ecosystems. *Plant Soil* 289, 17-34.
- Graf, M.D., Rochefort, L. & Poulin, M. 2008. Spontaneous revegetation of cutaway peatlands of North America. *Wetlands* 28, 28-39.
- Gärdenfors, Ulf (red.). 2005. *Rödlistade arter i Sverige 2005*. Uppsala: ArtDatabanken i samarbete med Naturvårdsverket.
- Hagberg, L. & Holmgren, K. 2008. *The climate impact of future energy peat production*. IVL report B1796. (Internet 090317) <http://www3.ivl.se/rapporter/pdf/B1796.pdf>
- Hingley, M. 1993. *Microscopic life in Sphagnum*. Naturalists' handbook. Slough: Richmond publishing.

- Hånell, B. 1988. Postdrainage forest productivity of peatlands in Sweden. *Canadian Journal of Forest Research* 18, 1443-1456.
- Hånell, B. 1989. *Skogliga våtmarker i Sverige: en beskrivning av det skogliga tillståndet på de torvtäckta markerna och deras utbredning på riks-, landsdels- och länsnivå*. Rapporter i skogsekologi och skoglig marklära 60, Uppsala.
- Hånell, B. 2006. *Dikad skogsmark och myr med djup torv som resurser för uthålligt torvbruk i Sverige*. TorvForsk Projektrapport 5.
- Hånell, B. & Magnuson, T. 2005. An evaluation of land suitability for forest fertilization with biofuel ash on organic soils in Sweden. *Forest Ecology and Management* 209, 43-55.
- Isaksson, D. 2007. *Inventering av träksammetslöpare i Gävleborgs län 2006*. Gävle: Länsstyrelsen Gävleborg.
- Järvinen, O. & Väisänen, R.A. 1978. Recent changes in forest bird populations in northern Finland. *Annales Zoologici Fennici* 15, 279-289.
- Jonsell, M. 1995. Skalbagg på Prästflon, en myr i Ångermanland – Är floristiskt skyddsvärda myrar intressanta ur insektssynpunkt. *Svensk entomologisk tidskrift* 116, 151-159.
- Kraigher, B., Stres, B., Hacin, J., Ausec, L., Mahne, I., van Elsas, J.D. & Mandic-Mulec, I. 2006. Microbial activity and community structure in two drained fen soils in the Ljubljana Marsh. *Soil Biology & Biochemistry* 38, 2762-2771.
- Kuuluvainen, T. 2002. Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* 36, 97-125.
- Laine, J., Laiho, R., Minkkinen, K. & Vasander, H. 2006. Forestry and boreal peatlands. I: Wieder, R.K. & Vitt, D.H. (red.). *Boreal peatland ecosystems*. Berlin: Springer, 331-357.
- Larsson, L-E. 2001. *Torvtäkt – än se'n då?* Torvfakta, miljökonsekvenser 1/2001.
- Laiho, R., Vasander, H., Penttilä, T. & Laine, J. 2003. Dynamics of plant-mediated organic matter and nutrient cycling following long-term water-level drawdown in boreal peatlands. *Global Biogeochemical Cycles* 17, 1053, doi:10.1029/2002GB002015.
- Lindh, T., Paappanen, T., Kallio, E., Flyktman, M., Käyhkö, V., Selin, P. & Huotari, J. 2005. *Production of reed canary grass and straw as blended fuel in Finland*. VTT PROCESSES. (Internet 080903) http://www.vtt.fi/inf/julkaisut/muut/2005/vtt_reed_canary1.pdf

- Ljungberg, H. 2000. Norrbotten: Praktsammetslöpare. I: Forslund, M & Forshed, N *Sveriges landskapsinsekter*. Kalmar: Sveriges entomologiska förening.
- Lloyd, D., Thomas, K.L., Hayes, A., Hill, B., Hales, B.A., Edwards, C., Saunders, J.R., Ritchie, D.A. & Upton, M. 1998. Micro-ecology of peat: minimally invasive analysis using confocal laser scanning microscopy, membrane inlet mass spectrometry and PCR amplification of methanogen-specific gene sequences. *FEMS Microbiology Ecology* 25, 179-188.
- Lode, E. 1999. *Wetland restoration: a survey of options for restoring peatlands*. Uppsala: Faculty of Forestry, Swedish University of Agricultural Sciences
- Löhmus, P. & Lõhmus, A. Snags, and their lichen flora in old Estonian peatland forest. *Annales Botanici Fennici* 38, 265-280.
- Magnusson, T. & Hånell, B. 2000. *Aska för beskogning av torvtäcker. Påverkan på växt-näringsförhållanden tungmetaller och vattenkvalitet*. Eskilstuna: Energimyndigheten.
- Malmer, N., Johansson, T., Olsrud, M. & Christensen T.R. 2005. Vegetation, climatic changes and net carbon sequestration in a North–Scandinavian subarctic mire over 30 years. *Global Change Biology* 11, 1895-1909.
- Mazerolle, M.J., Poulin, M., Lavoie, C., Rochefort, L., Desrochers, A. & Drolet, B. 2006. Animal and vegetation patterns in man-made bog pools: implications for restoration. *Freshwater Biology* 51, 333-350.
- Mitchell, E.A.D., Buttler, A., Grosvernier, P., Rydin, H., Albinsson, C., Greenup, A.L., Heijmans, M.M.P.D., Hoosbeek, M.R. & Saarinen, T. 2000. Relationships among testate amoebae (Protozoa), vegetation and water chemistry in five *Sphagnum*-dominated peatlands in Europe. *New Phytologist* 145, 95-106.
- Mitchell, E.A.D., Gilbert, D., Buttler, A., Amblard, C., Grosvernier, P & Gobat J.-M. 2003. Structure of microbial communities in *Sphagnum* peatlands and effect of atmospheric carbon dioxide enrichment. *Microbial Ecology* 46, 187-199.
- Moberg, R. & Holmåsén, I. 1990. *Lavar: en fälthandbok*. 3., Stockholm: Interpublishing.
- Mossornas vänner. 1986. *Vitmossor i Norden: flora*. Göteborg: Mossornas vänner.
- Naturvårdsverket. 1983. *Inventering av Sveriges våtmarker (VMI): metodik för våtmarksinventeringen*. Pm 1680. Solna: Statens naturvårdsverk.
- Naturvårdsverket. 2007. *Myrskyddsplan för Sverige: huvudrapport över revidering 2006 Sverige*. Rapport 5667. Stockholm: Naturvårdsverket.

- Nordbakken J.-F. 1996. Plant niches along the water-table gradient on an ombrotrophic mire expanse. *Ecography* 19, 114-121.
- Ohlsson, M., Söderström, L., Hörnberg, G. Zackrisson, O. & Hertmansson, J. 1997. Habitat qualities versus long-term continuity as determinants of biodiversity in boreal old-growth swamp forests. *Biological conservation* 81, 221-231.
- Poulin, M., Rochefort, L., Quinty, F. & Lavoie, C. 2005. Spontaneous revegetation of mined peatlands in eastern Canada. *Canadian Journal of Botany* 83, 539-557.
- Pykälä, J. 2004. Effects on new forestry practises on rare epiphytic macrolichens. *Conservation Biology* 18, 831-838.
- Rochefort, L. 2000. *Sphagnum* - A keystone genus in habitat restoration. *The Bryologist* 103, 503-508.
- Rosenberg, D.M., Wiens, A.P. & Bilyj, B. 1988. Chironomidae (Diptera) of peatlands in northwestern Ontario, Canada. *Holarctic Ecology* 11, 19-31.
- Rudqvist, L. 1999. *Sveriges sumpskogar: resultat av sumpskogsinventeringen 1990-1998*. Jönköping: Skogsstyrelsen.
- Rydin, H., Diekmann, M. & Hallingbäck, T. 1997. Biological characteristics, habitat associations, and distribution of macrofungi in Sweden. *Conservation Biology* 11, 628-640.
- Rydin, H., Gunnarsson, U. & Sundberg, S. 2006. The role of *Spagnum* in peatland development and persistence. I: Wieder, R K. & Vitt, D.H. (red.). *Boreal peatland ecosystems*. Berlin: Springer, 47-65.
- Rydin, H. & Jeglum, J. 2006. *The biology of peatlands*. Oxford: Oxford university press.
- Salo, K. 1993. The composition and structure of macrofungus communities in boreal upland type forests and peatlands in North Karelia, Finland. *Karstenia* 33, 61-99.
- Sarkkola, S., Hökkä, H., Laiho, R., Päivänen, J. & Penttilä, T. 2005. Stand structural dynamics on drained peatlands dominated by Scots pine. *Forest Ecology and Management* 206, 135-152.
- Sjöberg, K & Ericson, L. 1997. Mosaic boreal landscapes with open and forested wetlands. *Ecological Bulletins* 46, 48-60.
- Sjörs, H. 1948. *Myrvegetationen i Bergslagen*. Acta Phytographica Suecica 21, 1-299.
- Sjörs, H. 1971. *Biologi. 10, Ekologisk botanik*. Stockholm: Almqvist & Wiksell.

- Soro, A., Sundberg, S. & Håkan, R. 1999. Species diversity, niche metrics and species associations in harvested and undisturbed bogs. *Journal of Vegetation Science* 10, 549-560.
- Spitzer, K. & Danks, H.V. 2006. Insect biodiversity of boreal peat bogs. *Annual Review of Entomology* 51, 137-161.
- Sundberg, S. 2006. *Åtgärdsprogram för bevarande av rikkärr*. Naturvårdsverket rapport 5601.
- Vasander, H., Laiho, R. & Laine, J. 1997. Changes in species diversity in peatlands drained for forestry. I: Trettin, C.C. (red.). *Northern forested wetlands: ecology and management*. Boca Raton: CRC, 109-119.
- Vepsäläinen, K., Savolainen, R., Tiainen, J. & Vilén, J. 2000. Successional changes of ant assemblages: from virgin and ditched bogs to forests. *Annales Zoologici Fennici* 37, 135-149.
- Väisänen, R. 1992. Distribution and abundance of diurnal Lepidoptera on a raised bog in southern Finland. *Annales Zoologici Fennici* 29, 75-92.
- Väisänen, R.A. & Rauhala, P. 1983. Succession of land bird communities on large areas of peatland drained for forestry. *Annales Zoologici Fennici* 20, 115-127.
- Waksman, S.A. & Stevens K.R. 1929. Contribution to the chemical composition of peat: V. The role of micro organisms in peat formation and decomposition. *Soil Science* 28, 315-340.
- Zedler, J.B. 2000. Progress in wetland restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 15, 402-407.

**Program för workshop:
Torvbruk på dikad skogsmark –
konsekvenser för biologisk mångfald
Umeå 5 februari 2008**

- 09.45 Kaffe
10.15 Inledning
Marie Kofod-Hansen, TorvForsk och Johnny de Jong, CBM
10.25 Konsekvenser för biologisk mångfald av torvbrytning på dikad skogsmark
Henrik von Stedingk, CBM
11.00 Torvbrytning och biologisk mångfald - Fyra korta inlägg från näringen, myndigheter, forskning och ideell naturvård.
Urban Gunnarsson, Uppsala universitet, **Karin Skantze**, Naturvårdsverket, **Magnus Brandel**, Torvproducentföreningen, **Sönke Eggers**, SOF.
11.30 Gruppdiskussioner
12.30 Lunch
13.30 Efterbehandling – Exemplet Västkärr
Karin von Kronhelm, E.ON
14.00 Fortsatta gruppdiskussioner
15.00 Kaffe
15.30 Redovisning och gemensam diskussion
16.30 Slutsatser
17.00 Slut

Deltagare:

Henrik von Stedingk, Johnny de Jong	CBM
Marie Kofod-Hansen	TorvForsk
Magnus Brandel	Svenska torvproducentföreningen
Anna Lundborg	Energimyndigheten
Karin von Kronhelm	E.ON
Göran Englund	Jämtkraft
Lars Johansson, Peter Stenlund	Umeå Energi
Helene Boström, Stefan Östlund	Neova AB
Björn Winsa, Helena Dehlin	Sveaskog
Clas Fries	Skogsstyrelsen
Karolina Adolphson, Sara Byrsten	Länsstyrelsen Västerbotten
Elin Fornbacke	Länsstyrelsen Uppsala
Karin Skantze	Naturvårdsverket
Michael Löfroth	Miljödepartementet
Björn Hånell, Tord Magnusson	Skogens ekologi och skötsel, SLU Umeå
Kjell Sjöberg, Roger Pettersson	Vilt, fisk och miljö, SLU Umeå
Per-Erik Larsson	SLU Alnarp
Urban Gunnarsson	Uppsala universitet
Lennart Henriksson	WWF
Sönke Eggers	Sveriges Ornitologiska Förening (SOF)
Sven Jansson	
Inger Edlund	LRF Västerbotten

Workshop: Torvbruk på dikad skogsmark – konsekvenser för biologisk mångfald Umeå 5 februari 2008

Workshopen inleddes med en presentation av Henrik von Stedingk som sammanfattade resultaten av rapporten, följt av fyra inlägg från olika intressegrupper. Därefter delades deltagarna in i diskussionsgrupper kring några centrala frågeställningar. Varje grupp innehöll representanter från myndigheter, torvnäringen och fjärrvärmebolag, samt representanter för markägare, ideell naturvård och forskare. Efter lunch höll Karin von Kronhelm, E.ON, en inspirationsföreläsning om Västkärr, ett verkligt exempel på efterbehandling. Grupperna fick totalt knappt 3 timmar för att diskutera. På eftermiddagen redovisade grupperna sina diskussioner och slutsatser för övriga deltagare. Här följer en frågorna som grupperna fick ut, samt sammanställning av det som kom fram i de fyra diskussionsgruppernas redovisningar.

1. Vilka effekter skulle ett ökat uttag av torv från dikad torvmark få på den biologiska mångfalden?

Flera grupper tyckte att de behövde bättre grunder kring vilka typer av torvmarker man syftar på, man behöver vi veta målbilden? Vilka marker är aktuella för torvbruk? Hur ser objekten ut? Detta var något som torvnäringen bör specificera för att man ska kunna värdera frågan.

En grupp utgick mer ifrån de dikade torvmarker som finns. Dels har vi marker med produktionsmässigt lyckade dikningar med täta granskogar med lövinslag som resultat; marker som övergått från myr till skogsmark. Dessa marker är inte viktiga för den biologiska mångfalden och skulle kunna lämpa sig för torvbruk. Däremot finns det dikade torvmarker där dikningens påverkan är begränsad eller endast lokal; marker som har kvar sin funktion samt biologiska värden som myr. Dessa senare lämpar sig sämre för torvbruk, med avseende på biodiversitet. De bör istället vara föremål för restaurering. Ett dilemma enligt produktionsforskare Björn Hånell är att det är de senare områden, de s.k. misslyckade dikningarna som skogsbruket inte är intresserad av, som genom torvbruk skulle kunna få ett produktionsvärde. För de lyckade dikningarna finns däremot ett intresse för fortsatt skogsodling.

Det rådde en stor enighet om att effekterna på biologisk mångfald inte bara beror av valet av myr utan är starkt beroende på vilken typ av efterbehandling man gör. Det påpekades dock från en grupp att en väl avvägd efterbehandling inte får legitimera frånvaro av annan naturvårdshänsyn vid val av objekt eller brytningsmetod.

2. Vilken ytterligare typ av kunskap behövs för att man ska kunna göra en väl grundad bedömning av dessa effekter?

Det är viktigt att kunna göra bedömningar på landskapsnivå. Dels då bevarande av arter sker på landskapsnivå; en myr är en del i en myrmosaik eller ett skogslandskap, dels då hydrologi och vattensystem hänger ihop; lokal påverkan på en del kan därmed få effekter på ett större landskap. För att göra denna typ av bedömningar behövs mer kunskap och metodutveckling för att bättre kunna bedöma landskapseffekter av en torvtäkt. Vad gäller efterbehandling finns det en begränsad erfarenhet och kunskap i Sverige. Flera grupper menade att det behövs fler systematiska studier som dels testar olika typer av efterbehandling med olika mål, samt följer upp effekterna av dessa.

3. Hur bör man göra för att minimera torvutvinningens negativa effekter på den biologiska mångfalden?

En större variation på efterbehandlingar efterfrågades. Om man hårddrar det så står valet ofta mellan skog eller våtmark. Men det finns egentligen många typer av skog, liksom det finns många typer av våtmarker. Däremellan finns även olika naturtyper såsom vitmosse- eller al kärr. Ett bredare spektrum av efterbehandlingsåtgärder skulle göra att man aktivt kan planera efterbehandling i relation till vilka biotoper som finns eller saknas i landskapet. Det efterlystes också en bättre koppling mellan själva torvbrytningen och efterbehandlingen, d.v.s. att man i högre grad kan anpassa brytningsprocessen till vilken efterbehandling man vill ha.

Kompensationsåtgärder var också något som kom upp. Det var främst tre olika typer av kompensationsåtgärder som föreslogs: 1) Naturvårdande skötsel av området efter nedlagd torvtäkt. 2) Restaurering av andra dikade myrar i närområdet. 3) Områdesskydd av andra myrar i närområdet. Ett förslag var att man skulle göra en storskalig miljöanalys av effekter av en omställning och intensifiering av torvbruket likt den som genomförs av effekter av stubbrytning. Detta skulle kunna leda till att man koncentrerar torvbruket till vissa områden s.k. torvförsörjningsområden

Det konstaterades att det behövdes bättre riktlinjer och rutiner från myndigheterna med avseende på både miljökonsekvensbeskrivningar (MKB) för tillståndsansökan och efterbehandling. Det konstaterades att kunskapsnivån och erfarenheten varierar mellan tjänstemän och mellan Länsstyrelser. Det beror på att torvbranschen börjat söka täkter i nya områden, där personalen på Länsstyrelsen saknar erfarenhet. Det gör att hanterandet av tillståndsansökan och bedömningen av MKB varierar i landet. Man kan även fråga sig om dagens krav på MKB är tillräckliga för bedömning av effekter på den biologiska mångfalden. Så bättre riktlinjer och rutiner med avseende på MKB för tillståndsansökan skulle vara önskvärt. Vad gäller efterbehandling så blev vi upplysta om att Länsstyrelserna gemensamt håller på att utveckla riktlinjer, något som torvnäringen välkomnar.

I Karin von Kronhelms presentation om exemplet Västkärr, en nedlagd torvtäkt som efterbehandlats till en fågelsjö, belystes problematiken att nyttjanderätten till en nedlagd torvtäkt återgår till markägaren efter genomförd efterbehandling. Det innebär att det företag som bedrivit torvtäkten inte har något juridiskt ansvar för vad som händer med

området efter genomförd efterbehandling. Detta kan skapa problem ur biodiversitetssynpunkt. Det kan vara så att markägaren vill fortsätta att tjäna pengar på sin mark, d.v.s. att intresset främst är att producera något som ger avkastning, som exempelvis skog. I så fall blir värdet av efterbehandlingen för biologisk mångfald mycket begränsat. Ett annat scenario kan vara att man som efterbehandling valt att anlägga en sjö. Men för att optimera värdet för t.ex. fåglar krävs ofta viss skötsel för att hindra igenväxning. Det kostar pengar. Man kan konstatera att dagens system gör det svårt med långsiktigt tänkande och planering vad gäller efterbehandling för biologisk mångfald. En lösning skulle kunna vara att torvbranschen upprättar en fond som kan ersätta markägare för skötsel efter avslutad täkt eller för produktionsbortfall om man väljer en alternativ efterbehandling med fokus på biologisk mångfald, istället för att satsa på t.ex. skogsproduktion. På så vis skulle torvbranschen kunna bidra till att skapa en större långsiktighet i efterbehandlingen och möjliggöra en långsiktig planering till gagn för naturvärden.

Miljöcertifiering av torvnäringen var även något som diskuterades. Det troliga är att en sådan certifiering skulle utgå från effekter på växthusgasbalansen och därmed klimatet. Men det är viktigt att även hänsyn till biologisk mångfald ingår. En sådan certifiering skulle kunna fungera som incitament till ett ökat intresse för biologisk mångfald hos torvbranschen. Den efterbehandlingsfond som diskuterades skulle kunna vara en del i detta certifieringsprogram.

Ansvarsområden

På mötet fanns representanter från olika aktörer med olika intressen och ansvar vad gäller torvbrytning. Utifrån de brister samt förslag som kom fram i diskussionen kan man identifiera olika aktörers ansvar för att genomföra dessa idéer eller täcka in bristerna. Genom att identifiera och fördela ansvaret kan man också tydliggöra vad olika aktörer kan göra.

Forskarna

- Ge ett bättre underlag för bedömning av landskapseffekter vid torvbrytning.
- Experimentera och genomföra systematiska studier av olika typer av efterbehandling efter avslutad torvtäkt.
- Bredda spektret av efterbehandlingsåtgärder och möjliggöra en bedömning av effekterna på biologisk mångfald beroende på val av efterbehandling.
- Bidra med underlag till ett miljöcertifieringssystem

Torvnäringen

- Bistå forskarna med objekt och åtgärder vid efterbehandling
- Skapa en fond för efterbehandling som kan ersätta markägare för skötsel av nedlagda torvtäkter, samt erbjuda ersättning för inkomstbortfall eller extra kostnader för val av alternativ efterbehandling.
- Utveckla ett certifieringssystem för torvnäringen. Viktigt att ett sådant system även tar in biologisk mångfald och inte bara växthusgasbalansen.
- Bidra till myndigheternas arbete med nya riktlinjer för efterbehandling

Myndigheter

- Se över tillståndsförfarandet och kraven på MKB för ansökan om torvtäkt
- Se över om dagens krav på MKB är tillräcklig för att bedöma effekter på biologisk mångfald av en torvtäkt
- Se till att tillståndsbedömningen blir likvärdig i hela landet.
- Skapa nya riktlinjer för efterbehandling

Ideell naturvård

- Delta i utvecklingsarbetet för miljöcertifiering för att skapa trovärdighet i systemet

Biologisk mångfald på myrar och dikad torvmark – underlag för ett miljömässigt torvbruk

Denna rapport undersöker om det finns tillräcklig kunskap för att värdera effekten av biologisk mångfald av torvbruk på torvmark dikad för skogsproduktion. Det konstateras att dränering har haft en negativ inverkan på biologisk mångfald men att naturvärden på dikade torvmarker egentligen är dåligt undersökta. Vissa typer av torvmarker med hög dräneringsgrad och skogsbruk har låga naturvärden. Men begreppet dikad torvmark innefattar vitt skilda myrtyper med olika påverkansgrad efter dränering, varför det inte går att generalisera. Några specifika miljöer som skulle kunna ha högre naturvärden listas i rapporten. För att utveckla ett torvbruk på dikad torvmark i skogslandskapet som inte kommer i konflikt med Sveriges miljökvalitetsmål behövs riktade naturvärdesinventeringar på dikad torvmark, mer kunskap om hur man ska göra efterbehandlingar efter avslutad torvtäkt för att främja biologisk mångfald och att man tar in ett landskapsperspektiv i bedömningen av naturvärden på en torvmark liksom vid valet av efterbehandling.

Rapporten kan beställas från:

TorvForsk
Torsgatan 12
111 23 Stockholm
marie.kofodhansen@torvforsk.se

eller laddas ned från www.torvforsk.se

