



**Kandidatarbeten
i Skogsvetenskap**
Fakulteten för skogsvetenskap

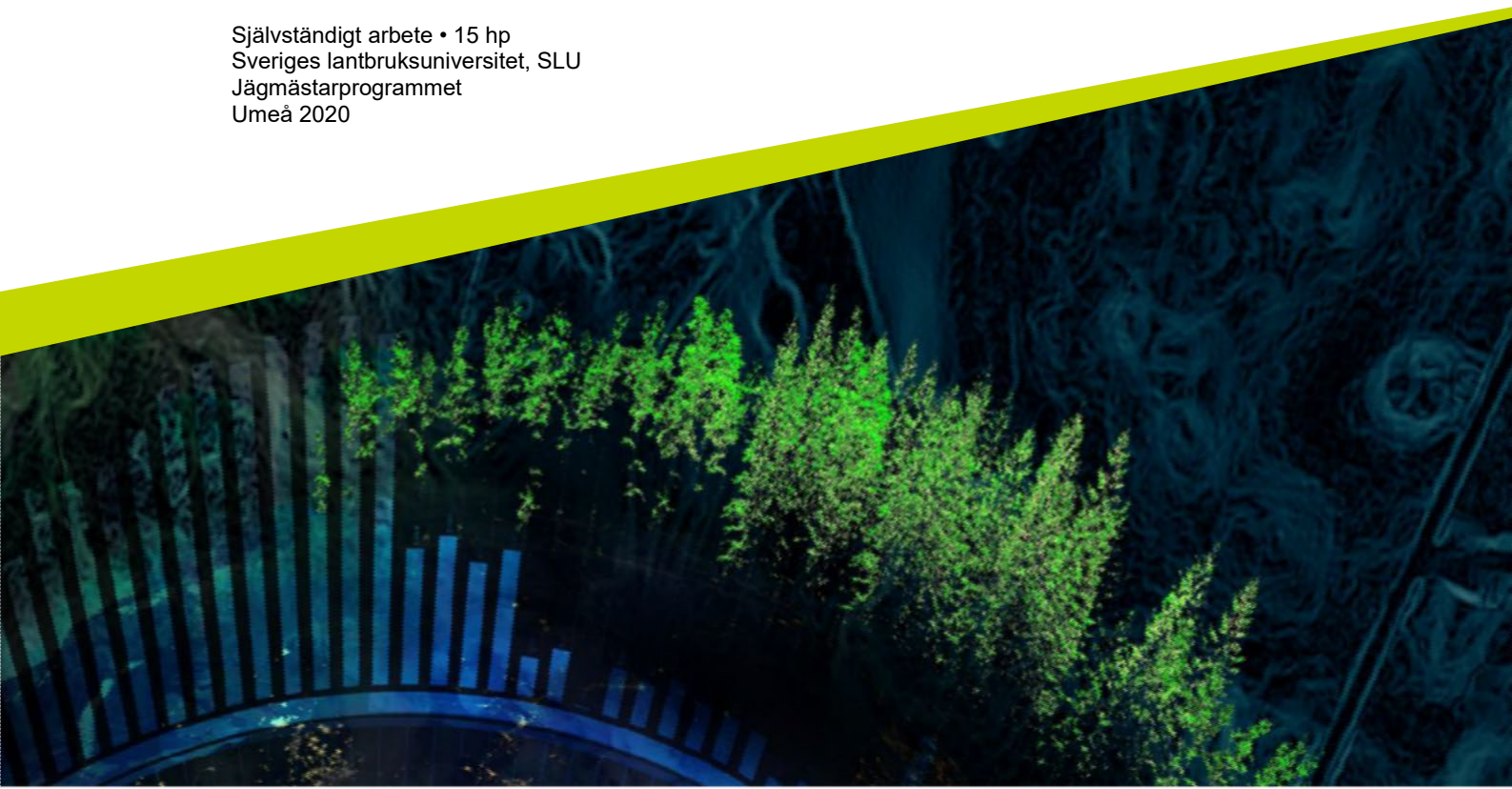
2020:2

Bottenskikt i förändring – marklav efter avverkning

Changing ground layer – ground lichen after clear-cutting

Ester Andersson och Samuel Lind

Självständigt arbete • 15 hp
Sveriges lantbruksuniversitet, SLU
Jägmästarprogrammet
Umeå 2020



Bottenskikt i förändring – marklav efter avverkning

Changing ground layer – ground lichen after clear-cutting

Ester Andersson och Samuel Lind

Handledare: Tim Horstkotte, Sveriges lantbruksuniversitet, institutionen för Vilt, Fisk och Miljö

Examinator: Tommy Mörling Sveriges lantbruksuniversitet, Skogens ekologi och skötsel

Omfattning: 15 hp

Nivå och fördjupning: G2E

Kurstitel: Självständigt kandidatarbete i skogsvetenskap, G2E

Kurskod: EX0911

Program/utbildning: Jägmästarprogrammet

Kursansvarig inst.: Institutionen för skogens ekologi och skötsel

Utgivningsort: Umeå

Utgivningsår: 2020

Omslagsbild:

Serietitel: Kandidatarbeten i Skogsvetenskap

Delnummer i serien: 2020:2

ISSN:

Nyckelord: Renskötsel, skogsbruk, samverkan, påverkan, lav, Cladonia spp.

Sveriges lantbruksuniversitet

Skogens ekologi och skötsel

Publicering och arkivering

Godkända självständiga arbeten (examensarbeten) vid SLU publiceras elektroniskt. Som student äger du upphovsrätten till ditt arbete och behöver godkänna publiceringen. Om du kryssar i **JA**, så kommer fulltexten (pdf-filen) och metadata bli synliga och sökbara på internet. Om du kryssar i **NEJ**, kommer endast metadata och sammanfattning bli synliga och sökbara. Fulltexten kommer dock i samband med att dokumentet laddas upp arkiveras digitalt.

Om ni är fler än en person som skrivit arbetet så gäller krysset för alla författare, ni behöver alltså vara överens. Mer information om publicering och arkivering går att hitta här: <https://www.slu.se/site/bibliotek/publicera-och-analysera/registrera-och-publicera/avtal-for-publicering/>.

JA, jag/vi ger härmed min/vår tillåtelse till att föreliggande arbete publiceras enligt SLU:s avtal om överlåtelse av rätt att publicera verk.

NEJ, jag/vi ger inte min/vår tillåtelse att publicera fulltexten av föreliggande arbete. Arbetet laddas dock upp för arkivering och metadata och sammanfattning blir synliga och sökbara.

Sammanfattning

Skogsbruk och renskötsel är två olika näringar som i dagsläget verkar på samma marker. Renskötseln använder marken för bete samtidigt som skogsbruket producerar förnybara råvaror i form av träprodukter från skogen. Studier pekar på att vinterbetestillgången för renskötseln i form av marklavar minskar till följd av olika skogsbruksåtgärder men att det finns potential att lindra denna trend. I denna rapport sökte vi att bidra till förståelsen för hur marklavar utvecklas efter en slutavverkning. Data som följer permanenta ytor från Riksskogstaxeringens inventeringar mellan åren 1983–2017 användes och en generalized estimating equation model gjordes för att modellera utvecklingen. Resultaten visade att den lavtäckningsgrad som marken tillhörde innan en avverkning hade signifikant påverkan på vilken täckningsgrad som återfanns i senare inventeringar. Dock visades att tid sen avverkning inte var signifikant. Detta tyder alltså på att ingen förändring övertid för marklavarna sågs efter en slutavverkning och att vidare forskning behövs för att definiera sambandet bättre.

Nyckelord: Renskötsel, skogsbruk, samverkan, påverkan, Cladonia spp.

Abstract

Forestry and reindeer husbandry are two competing forms of land use on mutually shared land. Reindeer husbandry utilizes the land for grazing whilst forestry uses it for producing timber and pulpwood. Studies have shown that winter grazing opportunities for reindeer are declining, as a result of various forestry measures, as well as the potential for alleviating this trend. In this study we tried to contribute with further understanding of how clearcutting affects ground lichen, and how they develop succeedingly. Data tracking current states of permanent plots from the Swedish national forest inventory during the years 1983-2017 were used and fitted a generalized estimation equation model to track change. The results show that the degree of lichen cover before clear cutting can be used to model what state would be found after. However, a significant relation over time could not be found. This suggests that change in lichen cover over time is not determined solely on its state before clearcutting and that further research is required to determine the influencing factors.

Keywords: Reindeer husbandry, cooperation, forestry, influence, lichen, Cladonia spp.

Innehållsförteckning

Innehållsförteckning

1. INLEDNING	8
1.1. Marklavar	8
1.2. Renskötsel.....	8
1.3. Skogsbruk.....	9
1.4. Bakgrund till problemställning.....	10
1.6. Syfte.....	11
2. FORSKNINGSÖVERSIKT OCH TEORI	12
2.1. Tidigare forskning	12
2.2. Teori.....	13
2.2.1. Succession.....	13
2.2.2. Gemensamma poolresurser och allmänningarnas tragedi	14
3. MATERIAL OCH METOD	15
3.1. Riksskogstaxeringen	15
3.2. Databehandling	16
3.3. Generalized estimating equation, GEE	17
3.4. Tillämpning av generalized estimating equation	17
4. RESULTAT	18
4.1. Modellen	18
4.2. Resultat för lavklasserna	18
5. DISKUSSION	20
5.1. Lav	20
5.2. Succession	20
5.3. Metod.....	21
5.4. Renskötsel och skogsbruk.....	22
5.4 Slutsats	23
6 REFERENSER	24

1. INLEDNING

1.1. Marklavar

Lavar är en bred artgrupp som är svår att systematisera eftersom de består av två olika organismer, svamp tillsammans med antingen alg eller cyanobakterie (Moberg 2016). Vanligen används svampkomponenten för att systematisera lavarna men även en indelning av busklavar, bladlavar och skorplavar används. För denna gruppering finns inget släktskap mellan arterna som grund, grupperna baseras istället på växtsätt (Moberg 2020). Egenskaperna hos lavar gör dem tåliga för torka i kombination med starkt ljus och detta gör dem väl anpassade som primär kolonisatörer efter till exempel glaciärvsmältning (Moberg 2016). När lavar sprider sig till nya områden sker det oftast med fragmentering eftersom det är effektivt att både svamp och alg följer med samtidigt.

Bland busklavarna hittar vi de lavar som renen, *Rangifer tarandus* (L.) Linné, huvudsakligen äter under vintern, *Cladonia* spp. (Heggberget *et al.* 2002; Thompson *et al.* 2014). Lavar växer långsamt i förhållande till övriga arter i bottensiktet och har en tillväxt på cirka 3–7 mm per år inom släktet *Cladonia*spp. (Abdulmanova & Ektova 2015). Lavarna växer endast i toppen och förmultnar undertill (Gaare 1997). Tillväxten styrs av flera faktorer såsom temperatur, humiditet och slutenhet hos ovanstående bestånd. Renlavar innehåller ungefär 90% kolhydrater i form av lichenin och 3–5% protein (Moberg 2016) och eftersom detta stämmer även på vintern, när annan vegetation tappar blad eller vissnar, är laven då en viktig energikälla för renen (Heggberget *et al.* 2002). Trots att annat foder med högre kvalité blir tillgängligt under sommarhalvåret har det visats att renar fortsätter välja att äta lav i stor utsträckning (Thompson *et al.* 2014).

1.2. Renskötsel

Den norra halvan av Sverige ingår i ett geografiskt område kallat Sapmi där samer bedrivit renskötsel sedan långt innan gränserna mellan nuvarande länder ritades upp (Samer u.å.). Från början var samer ett jägar- och samlarfolk med renen som huvudsakligt byte men successivt övergick renskötsel till den form den har idag med tamrenar som följs året runt. Renskötselområdet är indelat i 51 samebyar som fungerar som administrativ och ekonomisk grund för renskötseln i ett visst område (Sametinget u.å. a). Vidare är ofta renarna indelade i mindre grupper som sköts av

en del av samebyn kallad siida vilken består av ett antal familjer. I Sverige fanns 2019 ungefär 241 000 renar i vinterjord och 4 665 renägare (Sametinget u.å. b). Antalet renar har under det senaste århundradet varit omkring 250 000 med viss variation (Käyhkö & Horstkotte 2017).

Det finns idag tre olika typer av renskötsel som bedrivs av de olika samebyarna; fjäll-, skogs- och koncessionssamebyar (Käyhkö & Horstkotte 2017). Vanligast är fjällsamebyar där renarna flyttas mellan vinterbetesland och sommarbetesland. Skogssamebyar är mer stationära och koncessionssamebyarna bedriver renskötsel utanför renskötselområdet med särskilt tillstånd (Sametinget.se u.å. a). För fjällsamebyar gäller två typer av betesmarker; åretruntmarker ovan odlingsgränsen och vinterbetesmarker nedan odlingsgränsen som får beträdas mellan 1 oktober - 30 april (Rennäringslagen 1971:437). Skogssamebyar flyttar också mellan sommar och vinterbetesland men de flesta skogssamebyar ligger nedanför odlingsgränsen (Sametinget.se u.å. c).

För renskötseln har det under senare år tillkommit nya verktyg för att underlätta kartläggningen av sin markanvändning. Sedan omkring 1998 började man göra renbruksplaner för varje sameby. I en rapport från Skogsstyrelsen har man från en enkätundersökning förstått att många renskötare anser att renbruksplanen framför allt hjälper till att skapa förståelse för renskötseln för andra aktörer (Vestman 2014). I kontrast till detta har Widmark *et al.* (2013) visat att skogsbolag ofta planerar efter renbruksplanen redan innan samråd ägt rum vilket kan uppfattas som en möjlig handling för att stärka sin position i det kommande samrådet. Det kan självklart också bara vara en vilja att ta mer hänsyn redan i förstadiet till planering från skogsbolagets sida (*ibid.*). Nio av tio respondenter i Skogsstyrelsens rapport var också för att deras sameby skulle fortsätta arbeta med renbruksplanen även framöver (Vestman 2014).

Under vintern äter renar i huvudsak marklavar som grävs fram under snön men också andra kärlväxter (Heggberget *et al.* 2002). Hänglavar, Bryoria spp, utgör ett viktigt nödbete när marklaven är svåråtkomlig men behandlas inte i denna rapport. Studier pekar på att marklavar minskar till följd av skogsbruk (Kivinen *et al.* 2010; Sandström *et al.* 2016; Horstkotte & Moen 2019).

1.3. Skogsbruk

I slutet på 1800-talet gjorde kommersiellt skogsbruk sitt intåg i Norrlands inland och förändrade de relativt gamla och glesa skogarna till dagens täta och betydligt yngre bestånd (Östlund *et al.* 1997). Före detta hade virket i skogen endast brukats

i begränsad utsträckning (Linder & Östlund 1998). I takt med de ökande råvarubehoven hos industrierna gick brukandet av skogen från att ta ut noga utvalda gamla tallar till ett allt mindre selektivt uttag (Riksskogstaxeringen statistikdatabasen, 2015). Det senaste århundradet har också ett större fokus lagts på återväxten av avverkad skog, både i lagrum och från skogsbrukande entiteter, vilket har förtätat skogen överlag (Normark & Fries 2018).

Idag domineras skogsbruket av trakthyggesbruk där enkelskiktad skog sköts på ett liknande sätt i hela landet (SOU 1992:76). Marken markbereds och planteras, gallras ett antal gånger och slutavverkas tidigast när lägsta slutavverkingsålder uppnåtts. Hur skogen får skötas regleras av den svenska skogsvårdslagen (Barklund 2009). Lagen har som syfte att se till att skogen sköts för god produktions samtidigt som naturvärden bibehålls (SVL 1979:429). Vid avverkning ska marken återbeskogas, en åtgärd som ofta kräver markberedning för att uppnå godkända resultat och naturvärden skyddas bland annat genom att enstaka träd och trädgrupper lämnas.

1.4. Bakgrund till problemställning

På ungefär hälften av Sveriges produktiva skogsmark verkar renskötsel och skogsbruk på samma mark (Sametinget u.å. d). Hur skogsbruket påverkar och påverkas av renskötseln följer nedan. Täta skogar är förknippade med mossdominerat bottenskikt på grund av lavars krav på ljustillgång (Sulyma & Coxson 2001). Detta innebär även att den utglesning av skogarna som skedde i 1900-talets början, som gynnade lav, inte kan jämföras med gallring i dagens skogar eftersom dessa håller ungefär dubbelt så mycket stående volym som de gjorde i början av seklet (Berg *et al.* 2008). Vid markberedning med harv, som är den vanligaste metoden i Sverige (Skogsstyrelsen 2019), påverkas marklavarna direkt genom att 45–55 procent av bottenskiktet skalas bort (Eriksson & Raunistola 1990). Att lämna avverkningsrester rekommenderas vid avverkning på näringsfattiga marker, för att minska näringsuttag (Egnell 2013), men det hindrar samtidigt renen från att gräva fram laven och missgynnar underliggande lavs tillväxt (Bråkenhielm & Liu 1998). Många åtgärder i skogen har alltså negativ påverkan på lavtillgången för renskötseln.

Den hänsyn som skogsbruket måste ta till renskötseln återfinns i skogsvårdslagen, SVL (1979:429). I paragraf 18 behandlas tillståndsplikten för avverkning i fjällnära skog där skogsstyrelsen har mandat att besluta om till exempel hyggesstorlek, förläggning och avverkningsform med hänsyn till renskötseln. Paragraf 31 konstaterar att planeringen av åtgärder i skog ska eftersträva att sammanhängande betesområde finns tillgängligt varje år för den berörda samebyn i området. Enligt

paragraf 20 ska berörd sameby bjudas in till samråd om alla avverkningar inom samebyns åretruntmarker. För brukningsenheter under 500 ha anger dock Skogsstyrelsens allmänna föreskrifter att ingen samrådsplikt råder (SKSFS 2011:7). Samrådsplikten har utvecklats vidare till en lösningsinriktad strategi vid konflikter i FSC-certifieringen (FSC 2018) och alla större skogsbolag som verkar inom renbetesområdet är idag FSC-certifierade. En studie av Widmark (2018) visar dock att renskötseln ofta bär större kostnader för samplaneringsprocessen och en ytterligare studie av Sandström & Widmark (2007) visar att renskötseln ofta upplever ett underläge när beslut om åtgärder tas.

1.5. Problemställning

Renskötsel och skogsbruk är två näringar som fortsatt kommer behöva verka inom samma markområden. Utöver det faktum att skogsskötsel påverkar betestillgången finns vindkraftparker, uppdämda älvar, turismnäring, gruvetablering och annan infrastruktur kontinuerligt närvarande i rennäringens framtidsutsikter (Sametinget. u.å. e). Helhetsperspektivet för den totala påverkan av omvärldsfaktorer som en sameby upplever är således komplext. Skogsbrukets ökande produktion drivs på av en rad faktorer, inte minst en ökad miljömedvetenhet och önskan att använda mer förnybara resurser i samhället. Möjligheterna för skogsbruk och rennäring att samexistera beror i slutändan på samförstånd och samarbete mellan båda parter. Den här rapporten fokuserar på slutavverkningars påverkan på lavbetestillgång.

1.6. Syfte

Syftet med denna rapport är att med hjälp av generalized equation model (GEE) undersöka hur lavtillståndet ser ut och hur det förändras över tid efter avverkning beroende på vilket lavtillstånd som rådde innan. Att det finns en påverkan på lavtillgång från skogsbruksåtgärder är utrett sen tidigare (Kivinen *et al.* 2010; Horstkotte & Moen 2019). Denna rapport försöker avgöra om denna påverkan skiljer sig åt mellan olika ursprungstyper av lavtillstånd och om det sker någon förändring efter avverkning. Med resultatet önskas rapporten kunna bidra till mer förståelse eller stöttning till tidigare resultat inom detta område.

2. FORSKNINGSOVERSIKT OCH TEORI

2.1. Tidigare forskning

Bråkenhielm & Persson (1980) studerade hur botten- och fältskikt förändras efter en slutavverkning. Resultatet visade att om avverkningsrester lämnas kvar missgynnas marklavar medan mossor och ris blir grunden för det kommande botten och fältskiktet. Om avverkningsrester plockades bort blev dock utfallet att i princip allt botten- och fältskiktsarter dog inom de första tre åren efter avverkningen. Det medförde att marklavar ökade under de första 10–20 åren istället

Kivinen *et al.* (2010) har beskrivit skogsbrukets påverkan på lavtillgång och renskötselområden. Författarna har tagit upp översiktligt hur alla steg i modernt skogsbruk har påverkat lavar. Marklavar har minskat till följd av överskuggning från avverkningsrester och det återväxande täta beståndet. Även markberedning har minskat lavtäckets eftersom laven skalas bort och täcks över. Vidare har Routier och Bergsten (2006) visat att markberedningsmetod har stor påverkan på den efterföljande lavtillgången. Sandström *et al.* (2016) har visat i sin studie att minskningen av lav är korrelerad med minskningen av öppen tallskog över 60 år. Resultatet för studien var att lavrik typ, alltså där lav har över 50 procents täckningsgrad, minskade med minskningen av äldre öppen tallskog som huvudsaklig förklaringsvariabel. Även mer nederbörd visade sig minska lavtäckets. En total minskning av 70 procent av lavrika ytor inom den Riksskogstaxeringen presenterades i studien. Vidare kunde betande av renar inte kopplas till minskningen av lav eftersom en i princip lika stor minskning av lav sågs utanför renskötselområdet.

Horstkotte och Moen (2019) har visat i sin studie med inventering av permanenta ytor från 1983–2015 att ytor med lav har minskat med 36 procent i renbetesområdet. Lavytorna visas ha övergått till stabila mossdominerade ytor och förblir sedan där. Det fanns inga klara mönster för hur mossdominerade ytor övergick till lav eller hur lavytor övergick från en klass med mindre lav till en med mer. Förändringarna där lav minskade kopplades till kalavverkning och ett igenväxande krontak. Övergång till mer lav förekom oftare i ungskogar samtidigt som chansen att en lavyta fortsätter vara lav ökar med ökande ålder på skogen. Ökande grundyta minskade lav efter en grundyta på 15m², vilket också har hittats tidigare (Čabrajić *et al.* 2010). Ökning av lav följde dock inget tydligt mönster för grundyta.

I en studie av Swanson *et al.* (2011) har tidiga successionsstadier som inte har ett dominerande trädskikt studerats. Studien diskuterar hur kalavverkning kan anses som ett skapande av nya tidiga successionsstadier men visar att traditionell skogsskötsel förkortar tiden för dessa eftersom återetablering av ny skog sker inom kort efter avverkning. Vidare minskar biodiversiteten ytterligare av att plantering med ett, ofta förädlat, trädslag sker samt att det vid avverkning lämnas mycket få lämpliga substrat för kolonisering av olika arter.

Tidigare studier med liknande analysmetod som i denna rapport har använt multipel logistisk regression. Taylor & Chen (2011) har modellerat hur olika beståndstyper övergår till andra beroende på tid sedan skogsbrand. I modellerna användes även ståndortsegenskaper och intermediära störningar som förklarande parametrar. Föregående beståndstyp användes som grund för varje test mot att den övergick i en annan typ. Resultatet presenterades som sannolikheter för varje beståndstyp att bestå respektive att den övergick i andra typer över tid. En liknande studie av Augustin *et al.* (2001) har modellerat förändring av mossar, hedar, gräs och gräs/hedtyper beroende på ett antal variabler. Även här användes multipel logistisk regression och resultaten presenterades med sannolikheter för varje typ att bestå eller förändras till andra typer.

2.2. Teori

2.2.1. Succession

Succession är förändring i artsammansättning i ett ekologiskt samhälle över tid som drivs av abiotiska och biotiska faktorer (Cain 2011). Faktorerna delas ibland in i två kategorier, störning och stress, beroende på vilken effekt de har på arter. En störning slår ut vissa arter och ger därmed plats åt andra. Stress hämmar tillväxt, reproduktion eller överlevnad av vissa individer hos en art vilket ger andra arter chans att konkurrera ut dessa. Beroende på utgångsläget för successionen skiljs mellan primärsuccession och sekundärsuccession. Vid primärsuccession sker kolonisering av en yta där inga arter tidigare funnits och vid sekundärsuccession återetablerar sig ett samhälle efter att de flesta eller alla tidigare arter dött. Störningarnas intensitet och frekvens bedöms tillsammans och utgör en störningsregim som i sig är förutsättningen för hur efterföljande succession sker. Storskaliga men sällan återkommande störningar som brand återfinns i ena änden av spektret och småskaliga regelbundna störningar som vindfällena i andra.

Succession i skogslandskapet föregås ofta av karakteristiska störningar knutet till skogsekosystemet (Swanson *et al.* 2011), till exempel brand i den boreala barrskogen (Payette 1992). Landskapets struktur förändras vid störning och

förutsättningarna för arter i området blir helt annorlunda. Nya habitat i form av liggande och stående död ved skapas, näring kan göras tillgänglig och ljusinsläpp förändras. Alla dessa förändringar leder till ett speciellt successionsstadium, just efter störningen, innehållande en stor variation av arter som överlevt eller fått chansen att etablera sig efter störningen (Swanson *et al.* 2011). Den tidiga successionen efter slutavverkning liknas ibland med den efter brand men ofta är successionen efter slutavverkning begränsad av att området snabbt återbeskogas (Swanson *et al.* 2011) och att många arter överlever (Esseen 1983). Markberedningen som ofta följer efter slutavverkning innebär också en stor störning i bottenskiktet utöver att ovanstående krontak försvinner (Likens *et al.* 1978).

2.2.2. Gemensamma poolresurser och allmänningarnas tragedi

Skogsbruk och renskötsel använder en gemensam naturresurs där ingen av användarna kan exkluderas och användandet av den ena aktören försvårar användandet för den andra. Detta fenomen kallas gemensam poolresurs (common-pool resource eng.) och är en teori om hur gemensamma naturresurser med flera användare ter sig (Ostrom 1990). Kopplat till detta finns ett uttryck som kallas allmänningarnas tragedi där användandet av den gemensamma resursen samt varje användares rationella önskan om att maximera sin användning leder till en utarmning av resursen i sig (Hardin 1968).

3. MATERIAL OCH METOD

3.1. Riksskogstaxeringen

Riksskogstaxeringen gjorde sina första inventeringar 1923 och 1983 införde man den inventeringsmetod som används idag (Ranneby *et al.* 1986). Varje år inventeras cirka 11 000 permanenta och slumpmässiga stickprovsytor över hela landet. Stickprovsytorna ligger till grund för skattningar av utveckling och tillstånd i Sveriges skogar (Fridman *et al.* 2014). De permanenta ytorna som tillkom 1983 är ytor där man gjort återkommande inventeringar på samma plats med intervall på fem år. Vid ett tillfälle var intervallet tio år på grund av budgetrestriktioner. Permanenta ytor tillkom för att göra skattningar om förändringar i skogen mer säkra. Fokus för inventeringarna har skiftat något över tiden från ett produktionsfokus till ett mer generellt skogstillståndsfokus (*ibid.*)

Det data som används i den här rapporten är täckningsgrad i bottenskiktet från de permanenta ytorna filtrerat efter om det har noterats någon avverkning på ytan sedan första inventering (Riksskogstaxeringen, fältinstruktion, u.å.). Analysen är begränsad till ytor inom renskötselområdet. Täckningsgrad i bottenskikt delas in i sex klasser där tre är för ytor innehållande lav. Lavtyp kallas typen med över 50 procent lav i befintligt bottenskikt. Två lavrika typer kallas lavrik typ/lavrikvitmosstyp med mellan 25–50 procent lav i befintligt bottenskikt. De tre övriga är för mosstäckning med mindre än 25 procent lav i befintligt bottenskikt. Det bör nämnas att även om bottenskiktsskylsen är en lavtyp vid flera tidpunkter kan volymen lav ha förändrats då klassningen alltså bara är täckningsgrad av befintligt bottenskikt, detta syns inte i data och tas heller ingen hänsyn till. I *tabell 1* finns en sammanställning av det ingående data innan någon utsortering eller omklassificering av de intressanta ytorna gjordes.

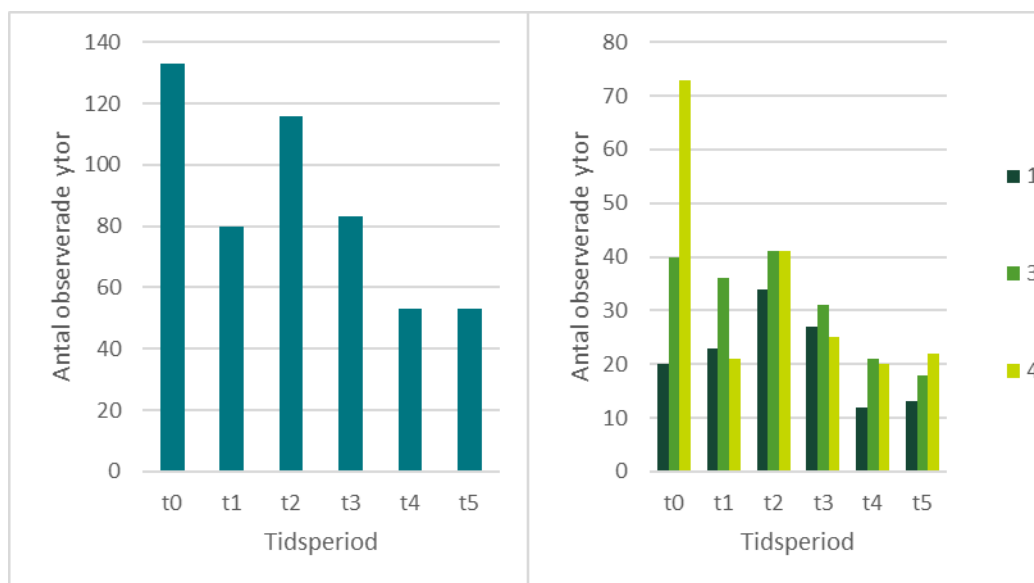
Tabell 1. Information om ingående data, antal ytor av varje klass vid varje inventering

	<u>Inventering 1</u>	<u>Inventering 2</u>	<u>Inventering 3</u>	<u>Inventering 4</u>	<u>Inventering 5</u>	<u>Inventering 6</u>
År	1983-1987	1988-1992	1993-2002	2003-2007	2008-2012	2013-2017
Klass 1	352	353	295	214	196	163
Klass 2	33	5	5	6	3	2
Klass 3	274	364	347	332	273	233
Klass 4	435	425	408	389	357	371
Klass 5	632	836	846	618	551	588
Klass 6	3975	3718	3800	4142	4321	4344
Total	5702	5702	5702	5702	5702	5702

3.2. Databehandling

Data justerades till avverkning, så att t0 alltid är perioden innan en avverkning noterats, t1 blir första inventeringen fem år efter att avverkning noterats och t2 fem år efter t1 et cetera. Detta innebär att mängden data minskar för varje tidsperiod eftersom avverkningar som infaller i senare inventeringar har färre efterkommande observationer (*Figur 1*). Att tidsperiod t1 har en mindre mängd observationer beror på att det inföll färre inventeringar här till följd av tidigare nämnda förlängning av inventeringsintervall. Varje yta har som mest fem observationer och minst tre, inklusive utgångsläget.

Bottenskiiktstyperna grupperades i tre vegetationsklasser efter mängden lav. Klass 1 för mer än 50 procent lav, klass 3 för upp till 25 procent lav och klass 4 för övriga typer. Klass 3 i denna rapport motsvarar en sammanslagning av klass 2 och 3 i Riksskogstaxeringens data. För antalet provytor av varje klass i varje tidsperiod se figur 1. Observera att antalet ytor i klass 4 i t0 är utvalda om de avverkats och under efterföljande inventeringar någon gång övergick i klass 3 eller klass 1. Av totalt 909 ytor i klass 4 övergick endast 72 i klass 3 eller 1 i efterföljande perioder. Detta motsvarar mindre än tio procent av antalet ytor som var klass 4 innan en avverkning.



Figur 1. T.v. antalet observationer per tidsperiod. T.h. antalet observationer av respektive klass per tidsperiod

3.3. Generalized estimating equation, GEE

GEE är en utvecklad typ av generalized linear models, GLM (Agresti 2007). GLM är en generaliserad linjär regression där den bakomliggande fördelningen av data antas ha en annan form än normalfördelning och den beroende variabeln är kopplad till modellen via en länkfunktion. För multinomiala utfall kopplas länkfunktionen till den beroende variabeln med en logitfunktion som utgör sambandet mellan den förklarande variabeln och medelvärdet för den bakomliggande fördelningen. För GLM antas att alla observationer som används till att skapa en modell är oberoende av varandra. När till exempel samma provyta ska observeras flera gånger gäller inte detta antagande längre och då behövs istället en GEE som tillåter observationerna att vara beroende av varandra.

3.4. Tillämpning av generalized estimating equation

I denna rapport gjordes en GEE för att modellera hur de tre olika vegetationsklasserna förändrades efter slutavverkning. Eftersom samma yta har observerats flera gånger kan denna data inte anses oberoende och därav användes en GEE istället för en vanlig GLM. Den bakomliggande fördelningen är multinomial eftersom det finns tre klasser utan inbördes ordning. Bottenskiaktsklass i varje tidsperiod valdes som beroende variabel och bottenskiaktsklass innan avverkning som förklarande variabel. Tidsperiod valdes som co-variabel. Resultatet gav sannolikhet för hur bottenskiaktsklass innan avverkning fördelat sig i varje tidsperiod. Med dessa data skapades diagram där förändringen i sannolikhet för de olika klasserna kan utläsas över tidsperioderna. Signifikansnivå valdes till $p < 0,05$. Alla beräkningar utfördes i SPSS, version 26.

4. RESULTAT

4.1. Modellen

När modelleffekter testades visade sig tiden sen avverkning inte vara signifikant ($p > 0,05$) (Tabell 2). Däremot har den bottenskiaktsklass som registrerats innan avverkning (t_0) påverkan ($p < 0,001$) på vilken klass ytan blir i kommande tidsperioder.

Källa	Wald chi-två	df	sign.	
t_0	54,526	2	0,000	I tabell 3 kan modelleffekter för de olika parametrarna utläsas. Här syns
t	0,664	1	0,415	

Tabell 3. Utvärdering av parametrarna i modellen

Parameter	β	std fel	95% Wald CI		Wald Chi-	df	sign.
			nedre	övre			
Tröskelvärde [bottenskiakt=1]	-1,705	0,2836	-2,261	-1,149	36,142	1	0,000
[Bottenskiakt=3]	0,376	0,245	-1,04	0,857	2,36	1	0,124
$t_0=1$	-3,417	0,482	-4,362	-2,473	50,267	1	0,000
$t_0=3$	-1,211	0,3301	-1,858	-0,564	13,467	1	0,000
$t_0=4$	0*						
t	0,065	0,0803	0,092	0,223	0,664	1	0,415
skala	1						

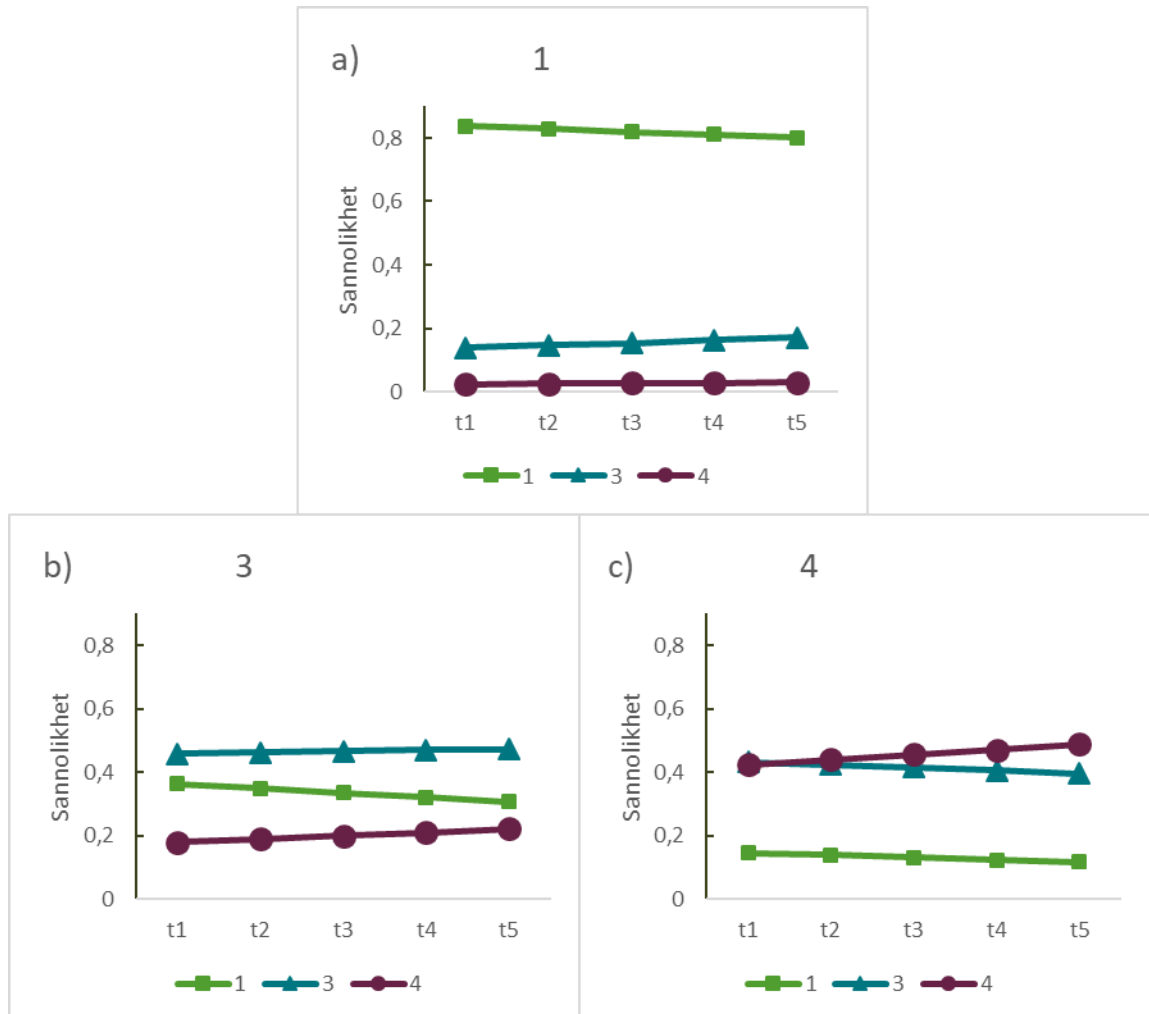
*satt till noll då denna parameter är överflödig

att både " $t_0=1$ " och " $t_0=3$ " är signifikanta för modellen, med " $t_0=4$ " som referenskategori.

4.2. Resultat för lavklasserna

Eftersom tid sedan avverkning inte var signifikant i modellen beror bottenskiaktsklasserna i varje tidsperiod endast på vilken klass de tillhörde innan avverkning. Sannolikheten att bestå i sin klass respektive att övergå till en annan för de ytor som före kalavverkning var klass 1 presenteras i figur 2 a). Klass 1 verkar vara relativt stabil efter en avverkning. Sannolikheten att bestå i sin klass respektive att övergå till en annan för de ytor som före avverkning var klass 3 visas i figur 2 b). Klass 3 har ingen entydig övergång till någon annan klass eller att bestå i klass 3 vilket kan tolkas som att den är mer ostabil. För klass 4 visas sannolikheter att bestå i sin klass eller övergå i andra klasser i figur 2 c). Likt klass 3 finns ingen

entydig förändring. Övergångar till klass 1 är mindre sannolika än övergångar till klass 3 vilket är logiskt eftersom klass 4 förmodligen måste gå över i klass 3 innan den kan bli klass 1.



Figur 2. Sannolikheten att ytan är i respektive bottenkiktssklass givet utgångsläge a) lavtyp b) lavriktyp och c) annat, för varje tidpunkt.

5. DISKUSSION

5.1. Lav

Resultatet för klass 1 indikerar att ytor med mer än 50 procent lav till stor del förblir i sin klass även efter slutavverkning. Detta är i linje med studien av Bråkenhielm och Persson (1980) där det visades att lav ökade de första tiden efter slutavverkning till följd av ökat ljusinsläpp. För data i denna rapport finns dock ingen info om avverkningsrester lämnats kvar vilket hade klar påverkan på resultatet för Bråkenhielm och Persson. Resultatet för klass 3 indikerar att lavmarker med mellan 25–50 procent lav är en ostabil klass där både mer lav kan växa in och lav kan övergå i mossa. Återigen är detta inte beroende av tiden efter slutavverkning utan beror på att klass 3 är mellanklassen mellan klass 1 och klass 4.

Att någon ökning av lavmarker skulle ske till följd av att mossa konkurreras ut av lav efter avverkning är svårt att bedöma eftersom mindre än 10 procent av ytorna visade denna trend i materialet till denna rapport. Viktigt att komma ihåg är att ytor i klass 4 kan hålla upp till 25 procent lav utan att hamna i klass 3. Skulle ytor som dessa ligga nära gränsen mot klass 3 är det möjligt att en effekt av detta blir att den växer in i lav medan en yta helt utan lav har sämre möjlighet till detta. I studien av Horstkotte och Moen (2019) framgår att ytor som övergått i mossa förblir mossdominerade över tid vilket innebär att minskningen av ytor med lav ackumuleras. Detta talar mot att de ytor som övergår i lav i denna rapport skulle motverka den generella trenden att lav minskar.

5.2. Succession

Både Sandström *et al.* (2016) och Horstkotte och Moen (2019) har kopplat minskningen av lav till minskad ljusstillgång. Eftersom denna rapport endast innefattar tid i nära anslutning till avverkning fångar den inte effekterna under ett bestånds hela omloppstid. Resultaten från studierna nämnda ovan pekar på att lav minskar i den senare delen av ett bestånds omloppstid men eftersom tiden inte blev signifikant i denna rapport kan några slutsatser om tidsaspekten inte dras här. Marklavens succession efter avverkning har dock studerats ur olika synvinklar och nedan följer diskussioner kring ett antal olika faktorer som har inverkan på lavens utveckling.

Vid markberedning får man en direkt effekt där lav minskar eftersom den skalas bort och täcks över (Kivinen *et al.* 2010). I denna rapport har inte markberedning studerats men i en studie av Routier och Bergsten (2006) fann man att bar mineraljord fortfarande fanns kvar sex år efter högläggning. Eriksson och Raunistola (1990) fann att 20 procent av marken fortfarande saknade vegetation tio år efter harvning eller hyggesplogning, vilket idag är förbjudet, samt att en ökning av framförallt *Deschampsia flexuosa* (L.) Trin, *Polytrichum piliferum* (Hedw.) och *Ceratodon purpureus* (Hedw.) Brid., följde efter detta. Även om det är svårt att säga vad den exakta långsiktiga effekten av markberedning blir för lav kan kanske Horstkotte och Moens (2019) tidigare nämnda studie i varje fall bekräfta att lavmark som övergår i mossa inte blir lavmark igen.

I studien av Sandström *et al.* (2016) framkom att minskningen av lav var lika stor utanför renskötselområdet som inom renskötselområdet. Detta tyder på att en överbetning av renar inte är en orsak till minskningen av lav. Om lavar inte betas har Gaare (1997) visat att laven skapar förutsättningar för andra arter och därmed själv konkurreras ut. Detta beror på att laven både växer i toppen och förmultnar undertill och därmed skapar ett humuslager under sig. På längre sikt blir humuslagret en tillräckligt bra miljö för andra växter att etablera sig i. Tillståndet med lav är alltså inte statistiskt utan är i viss mån beroende av störning.

5.3. Metod

Valet att göra en GEE istället för multipel logistisk regression som presenterats i tidigare studier avgjordes av att författarna kände sig mest bekväma att arbeta med en GEE. De delar som var intressanta att presentera i denna rapport kunde ges av båda metoderna och därav blev valet endast baserat på preferenser hos författarna.

Modellen i denna rapport innehåller endast bottenskiktssklass före avverkning som förklarande variabel och detta är sannolikt inte det enda som spelar roll för lavens succession. Att tid som co-variabel inte blev signifikant i modellen kan bero på att data samlats till intervall och därmed blivit för generellt.

Som Kivinen *et al.* (2010) med flera (ex. Roturier och Bergsten 2006) visar har markberedningen och markberedningsmetoden en stor inverkan på mängden lav som återfinns efter en avverkning (Roturier & Bergsten 2006). Utförs ingen markberedning är marklavar gynnade av avverkningen som nämnt i Bråkenhielm och Persson (1980). Markberedningsmetod bör kanske därför utvärderas som eventuell förklaringsvariabel. Omfattningen och metoden för inventering av markberedning under perioden Riksskogstaxeringen inventerat permanenta ytor har dock varierat, varför detta kan bli svårt till omöjligt att kontrollera.

En annan potentiell förklaringsvariabel att utvärdera är mängden avverkningsrester som lämnats. Bråkenhielm och Persson (1980) menar att kvarlämnandet av avverkningsrester har en stor påverkan på lavtillgången efter avverkning, att laven är starkt missgynnad på platser där avverkningsrester lämnats på marken, åtminstone kortsiktigt. Något som heller inte tagits hänsyn till i denna rapport.

Ytterligare en förklaringsvariabel som inte tagits med i denna rapport men som kan inverka på successionen av lav är hur bottenskikten runt om laven ser ut. Augustin *et al.* (2002) har i sin studie visat att logistiska regressionsmodeller som ska förutse förändringar i vegetationen blir bättre om man tar med information om omkringliggande vegetation. Vidare fann Sandström *et al.* (2016) att mer nederbörd bidrog till minskningen av lav och enligt IPCC kommer den globala uppvärmningen leda till mer nederbörd i regionerna denna rapport berör (IPCC 2018). Underliggande markförhållanden bör också ha inverkan på lavens succession.

5.4. Renskötsel och skogsbruk

Av den gemensamma naturresursen använder renskötsel och skogsbruk olika delar, lav och virke, inom samma landområde. Sandström *et al.* (2006) argumenterar för att detta leder till att samexistensen blir svårare. Lav påverkas och har visats minska till följd av olika skogsbruksåtgärder, vilket har tagits upp genomgående i denna rapport, samtidigt som lav inte har något värde för skogsbruket. Detta leder till få incitament att sköta lav sett ur skogsbrukets perspektiv. För att försöka utröna vad som behövs för att förbättra samarbetet mellan de båda aktörerna skapade Sandström *et al.* (2006) en workshop där båda parter gemensamt fick komma fram till var förbättringspotentialen fanns utifrån olika scenarier. Detta resulterade i ett antal förslag där det framgick att samrådet behövde definieras bättre och verktyg för att lösa konflikter saknas. Samplaneringen önskades ske med längre tidsperspektiv och på landskapsnivå för att bättre kunna se konsekvenser av varje åtgärd. Vidare behövs ett system för att sätta ekonomiskt värde på olika aktiviteter för att kunna uppnå kostnadseffektivitet samt teknik- och kunskapsutveckling.

Sandström *et al.* (2016) sammanställer åtgärder i sin studie som skogsbruket kan applicera för att främja lav och lavtillväxt. Det handlar till exempel om att ta ut avverkningsrester, som Bråkenhielm och Persson (1980) också behandlat, något som skulle kunna hjälpa lav de närmaste åren efter avverkning. Att ta ut avverkningsrester är dock i sin tur kopplat till förluster i tillväxt hos kommande bestånd på grund av näringsuttag och på sikt utarmning av marken. Att välja skonsammare markberedningsmetoder tas också upp som en åtgärd för att gynna lav. Att inte markbereda försvårar dock i sin tur återplanteringen bland annat på

grund av konkurrens från kvarvarande växtlighet (Roturier & Bergsten 2006) och allt för klena markberedningar riskerar att hamna under gränsen för godkänd föryngring. Till sist lyfter Sandström också hårdare röjningar som något som skulle kunna gynna lavtillväxt. Korosuo *et al.* 2014 menar dock att själva röjningens påverkan på rennäringsen är begränsad och att det därför finns få incitament att utföra den

I ovan nämnda studie av Korosuo *et al.* (2014) har olika åtgärdsprogram jämförts i programvaran Heureka och här visas att en ökning av kontinuitetsskogsbruk med röjning och glesare skogar som följd kunde motverka minskningen av lavmarker. I jämförelsen med ett 'business as usual'-alternativ minskade dessutom nuvärdet endast med 4–5 procent. Cirka 23 procent av arealen i norra och södra Norrland ägs av staten (Christiansen 2014). Vidare visar Sandström *et al.* (2016) att 47 procent av den kvarvarande lavrika marken, med 25–50 procent lav, ägs av staten. Staten har även själva i en utredning om sin markanvändning förkunnat att de ska vara ett föredöme för samtliga markägare i Sverige och sträva efter höga ambitioner inom naturvården (SOU 2013:43). Med detta som bakgrund finns god potential för att utveckla samexistensen mellan skogsbruk och renskötsel och vända trenden med minskande lav.

5.4 Slutsats

Efter denna analys kan det konstateras att bottenskiaktklassen efter en avverkning beror av bottenskiaktklassen innan. Tillståndet innan räcker dock inte för att förklara utvecklingen efter en avverkning utan här saknas variabler, alternativt mer precisa data, för att få en bättre modell. Vi kan se att bottenskiakt som domineras av lav innan tenderar att med relativt hög sannolikhet kvarstå i samma klass (*se Figur 2*). En lavtyp med större andel andra inslag har däremot benägenhet att röra sig både mot mer och mindre lavtäckte beroende på andra, ej i denna studie testade, faktorer. Att förändringen över tid inte gick att modulera kan bero på en brist på förklaringsfaktorer eller att en mer specifik tidpunkt för respektive inventering behövs.

Denna rapport visar att det vid avverkning finns mer och mindre känsliga lavtyper. Det finns därmed fog för att fokusera mer på vissa typer av marker när det gäller bevarande av betesmark, i alla fall ur bottenskiaktklassynpunkt. Potentialen för detta ligger främst i att markägarförhållandena inom renbetesområdet till stor del består av större bolag och statlig mark. Metodens begränsningar ligger främst i att endast två faktorer, tid och bottenskiaktklass, testades samt att endast en av dessa visade sig signifikant. Vid framtida forskning inom ämnet bör fler faktorer inkluderas för att uppnå ett mer ändamålsenligt resultat.

6 REFERENSER

- Abdulmanova, S.U. & Ektova, S.N. (2015). Variations in the growth rate of *Cladonia* lichens during long-term postfire successions in the north of West Siberia. *Contemporary Problems of Ecology*, vol. 8 (3), ss. 326–336
- Agresti, A. (2007). *An Introduction to Categorical Data Analysis*. New Jersey. Wiley.
- Augustin, N.H., Cummins, R.P. & French, D.D. (2001). Exploring spatial vegetation dynamics using logistic regression and a multinomial logit model. *Journal of Applied Ecology*, vol. 38 (5), ss. 991–1006 John Wiley & Sons, Ltd.
- Barklund, Å. (2009). *The Swedish forestry model*. Stockholm: Royal Swedish Academy of Agriculture and Forestry. Tillgänglig: <https://www.ksla.se/wp-content/uploads/2019/09/The-Swedish-Forestry-Model.pdf> [2020-04-17]
- Berg, A., Östlund, L., Moen, J. & Olofsson, J. (2008). A century of logging and forestry in a reindeer herding area in northern Sweden. *Forest Ecology and Management*, vol. 256 (5), ss. 1009–1020
- Bråkenhielm, S. & Liu, Q. (1998). Long-term effects of clear-felling on vegetation dynamics and species diversity in a boreal pine forest. *Biodiversity & Conservation*, vol. 7 (2), ss. 207–220
- Bråkenhielm, S. & Persson, H. (1980). Vegetation Dynamics in Developing Scots Pine Stands in Central Sweden. *Ecological Bulletins*, (32), ss. 139–152 Oikos Editorial Office.
- Čabradić, A.V.J., Moen, J. & Palmqvist, K. (2010). Predicting growth of mat-forming lichens on a landscape scale – comparing models with different complexities. *Ecography*, vol. 33 (5), ss. 949–960 Wiley.
- Cain, M.L. (2011). *Ecology*. 2. ed. Sunderland, MA: Sinauer Associates.
- Christiansen, L. (2014). *Skogsstatistisk årsbok 2014*. Jönköping: Skogsstyrelsen. Tillgänglig: <https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/statistik/historisk-statistik/skogsstatistisk-arsbok-2010-2014/skogsstatistisk-arsbok-2014.pdf> [2020-04-17]
- Egnell, G. (2013). *Skogsbränsle*. (Skogsskötselserien, 17). SLU och Skogsstyrelsen. Tillgänglig: <https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/mer-om-skog/skogsskotselserien/skogsskotsel-serien-17-skogsbransle.pdf> [2020-04-17]
- Eriksson, O. & Raunistola, T. (1990). Impact of soil scarification on reindeer pastures. *Rangifer*, ss. 99–106
- Esseen, P.-A. (1983). *Ecology of lichens in boreal coniferous forests with reference to spatial and temporal patterns*. Department of ecological botany, Umeå university.
- Fridman, J., Holm, S., Nilsson, M., Nilsson, P., Ringvall, A. & Ståhl, G. (2014). Adapting National Forest Inventories to changing requirements – the case of the Swedish National Forest Inventory at the turn of the 20th century. *Silva Fennica*, vol. 48 (3). DOI: <https://doi.org/10.14214/sf.1095>
- FSC (2018). *Svensk skogsbruksstandard* Tillgänglig: <https://se.fsc.org/preview.svensk-skogsbruksstandard-fsc.a-771.pdf> [2020-02-19]
- Gaare, E. (1997). A hypothesis to explain lichen-Rangifer dynamic relationships. *Rangifer*, vol. 17 (1), ss. 3–7
- Hardin, G. (1968). The Tragedy of the Commons. *Science*, vol. 162 (3859), ss. 1243–1248 American Association for the Advancement of Science.

- Heggberget, T.M., Gaare, E. & Ball, J.P. (2002). Reindeer (*Rangifer tarandus*) and climate change: Importance of winter forage. *Rangifer*, vol. 22 (1), ss. 13–31
- Horstkotte, T. & Moen, J. (2019). Successional pathways of terrestrial lichens in changing Swedish boreal forests. *Forest Ecology and Management*, vol. 453, s. 117572
- IPCC (2018). *Global Warming of 1.5 °C* —. IPCC. Tillgänglig: <https://www.ipcc.ch/sr15/> [2020-04-18]
- Kivinen, S., Moen, J., Berg, A. & Eriksson, Å. (2010). Effects of Modern Forest Management on Winter Grazing Resources for Reindeer in Sweden. *AMBIO*, vol. 39 (4), ss. 269–278
- Korosuo, A., Sandström, P., Öhman, K. & Eriksson, L.O. (2014). Impacts of different forest management scenarios on forestry and reindeer husbandry. *Scandinavian Journal of Forest Research*, vol. 29 (sup1), ss. 234–251 Taylor & Francis.
- Käyhkö, J. & Horstkotte, T. (2017). *Reindeer husbandry under global change in the tundra region of Northern Fennoscandia*. Turku. University of Turku.
- Likens, G., Bormann, F., Pierce, R. & Reiners, W. (1978). Recovery of a Deforested Ecosystem. *Science (New York, N.Y.)*, vol. 199, ss. 492–6
- Linder, P. & Östlund, L. (1998). Structural changes in three mid-boreal Swedish forest landscapes, 1885–1996. *Biological Conservation*, vol. 85 (1), ss. 9–19
- Moberg, R. (2016). *Lavar: en fältguide*. Stenungsund. Naturcentrum.
- Moberg, R. (2020). *Nationalencyklopedin, lavar* Tillgänglig: <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/lavar> [2020-04-17]
- Normark, E. & Fries, C. (2018). *Skogsskötsel med nya möjligheter*. (2017/824). Skogsstyrelsen. Tillgänglig: <https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/om-oss/remisser/remissversion-skogsskotsel-med-nya-mojligheter.pdf> [2020-04-17]
- Payette, S. (1992). Fire as a controlling process in the North American boreal forest. I: Shugart, H.H., Leemans, R., & Bonan, G.B. (red.) *A Systems Analysis of the Global Boreal Forest*. Cambridge University Press, 1. uppl., ss. 144–169.
- Ranneby, B., Cruse, T., Hägglund, B., Jonasson, H. & Swärd, J. (1986). *Designing a new national forest survey for Sweden*. S. (Studia Foretalia Succica; 177)
- Rennäringslagen 1971:437. *Rennäringslag*. Stockholm: Näringsdepartementet.
- Riksskogstaxeringen (2015). *Statistikdatabasen*. Tillgänglig: http://skogsstatistik.slu.se/pxweb/sv/OvrStat/OvrStat_Avverkning/AVV_%c3%a5rlig_avverkning_fig.px/table/tableViewLayout2/?rxid=2f21aff1-4bb1-4dc0-8743-dfe8babcd837, [2020-04-14]
- Riksskogstaxeringen (2016-05-30). *Dokumentation*. Tillgänglig: <https://www.slu.se/centrumbildningar-ochprojekt/riksskogstaxeringen/om-riksskogstaxeringen1/om-inventeringen/faltinstruktioner/>, [2020-04-19]
- Roturier, S. & Bergsten, U. (2006). Influence of soil scarification on reindeer foraging and damage to planted *Pinus sylvestris* seedlings. *Scandinavian Journal of Forest Research*, vol. 21 (3), ss. 209–220 Taylor & Francis.
- Samer.se (u.å.), *Historia*, Tillgänglig: <http://www.samer.se/historia>, [2020-04-19]
- Sametinget.se, (u.å) a. *Rennärningen i Sverige*. Tillgänglig: https://www.sametinget.se/rennaring_sverige [2020-04-19]

- Sametinget.se (u.å) b. *Statistik renhjorden*. Tillgänglig: <https://www.sametinget.se/statistik/renehjorden>. [2020-04-19]
- Sametinget.se (u.å) c. *Samebyar*. Tillgänglig: <https://www.sametinget.se/samebyar>. [2020-04-19]
- Sametinget.se (u.å) d. *Skogsbruk och rennäring*. Tillgänglig: <https://www.sametinget.se/1129>. [2020-04-19]
- Sametinget.se (u.å) e. *Renskötrelsens förutsättningar*. Tillgänglig: <https://www.sametinget.se/83615>. [2020-04-19]
- Sandström, C., Moen, J., Widmark, C. & Danell, Ö. (2006). Progressing toward co-management through collaborative learning: forestry and reindeer husbandry in dialogue. *International Journal of Biodiversity Science & Management*, vol. 2 (4), ss. 326–333 Taylor & Francis.
- Sandström, C. & Widmark, C. (2007). Stakeholders' perceptions of consultations as tools for co-management — A case study of the forestry and reindeer herding sectors in northern Sweden. *Forest Policy and Economics*, vol. 10 (1), ss. 25–35
- Sandström, P., Cory, N., Svensson, J., Hedenås, H., Jougda, L. & Borchert, N. (2016). On the decline of ground lichen forests in the Swedish boreal landscape: Implications for reindeer husbandry and sustainable forest management. *Ambio*, vol. 45 (4), ss. 415–429
- Skogsstyrelsen, Markberedning (2019). *Markberedning*. Tillgänglig: https://www.skogsstyrelsen.se/bruka-skog/ny-skog-efter-avverkning/markberedning/?fbclid=IwAR0NCfJpqLSLuYIMwjDlaXlhc8ubQQIIO_bI6XBRNUSWC2vRzdUfvXOGmOg. [2020-04-28]
- SKSFS 2011:7. *Skogsstyrelsens föreskrifter och allmänna råd till skogsvårdslagen*. Jönköping: Skogsstyrelsen
- SOU 1992:76. *Skogspolitiken inför 2000-talet*. Stockholm: Jordbruksdepartementet.
- SOU 2013:43. *Långsiktig hållbar markanvändning*. Stockholm: Miljömålsberedningen.
- SVL 1979:429. *Skogsvårdslagen*. Stockholm: Näringsdepartementet.
- Sulyma, R. & Coxson, D.S. (2001). Microsite Displacement of Terrestrial Lichens by Feather Moss Mats in Late Seral Pine-Lichen Woodlands of North-Central British Columbia. *The Bryologist*, vol. 104 (4), ss. 505–516 American Bryological and Lichenological Society.
- Swanson, M.E., Franklin, J.F., Beschta, R.L., Crisafulli, C.M., DellaSala, D.A., Hutto, R.L., Lindenmayer, D.B. & Swanson, F.J. (2011). The forgotten stage of forest succession: early-successional ecosystems on forest sites. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 9 (2), ss. 117–125 John Wiley & Sons, Ltd.
- Taylor, A.R. & Chen, H.Y.H. (2011). Multiple successional pathways of boreal forest stands in central Canada. *Ecography*, vol. 34 (2), ss. 208–219
- Thompson, I.D., Wiebe, P.A., Mallon, E., Rodgers, A.R., Fryxell, J.M., Baker, J.A. & Reid, D. (2014). Factors influencing the seasonal diet selection by woodland caribou (*Rangifer tarandus tarandus*) in boreal forests in Ontario. *Canadian Journal of Zoology*, vol. 93 (2), ss. 87–98 NRC Research Press.
- Vestman, H. (2014). *Renbruksplan - från tanke till verklighet*. Jönköping: Skogsstyrelsen. Tillgänglig: <https://shopcdn2.textalk.se/shop/9098/art84/23032184-18e49d-1858.pdf> [2020-04-17]
- Widmark, C. (2018). Bargaining costs in a common pool resource situation — the case of reindeer husbandry and forestry in northern Sweden. *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 49 (4), ss. 339–349 NRC Research Press.

- Widmark, C., Bostedt, G., Andersson, M. & Sandström, C. (2013). Measuring transaction costs incurred by landowners in multiple land-use situations. *Land Use Policy*, vol. 30 (1), ss. 677–684
- Östlund, L., Zackrisson, O. & Axelsson, A.-L. (1997). The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century. *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 1997 (27), ss. 1198–1206