



Examensarbeten

Institutionen för skogens ekologi och skötsel

2012:13

Undersökning av självspredning av contortatalen i norra Sverige

A review of self regeneration of lodgepole pine in northern Sweden



Foto: Ulfstand Wennström

Jonas Sjödin



Examensarbeten

Institutionen för skogens ekologi och skötsel

2012:13

Undersökning av självspridning av contortatalen i norra Sverige

A review of self regeneration of lodgepole pine in northern Sweden

Jonas Sjödin

Nyckelord / Keywords:

contortatall, *Pinus contorta*, självspridning, exoter, invasivitet /
lodgepole pine, Pinus contorta, self regeneration, exotic trees, invasiveness

ISSN 1654-1898

Umeå 2012

Sveriges Lantbruksuniversitet / *Swedish University of Agricultural Sciences*
Fakulteten för skogsvetenskap / *Faculty of Forest Sciences*
Skogligt magisterprogram/Jägmästarprogrammet / *Master of Science in Forestry*
Examensarbete i skogshushållning / *Master degree thesis in Forest Management*
EX0643, 30 hp, avancerad nivå/ *advanced level A1E*

Handledare / *Supervisor*: Per Hansson
SLU, Inst för skogens ekologi och skötsel / *SLU, Dept of Forest Ecology and Management*
Extern handledare / *External supervisor*: Magnus Andersson, SCA Skog AB
Examinator / *Examiner*: Anders Granström
SLU, Inst för skogens ekologi och skötsel / *SLU, Dept of Forest Ecology and Management*

I denna rapport redovisas ett examensarbete utfört vid Institutionen för skogens ekologi och skötsel, Skogsvetenskapliga fakulteten, SLU. Arbetet har handledts och granskats av handledaren, och godkänts av examinator. För rapportens slutliga innehåll är dock författaren ensam ansvarig.

This report presents an MSc/BSc thesis at the Department of Forest Ecology and Management, Faculty of Forest Sciences, SLU. The work has been supervised and reviewed by the supervisor, and been approved by the examiner. However, the author is the sole responsible for the content.

1. FÖRORD

Denna studie är utförd som ett examensarbete på Jägmästarprogrammet och motsvarar 30 högskolepoäng på D-nivå. Examensarbetet har utförts vid Institutionen för skogens ekologi och skötsel, SLU Umeå. Syftet har varit att utreda vad contortatallen har för förutsättningar till självspridning i det svenska skogslandskapet. Fältarbetet utfördes i september 2011 och sammanställning och analyser utfördes i slutet av 2011 och i början av 2012.

Arbetet har utförts på uppdrag av och i samarbetet med Svenska Cellulosa Aktiebolaget (SCA) i Sundsvall där Magnus Andersson har varit behjälplig med information och infallsvinklar. Tack till min handledare Per Hansson samt examinator Anders Granström. Ett stort tack riktar jag till professor emeritus Ulf Stendahl för hans engagemang och tänkvärda synpunkter.

2. ABSTRACT

Over the past 40 years 600 000 ha of lodgepole pine (*Pinus contorta ssp. latifolia* (Engelm.) Critchf.) has been planted in Sweden (280 000 ha on SCA's forest land alone which represents about 15% of the company's total forest land area). In the early 70's SCA situated a number of experimental stands in order to investigate different aspects of the exotic tree, primarily growth rate. To be able to compare the two species plots with scots pine (*Pinus sylvestris* L.), this species was also planted at the same time and under the same conditions.

A number of questions should always be raised when exotic species are introduced in an ecosystem. Invasiveness, the pathogen situation and purely ethical issues should be discussed. One of the limiting factors of the lodgepole pine's invasiveness is its serotinous cones. Nevertheless has a certain self-spread still been shown to occur in the Swedish forest.

The serotinous cones of the lodgepole pine are an evolutionary adaption to forest fire. In these cones it accumulates a great number of seeds in order to be released after the next fire. In addition to these cones there are a few cones that are able to spread the seed without heat. This makes the culture populations of lodgepole pine and their close environment is subjected to continuous exposure of viable seeds.

The intention of this report is to investigate the potential of self-spread and establishment of *P. contorta* beyond the bounds of the cultural stands in northern Sweden. The establishment ability of the lodgepole pine is influenced by several habitat characteristics (such as vegetation, altitude, latitude, soil moisture). In the autumn of 2011 a field study was conducted with the intention of collecting suitable data in order to analyze these characteristics. The studies were carried out on 20 of SCA's trial facilities. These are located between 120-510 meters above sea level and in the range of 62° 12' N and 66° 11' N. Similar studies were carried out in 2000 and those results gave the opportunity to a comparison between 30 and 40-year old stands.

On both occasions string inventory was used throughout the data collection. The same strings were investigated in 2011 as in 2000. The number of lodgepole pine, Scots pine and Norway spruce seedlings were recorded. Height, edge zone type, vegetation, etc. were noted. Whether the plants become established on disturbed or undisturbed soil was also recorded. For lodgepole pine measured distance to the nearest parent tree.

The results show the great importance of disturbance for plant establishment. Only 14% of lodgepole pine seedlings that were found were on the ground that was not disturbed in any way. This compared with a Scots pine and Norway spruce: 38% and 54%. In 2000 the majority of plants were also found in disturbed areas, but with slightly less difference between the disturbed /undisturbed soil: 32% and 68%. The total number of lodgepole pine seedlings/ha was 98 st (62 of 2000). Divided into buffer zone and inside the stock, the result is: 165 pcs/ha of buffer zone (113 pcs/ha in 2000) and 32 pcs/ha within the population (11 pcs/ha in 2000).

The number of lodgepole pine seedlings were lower than both Swedish pine and Norway spruce, except inside the stock where the same number of lodgepole pine seedlings as a Swedish pine found: 32 pcs/ha (2000: 11 lodgepole pine/ha and 127 Scots pine/ha). The number of Norway spruce seedlings was much higher: 649 Norway spruce/ha in 2011 and 833 years in 2000). The tendency was the same in the edge zones.

It was also found a gradual decrease in the number of plants with distance from the nearest parent tree: at 20-25 m found only 3% of the self-scattered lodgepole pine seedlings. This was roughly the same result as 10 years earlier. The self-scattered lodgepole pine seedlings grew at an average distance from the nearest parent tree about 9.6 m (6.7 m in 2000) and the average height was 61 cm (62 cm in 2000). The average height of the stock was in the year 2011 134 cm and in the border zones 47 cm (Scots pine: 191 cm and 71 cm and Norway spruce: 73 cm and 78 cm).

The results show a lack of ability for plants to establish themselves in undisturbed soil. Only 14% of lodgepole pine seedlings that were found in the study grew on undisturbed ground. In comparison both Scots pine and Norway spruce showed a somewhat different result: 38% respectively 54% were found on undisturbed ground. In the study from 2000 there were registered a slightly smaller difference in the number of seedlings between the disturbed / undisturbed soil: 32% and 68%.

Furthermore, the quantity of plants was distinctively reduced with the distance from the nearest parent tree. Merely 3% of the self-spread lodgepole pine seedlings were found at a distance of 20-25 meters. The results were largely unchanged from the former study 10 years earlier. There was no association between latitude nor altitude and the ability for the seedlings to establish.

3. SAMMANFATTNING

Under de senaste 40 åren har det planterats ca 600 000 ha contortatall (*Pinus contorta ssp. latifolia* (Engelm.) Critchf.). Enbart på SCA Skogs marker finns 280 000 ha vilket motsvarar ca 15 % av bolagets totala skogsmarksinnehav. SCA lade i början av 70-talet ut ett 20-tal försöksbestånd i syfte att göra uppföljningar av contortatallens utveckling. För att kunna jämföra arterna finns även parceller med svensktall (*Pinus sylvestris* L.) i dessa lokaler.

Införandet av en exot i ett ekosystem väcker frågor. Invasivitet, patogensituation och rent etiska frågor bör besvaras. Vad gäller contortatall är dess serotina kottar en begränsande faktor för dess virulens. Dock har det visat sig att en viss självspridning ändå förekommer i det svenska skogslandskapet. Vid sidan av de kådindränkta kottarna (där, i väntan på nästa skogsbrand, frön bevaras under flera årtionden) finns kottar som har möjlighet att sprida frön utan att utsättas för värme. Detta gör att kulturbestånden av contortatall och deras nära omgivning utsätts för en kontinuerlig exponering av grobara frön.

Denna rapport ämnar utreda contortatallens förutsättningar att etablera sig och sprida sig utanför de ursprungliga kulturerna i norra Sverige. Frågeställningen berör olika ståndortsegenskaper (exempelvis markvegetation, höjd över havet, latitud, markfuktighet) och deras inverkan på contortatallens etableringsförmåga. För att kunna besvara detta utfördes en fältstudie under hösten 2011 då datainsamlingen gjordes på 20 av SCA Skogs försökslokaler i Norrland vars lokalisering var inom spannen: 120-510 m.ö.h. och 62° 12' N-66° 11' N. Dessa lokaler besöktes år 2000 då en liknande undersökning utfördes. Nu gavs möjlighet till jämförelser av självföryngringssituationen i direkt anslutning till de då 30-åriga bestånden tio år senare.

Resultaten visar på den stora betydelsen av störning för plantornas etablering. Endast 14 % av contortaplantorna som hittades fanns på mark som ej störts på något sätt. Detta kan jämföras med svensktall och gran: 38 % respektive 54 %. Även år 2000 hittades majoriteten av plantorna på störda ytor, men med något mindre skillnad mellan störd/ostörd mark: 32 % respektive 68 %. Det totala antalet contortaplantor/ha var 98 st (62 st år 2000). Uppdelat på kantzonen och inne i bestånd blir resultatet: 165 st/ha i kantzonen (113 st/ha år 2000) respektive 32 st/ha inne i bestånd (11 st/ha år 2000).

Antalet contortaplantor var mindre än både svensktall och gran utom inne i bestånd där lika många contortaplantor som svensktall hittades; 32 st/ha (år 2000: 11 contorta/ha och 127 svensktall/ha). Antalet granplantor var mycket högre; 649 gran/ha år 2011 respektive 833 år 2000). I kantzonen var tendensen densamma.

Vidare framkom en tydlig gradvis minskning av antalet funna plantor med avståndet från närmaste moderträd: vid 20-25 m hittades endast 3 % av de självspridda contortaplantorna. Detta var, i princip, samma resultat som 10 år tidigare. De självspridda contortaplantorna växte på ett medelavstånd från närmaste moderträd om 9,6 m (6,7 m år 2000) och medelhöjden var 61 cm (62 cm år 2000). Medelhöjden i bestånd var år 2011 134 cm och i kantzonen 47 cm (svensktall: 191 cm respektive 71 cm och gran: 73 cm respektive 78 cm).

Vad gäller latitud och altitud hittades inga samband mellan dessa två variabler och förutsättningar till lyckad plantetablering.

4. INNEHÅLL

1. Förord.....	1
2. Abstract	2
3. Sammanfattning	4
4. Innehåll	5
5. Inledning	7
6. Invasivitet.....	9
1. Definitioner	9
2. Faktorer som påverkar invasivitet	9
7. Exoter och skogsbruk.....	10
1. Historik.....	10
2. Exoter internationellt.....	10
3. Exoter och patogener.....	10
4. Contortatall i svenskt skogsbruk	11
8. <i>Pinus</i> -Släktet	13
9. Contortatall	14
1. Artkaraktistika.....	14
2. Spridningsprocess.....	15
3. Kottsättning, frötillgång och etablering	16
10. Syfte och hypoteser	18
11. Material och metoder	19
12. Resultat.....	22
13. Diskussion	27
1. Åtgärder för att minska spridning	28
2. Förslag på fortsatt uppföljning och forskning	29
14. Felkällor och metodkritik	30
15. Litteraturförteckning	31
16. Bilagor.....	35
Bilaga 1. Sammanställning av de faktorer som avgör om en art inom släktet <i>Pinus</i> riskerar att bli invasiv (baserat på en studiesammanställning utförd av Richardson et al. (1994).	35
Bilaga 2. Schematisk skiss över ett bestånd.	36
Bilaga 3. Inventeringsresultat år 2000 (contortaplantor/ha) (bearbetad 2011 efter Edin, 2000).	37
Bilaga 4. Inventeringsresultat år 2000 (tallplantor/ha) (bearbetad 2011 efter Edin, 2000).....	38

Bilaga 5. Inventeringsresultat år 2000 (granplantor/ha) (bearbetad 2011 efter Edin, 2000).....	39
Bilaga 6. Inventeringsresultat år 2011 (contortaplantor/ha).....	40
Bilaga 7. Inventeringsresultat år 2011 (svensktallplantor/ha).....	41

5. INLEDNING

Den storskaliga introduktionen av contortatallen är den mest omfattande exotanvändningen i svenskt skogsbruk. Från slutet av 1960-talet har ca 600 000 ha skogsmark norr om 60° N, planterats med contortatall (Peterken, 2001; Engelmark et al., 2001; Karlman, 2001; Knight et al., 2001; Lindelöw, 2001). Detta motsvarar 4 % av skogsmarken norr om 60° N och 2,5 % av hela rikets skogsmarksareal.

I slutet av 60-talet insåg skogssverige att en virkessvacka skulle infalla 2010-2030 (Elfving 2001; Engelmark et al., 2001). Det krävdes åtgärder för att motverka effekten av detta skogshushållningsmissstag. Vissa skogsbolag inledde ett omfattande gödslingsprogram (bl. a. SCA), vilket gav positivt resultat med en betydande volymproduktionsökning.

Den mest betydande åtgärden var dock införandet av ett nytt exotiskt barrträd: contortatall, *Pinus contorta* Douglas ex Loudon som ansågs ha en snabbare tillväxt än svensktallen, *Pinus sylvestris* ssp. L. och klara kärva klimatlägen bättre. Dessa faktorer skulle balansera virkessvackan och tillgodose industrins råvarubehov (Hagner, 1985; Engelmark et al., 2001). De positiva effekterna är tydliga: contortatallens virkesproduktion är betydligt bättre än svensktallen (Sykes, 2001).

Till problematiken med införandet av ett främmande trädslag hör risken för att det kan börja uppträda invasivt (Richardson och Higgins, 1998; Knight et al., 2001). Invasiviteten (se definitioner nedan), kan ge upphov till okontrollerad självspridning, nya problem med patogener (endemiska eller nya), förändringar på både ekosystems- och landskapsnivå, störningar i ekologiska processer samt skiftningar i biodiversiteten (Engelmark et al., 2001; Knight et al., 2001; Sykes, 2001).

Vidare kan exoten ge upphov till undanträngning av naturligt förekommande flora och fauna, som t.o.m. kan leda till utrotning (Richardsson et al., 1994; Richardson och Higgins, 1998; Knight et al., 2001; Richardson et al., 2008). Richardson och Higgins (1998) nämner även en problematik med beskogning av tidigare obeskogade områden. Till dessa problem kan läggas risken för aversion (negativ opinion) från allmänheten. Detta har föranlett forskning rörande hur exoter i skogsbruket påverkar miljömässiga, sociala och ekonomiska aspekter (Richardsson, 1998; Engelmark et al., 2001; Sykes, 2001; Richardsson et al., 2008; Peña et al., 2008).

Det finns alltså faror av både abiotiska och biotisk karaktär med att använda sig av en exot. Dessa kan påverka det ekonomiska värdet negativt, men även leda till stora problem för omkringliggande ekosystem. Därför är kunskap om contortans inverkan på sin närmiljö av stor vikt för att bedöma den miljömässiga ”kostnad” den kan ge (Engelmark et al., 2001; Knight et al., 2001; Sykes, 2001). Om påverkan, positiv eller negativ, begränsas till de bestånd som består av det införda trädslaget (contortatall) är den av mindre betydelse (i och för sig inte helt oviktig). Peña et al. (2008) uttrycker en stor skepsis mot att det kommer att vara möjligt att begränsa spridningen av contortatall och att saneringar kommer att innebära mycket stora kostnader. Dessa farhågor grundar sig på erfarenheter från den södra hemisfären och är som nämnts ovan inte riktigt jämförbara med förhållandena i det svenska skogslandskapet.

Antropogena aktiviteter har under lång tid påverkat det svenska landskapet. Det mest uppenbara är givetvis södra Sveriges kulturlandskap vilket är ett resultat av ett accelererande brukande de senaste 10 000 åren. Inom detta område ses det som en självklarhet att vi skall, på ett så effektivt

(både biologiskt och ekonomiskt) vis som möjligt, bruka jorden och producera livsmedel och biologisk mångfald.

Detta ansvar bör även gälla skogslandskapet: alltså att, samtidigt som den biologiska mångfalden främjas, producera så mycket och så värdefullt virke som möjligt. Ett flertal produktionshöjande åtgärder vidtas för att öka tillväxten i skogen. Gödsling, växtförädling och markberedning för att nämna några. Utöver dessa finns alternativet att använda exotiska trädslag varav contortatall är ett. Denna merproduktion skall tillgodose industrierna med värdefullt virke och kan samtidigt spela en viktig roll för att minska växthusgaserna i atmosfären. Den kan alltså fungera som kolsänka (exv. LUSTRA, 2005; MISTRA, 2007).

6. INVASIVITET

1. Definitioner

En exotisk (introducerad) växtart är invasiv om den kan producera livskraftiga avkommor, som i sin tur kan reproducera sig och sprida sig på "ansenliga" avstånd (>100 m på 50 år) (Richardsson et al., 2000).

Konventionen om biologisk mångfald (COP 6 Decision VI/23) har en liknande definition och som den svenska Skogsstyrelsen använder. Fritt översatt:

"främmande art som art, underart eller lägre taxonomisk enhet vilka, under historisk- eller nutid, förts in till ett område utanför dess naturliga utbredning. För att anses som invasiv måste den främmande arten hota den biologiska mångfalden, kunna konkurrera ut inhemska arter, ha spridningsförmåga, öka i populationstäthet och skada ekosystemet, kunna reproducera sig, växa och sprida sig med ansevärd hastighet. Den skall ha förmåga att anpassa sig till nya förutsättningar och kunna överleva i en stor variation av miljöförhållanden".

Sverige har förbundit sig att främja och genomföra forskning och utvärdering inom områden rörande hur främmande arter inverkar på den biologiska mångfalden och hur man, på ett miljövänligt sätt, motverkar invasiv spridning av dessa arter.

2. Faktorer som påverkar invasivitet

Frömedelvikten, lägsta ålder för producerande av grobara frön samt år mellan goda fröår påverkar invasiviteten. Ju lägre fröväkt och ålder för första frösättning samt kortare spannen mellan goda fröår, desto invasivare art (Richardsson et al., 1994; Richardson och Higgins, 1998; Rejmanek och Richardson, 2003).

Invasionsframgång är inte bara beroende av artspecifika förutsättningar utan beror även på habitatspecifika sådana (Langdon et al., 2010). Ett områdes känslighet för invasion beror på marktäckningsgrad, störningsregim samt motståndskraften hos traktens flora och fauna (Richardson et al., 1994; Richardson och Higgins, 1998).

De viktigaste faktorerna, som påverkar spridningsmönster och -tidpunkt, är årliga variationer i fröproduktion, klimatförhållanden såsom temperatur och vindstyrka och groddplantornas etablering: frost och torka, markförhållanden, omfattningen av mellanartskonkurrens, frökällans läge i förhållande till den rådande vindriktningen (Despain, 2001; Ledgard, 2001).

7. EXOTER OCH SKOGSBRUK

1. Historik

Användandet av exoter inom skogsbruket har förekommit under lång tid. Anledningar varierar från estetiska till vetenskapliga, men är framförallt ekonomiska (Engelmark et al, 2001; Peña et al., 2008). Andra användningsområden har varit erosionsskydd exempelvis för att stabilisera sanddyner (Peña et al., 2008; Langdon et al., 2010).

På de brittiska öarna fanns det historiskt endast 35 träd/buskarter (inklusive en rad underarter till *Sorbus* och *Salix*). Många nya trädslag har förts in de senaste 2000 åren men under de senaste fyra seklerna har detta accelererat. Bland de som blivit ett "naturligt" och kulturellt accepterat inslag i skogslandskapet kan nämnas sykomorlönn (*Acer pseudoplatanus* L.), hästkastanj (*Aesculus hippocastanum* L.), rödgran (*P. abies*) och douglasgran (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) (Peterken, 2001).

2. Exoter internationellt

Det internationella skogsbruket har under lång tid undersökt förutsättningarna att flytta trädslag mellan olika delar av världen och introducera snabbväxande exoter i skogsbruket (Karlman, 1981; Zobel et al. 1987; Richardsson, 1998). Urvalsmodellen har baserat sig på livskraft, volymproduktion och vedegenskaper medan invasiviteten inte beaktats i någon större omfattning (Peña et al., 2008). Den miljöpåverkan inplanteringar kan ge upphov till har ansetts liten och acceptabel jämfört med den ekonomiska vinsten (Peña et al., 2008).

Ett flertal *Pinus*-arter, exempelvis *Pinus strobus* L. (weymouthtallen, "Eastern White Pine"), *Pinus radiata* D. Don (radiatatallen, "Monterey Pine") och contortatall) har visat sig vara användbara i kommersiellt syfte och används i stor omfattning (Zobel et al. 1987; Richardsson, 1998; Knight et al., 2001; Langdon et al., 2010). Det har förts in flera trädslag till Chile och de har nu blivit viktiga för ekonomin. *Eucalyptus globulus* Labill., *P. radiata* samt contortatall har störst betydelse för industrins virkesbehov (Peña et al., 2008). Contortatall fördes redan på 1880-talet in till Nya Zeeland. Den och radiatatallen utgör huvuddelen av barrträdsplantagen (Ledgard, 2001).

3. Exoter och patogener

En av de mest omfattande katastroferna drabbade *P. strobus*. Då den växer bättre än de inhemska barrträdsarterna planterades den i stor utsträckning i Europa från början 1800-talet (Karlman, 2001; Peterken, 2001). I mitten av 1800-talet angreps den av den med törskate besläktade rostsvampen "White Pine Blister Rust" (WPBR), *Cronartium ribicola* J.C. Fish. Rabenh. Närmare 95 % av all *P. strobus* i Europa slogs ut. *C. ribicola* är en obligat patogen som kräver *Ribes* spp. samt en fembarrig tallart att värdväxla mellan (Karlman, 2001; Peterken, 2001). Detta upprepades i Nordamerika då plantor av *P. strobus* fördes över från Europa. En epidemi gav upphov till att 95 % av Western White Pine (*Pinus monticola* Dougl.) dödades då den något förändrade WPBR även börjat attackera andra fembarriga tallarter, (Karlman, 2001).

Douglasgranen var svårt hotad i Centraleuropa under 1920-talet: *Rhabdocline pseudotsugae* Syd. och *Phaeocryptopus gäumannii* (Rhode) Petrak. två nordamerikanska skadesvampar blev virulenta av det fuktigare klimatet i Europa (Karlman, 2001). Angreppen varierade stort mellan de tre provenienserna av *P. menziesii* som använts (Zobel et al., 1987).

Här föreligger två olika scenarier: 1) då frön samlades in på måfå under 1700-talet har *P. strobus* inte hjälpts av proveniensforskning och inga försöksytor finns att tillgå. 2) det motsatta gäller för *P. menziesii* där man har haft god kontroll på härkomster och därför har kunnat förädla mot bättre resistens (Karlman, 2001).

Radiatattallplantager på södra hemisfären angreps under 50-talet av en i Nordamerika harmlös skyttesvamp, *Dothistroma pini* Hulbary, *P. radiata* (Karlman, 2001). Epidemin utlöstes av en virulent typ och förmånliga väderförhållanden (fuktigt och kallt) (Manion, 1991). Problemen i plantageskogsbruket kan minskas m.h.a. fungicider (Karlman, 2001). Detta scenario kan jämföras med att contortatall har haft stora problem med *Gremmeniella abietina* (Lagerberg) Morelet i Sverige, men de stammar av svampen som finns i Nordamerika inte orsakar någon större bortgång där (Karlman et al., 1994).

Exemplen ovan visar på att det finns risker när en trädexot används i ett nytt ekosystem (Karlman, 1981 och Zobel et al., 1987). Exempel på sådana risker är bland annat mottaglighet för endemiska patogener, risk för att exoten för med sig patogener (alltså att de inhemska trädslagen (i Sverige: svensktall och gran) har begränsad motståndskraft mot de nya patogenerna (Ennos, 2001; Karlman, 2001). En ytterligare riskfaktor är att införda skadegörare skall anpassa sig genetiskt till inhemska trädslag och därmed innebära ett hot för dem (Ennos, 2001; Karlman, 2003). En sådan introduktion skulle kunna vara förödande för svensktallen i Sverige då den troligtvis inte har utvecklat effektiv motståndskraft mot de nya patogenerna, men då det geografiska avståndet motverkar spridning bör risken vara liten (Karlman, 2001).

4. Contortatall i svenskt skogsbruk

I början av 1970-talet figurerade uppgifter om att contortatall (i ungdomsfasen) hade en tillväxtöverlägsenhet gentemot svensktall på 50 och ända upp till 80 % (Hagner, 1971). Contortatallens relativa överlägsenhet gentemot svensktallen ökar med sjunkande SI (Hagner, 1971; Remröd; 1977). Senare studier visar att contortatallen har en mycket högre volymtillväxt än svensktall (Ericsson 1993; Engelmark et al., 2001; Sykes 2001). Den överträffar svensktallen, boniteten oaktat, med 36 % (Elfving et al., 2001). Contortatall har, i jämförelse med andra *Pinus*-arter, en låg fub/fpb-kvot på grund av sin tunna bark och sitt höga formtal (Lotan och Critchfield, 1990). Den har visat sig ha liknande vedegenskaper som svensktallen och kommer att användas som sågtimmer i framtiden (Elfving et al., 2001).

I norra Sverige har contortatallen visat sig hårdigare än svensktallen och, i föryngringar, har överlevnaden varit högre än de inhemska barrträden (Karlman, 1984 och 1986; Ericsson 1993; Engelmark et al., 2001; Sykes 2001). I en undersökning (Ackzell, Elfving och Lindgren, 1994) pekar resultaten mot att contortatall efter 10 år har en överlevnad på omkring 80 % medan svensktall och gran har en överlevnad på 60 %. I en annan studie kunde Persson (1990) påvisa en överlevnad på 62 % för svensktall och 76 % för contortatall.

Överlevnaden hos contortaplantorna verkar inte påverkas i lika stor utsträckning av altitud eller latitud (Ackzell, Elfving och Lindgren, 1994) och den klarar klimatiska extremlägen bättre än vanlig svensktall (Lotan och Critchfield, 1990; Ericsson 1993; Engelmark et al., 2001; Sykes 2001). Detta föranledde Skogsstyrelsen att, i slutet av 70-talet, rekommendera att contortan skulle användas på lokaler där de inhemska barrträden inte gav tillfredställande föryngringsresultat (SKSFS, 1979). Senare reviderades dessa rekommendationer ordentligt. I SFS 1993:1096 (ändrad i SFS 2010:956) står det till exempel:

"endast i undantagsfall får främmande trädarter (i fjällnäraskog) användas".

Ytterligare restriktioner finns i förordningen SKSF 1993:2. Där redovisas en altitudgräns i en fallande skala från 750 m.ö.h. vid 62° 50' ned till knappt 200 m.ö.h. vid 68° 00' (som samtidigt är den nordgräns där contortatall är godkänd för skogsodling). Vidare står det att:

"Contortatall får vidare inte användas i sådana lägen där inhemska trädslag erfarenhetsmässigt inte har tillräcklig hårdighet för skogsodling eller på marker med ståndortindex T24 eller G24 och högre index."

Ackzell, Elfving och Lindgren (1994) visar även att naturligt föryngrade contortaplantor klarar sig bättre i granplanteringar än i föryngringar; den utkonkurrerar övriga träd i ungdomen och detta torde även gälla då contortatall självsprider sig till öppna och störda ytor. Den kan även med fördel ersätta svensktallen i områden med mycket asp då den ännu inte befunnits mottaglig för knäckesjukan, *Melampsora pinatorqua* (Braun) Rostr. Inte heller har ett annat gissel för svensktall, törskatesvampen, *Cronartium flaccidium* (Alb. & Schw.) Wint./*Peridermium pini* (Pers.) Lev., hittills anpassat sig till det nya trädslaget. Vid användandet av ett utländskt trädslag, som har bättre virkesvolymproduktion än de inhemska alternativen kan annan skog med högre naturvärden bytas mot denna extra volymproduktion och skyddas (Knight et al., 2001).

8. *PINUS*-SLÄKTET

Det finns en rad olika områden man måste ha kännedom om vid diskussionen kring införandet av ett nytt trädslag i skogslandskapet. För att förstå hur spridningsprocessen går till bör man ha kännedom om de faktorer som styr och kontrollerar den i artens naturliga utbredningsområde; från kottsättning till livskraftigt ungräd. Med denna kunskap kan man sedan försöka utröna hur dessa sammanfaller med förhållandena i det, för exoten, nya ekosystemet och analysera hur dessa faktorer skulle kunna påverka spridningen (se bilaga 1).

Vad gäller spridningsförmåga kan barrträd anses som förlorare i jämförelse med lövträd (Crane et al., 1995). Rejmanek och Richardsson (2003) menar dock att tallarter kan vara lika invasiva som lövträd. Vissa tallarter och då företrädesvis på södra halvklotet, är några av de mest invasiva arterna (Rejmanek och Richardsson, 1996; Richardsson och Higgins, 1998). Tallarters spridningsförmåga kan jämföras med icke-invasiva angiospermer (gömfröiga) (Rejmanek och Richardsson, 2003). Andra förändringar kan vara ökad biomassa, minskad strukturdiversitet, förändring i näringscykel och brandregim (Peterken, 2001; Richardsson et al., 2000).

Stegvis spridning är ett typiskt mönster för *Pinus* spp. (Richardsson et al., 1994; Higgins, 1998). Ett skötselprogram för hantering och minimering av självspredning av *Pinus* spp. kan underlättas avsevärt med kunskap om mönster och tidsschema för spridningen (Ledgard, 2001). Vid nyetablering uppvisar tallarter liknande mönster över hela världen: a. invandring och etablering b. populationstillväxt och -expansion (Richardsson et al., 1994; Richardson och Higgins, 1998; Ledgard, 2001).

Ledgard (2001) anger några åtgärder som kan begränsa och/eller förebygga självspredning:

- avlägsnande av frökällor (här är en realistisk målsättning att klara av ”satellitträd” (alltså enskilda individer som etablerat sig på ett större avstånd från beståndet än vad majoriteten av de självspredda plantorna)
- val av arter och områden att plantera exoterna (i fallet contortatall bör valet av proveniens vara en med stor andel serotina kottar)
- utformning av förnygringsytorna (kantzoner med andra arter som är inhemska eller mindre invasiva)
- öka konkurrensen av annan vegetation utanför beståndsgränsen, exempelvis genom gödsling
- höja betestrycket (ett alternativ på exempelvis Nya Zeeland)
- biologisk krigföring exempelvis artspecifika patogener
- ”stänga in” den invasiva trädexoten (att avlägsna plantor som spritt sig utanför beståndet är en väg att gå)
- utrotning (betning, bränning (inte att rekommendera vad gäller contortatall), manuell plantdragning (fungerar till planthöjd om 0,5 m), avverkning, avverkning kombinerat med kemisk bekämpning, herbicider)

9. CONTORTATALL

Contortatall kan producera livskraftiga frön från 5 års ålder och har små frön (vilket underlättar spridning med vinden), tämligen blygsamma krav på groddplatsen samt god tillväxt i ung ålder (Critchfield, 1980; Lotan och Perry, 1983; Kay, 1994; Rejmanek, 1996). Exempelvis finns det uppgifter om att den, på grund av sin goda tillväxt, kan utkonkurrera både svensktall och gran (Despain, 2001). Detta gör att den uppfyller kraven på en invasiv art (Richardson et al., 1994; Richardson och Higgins, 1998; Rejmanek och Richardson, 2003; Grotkopp et al., 2002). Contortatall kan även föryngra sig vegetativt genom att grenar som oskadade, exempelvis efter gallring, finns kvar på stubbar bildar ett nytt träd (Lotan och Critchfield, 1990).

1. Artkaraktistika

Den parbarriga och samkönade contortatallen finns spridd över ett mycket stort geografiskt område (från 31° N till 64° N) och även ett stort altitudspann (från havsnivå till drygt 3500 m.ö.h. (Lotan och Critchfield, 1990). En art, som finns på ett stort geografiskt område med stora skillnader i växtplatsernas förutsättningar (klimat, markegenskaper, hydrologi etc.) kommer obönhörligen att utveckla en rad olika underarter (Sykes, 2000; Despain, 2001). Barken är tämligen tunn och barren långa och dess frön är livskraftiga i många år (Critchfield, 1980).

Fyra underarter har beskrivits baserat på morfologiska skillnader kombinerat med deras geografiska indelning (Wheeler och Guries, 1982; Lotan och Critchfield, 1990). De fyra beskrivs nedan med de tre vanligaste (Elfving et. al, 2001) underarterna i början:

- *Pinus contorta* ssp. *contorta* (Dougl.) ex Loud. (växer i kärr, på sandiga och skarpa marker längs Stilla-havskusten (Critchfield, 1980). Utbredningsområde: från mellersta Kalifornien till Alaska (Lotan och Critchfield, 1990; Despain, 2001). Den är även den, i skogsbruket, vanligast använda underarten utanför Skandinavien (Elfving, 2001; Sykes, 2001).
- *Pinus contorta* ssp. *latifolia* (Engelm.) Critchf. är anpassad till det nordliga inlandsklimatet och växer från New México, USA, i söder till Yukon territoriet, Kanada, i norr (Lotan och Critchfield, 1990; Despain, 2001) och är den mest spridda och ekonomiskt värdefullaste i Nordamerika. (Despain, 2001). Det är även den underart som används i Sverige för kommersiellt syfte (Lindgren 1993, Elfving 2001). Ssp. *latifolia* har företrädelsevis serotina kottar (Critchfield, 1980; Despain 2001; Langdon, 2010).
- *Pinus contorta* ssp. *murrayana* (Balf.) är en sydlig inlandsvariant (Lindgren, 1993) med utbredningsområde från Bajabergen i söder, genom Sierra Nevada till södra delarna av Kaskadbergen i norr och den har en liten andel serotina kottar (Critchfield, 1980; Despain, 2001). Den har liten anpassning till eld och kottarna behöver inte värme för att klänga fröna (Critchfield, 1980). Ledgard (2001) beskriver dock ssp. *murrayana* som ”lika serotina” som ssp. *latifolia*.
- *Pinus contorta* ssp. *bolanderi* (Parl.) Critchf. har sitt kärnområde i Norra Kalifornien (Lotan och Critchfield, 1990; Despain, 2001) och den är anpassad till ”ovanliga jordarter”

som karakteriseras av mycket sura podsoljordar och det är hos denna som den största andelen serotina kottar hittas (Critchfield, 1980; Despain, 2001).

I Fennoskandinien har *P. contorta* ssp. *lat* visat sig fungera bäst. De provenienser av ssp. *latifolia*, som varit av intresse för svenskt skogsbruk och bäst anpassade till svenska förhållanden (bl. a. Elfving, 2001) har hämtats från contortatallens nordligaste utbredningsområde. Ju nordligare provenienser desto större andel serotina kottar. Kottarna skall även vara mer serotina (kräva högre temperaturer) (Lindgren, 1993). Huruvida detta stämmer har ifrågasatts och Ferdinand (1983) påstår att det motsatta förhållandet gäller.

2. Spridningsprocess

För att spridningsprocessen skall fullbordas måste följande faktorer uppfyllas: fröproduktion, fröspridning, groningen och etablerande av groddplantor (Despain, 2001).

Contortatall klarar av ett vitt spann av olika miljöer (från fattiga till näringsrika marker) (Lotan och Critchfield, 1990; Despain, 2001; Ledgard, 2001) samt är en fruktsam och produktiv fröproducent (Lotan, 1964; Lotan och Critchfield, 1990; Langdon et al., 2010) vilket medför att den kan vara en art med hög invasiv potential och det gör den till en av de aggressivaste tallexoterna (Ledgard, 2001; Rejmanek och Richardsson, 2003; Ledgard och Paul, 2008).

Det finns en tämligen enig uppfattning rörande dess självspridningskapacitet: Benecke (1967), Ledgard (1988), Richardson och Bond (1991), Rejmanek och Richardsson (1996), Higgins och Richardson (1998), Despain (2001), Rejmanek (1996) samt Ledgard (1988, 2001) rankar contortatallen som den invasivaste tallarten.

Nytablering mer än ett par hundra meter från moderplantan kommer oftast från frön som är spridda från moderträd som står på åsryggar eller höjder (Ledgard, 2001). Det är dock oftast endast inom 60 meter från beståndsgränsen som det sprids tillräcklig mängd frön för att skapa ett nytt bestånd (Lotan, 1975; Ledgard, 2001).

Ledgard (1993, 2001) beskriver en oönskad spridning av contortatall i Nya Zeeland, men hittade inget som tydde på självspridning i Sverige. Ericsson (1994) avfärdar att en risk för sådan oönskad spridning i Skandinavien föreligger. Sykes (2001) är av avvikande åsikt och pekar på att skillnaderna mellan Skandinavien miljö och Nya Zeelands (vid tidpunkten för invasionen av contortatall) kommer att minska i framtiden (klimatförändringar).

I en studie, utförd av Sykes (2001), där en datamodell fick simulera utbredningspotentialen för *P. Contorta* ssp. *latifolia* med både dagens klimatförhållanden och under en temperaturökning om 1,5° C. Vid scenariot med en temperaturökning påvisas en ordentlig förflyttning i nordlig riktning för både syd- och nordgränsen. Vid dessa förutsättningar kommer contortatall även att klara av att etablera på högre altituder än för närvarande. Engemark et al. (2001) har en något avvikande beskrivning av situationen. De skriver att provenienserna av contortatall, som används i svenskt skogsbruk, är utvalda bland annat för deras anpassning till det nordiska klimatet och vid en klimatförändring kommer graden av anpassning till de nordiska förhållandena att minska.

Contortatall har svårt att etablera sig under buskvegetation (Despain, 2001; Ledgard, 2001), men å andra sidan kan någon enstaka planta klara av att växa sig högre än konkurrenterna vilket leder

till en etablering av en satellitindivid (Despain, 2001). Det är möjligt för contortatallen att invadera de områden där svensktall växer och konkurrera ut denna. Det finns även indikationer på att den kan etablera sig på fuktigare områden än vad svensktallen klarar av såsom myrar och kärr (Engelmark et al., 2001).

3. Kottsättning, frötillgång och etablering

Contortatall kan producera kottar på högre altituder än de flesta andra barrträd (Lotan och Perry, 1983) och har endast 1-3 år mellan goda fröår (Lotan och Critchfield, 1990). Contortatall sätter både kådindränkta (serotina) och icke-serotina kottar (Despain, 2001; Engelmark et al., 2001). Kottefjällen öppnar sig då temperaturen är ca 50° C (kådan upplöses) och fukthalten är gynnsam (Lotan och Critchfield, 1990; Engelmark et al., 2001). Denna temperatur uppnås med råge vid kron- eller markbrand samt vid intensivt solljus (Perry och Lotan, 1977; Despain, 2001). En kronbrand har en spridningshastighet på 20-50 meter per minut och pågår 20-30 sekunder vilket gör att 50 % av fröna överlever (Despain et al., 1996). När kottarna hamnar på marken blir fröna lättillgängliga för gnagare vilket påverkar antalet frön som har möjlighet att gro (Lotan och Critchfield, 1990).

Contortatall kan producera livskraftiga frön före 15 års ålder (Knight et al., 2001, Lotan och Critchfield, 1990; Kay, 1994; Engelmark et al., 2001; Langdon et al., 2010). I Sverige har det visat sig finnas goda fröskördar, men en mindre mängd grobara frön tillgängligt efter 10-12 år (Andersson och Wennström, 1988). De faktorer som påverkar fröproduktionen mest är klimat, ålder och näringstillgång (Engelmark et al., 2001). Då fröproduktionen i ett contortabestånd ökar med åldern kommer det med tiden att finnas fler och fler frön och självspridda groddplantor i norra Sveriges skogslandskap (Knight et al., 2001). Ett contortabestånd kan producera 500 000-800 000 st. frön per hektar och år (Lotan och Perry, 1983). 1/3-1/2 av dessa kan finnas tillgängliga för direkt spridning (Despain, 2001; Langdon et al., 2010) vilket sker i början av hösten (Lotan och Critchfield, 1990; Ledgard, 2001) och under vinterhalvåret (Lotan och Perry, 1983). Direkt efter snösmältningen är också förhållandena gynnsammast för etablering (Lotan och Critchfield, 1990; Despain, 2001). De övriga fröna ackumuleras i de serotina kottarna i flera decennier (Lotan och Critchfield, 1990; Despain, 2001; Langdon et al., 2010).

När mineraljorden friläggs under drivning (gallring eller slutavverkning) kommer contortans brandanpassning att leda till en god nyetablering (Lotan, 1975; Ferdinand, 1983; Engelmark et al., 2001). De serotina kottarna som hamnar på marken kan öppnas (Perry och Lotan, 1977; Lotan och Critchfield, 1990; Ledgard, 2001) och den störda marken kommer att exponeras för en mycket stor mängd frön (Ledgard, 2001). De faktorer som påverkar gröningsresultatet är till stor del gynnsamma i Sverige (Engelmark et al., 2001).

Den självspridning man kan notera i vägrenar, kraftledningsgator, diken eller annan sorts störning (exempelvis basvägar) i eller i närheten av contortabestånd är resultatet av den kontinuerliga fröspridningen (Lotan och Critchfield, 1990). Om markstörringen är återkommande kan contortatallen konkurrera ut svensktallen (Richardsson, 1994; Sykes, 2001; Ledgard och Paul, 2008).

Contortatallen är skuggintolerant och de individer, som lyckas etablera sig under ett välslutet krontak, når väldigt sällan mogen ålder (Lotan och Critchfield, 1990). Nyetablering kräver en

öppning om två gånger trädhöjden (Despain, 2001). Den är emellertid skuggtåligare än svensktallen (Sykes, 2001) vilket ger den en fördel och ökar risken för oönskad spridning (Ledgard, 2001).

Störningar kan vara vägar (nybrytningar eller rustning) och öppningar i beståndet på grund av rotvältor, snöbrott och basvägar, men ffa. brand (Langdon et al., 2010). Skogsbrand är just den störningsagent som är av störst vikt för contortatallens spridning och/eller föryngring (särskilt för ssp. *latifolia*) i dess naturliga utbredningsområde och lämnar efter sig en rikligt med lämpliga groningsytor (Despain, 2001). Kottarna kan härbärgera fruktsamma frön i flera årtionden samtidigt som träden har för tunn bark för att överleva eld; klängs fröna vid skogsbrand samtidigt som föräldragenerationen dör (Lotan och Perry, 1983; Lotan och Critchfield, 1990; Despain 2001). Successionsförloppet ändras om det saknas skogsbrand; contortatall kommer då att ersättas av skuggtåligare arter (i fennoskandinavien av gran (Lotan och Critchfield, 1990).

Enligt Critchfield (1980) är temperaturen den viktigaste faktorn för groning. Fröbäddens förmåga att hålla vatten är även den avgörande. Organiskt material håller, jmf. med mineraljord, fukt dåligt. Under det andra året har rötterna växt tillräckligt långt ned för att klara av längre perioder av torka (Lotan och Critchfield, 1990; Despain, 2001). Bästa groningsresultatet och högsta överlevnaden i skedet direkt efter groningen hittar man på störd och blottad mineraljord (Lotan och Perry, 1977). Chansen för att ett frö skall gro minskar med storleken på den störda ytan (Richardsson, 1994; Engelmark, 2001; Ledgard, 2001).

10. SYFTE OCH HYPOTESER

Syftet med studien är att undersöka contortatallens självspridning i norra Sverige och identifiera vilka faktorer som har inverkan på dess utbredning och förutsättningar.

Målsättningen är att besvara följande hypoteser om contortatallens självspridning:

1. självspridningen påverkas av ståndortsfaktorer
2. föryngrade plantors avstånd från moderträdet (närmaste frökälla) beror på ståndortsfaktorer och terrängförhållanden i beståndets närmaste omgivning
3. självspridning av contortatall till områden i direkt anslutning till kulturskog sker till högre grad på områden som utsatts för störning (exempelvis hyggen och vägar)



Figur 1. Självsådd planta av contortatall i vägsränning (Edman, 2012)

11. MATERIAL OCH METODER

Denna studie baseras till stor del på en återinventering av samma material som Magnus Edin (Edin, 2000) samlade in under sitt examensarbete ”Contortatallens självspredning i anslutning till planterade bestånd i Norrland” år 2000. Den försöksserien har alltså återbesökts i fält och liknande registreringar har genomförts. År 2000 studerades 21 av SCA:s odlingsförsök av contortatall från Sundsvall i söder till Kalix i norr och med en altitudspridning från 120 till 510 m.ö.h.

Den ursprungliga frågeställningen tagen från Edins (2000) examensarbete lyder:

1. hur omfattande är contortans självföryngring i och i anslutning till 30 åriga planterade bestånd?
2. hur långt från moderträdet förekommer självsådda contortaplantar?
3. vilka faktorer reglerar självföryngringen av contortatall?

Cirka 10 provytor per objekt fanns sedan tidigare utsatta i terrängen och dessa förutsattes kunna återfinnas med hjälp GPS. Provytorerna är utformade som stråk om 50 * 2 m (100 m²) med centrum vid beståndsgräns och 25 m in i beståndet och ut från beståndet (se bilaga 3). Ytmitt är markerad med aluminiumkäpp med blåmålad topp. En likadan käpp sitter 5 meter in i beståndet för att en enslinje skall kunna säkras. I varje yta registrerades följande:

- antal plantor av contortatall > 15 cm
- antal plantor av svensktall > 15 cm
- antal plantor av gran > 15 cm
- höjd i dm på contortaplantorna
- höjdklass på svensktall- och granplantor (0,1-0,5; 0,5-1,3; >1,3 m)
- markfuktighetsklass och vegetationstyp (enligt Skogshögskolans boniteringssystem) i mitten samt i stråkslut
- avstånd till närmaste frökälla för contortaplantorna
- eventuella markstörningar där plantorna grott
- humuslagrets tjocklek vid ändarna av stråket
- typ av kantzon (se nedan)
- lövträdsförekomst (täckningsgrad i vertikalprojektion)
- trädens grundyta per ha vid ändarna av stråket

På beståndsnivå registrerades ålder, medelhöjd i kantzon samt kottillgång i kantzon.

En utökning av undersökningen var på sin plats. En registrering av ståndortsfaktorer i stråkändarna och stråkmitt gjordes under fältstudien. När contortaplantar etablerat sig på ytor där

någon sorts markstörning (vägkant, markberedning etc.) skett noterades typ av störning. Storleken delades in i klasser baserat på radie från den planta som bedömdes stå i mitten av det störda området. Diameterklasser användes (1, 2, 3, 4 samt >5 dm). Radie över 0,5 dm noterades som "störd" yta.

Kantzonerna klassificerades utifrån den typ som var karaktärsbestämmande: kantzon som korsade väg benämndes väg, om impediment täckte >50 % betecknades den som myr, surdråg eller berg. Om det var ett grannbestånd delades de upp som följer: BP om >75 %, BP/PA om 50/50, PA om >50 %, PS om >50 % samt PC om >50 %. Zonen klassades som hygge upp till ca 2 meters höjd och kraftledning samt banvall om de korsades av stråket.

Vid omräknade från bestånd till hektar användes följande formel:

$y = x(\beta * n)$ där y är variabeln/ha, x är variabelns värde, β är provytans storlek i ha och n är antalet provytor.

Vid regressionsanalyserna användes de statistikhjälpmiddel som finns att tillgå i programmet Excel. Övriga beräkningar är även de utförda i Excel. Med beståndsålder (32 och 43 år) menas antal år från anläggningstidpunkt plus 2 år.

Fältarbetet utfördes hösten 2011. Materialet samlades in på de ytor som var utlagda vid föregående undersökning på SCA:s marker (Edin, 2000). Beståndens lokalisering fanns redovisade i föregående studie så den listan användes även i detta arbete (se bilaga 2). Alla bestånd undersöktes, förutom vissa tillägg, efter samma rutin.

Materialet som ligger till grund för behandlandet av de uppställda hypoteserna insamlades således under denna fältstudie. Detta innebar att de tidigare utlagda och undersökta bestånden återbesöktes och arbetsgången i stort beskrivs nedan:

- 1) navigering i terrängen skedde med hjälp av GPS.
- 2) på provytorna mättes eller skattades:
 - antal självföryngrade plantor inom och utanför beståndet
 - hur de plantor som fanns vid det första inventeringstillfället utvecklats

På provytorna verifierades den information om bestånden som den föregående undersökningen redovisat: stämmer observerade ståndortsfaktorer. Vidare bestämdes beståndens exposition i terrängen (åt vilket väderstreck lutar beståndet).

En skattning av kott-tillgången i beståndsgränsen skulle också utföras. Metod för detta skulle utformas i fält. Någon hanterlig sådan var svår att finna och skattningen blev ohanterlig (diskussion kring detta finns under rubriken "Felkällor och metodkritik").

Temperatursummor för de olika bestånden hämtades från Kunskap Direkt, Skogforsk.

Tabell 1. Sammanställning av beståndens lokalisering och proveniens.

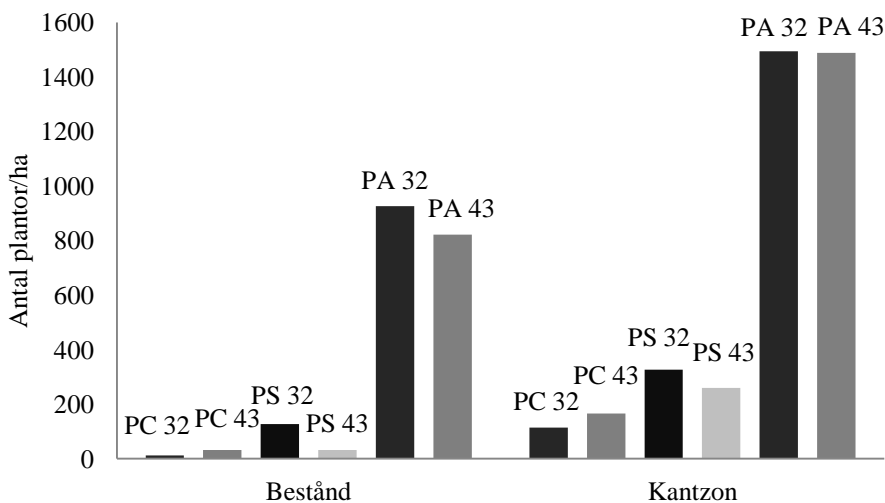
Nr	Namn	Latitud (N)	Longitud (Ö)	M.ö.h	Anl. (år)	Gallrat (år)	Proveniens (latitud, longitud samt m.ö.h)
1	Malungen	62° 12'	16° 03'	220	H70	2000	Fort Nelson 58° 50' N/122° 42' V 460
2	Stormörtsjökullen	62° 20'	15° 53'	400	H70	2003	Fort Nelson 58° 50' N/122° 42' V 460
3	Formskogen	62° 20'	15° 43'	450	H70	2005	Fort Nelson 58° 50' N/122° 42' V 460
4	Aspåsen	62° 25'	15° 48'	470	H70	2006	Fort Nelson 58° 50' N/122° 42' V 460
5	Oppbodarna	62° 34'	15° 29'	510	H72	Ogallrat	Fireside 59° 40' N/127° 10' V 750
6	Brännbodarna	63° 07'	15° 49'	360	H70	2002	Fort Nelson 58° 50' N/122° 42' V 460
7	Torrmyrtjärn	63° 14'	15° 45'	330	V72	Ogallrat	Finally Forks 56° 00' N/123° 50' V 750
8	Getingsmyren	63° 24'	15° 48'	480	V71	2003	Wonowon 56° 44' N/122° 01' V 910
9	Björnavattnet	63° 31'	16° 06'	350	V71	2000	Toad River 58° 44' N/122° 21' V 760
10	Flykälän	63° 50'	15° 39'	410	V71	2006	Toad River 58° 44' N/122° 21' V 760
11	Sjöbysjön	63° 57'	16° 11'	120	V72	2006	Fireside 59° 40' N/127° 10' V 750
12	Kalva	64° 05'	15° 47'	390	V72	Ogallrat	Fireside 59° 40' N/127° 10' V 750
13	Skirsjöedet	64° 05'	15° 52'	400	V72	Ogallrat	Fireside 59° 40' N/127° 10' V 750
14	Ringvattnet	64° 10'	15° 43'	450	V70	Ogallrat	Trutch Mountain 57° 44' N/122° 55' V 1 200
15	Meselberget	64° 29'	15° 58'	400	V71	2009	Toad River 58° 44' N/122° 21' V 760
16	Bredsele	64° 31'	15° 50'	400	V72	2004	Fireside 59° 40' N/127° 10' V 750
17	Norråker	64° 35'	15° 46'	380	V70	Ogallrat	Trutch Mountain 57° 44' N/122° 55' V 1 200
18	Pausele	64° 52'	16° 11'	320	V71	2009	Toad River 58° 44' N/122° 21' V 760
19	Länsgränsen 71	65° 20'	16° 38'	300	V71	2011	Fireside 59° 40' N/127° 10' V 750
20	Mattismyren	66° 11'	16° 52'	120	V71	2008	Fireside 59° 40' N/127° 10' V 750

12. RESULTAT

För att kunna jämföra de båda inventeringstillfällena har allt grunddat omräknats till plantor/hektar. Totalarea för de inventerade stråken (stråk ut i kantzoner respektive stråk in i bestånden) år 2000 0,9 ha och år 2011 0,79 ha. Vidare har viktning skett så att de olika kantzonerna redovisade nedan är relaterade till deras andel av totala antalet.

Det fanns självspridning av contortatall i eller utanför alla utom ett bestånd i undersökningen. På 50 % av lokalerna noterades någon form av självspridning innanför medan det på 85 % av lokalerna skett självspridning utanför beståndets gränser.

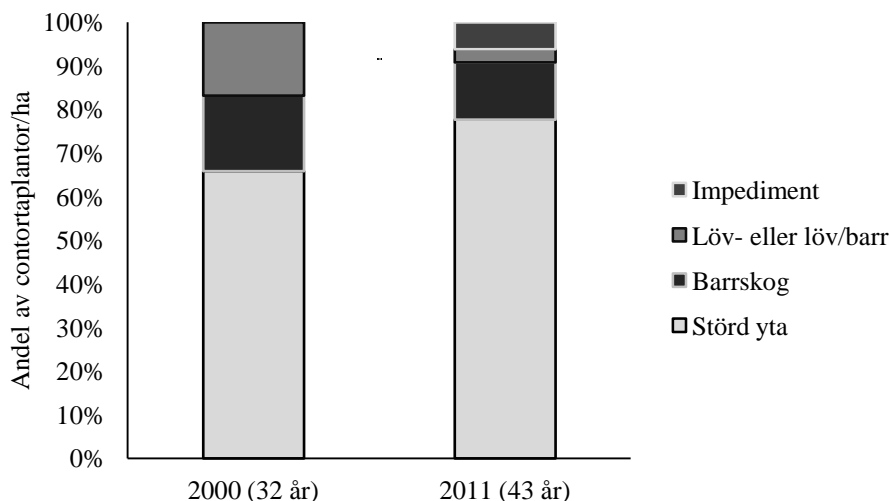
De tre olika trädslag som undersökts i fältstudien (contortatall, svensktall och gran) uppvisar vissa skillnader vad gäller etableringsmöjligheter inne i bestånd och i kantzonerna. Skillnader mellan de olika inventeringstillfällena kan också ses. Detta är särskilt tydligt hos svensktall inne i bestånden. Vid undersökningen efter 32 år hittades 141 plantor/ha medan det efter 43 år endast hittades 32 st. eller knappt 1/4 av föregående antal (Figur 2). Vad gäller contortatall har antalet ökat från 12 till 32 plantor/hektar inne i bestånden och från 126 till 165 i kantzonerna.



Figur 2. Plantor/ha i bestånd och kantzon. 32 och 43 i figuren betecknar beståndsåldern i år. PC, PS och PA står för contortatall, svensktall samt gran.

Tydligast blir skillnaden om man studerar gran kontra contortatall och svensktall. Exempelvis hittades 822 plantor/ha av gran i de 43 åriga bestånden och endast 32 respektive contortatall respektive svensktall (Figur 2). I kantzonerna är resultaten något annorlunda, men fortfarande är tendensen densamma. För contortatall 165 plantor, 259 för svensktall och hela 1489 granplantor/ha.

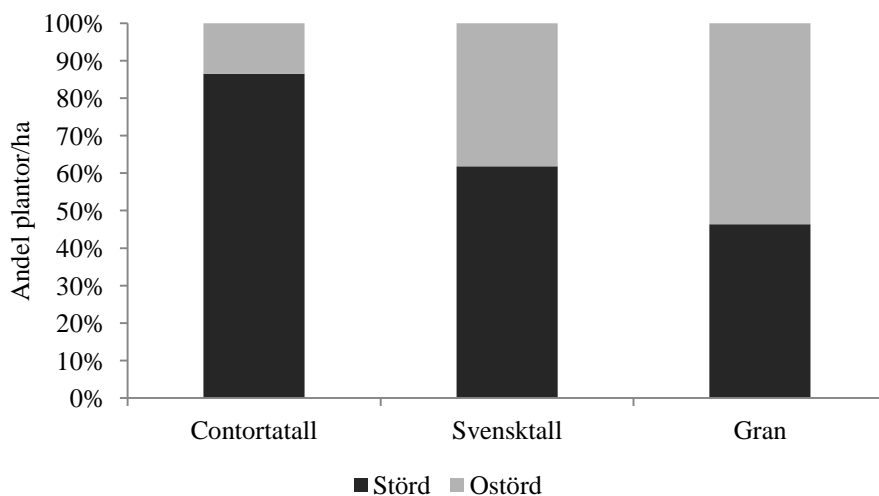
Kantzonens betingelser visade sig ha stor betydelse för plantetableringen (figur 3). Det visade sig vid de båda inventeringstillfällena att en majoritet av plantorna etablerat sig på ytor som utsatts för någon form av störning.



Figur 3. Relativt contortplantor uppdelat på olika kantzonsstyper. Siffrorna är baserade på en analys av ursprungsdata där plantorna är viktade mot kantzonsstypernas relativa omfattning. Impediment är summan av myr, surdråg och berg.

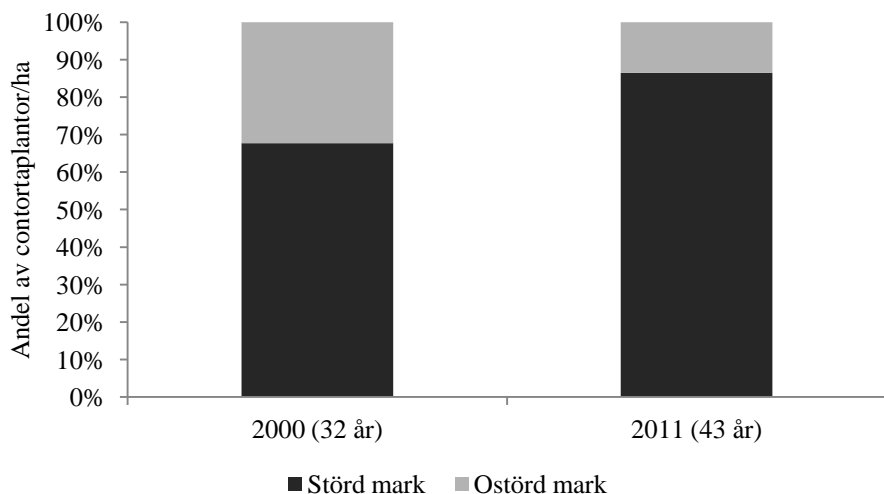
Skillnaderna mellan inventeringstidpunkterna är små vad gäller fördelning av plantorna på kantzoner. Både vid 32 och 43 års beståndsålder hittades nästan 4/5 av plantorna i kantzoner påverkade av störning och endast 1/5 hade spridit sig in i grannbestånd (Figur 3). Vid den andra mätningen hade andelen identifierade på impediment ökat från 0 till 6 %.

Nästan 80 % av contortplantorna hittades alltså på vägar, basvägar, kraftledningsgator eller hyggen (Figur 3) och hela 86 % hade etablerat sig på en yta som störts (väg, basväg, etc.) (Figur 4).

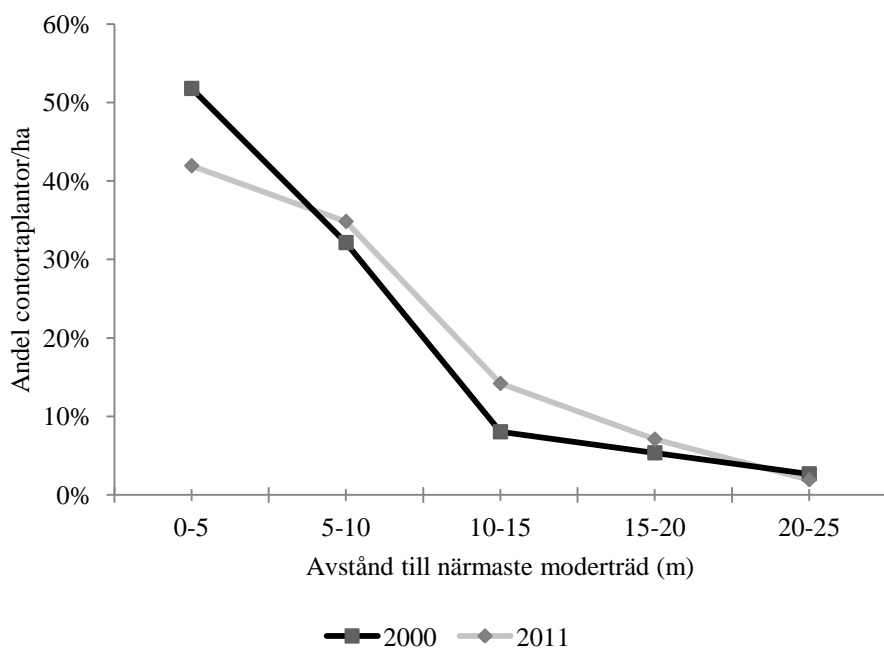


Figur 4. Relativt plantantal på störd eller ostörd yta vid 43 års beståndsålder.

Vid en jämförelse mellan gran, svensktall och contorttall framkommer att contortan ställer högre krav på markstörning än de inhemska barrträdslagen (Figur 4). Andelen plantor hittade på störd mark har ökat mellan 32 och 43 års beståndsålder (Figur 5).



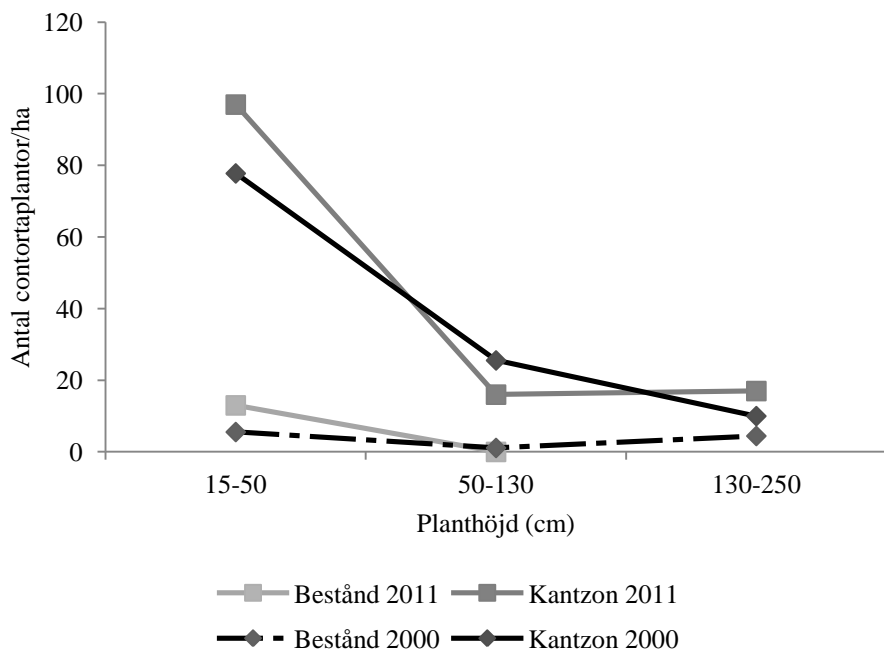
Figur 5. Contortaplantor på störd respektive ostörd mark.



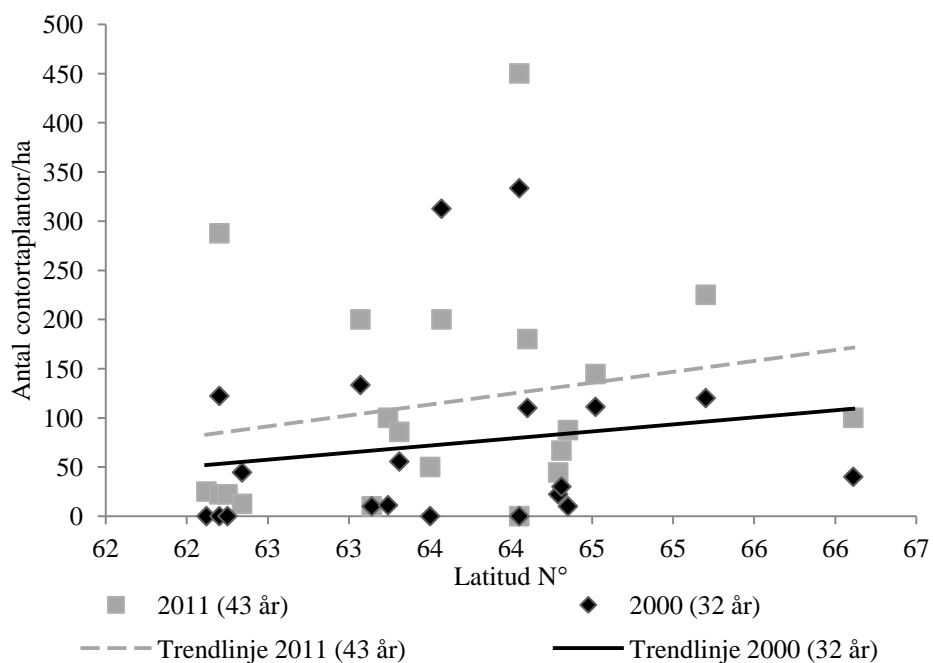
Figur 6. De självföryngrade contortaplantornas avstånd till närmaste moderträd, dvs. beståndskant.

Antalet självspridda contortaplantor per hektar minskar med avståndet från närmaste moderträd, dvs. beståndskant (Figur 6) och ingen förändring av denna bild har skett mellan 32 år och 43 år. Vid studien vid 32 år fanns hela 84 % inom de första 10 metrarna. Denna andel hade sjunkit något till 77 % vid 43 år.

Vad gäller planhöjden kunde ingen skillnad mellan de båda inventeringstillfällena noteras (Figur 7). Medelhöjden inne i bestånden var för contortatallen år 2011 70 cm och i kantzonerna 34 cm. År 2000 var medelhöjden inne i bestånden 65 cm och 33 cm i kantzonerna. Alla beräkningar är gjorda efter omräkning till antal plantor/ha.

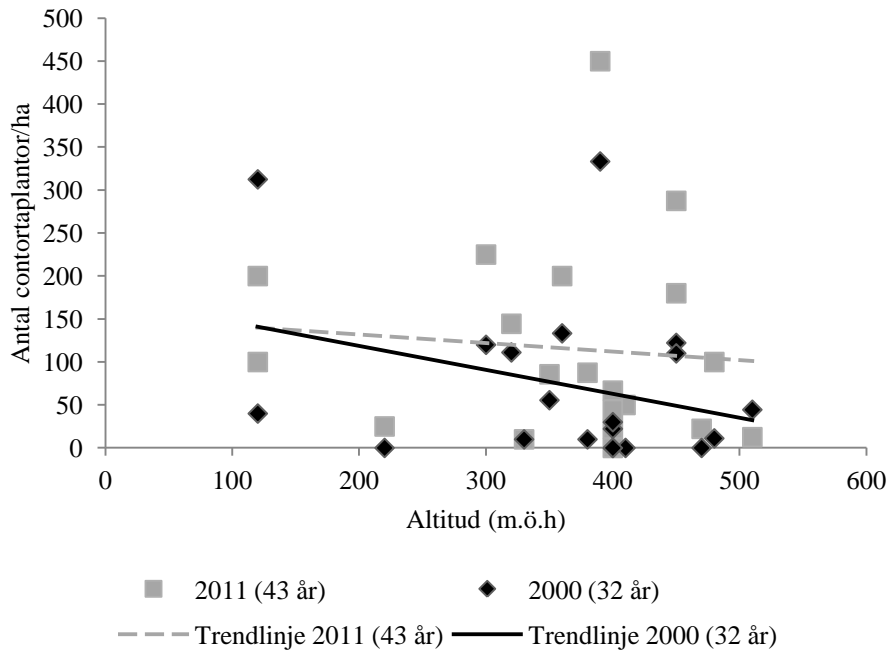


Figur 7. Planthöjd för självspredda contortaplantor (cm).

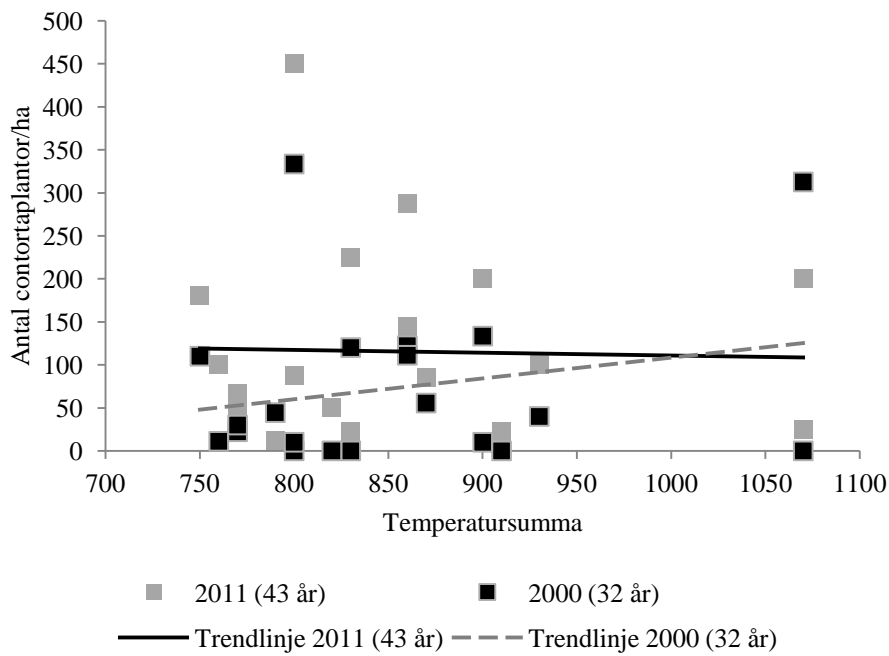


Figur 8. Antal contortaplantor/ha i relation till beståndens placering i breddgrad.

Utifrån det insamlade materialet och beståndsregistret utfördes analyser rörande eventuell korrelation mellan antalet självspredda PC-plantor och latitud (Figur 8) eller altitud (Figur 9). På grund av att spridningen för båda variablerna var tämligen stor (altitud: 120-510 m.ö.h. och latitud: 62° 12' N- 66° 11' N) kunde inget statistiskt säkerställt samband mellan dessa variabler och antalet PC-plantor. En regressionsanalys gav p-värde för altitud var 0,19 (32 år) och 0,69 (43 år). R² för altituden var 0,092 respektive 0,009. För latituden gav regressionen p-värdena 0,50 respektive 0,38. R² för latituden var 0,025 och 0,044



Figur 9. Antal contortaplantor/ha i relation till beståndens höjd över havet.



13. DISKUSSION

De undersökta bestånden är nu (år 2012) ca 43 år och har uppnått den ålder då kott- och fröproduktionen är betydande samt att en ackumulation av frön i serotina kottar pågått under 20-talet år. Beaktat detta har det anträffats förvånansvärt få själspridda contortaplantar i denna studie. Det bör noteras att de flesta studier rörande contortatallens självspridning är utförda i antingen Nya Zeeland, södra Sydamerika eller i contortatallens naturliga utbredningsområde och de pekar alla på ett mycket stort antal frön och groddplantor (Lotan, 1964; Lotan och Critchfield, 1990; Langdon et al., 2010). Ericsson (1993) avfärdar att en spridningsrisk föreligger i Skandinavien då förutsättningarna mellan norra Europa, Nya Zeeland och Patagonien är så vitt skilda. Förutsättningarna för groningen och groddplantans etablering verkar skilja sig mellan dessa lokaler och det svenska skogslandskapet så pass mycket att contortatall har dåliga förutsättningar för självföryngring utan föregående markstörning. Engelmark et al. (2001) menar att de svenska förhållandena i stort är acceptabla för groddplantorna. Med tanke på den brist av contortaplantar på ostörd mark som denna studie påvisat verkar plantetableringen begränsas av de ståndortsfaktorer som i stort råder i Sverige vilket bekräftar resonemangen från Ericsson (1994).

Richardson et al. (1994) skriver om att spridning av *Pinus*-släktet begränsas om störningar av marken är liten i omfattning och om det är lång tid mellan störningstillfällena. Även hög täckningsgrad av markvegetationen är en begränsande faktor. Spridningen till grannbestånd var i stort sett lika liten vid 32 års ålder som vid 44 och även i detta fall finns det uppgifter i Richardson et al. (1994) om att skog begränsar spridning. Resultatet från denna studie bekräftar alltså detta genom att påvisa att risken för självspridning till omkringliggande ostörda bestånd och impediment är begränsad.

I denna studie hittades övervägande andel av plantorna på vägar, basvägar, kraftledningsgator eller hyggen och nästan alla hade etablerat sig på en yta som utsatts för någon form av störning. Detta stämmer väl överens med de uppgifter som finns om att contortatall sprids mycket bättre till ytor utsatta för störning (Richardsson, 1994; Engelmark, 2001; Ledgard, 2001). Resultaten pekar mot en begränsad risk för "infektering" av områden där lokalisering och hantering av plantorna och satellitträd är besvärlig då dessa områden (exempelvis myrar, områden avsatta till naturvård) sällan utsätts för störning. Avgörande för spridningsbekämpning är möjligheten att hitta de träd som etablerat sig långt ifrån närmaste moderträd (Peña et al., 2008).

Denna rapports resultat visar på en tämligen liten skillnad i antalet contortaplantar mellan de båda inventeringstillfällena vilket är förvånande med tanke på att 14 av 20 bestånd hade utsatts för störning (gallring) mellan år 2000 och 2011. Flera studier visar tvärtom på att det vid en ökad omfattning av skogsbruksingreppen ökar antalet självföryngrade contortaplantar (exempelvis Richardson et al., 1994; Langdon et al., 2010).

Att förklara den dramatiska ökningen i antal plantor på impediment mellan inventeringstillfällena med att självspridningen till myrar, surdrag och berg tagit fart är troligtvis felaktigt. Skillnaden hittas nog i en olycklig skillnad mellan inventerarnas bedömning av var impedimenten börjat och slutar. Vid undersökningen 2011 har kantzoner där bestånden gränsar till exempelvis en myr kategoriserats som just myr. En subjektiv bedömning i efterhand är att en mycket liten andel av de contortaplantar som 2011 bedömts växa på impediment i verkligheten gör det. Denna

bedömning styrks vid närmare studie av markvegetationen där plantorna etablerat sig; inga plantor fanns på sumpmoss-, starr/fräken- eller skvattram/odonlokaler.

Det faktum att contortatall inte lyckats etablera sig på dessa vegetationstyper motsäger vissa farhågor om att den skulle klara av fuktigare områden bättre än svensktallen och därigenom konkurrera ut denna på exempelvis myrar (Engelmark et al., 2001).

Det finns indikationer på att ju längre från ekvatorn bestånden befinner sig desto lägre är risken för oönskad spridning (södra halvklotet: Richardson et al., 1994 och norra: Richardson och Bond, 1991) på grund av att markvegetationen är vitalare och övervintrande (mossor, ris). Här kan nämnas att resultaten från denna studie inte visar på något samband mellan altitud/latitud och plantetablering. Det finns stöd för detta resultat i andra studier (Ackzell, Elfving och Lindgren, 1994). En förklaring är att skillnaden ståndortsfaktorer mellan bestånden var tämligen små (förutom latitud och altitud) och att variationen i bonitet var liten. Något samband mellan temperatursumma och plantetablering kunde inte heller påvisas vilket även det kan förklaras med den begränsade skillnaden i övriga ståndortsfaktorer.

1. Åtgärder för att minska spridning

Inom contortatall naturliga utbredningsområde finns en stor spridning i andelen serotina kottar mellan populationer. En variation mellan 0-80 % har registrerats. Med detta i åtanke bör ett växtförädlingsprogram med syfte att öka andelen serotina kottar ha goda förutsättningar att lyckas. Här bör tilläggas att contortatall troligtvis kommer att utveckla sig i motsatt riktning vid själföryngring. Genotyper av contortatall sätter kottar som klänger livskraftiga frön utan att utsättas för brand kommer att gynnas och de genotyper som är mer anpassade till brand kommer att selekteras bort.

Med bättre kunskap rörande contortabeståndens påverkan på närmiljön kan problemets omfattning och karaktär på ett bättre sätt utvärderas. Detta kan i sin tur leda till förändringar i den skötselregim man har gällande contortatall. Faktorer hos den omkringliggande terrängen kan begränsa möjligheten att föryngra med contortatall. Detta gäller troligtvis framförallt närheten till bergimpediment samt beståndets läge i terrängen. Krön kan exempelvis öka spridningsavståndet (Ledgard, 2001). Hänsyn bör alltså tas till topografin och vindförhållanden vid anläggandet av contortabestånd. Man skall undvika ”take-off” områden: åsryggar med mera (Richardson et al., 1994) samt vindutsatta lokaler då frön kan spridas längre från dessa områden (Ledgard, 2001).

Möjlighet till upptagning och behandling av hyggen i närmiljön kan begränsas (ingen markberedning inom ett visst avstånd till beståndet, endast försiktig avverkning vintertid, inget uttag av grot och/eller brytning av stubbar). Saneringsröjning i en skyddszon runt beståndet kanske krävs.

Man bör undvika att utföra naturvårds- eller hyggesbränningar i nära anslutning till contortabestånd. Med tanke på spridningsmönstret där den absoluta majoriteten av frön stannar inom 100 meter från beståndsgrens kan en buffertzona om 200 m vara lämpligt.

Då kottsättningen är större hos träd i kantzonen (de har större grönkrona och klarar därför av att bära mer kottar) kan det finnas anledning att överväga att plantera en zon med svensktall runtom contortatall. Detta skulle även verka som ett fysiskt hinder för fröna att sprida sig med vinden.

Spridningen sker från kantzonen och därför finns det anledning att inte minska beståndsarealen: ju mindre areal desto större andel kantzonen. Richardson et al. (1994) förordar att skogsbruket skall satsa på få stora planteringar av exoter istället för många små. Detta går dock stick i stäv med "den svenska modellen" och tiden med stora sammanhängande föryngringar är förbi. Däremot, om man ser på frågan ur ett landskapsperspektiv kan det vara på sin plats att planera för exotkluster.

2. Förslag på fortsatt uppföljning och forskning

Resultatet i denna undersökning har inte stärkt farhågorna om contortatallens spridningsförmåga i Sverige. Här kan nämnas att författaren under fältstudien uppmärksammade att det verkade finnas en större spridning till bergimpediment än till myrar. Denna reflektion är viktig att följa upp.

Det finns alltså utrymme för fortsatt forskning rörande spridning till bergimpediment. Vid en sådan studie kan det vara en god idé att ytterligare undersöka till myrimpediment. Det som fram för allt är av intresse är att utöka avståndet från beståndsgräns för att utröna hur myrens öppna yta inverkar på spridningsavståndet. De försöksbestånd utlagda av SCA:s mark kan med fördel användas. Risken, att det blir ett för litet statistiskt underlag, föreligger då antalet bestånd med någon omfattande gräns mot impediment är begränsad. En sökning i GIS bör kunna identifiera ytterligare intressanta områden som inte ingår i SCA:s försöksbeståndsserie.

Den inventeringsmetod som använts i denna studie kan med fördel användas vid fortsatta studier, men ett förslag är att endast impedimenten undersöks och att bredd och framförallt längd på stråken utökas. Längden (vilket fångar upp hur långt plantorna har spridit sig) är av största vikt för att kunna bestämma hur omfattande ett bevakningsprogram bör vara. Undersökningen bör fokusera på contortatallens självspridning och gran- och tallplantor kan exkluderas från studien.

De bestånd som nu besökts två gånger bör återbesökas om ytterligare cirka 10 år för en uppdatering. Vid det laget kommer det att finnas än fler kottar och fröspridningen kommer vara mer omfattande vilket ökar risken för självspridning. Under perioden kommer flera skötselåtgärder ha skett både inom och utom bestånden: gallringar, föryngringsavverkningar, vägbyggnationer/rustningar, markberedning. Även icke-antropogent inducerade förändringar kan ha påverkat närmiljön: bränder, stormar, snöskador, angrepp av sork, svamp, insekter etc. Allt detta inverkar på spridningsförutsättningarna. Klimatförändringen kommer, med största sannolikhet, även fortsättningsvis öka medeltemperaturen, men under en sådan i detta sammanhang kort period kommer ingen påvisbar inverkan kunna skönjas.

14. FELKÄLLOR OCH METODKRITIK

Flertalet av objekten var gallrade. Detta medförde att antalet provytor minskade då det var svårt att lokalisera med aluminiumkäpp markerad stråkmitt. Orsakerna till detta var att gallringarna medfört mycket avverkningsrester, vindfällen, körskador. Författaren beslutade att inte med slumpen som vägledare skapa nya ytor. Antalet stråk ansågs ändå bli tillräckligt.

En svårighet med artbestämningen uppdagades omgående. Då plantorna hade mindre än två genvarv (ca 15 centimeter) var det ytterst svårt att skilja contortatall från svensktall. Försök att smaka på barren (contortatallen smakar citrusmak) gjordes av inventeraren, men då det både var svårare att känna någon smakskillnad hos så små plantor samt att antalet ibland var för stort frångicks denna metod nästan omgående. Huvudsyftet med arbetet är att fastslå förutsättningar för och omfattningen av contortatallens självspridning sågs detta problem som mindre allvarligt; de groddplantorna är inte lika intressanta som de kottbärande individerna. Det är de kottbärande individerna som orsakar spridningen. De plantor som är över 15 centimeter och alltså klarat sig förbi den initiala konkurrensen mellan groddplantorna har en mycket större roll att spela för självspridningen då chansen att de klarar sig till en ålder då de kan sprida sina första frön är hög.

Då fältarbetet genomfördes under den senare delen av hösten hade lövträd och blåbär fält större delen av sina löv. Detta kan ha medfört en snedvriden skattning av både lövträdsförekomst och fältskiktets sammansättning. Av samma anledning bör även sökandet efter plantor underlättats då lövverken inte skymde sikten. Dessa för- och nackdelar åsido kan det ses som en nackdel att inventeringen inte utförts under samma årstid som föregående undersökning.

Skattning av kott-tillgången visade sig mycket svår. Författaren kom inte fram till någon hanterlig metod. Efter att ha besökt de första 3-4 bestånden och medelst okulär besiktning bedöma om det fanns mycket, medel eller lite kott fattades beslutet att inte ta med detta i studien. Överlag kan det dock sägas att en subjektiv bedömning ger vid handen att contortatall hade mycket kott jmf med grannbestånd med svensktall. Variationen mellan contortabestånd och inom bestånden var inte stor varför denna fråga kan ses ointressant. Edin (2000) menade att det gick att se ett samband mellan kott-tillgång och antal plantor, men enligt undertecknad grundar han detta på tämligen lösa grunder. Hans metod var att titta på träden och säga om det fanns mycket eller lite kott. Denna metod anser jag alltför osäker och oprecis. Det hade även varit omöjligt att jämföra de två studiernas resultat i kottuppskattningen då föregående studie har en alltför vag metodbeskrivning rörande denna parameter och den viktigaste anledningen till att den inte togs med i studien. Det är dock självklart ett rimligt antagande att antalet självföryngrade plantor ökar med antalet kottar hos träden i beståndet/kantzonen.

Vissa delar av fältstudierna visade sig, vid sammanställningen av materialet, vara bedömda på ett bristfälligt sätt. Bland annat skattades markfuktigheten i stråkmitt och ändar. Detta för att se om just denna variabel hade någon inverkan på självspridningen. För att kunna säga något om huruvida etableringsförutsättningarna för plantorna ändras med markfuktigheten skulle istället denna ha skattats vid varje enskild planta.

15. LITTERATURFÖRTECKNING

ANDERSSON, B., ENGELMARK, O., ROSVALL, O. & SJÖBERG, K. 1999. Environmental impact analysis (EIA) concerning lodgepole pine forestry in Sweden. *Redogörelse - SkogForsk*, 50 pp.

ANDERSSON, G. & WENNSTRÖM, U., 1988 . Cone and seed crops from Swedish seed orchards 1986. Forest Tree Breeding Information 1987/88 Mr 4, Institutet för skogsförbättring, Uppsala, Sverige, 22 pp.

BELLA, I. E., JOHNSON, W. D., YANG, R., DHIR, N. K., HELMUM, A. K., FERDINAND, S. I., IVES, W. G. J., RANGER, R., SIMAK, M., ALDEN, J. N., ZASADA, J. & MARTINSSON, O. 1983. Lodgepole pine: regeneration and management. General Technical Report, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station, USDA Forest Service, i + 52 pp.

BENECKE, U. 1967. Weed potential of *Pinus contorta*. *Rep. For. Res. Inst. N. Z. For. Serv.* 1966., 78.

BERNIER, P. Y. 1987. Regeneration and growth of lodgepole pine in small openings in the Alberta foothills. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere*, 17, 758-759.

COP 6 Decision VI/23. Retired sections: paragraphs 9 and 32. Alien species that threaten ecosystems, habitats or species. <http://www.cbd.int/decision/cop/?id=7197>

CRITCHFIELD, W. B. 1980. The genetics of lodgepole pine. *Research Paper, USDA Forest Service, Washington, DC*.

DESPAIN, D. G. 2001. Dispersal ecology of lodgepole pine (*Pinus contorta* Dougl.) in its native environment as related to Swedish forestry. *Forest Ecology and Management*, 141, 59-68.

DESPAIN, D. G., CLARK, D. L. & REARDON, J. J. 1996. Simulation of crown fire effects on canopy seed bank in lodgepole pine. *International Journal of Wildland Fire*, 6, 45-49.

EDIN, M. 2000. Contortatallens självspridning i anslutning till planterade bestånd i Norrland. *Examensarbete i ämnet skogsskötsel*.

EDMAN, M. 2012. Foto av *P. contorta*. <http://www.azote.se/index.asp?q=contorta&id=23916&p=3>

ELFVING, B., ERICSSON, T. & ROSVALL, O. 2001. The introduction of lodgepole pine for wood production in Sweden — a review. *Forest Ecology and Management*, 141, 15-29.

ENGELMARK, O. SJÖBERG, K., ANDERSSON, B., ROSVALL, O., AGREN, G. I., BAKER, W. L., BARKLUND, P., BJÖRKMAN, C., DESPAIN, D. G., ELFVING, B., ENNOS, R. A., KARLMAN, M., KNECHT, M. F., KNIGHT, D. H., LEDGARD, N. J., LINDELÖW, A., NILSSON, C., PETERKEN, G. F., SORLIN, S. & SYKES, M. T. 2001. Ecological effects and management aspects of an exotic tree species: the case of lodgepole pine in Sweden. *Forest Ecology and Management*, 141, 3-13.

- ENNOS, R. A. 2001. The introduction of lodgepole pine as a major forest crop in Sweden: implications for host-pathogen evolution. *Forest Ecology and Management*, 141, 85-96.
- ERICSSON, T. 1993. Provenance qualities of the *Pinus contorta* breeding base in Sweden. Report - SkogForsk.
- GROTKOPP, E., REJMANEK, M. & ROST, T. L. 2002. Toward a causal explanation of plant invasiveness: Seedling growth and life-history strategies of 29 pine (*Pinus*) species. *American Naturalist*, 159, 396-419.
- HAGNER, S. 1971. Cultivation of *Pinus Contorta* in northern Sweden. *Sveriges Skogsvårdsförbunds Tidsskrift* 3.
- HAGNER, S. 1985. Lodgepole pine management in Sweden. A strategy for higher yield. In: BAUMGARTNER, D. M. K., R.G. ARNOTT, J.T. WEETMAN, G.F. (ed.). Svenska Cellulosa AB, Sundsvall.
- HIGGINS, S. I. & RICHARDSON, D. M. 1998. Pine invasions in the southern hemisphere: modelling interactions between organism, environment and disturbance. *Plant Ecology*, 135, 79-93. KARLMAN, M. 1981. The introduction of exotic tree species with special reference to *Pinus contorta* in northern Sweden. Review and background. Studia Forestalia Suecica.
- KARLMAN, M. 1986. Damage to *Pinus contorta* in northern Sweden with special emphasis on pathogens. Studia Forestalia Suecica.
- KARLMAN, M. 2001. Risks associated with the introduction of *Pinus contorta* in northern Sweden with respect to pathogens. *Forest Ecology and Management*, 141, 97-105.
- KARLMAN, M., HANSSON, P. & WITZELL, J. 1994. Scleroderris canker on lodgepole pine introduced in northern Sweden. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere*, 24, 1948-1959.
- KAY, M. 1994. Biological control for invasive tree species. *New Zealand Forestry*, 39, 35-37.
- KNIGHT, D. H., BAKER, W. L., ENGELMARK, O. & NILSSON, C. 2001. A landscape perspective on the establishment of exotic tree plantations: lodgepole pine (*Pinus contorta*) in Sweden. *Forest Ecology and Management*, 141, 131-142.
- LANGDON, B., PAUCHARD, A. & AGUAYO, M. 2010. *Pinus contorta* invasion in the Chilean Patagonia: local patterns in a global context. *Biological Invasions*, 12, 3961-3971.
- LEDGARD, N. J. 2001. The spread of lodgepole pine (*Pinus contorta*, Dougl.) in New Zealand. *Forest Ecology and Management*, 141, 43-57.
- LEDGARD, N. J. 1988. The spread of introduced trees in New Zealand's rangelands - South Island high country experience. *Journal of the Tussock Grasslands and Mountain Lands Institute*, 1-8.
- LEDGARD, N. J. & PAUL, T. S. H. 2008. Vegetation successions over 30 years of high country grassland invasion by *Pinus contorta*. *New Zealand Plant Protection*, 61, 98-104.

- LINDELÖW, Å. & BJÖRKMAN, C. 2001. Insects on lodgepole pine in Sweden — current knowledge and potential risks. *Forest Ecology and Management*, 141, 107-116.
- LINDGREN, D. 1993. Proceedings of *Pinus contorta* - from untamed forest to domesticated crop'. Meeting of IUFRO WP 2.02.06 and Frans Kempe Symposium. Umeå, Sweden, August 24-28, 1992. Rapport - Institutionen för Skoglig Genetik och Växtfysiologi, Sveriges Lantbruksuniversitet.
- LOTAN, J. E. 1964. Regeneration of Lodgepole Pine: a study of slash disposal and cone opening. *Research Notes. Intermountain Forest and Range Experiment Station*, 4.
- LOTAN, J. E. 1975. The role of cone serotiny in Lodgepole Pine forests. *Management of Lodgepole Pine Ecosystems.*, 471-495.
- LOTAN, J. E. & CRITCHFIELD, W. B. 1990. *Pinus Contorta* Dougl. ex. Loud. Lodgepole pine. In: BURNS, R. M. & HONKALA, B. H. E. (eds.) *Silvics of North America*. USDA Forest Service and Agriculture Handbook 645(1).
- LOTAN, J. E. & PERRY, D. A. 1983. Ecology and regeneration of lodgepole pine. *Agriculture Handbook*, v + 51 pp.
- LUSTRA. 2005. Årsrapport 2005.
<http://www.mistra.org/download/18.7d810b7d109c0650979800023946/Lustra+%C3%85rsrapport+2005.pdf> (2012-03-15).
- MANION, P. D. 1991. Tree disease concepts. Tree disease concepts.
- MISTRA. 2007. Nyhetsbrev nummer 7 från Stiftelsen för miljöstrategisk forskning, MISTRA, augusti 2007.
- PENA, E., HIDALGO, M., LANGDON, B. & PAUCHARD, A. 2008. Patterns of spread of *Pinus contorta* Dougl. ex Loud. invasion in a Natural Reserve in southern South America. *Forest Ecology and Management*, 256, 1049-1054.
- PERRY, D. A. & LOTAN, J. E. 1977. Opening temperatures in serotinous cones of lodgepole pine. *U S Forest Service Research Note INT*, 228, 1-6.
- PERSSON, P. 1990. Changing conditions open the door to new methods. *Sv. Skogsvårdsförbunds Tidskrift.*, 88(2).
- PETERKEN, G. F. 2001. Ecological effects of introduced tree species in Britain. *Forest Ecology and Management*, 141, 31-42.
- REJMANEK, M. & RICHARDSON, D. M. 1996. What attributes make some plant species more invasive? *Ecology*, 77, 1655-1661.
- REJMANEK, M., RICHARDSON, D. M., HIGGINS, S. I., PITCAIRN, M. J. & GROTKOPP, E. 2005. Ecology of invasive plants: state of the art. *Invasive alien species: a new synthesis*, 161.
- REMRÖD, J. 1977. A yield model for lodgepole pine in northern and central Sweden. *Sveriges Skogsvårdsförbunds Tidskrift 1*.

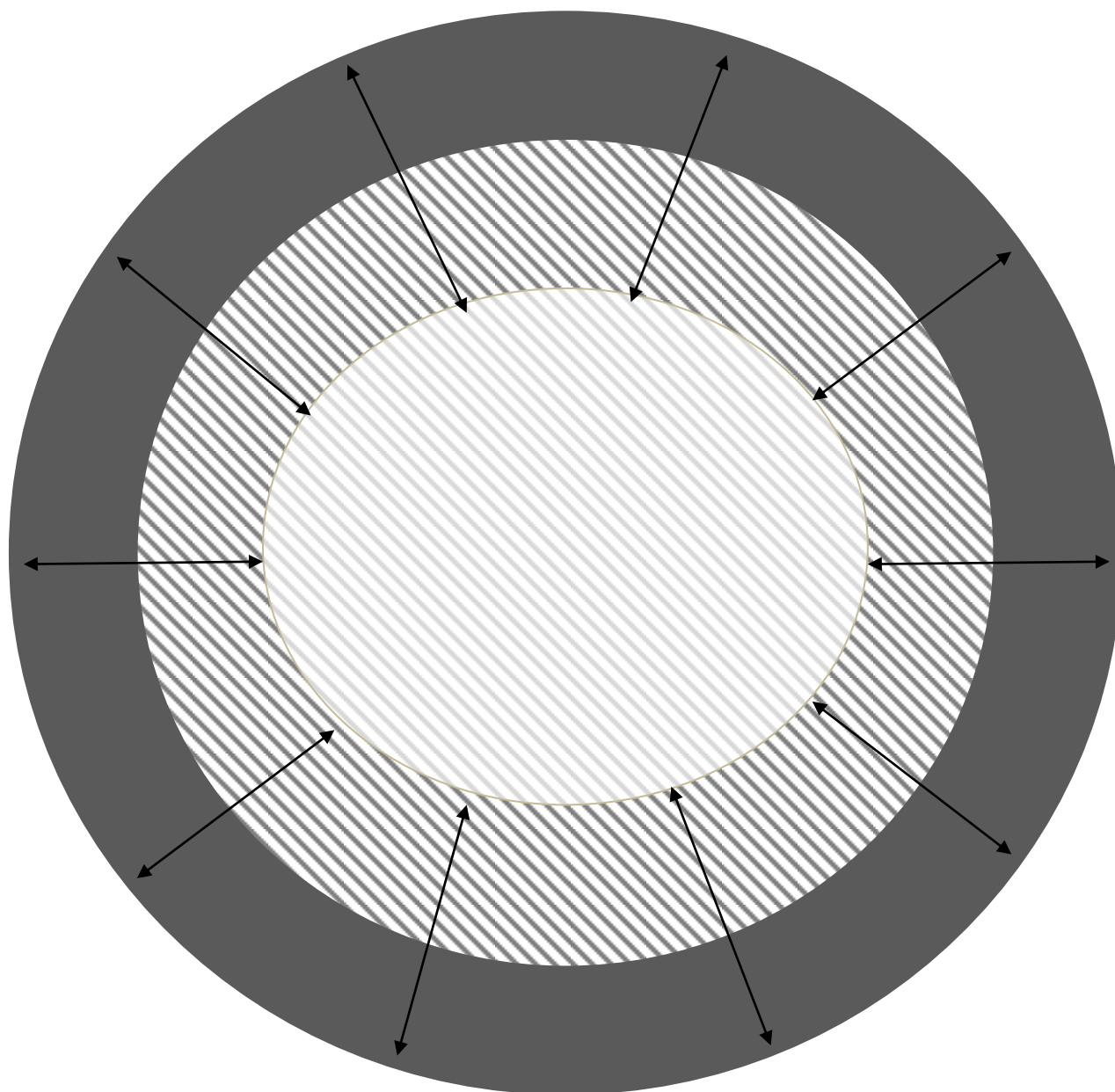
- RICHARDSON, D. M. 1998. Forestry trees as invasive aliens. *Conservation Biology*, 12, 18-26.
- RICHARDSON, D. M. & BOND, W. J. 1991. Determinants of plant-distribution – evidence from pine invasions. *American Naturalist*, 137, 639-668.
- RICHARDSON, D. M., DAEHLER, C. C., LEISHMAN, M. R., PAUCHARD, A. & PYSEK, P. 2010. Plant invasions: theoretical and practical challenges. *Biological Invasions*, 12, 3907-3911.
- RICHARDSON, D. M. & HIGGINS, S. I. 1998. Pines as invaders in the southern hemisphere.
- RICHARDSON, D. M., PYSEK, P., REJMANEK, M., BARBOUR, M. G., PANETTA, F. D. & WEST, C. J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: Concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, 6, 93-107.
- RICHARDSON, D. M., VAN WILGEN, B. W. & NUNEZ, M. A. 2008. Alien conifer invasions in South America: short fuse burning? *Biological Invasions*, 10, 573-577.
- RICHARDSON, D. M., WILLIAMS, P. A. & HOBBS, R. J. 1994. Pine invasions in the southern-hemisphere – determinants of spread and invadability. *Journal of Biogeography*, 21, 511-527.
- SFS 1991:583 Skogsvårdsförordning (1993:1096); utfärdad 1993-09-30.
- SFS 2010:956 Förordning om ändring i skogsvårdsförordningen (1993:1096); utfärdad 2010-0601.
- SKSFS 1979. Skogsstyrelsens föreskrifter och allmänna råd till Skogsvårdslagen. Jönköping, Sweden: National Board of Forestry.
- SKSFS 1987. Skogsstyrelsens föreskrifter och allmänna råd till Skogsvårdslagen. Jönköping, Sweden: National board of forestry.
- SKSFS 1993. Skogsstyrelsens föreskrifter och allmänna råd till Skogsvårdslagen. Jönköping, Sweden: National Board of Forestry.
- SYKES, M. T. 2001. Modelling the potential distribution and community dynamics of lodgepole pine (*Pinus contorta* Dougl. ex. Loud.) in Scandinavia. *Forest Ecology and Management*, 141, 69-84.
- SKOGFORSK. 2012. Kunskap Direkt.
<http://www.skogforsk.se/KunskapDirekt/Foryngra/11619/16755/>
- WENNSTRÖM, U. 2012. Foto av *P. contorta*.
<http://www.futureforests.se/program/futureforests/hem/delprojekt/skogensskotsel/skotselavcontorta.4.7549e4d91267b3b9887800030321.html>
- WHEELER, N. C. & GURIES, R. P. 1982. Biogeography of lodgepole pine. *Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne De Botanique*, 60, 1805-1814.
- ZOBEL, B. J., WYK, G. V. & STAHL, P. 1987. Growing exotic forests.

16. BILAGOR

Bilaga 1. Sammanställning av de faktorer som avgör om en art inom släktet *Pinus* riskerar att bli invasiv (baserat på en studiesammanställning utförd av Richardson et al. (1994).

Typ av faktor	Faktorer som främjar självspredning	Faktorer som försvårar självspredning
Artspecifika drag		
fröstorlek	små frön med stora vingar	stora frön med små vingar
tid till första frösättning	kort (<10 år)	lång (>10 år)
tid mellan goda fröår	kort (<3 år)	lång (>3 år)
överlevnadsförmåga vid lätt betetryck	bra	dålig
Tid sedan introduktion		
	lång (>50 år)	kort (<50 år)
Kulturomfattning		
totalareal	stor	liten
del av totalareal	stor	liten
Vegetationstyp		
fältskikttyp	ingen eller begränsad växtlighet	skog
täckningsgrad	låg (<50 %)	hög (>80 %)
Avstånd från ekvatorn		
	lat. 30-45° S	lat. <30° S
Störningsregim		
frekvens	medel-låg	mycket låg eller hög
orsakad av människan	medel-lågt betetryck	kraftigt ökat eller minskat betetryck
faktorer som förstärker effekten	minskad vegetationskonkurrens	ökad konkurrens och/eller manuell avlägsnande av plantor
naturliga störningar	vind, översvämningar, brand, erosion	brand
Motståndskraftiga livsformer		
växtsamhällets struktur	lättinvaderat: buskar och/eller gräs	svårinvaderat: eukalyptusskogar eller fynbosekosystem (Sydafrika)
inverkan av däggdjursarter	minskad av konkurrerande växtlighet, spridning av frön	genom bete eller tramp förstöra frön
svamppåverkan	närvaro av mykorrhizasvampar	frånvaro av mykorrhizasvampar, skadesvampar

Bilaga 2. Schematisk skiss över ett bestånd.



Pilarna symboliserar provytetråk om 2*50 meter (delat på mitten av beståndsgräns). Rastrade fält visar contortabeståndet och den grå ytterkanten är kantzonen.

Bilaga 3. Inventeringsresultat år 2000 (contortaplantor/ha) (bearbetad 2011 efter Edin, 2000).

Edins (2000) resultat är omräknade till antal/hektar.

Namn	Latitud	Altitud	Anläggningsår	Ungefärlig ålder (anläggningsår + 2)	Stråkantall	PC	Totalt antal	15-50	50-130	>130
Malungen	62,12		220	H70	44	9 Helt stråk (100 m2)	0	0	0	0
						9 In (50 m2)	0	0	0	0
						9 Ut (50 m2)	0	0	0	0
Fromskogen	62,20		450	H70	44	9 Helt stråk (100 m2)	122	67	56	0
						9 In (50 m2)	22	0	22	0
						9 Ut (50 m2)	222	133	89	0
Stormörtsjökullen	62,20		400	H70	44	10 Helt stråk (100 m2)	0	0	0	0
						10 In (50 m2)	0	0	0	0
						10 Ut (50 m2)	0	0	0	0
Aspåsen	62,25		470	H70	44	9 Helt stråk (100 m2)	0	0	0	0
						9 In (50 m2)	0	0	0	0
						9 Ut (50 m2)	0	0	0	0
Oppbodarna	62,34		510	H72	42	9 Helt stråk (100 m2)	44	0	0	44
						9 In (50 m2)	67	0	0	67
						9 Ut (50 m2)	22	0	0	22
Brännbodarna	63,07		360	H70	44	9 Helt stråk (100 m2)	133	22	33	78
						9 In (50 m2)	0	0	0	0
						9 Ut (50 m2)	267	44	67	156
Torrmjrtjärn	63,14		330	V72	42	10 Helt stråk (100 m2)	10	0	10	0
						10 In (50 m2)	0	0	0	0
						10 Ut (50 m2)	20	0	20	0
Getingsmyren	63,24		480	V71	43	9 Helt stråk (100 m2)	11	11	0	0
						9 In (50 m2)	0	0	0	0
						9 Ut (50 m2)	22	22	0	0
Björnavattnet	63,31		350	V71	43	9 Helt stråk (100 m2)	56	33	22	0
						9 In (50 m2)	44	44	0	0
						9 Ut (50 m2)	67	22	44	0
Flykälen	63,50		410	V71	43	9 Helt stråk (100 m2)	0	0	0	0
						9 In (50 m2)	0	0	0	0
						9 Ut (50 m2)	0	0	0	0
Sjöbysjön	63,57		120	V72	42	8 Helt stråk (100 m2)	313	263	50	0
						8 In (50 m2)	0	0	0	0
						8 Ut (50 m2)	625	525	100	0
Skirsjödedit	64,05		400	V72	42	9 Helt stråk (100 m2)	0	0	0	0
						9 In (50 m2)	0	0	0	0
						9 Ut (50 m2)	0	0	0	0
Kalva	64,05		390	V72	42	3 Helt stråk (100 m2)	333	233	33	67
						3 In (50 m2)	67	0	0	67
						3 Ut (50 m2)	600	467	67	67
Ringvattnet	64,10		450	V70	44	10 Helt stråk (100 m2)	110	110	0	0
						10 In (50 m2)	0	0	0	0
						10 Ut (50 m2)	220	220	0	0
Meselberget	64,29		400	V71	43	9 Helt stråk (100 m2)	22	22	0	0
						9 In (50 m2)	0	0	0	0
						9 Ut (50 m2)	44	44	0	0
Bredsele	64,31		400	V72	42	10 Helt stråk (100 m2)	30	20	10	0
						10 In (50 m2)	0	0	0	0
						10 Ut (50 m2)	60	40	20	0
Norråker	64,35		380	V70	44	10 Helt stråk (100 m2)	10	10	0	0
						10 In (50 m2)	0	0	0	0
						10 Ut (50 m2)	20	20	0	0
Pausele	64,52		320	V71	43	9 Helt stråk (100 m2)	111	78	33	0
						9 In (50 m2)	0	0	0	0
						9 Ut (50 m2)	222	156	67	0
Länsgränsen 71	65,20		300	V71	43	10 Helt stråk (100 m2)	120	80	40	0
						10 In (50 m2)	20	20	0	0
						10 Ut (50 m2)	220	140	80	0
Mattismyren	66,11		120	V71	43	10 Helt stråk (100 m2)	40	40	0	0
						10 In (50 m2)	40	40	0	0
						10 Ut (50 m2)	40	40	0	0
		Medelhöjd över havet (m)		Medelålder	Stråkantall	PC	Totalt antal	15-50	50-130	>130
		363			43	180 Antal	62	42	13	7
						180 In	11	6	1	4
						180 Ut	113	78	26	10

Bilaga 4. Inventeringsresultat år 2000 (tallplantor/ha) (bearbetad 2011 efter Edin, 2000).

Namn	Latitud	Altitud	Anläggningsår	Ungefärlig ålder (anläggningsår + 2)	Stråkantall	PS	Totalt antal	15-50	50-130	>130
Malungen	62,12		220	H70	44	9 Helt stråk (100 m2)	33	33	0	0
						9 In (50 m2)	0	0	0	0
						9 Ut (50 m2)	67	67	0	0
Fromskogen	62,20		450	H70	44	9 Helt stråk (100 m2)	111	22	22	67
						9 In (50 m2)	22	0	0	22
						9 Ut (50 m2)	200	44	44	111
Stormörtsjökullen	62,20		400	H70	44	10 Helt stråk (100 m2)	40	10	20	10
						10 In (50 m2)	0	0	0	0
						10 Ut (50 m2)	80	20	40	20
Aspåsen	62,25		470	H70	44	9 Helt stråk (100 m2)	22	22	0	0
						9 In (50 m2)	44	44	0	0
						9 Ut (50 m2)	0	0	0	0
Oppbodarna	62,34		510	H72	42	9 Helt stråk (100 m2)	67	0	0	67
						9 In (50 m2)	22	0	0	22
						9 Ut (50 m2)	111	0	0	111
Brännbodarna	63,07		360	H70	44	9 Helt stråk (100 m2)	500	89	200	211
						9 In (50 m2)	333	111	111	111
						9 Ut (50 m2)	667	67	289	311
Torrmjrtjärn	63,14		330	V72	42	10 Helt stråk (100 m2)	110	10	30	70
						10 In (50 m2)	80	20	40	20
						10 Ut (50 m2)	140	0	20	120
Getingsmyren	63,24		480	V71	43	9 Helt stråk (100 m2)	11	0	0	11
						9 In (50 m2)	22	0	0	22
						9 Ut (50 m2)	0	0	0	0
Björnavattnet	63,31		350	V71	43	9 Helt stråk (100 m2)	78	0	44	33
						9 In (50 m2)	44	0	0	44
						9 Ut (50 m2)	111	0	89	22
Flykälän	63,50		410	V71	43	9 Helt stråk (100 m2)	0	0	0	0
						9 In (50 m2)	0	0	0	0
						9 Ut (50 m2)	0	0	0	0
Sjöbysjön	63,57		120	V72	42	8 Helt stråk (100 m2)	1025	850	150	25
						8 In (50 m2)	100	25	50	25
						8 Ut (50 m2)	1950	1675	250	25
Skirsjöedet	64,05		400	V72	42	9 Helt stråk (100 m2)	0	0	0	0
						9 In (50 m2)	0	0	0	0
						9 Ut (50 m2)	0	0	0	0
Kalva	64,05		390	V72	42	3 Helt stråk (100 m2)	0	0	0	0
						3 In (50 m2)	0	0	0	0
						3 Ut (50 m2)	0	0	0	0
Ringvattnet	64,10		450	V70	44	10 Helt stråk (100 m2)	0	0	0	0
						10 In (50 m2)	0	0	0	0
						10 Ut (50 m2)	0	0	0	0
Meselberget	64,29		400	V71	43	9 Helt stråk (100 m2)	22	22	0	0
						9 In (50 m2)	0	0	0	0
						9 Ut (50 m2)	44	44	0	0
Bredsele	64,31		400	V72	42	10 Helt stråk (100 m2)	0	0	0	0
						10 In (50 m2)	0	0	0	0
						10 Ut (50 m2)	0	0	0	0
Norråker	64,35		380	V70	44	10 Helt stråk (100 m2)	0	0	0	0
						10 In (50 m2)	0	0	0	0
						10 Ut (50 m2)	0	0	0	0
Pausele	64,52		320	V71	43	9 Helt stråk (100 m2)	744	189	278	278
						9 In (50 m2)	533	22	111	400
						9 Ut (50 m2)	956	356	444	156
Länsgränsen 71	65,20		300	V71	43	10 Helt stråk (100 m2)	70	50	10	10
						10 In (50 m2)	0	0	0	0
						10 Ut (50 m2)	140	100	20	20
Mattismyren	66,11		120	V71	43	10 Helt stråk (100 m2)	1600	390	250	960
						10 In (50 m2)	1200	100	180	920
						10 Ut (50 m2)	2000	680	320	1000
		Medelhöjd över havet (m)		Medelålder	Stråkantall	PS	Totalt antal	15-50	50-130	>130
		363		43	180 Helt stråk (100 m2)		226	82	51	93
					180 In (50 m2)		127	17	26	84
					180 Ut (50 m2)		326	148	77	101

Bilaga 5. Inventeringsresultat år 2000 (granplantor/ha) (bearbetad 2011 efter Edin, 2000).

Namn	Latitud	Altitud	Anläggningsår	Ungefärlig ålder (anläggningsår + 2)	Stråkantall	PA	Totalt antal	5-15	50-130	>130
Malungen	62,12		220	H70	44	9 Helt stråk (100 m2)	1400	411	444	544
						9 In (50 m2)	1067	422	467	178
						9 Ut (50 m2)	1733	400	422	911
Fromskogen	62,20		450	H70	44	9 Helt stråk (100 m2)	889	200	278	411
						9 In (50 m2)	489	0	67	422
						9 Ut (50 m2)	1289	400	489	400
Stormörtsjökullen	62,20		400	H70	44	10 Helt stråk (100 m2)	1340	520	470	350
						10 In (50 m2)	1360	680	520	160
						10 Ut (50 m2)	1320	360	420	540
Aspåsen	62,25		470	H70	44	9 Helt stråk (100 m2)	944	200	267	478
						9 In (50 m2)	867	333	311	222
						9 Ut (50 m2)	1022	67	222	733
Oppbodarna	62,34		510	H72	42	9 Helt stråk (100 m2)	1089	211	211	667
						9 In (50 m2)	1067	111	89	867
						9 Ut (50 m2)	1111	311	333	467
Brännbodarna	63,07		360	H70	44	9 Helt stråk (100 m2)	1678	644	700	333
						9 In (50 m2)	2356	1000	1067	289
						9 Ut (50 m2)	1000	289	333	378
Torrmjrtjäm	63,14		330	V72	42	10 Helt stråk (100 m2)	1770	190	670	910
						10 In (50 m2)	1240	120	600	520
						10 Ut (50 m2)	2300	260	740	1300
Getingsmyren	63,24		480	V71	43	9 Helt stråk (100 m2)	1422	267	556	600
						9 In (50 m2)	1800	244	756	800
						9 Ut (50 m2)	1044	289	356	400
Björnavattnet	63,31		350	V71	43	9 Helt stråk (100 m2)	844	256	322	267
						9 In (50 m2)	467	222	156	89
						9 Ut (50 m2)	1222	289	489	444
Flykälen	63,50		410	V71	43	9 Helt stråk (100 m2)	1544	633	622	289
						9 In (50 m2)	1822	956	644	222
						9 Ut (50 m2)	1267	311	600	356
Sjöbysjön	63,57		120	V72	42	8 Helt stråk (100 m2)	3763	1663	1525	575
						8 In (50 m2)	2825	750	1500	575
						8 Ut (50 m2)	4700	2575	1550	575
Skirsjödädet	64,05		400	V72	42	9 Helt stråk (100 m2)	711	122	211	378
						9 In (50 m2)	422	89	44	289
						9 Ut (50 m2)	1000	156	378	467
Kalva	64,05		390	V72	42	3 Helt stråk (100 m2)	4033	2233	1600	200
						3 In (50 m2)	1867	667	1067	133
						3 Ut (50 m2)	6200	3800	2133	267
Ringvattnet	64,10		450	V70	44	10 Helt stråk (100 m2)	510	120	80	310
						10 In (50 m2)	320	80	60	180
						10 Ut (50 m2)	700	160	100	440
Meselberget	64,29		400	V71	43	9 Helt stråk (100 m2)	767	389	222	156
						9 In (50 m2)	178	0	67	111
						9 Ut (50 m2)	1356	778	378	200
Bredsele	64,31		400	V72	42	10 Helt stråk (100 m2)	1280	540	370	370
						10 In (50 m2)	560	280	160	120
						10 Ut (50 m2)	2000	800	580	620
Norråker	64,35		380	V70	44	10 Helt stråk (100 m2)	450	170	120	160
						10 In (50 m2)	200	160	20	20
						10 Ut (50 m2)	700	180	220	300
Pausele	64,52		320	V71	43	9 Helt stråk (100 m2)	967	467	244	256
						9 In (50 m2)	178	0	67	111
						9 Ut (50 m2)	1756	933	422	400
Länsgränsen 71	65,20		300	V71	43	10 Helt stråk (100 m2)	840	610	150	80
						10 In (50 m2)	180	120	20	40
						10 Ut (50 m2)	1500	1100	280	120
Mattismyren	66,11		120	V71	43	10 Helt stråk (100 m2)	340	190	70	80
						10 In (50 m2)	340	240	80	20
						10 Ut (50 m2)	340	140	60	140
		Medelhöjd över havet (m)		Medelålder	Stråkantall	PA	Totalt antal	15-50	50-130	>130
		363			43	180 Helt stråk (100 m2)	1210	431	406	373
						180 In (50 m2)	926	307	352	267
						180 Ut (50 m2)	1494	556	459	480

Bilaga 6. Inventeringsresultat år 2011 (contortaplantar/ha).

Namn	Latitud	Altitud	Anläggningsår	Ungefärlig ålder (anläggningsår + 2)	Stråkantal	PC	Totalt antal	15-50	50-130	130-250	250-500	>500	>130	
Malungen	62,12		220 H70		44	8 Helt stråk (100 m2)	25	25	0	0	0	0	0	
						8 In (50 m2)	50	50	0	0	0	0	0	
						8 Ut (50 m2)	0	0	0	0	0	0	0	
Fromskogen	62,20		450 H70		44	8 Helt stråk (100 m2)	288	263	13	13	0	0	13	
						8 In (50 m2)	25	25	0	0	0	0	0	
						8 Ut (50 m2)	550	500	25	25	0	0	25	
Stormörtsjökullen	62,20		400 H70		44	9 Helt stråk (100 m2)	22	22	0	0	0	0	0	
						9 In (50 m2)	22	22	0	0	0	0	0	
						9 Ut (50 m2)	22	22	0	0	0	0	0	
Aspåsen	62,25		470 H70		44	9 Helt stråk (100 m2)	22	22	0	0	0	0	0	
						9 In (50 m2)	0	0	0	0	0	0	0	
						9 Ut (50 m2)	44	44	0	0	0	0	0	
Oppbodarna	62,34		510 H72		42	8 Helt stråk (100 m2)	13	0	0	13	0	0	13	
						8 In (50 m2)	0	0	0	0	0	0	0	
						8 Ut (50 m2)	25	0	0	25	0	0	25	
Brännbodarna	63,07		360 H70		44	9 Helt stråk (100 m2)	200	122	0	11	44	22	78	
						9 In (50 m2)	44	44	0	0	0	0	0	
						9 Ut (50 m2)	356	200	0	22	89	44	156	
Tormyr tjäm	63,14		330 V72		42	10 Helt stråk (100 m2)	10	10	0	0	0	0	0	
						10 In (50 m2)	0	0	0	0	0	0	0	
						10 Ut (50 m2)	20	20	0	0	0	0	0	
Getingsmyren	63,24		480 V71		43	9 Helt stråk (100 m2)	100	89	0	0	11	0	11	
						9 In (50 m2)	0	0	0	0	0	0	0	
						9 Ut (50 m2)	200	178	0	0	22	0	22	
Björnavattnet	63,31		350 V71		43	7 Helt stråk (100 m2)	86	86	0	0	0	0	0	
						7 In (50 m2)	0	0	0	0	0	0	0	
						7 Ut (50 m2)	171	171	0	0	0	0	0	
Flykålen	63,50		410 V71		43	6 Helt stråk (100 m2)	50	33	0	0	17	0	17	
						6 In (50 m2)	0	0	0	0	0	0	0	
						6 Ut (50 m2)	100	67	0	0	33	0	33	
Sjöbysjön	63,57		120 V72		42	6 Helt stråk (100 m2)	200	150	17	17	17	0	33	
						6 In (50 m2)	33	33	0	0	0	0	0	
						6 Ut (50 m2)	367	267	33	33	33	0	67	
Skirsjöedet	64,05		400 V72		42	8 Helt stråk (100 m2)	0	0	0	0	0	0	0	
						8 In (50 m2)	0	0	0	0	0	0	0	
						8 Ut (50 m2)	0	0	0	0	0	0	0	
Kalva	64,05		390 V72		42	2 Helt stråk (100 m2)	450	200	200	50	0	0	50	
						2 In (50 m2)	0	0	0	0	0	0	0	
						2 Ut (50 m2)	900	400	400	100	0	0	100	
Ringvattnet	64,10		450 V70		44	10 Helt stråk (100 m2)	180	140	20	20	0	0	20	
						10 In (50 m2)	20	20	0	0	0	0	0	
						10 Ut (50 m2)	340	260	40	40	0	0	40	
Meselberget	64,29		400 V71		43	9 Helt stråk (100 m2)	44	44	0	0	0	0	0	
						9 In (50 m2)	22	22	0	0	0	0	0	
						9 Ut (50 m2)	67	67	0	0	0	0	0	
Bredsele	64,31		400 V72		42	9 Helt stråk (100 m2)	67	67	0	0	0	0	0	
						9 In (50 m2)	0	0	0	0	0	0	0	
						9 Ut (50 m2)	133	133	0	0	0	0	0	
Norråker	64,35		380 V70		44	8 Helt stråk (100 m2)	88	63	0	25	0	0	25	
						8 In (50 m2)	150	100	0	50	0	0	50	
						8 Ut (50 m2)	25	25	0	0	0	0	0	
Pausele	64,52		320 V71		43	9 Helt stråk (100 m2)	144	133	11	0	0	0	0	
						9 In (50 m2)	0	0	0	0	0	0	0	
						9 Ut (50 m2)	289	267	22	0	0	0	0	
Länsgränsen 71	65,20		300 V71		43	4 Helt stråk (100 m2)	225	25	175	25	0	0	25	
						4 In (50 m2)	0	0	0	0	0	0	0	
						4 Ut (50 m2)	450	50	350	50	0	0	50	
Mattismyren	66,11		120 V71		43	10 Helt stråk (100 m2)	100	0	0	30	40	30	100	
						10 In (50 m2)	200	0	0	60	80	60	200	
						10 Ut (50 m2)	0	0	0	0	0	0	0	
			Medelhöjd över havet (m)			Stråkantal	PC	Totalt antal	15-50	50-130	130-250	250-500	>500	>130
				Medelålder	43	158 Helt stråk (100 m2)		98	70	10	8	7	3	18
			363 Antal			158 In (50 m2)		32	16	0	6	5	4	15
			Ut			158 Ut (50 m2)		165	123	20	10	9	3	22

Bilaga 7. Inventeringsresultat år 2011 (svensktallplantor/ha).

Namn	Latitud	Altitud	Anläggningsår	Ungefärlig ålder (anläggningsår + 2)	Stråkantall	PS	Totalt antal	15-50	50-130	130-250	250-500	>500	>130
Malungen	62,12		220 H70		44	8 Helt stråk (100 m2)	0	0	0	0	0	0	0
						8 In (50 m2)	0	0	0	0	0	0	0
						8 Ut (50 m2)	0	0	0	0	0	0	0
Fromskogen	62,20		450 H70		44	8 Helt stråk (100 m2)	300	300	0	0	0	0	0
						8 In (50 m2)	0	0	0	0	0	0	0
						8 Ut (50 m2)	300	300	0	0	0	0	0
Stormörtsjökullen	62,20		400 H70		44	9 Helt stråk (100 m2)	67	22	44	0	0	0	0
						9 In (50 m2)	0	0	0	0	0	0	0
						9 Ut (50 m2)	67	22	44	0	0	0	0
Aspåsen	62,25		470 H70		44	9 Helt stråk (100 m2)	378	378	0	0	0	0	0
						9 In (50 m2)	44	44	0	0	0	0	0
						9 Ut (50 m2)	333	333	0	0	0	0	0
Oppbodarna	62,34		510 H72		42	8 Helt stråk (100 m2)	50	50	0	0	0	0	0
						8 In (50 m2)	0	0	0	0	0	0	0
						8 Ut (50 m2)	50	50	0	0	0	0	0
Brännbodarna	63,07		360 H70		44	9 Helt stråk (100 m2)	422	89	22	178	89	44	311
						9 In (50 m2)	111	0	0	44	67	0	111
						9 Ut (50 m2)	311	89	22	133	22	44	200
Tormyr tjäm	63,14		330 V72		42	10 Helt stråk (100 m2)	80	80	0	0	0	0	0
						10 In (50 m2)	0	0	0	0	0	0	0
						10 Ut (50 m2)	80	80	0	0	0	0	0
Getingsmyren	63,24		480 V71		43	9 Helt stråk (100 m2)	178	178	0	0	0	0	0
						9 In (50 m2)	0	0	0	0	0	0	0
						9 Ut (50 m2)	178	178	0	0	0	0	0
Björnavattnet	63,31		350 V71		43	7 Helt stråk (100 m2)	429	229	171	0	29	0	29
						7 In (50 m2)	86	0	57	0	29	0	29
						7 Ut (50 m2)	343	229	114	0	0	0	0
Flykälen	63,50		410 V71		43	6 Helt stråk (100 m2)	100	100	0	0	0	0	0
						6 In (50 m2)	0	0	0	0	0	0	0
						6 Ut (50 m2)	100	100	0	0	0	0	0
Sjöbysjön	63,57		120 V72		42	6 Helt stråk (100 m2)	600	600	0	0	0	0	0
						6 In (50 m2)	0	0	0	0	0	0	0
						6 Ut (50 m2)	600	600	0	0	0	0	0
Skirsjöedet	64,05		400 V72		42	8 Helt stråk (100 m2)	0	0	0	0	0	0	0
						8 In (50 m2)	0	0	0	0	0	0	0
						8 Ut (50 m2)	0	0	0	0	0	0	0
Kalva	64,05		390 V72		42	2 Helt stråk (100 m2)	0	0	0	0	0	0	0
						2 In (50 m2)	0	0	0	0	0	0	0
						2 Ut (50 m2)	0	0	0	0	0	0	0
Ringvattnet	64,10		450 V70		44	10 Helt stråk (100 m2)	20	20	0	0	0	0	0
						10 In (50 m2)	0	0	0	0	0	0	0
						10 Ut (50 m2)	20	20	0	0	0	0	0
Meselberget	64,29		400 V71		43	9 Helt stråk (100 m2)	22	22	0	0	0	0	0
						9 In (50 m2)	0	0	0	0	0	0	0
						9 Ut (50 m2)	22	22	0	0	0	0	0
Bredsele	64,31		400 V72		42	9 Helt stråk (100 m2)	0	0	0	0	0	0	0
						9 In (50 m2)	0	0	0	0	0	0	0
						9 Ut (50 m2)	0	0	0	0	0	0	0
Norråker	64,35		380 V70		44	8 Helt stråk (100 m2)	50	50	0	0	0	0	0
						8 In (50 m2)	25	25	0	0	0	0	311
						8 Ut (50 m2)	25	25	0	0	0	0	178
Pausele	64,52		320 V71		43	9 Helt stråk (100 m2)	889	556	200	44	67	22	133
						9 In (50 m2)	44	0	0	0	22	22	44
						9 Ut (50 m2)	844	556	200	44	44	0	0
Längsgränsen 71	65,20		300 V71		43	4 Helt stråk (100 m2)	0	0	0	0	0	0	0
						4 In (50 m2)	0	0	0	0	0	0	0
						4 Ut (50 m2)	0	0	0	0	0	0	880
Mattismyren	66,11		120 V71		43	10 Helt stråk (100 m2)	1700	840	120	220	260	260	740
						10 In (50 m2)	240	80	20	40	20	80	140
						10 Ut (50 m2)	1460	760	100	180	240	180	0
		Medelhöjd över havet (m)		Medelålder	Stråkantall	PS	Totalt antal	15-50	50-130	130-250	250-500	>500	>130
					363	158 Helt stråk (100 m2)	146	94	15	13	13	10	37
					In	158 In (50 m2)	32	9	4	5	8	6	19
					Ut	158 Ut (50 m2)	259	178	27	22	19	14	54

Bilaga 8. Inventeringsresultat år 2011 (granplantor/ha).

Namn	Latitud	Altitud	Anläggningsår	Ungefärlig ålder	Stråkant	PA	Totalt antal	5-15	50-130	130-250	250-500	>500	>130
Malungen	62	220	H70	44	8	Helt stråk (100 m2)	2650	1500	425	400	250	75	725
					8	In (50 m2)	925	425	175	250	75	0	325
					8	Ut (50 m2)	1725	1075	250	150	175	75	400
Fromskogen	62	450	H70	44	8	Helt stråk (100 m2)	1625	875	225	350	100	75	525
					8	In (50 m2)	475	275	25	125	25	25	175
					8	Ut (50 m2)	1150	600	200	225	75	50	350
Stormörsjöskulle	62	400	H70	44	9	Helt stråk (100 m2)	3133	2089	422	356	133	133	622
					9	In (50 m2)	1111	622	244	222	22	0	244
					9	Ut (50 m2)	2022	1467	178	133	111	133	378
Aspåsen	62	470	H70	44	9	Helt stråk (100 m2)	2067	1333	200	267	89	178	533
					9	In (50 m2)	578	378	89	111	0	0	111
					9	Ut (50 m2)	1489	956	111	156	89	178	422
Oppbodarna	62	510	H72	42	8	Helt stråk (100 m2)	1600	725	125	225	200	200	750
					8	In (50 m2)	675	175	0	200	225	75	500
					8	Ut (50 m2)	925	550	125	25	100	125	250
Brännbodarna	63	360	H70	44	9	Helt stråk (100 m2)	2978	2022	244	622	89	0	711
					9	In (50 m2)	1889	1067	222	556	44	0	600
					9	Ut (50 m2)	1089	956	22	67	44	0	111
Torrmjrtjärn	63	330	V72	42	10	Helt stråk (100 m2)	2720	2560	140	20	0	0	20
					10	In (50 m2)	420	340	60	20	0	0	20
					10	Ut (50 m2)	2300	2220	80	0	0	0	0
Getingsmyren	63	480	V71	43	9	Helt stråk (100 m2)	1933	978	178	200	400	178	778
					9	In (50 m2)	578	200	89	133	111	44	289
					9	Ut (50 m2)	1356	778	89	67	289	133	489
Björnavatnet	63	350	V71	43	7	Helt stråk (100 m2)	1600	486	486	314	200	114	629
					7	In (50 m2)	914	257	314	200	114	29	343
					7	Ut (50 m2)	686	229	171	114	86	86	286
Flykälen	64	410	V71	43	6	Helt stråk (100 m2)	2333	1433	300	233	300	67	600
					6	In (50 m2)	1100	767	167	67	67	33	167
					6	Ut (50 m2)	1233	667	133	167	233	33	433
Sjöbysjön	64	120	V72	42	6	Helt stråk (100 m2)	10233	7967	800	933	267	267	1467
					6	In (50 m2)	6033	4867	400	567	33	167	767
					6	Ut (50 m2)	4200	3100	400	367	233	100	700
Skirsjöedet	64	400	V72	42	8	Helt stråk (100 m2)	575	300	175	50	25	25	100
					8	In (50 m2)	175	50	50	25	25	25	625
					8	Ut (50 m2)	400	250	125	25	0	0	25
Kalva	64	390	V72	42	2	Helt stråk (100 m2)	5900	3700	1600	600	0	0	600
					2	In (50 m2)	0	0	0	0	0	0	880
					2	Ut (50 m2)	5900	3700	1600	600	0	0	600
Ringvattnet	64	450	V70	44	10	Helt stråk (100 m2)	960	460	220	120	140	20	280
					10	In (50 m2)	240	20	120	60	40	0	469
					10	Ut (50 m2)	720	440	100	60	100	20	180
Meselberget	64	400	V71	43	9	Helt stråk (100 m2)	978	667	22	111	44	133	289
					9	In (50 m2)	0	0	0	0	0	0	1244
					9	Ut (50 m2)	978	667	22	111	44	133	289
Bredsele	64	400	V72	42	9	Helt stråk (100 m2)	2867	1622	289	467	244	244	956
					9	In (50 m2)	444	200	67	111	22	44	1553
					9	Ut (50 m2)	2422	1422	222	356	222	200	778
Norråker	64	380	V70	44	8	Helt stråk (100 m2)	1500	725	0	250	75	450	775
					8	In (50 m2)	525	425	0	0	0	100	800
					8	Ut (50 m2)	975	300	0	250	75	350	422
Pausele	65	320	V71	43	9	Helt stråk (100 m2)	1578	1022	178	178	111	89	378
					9	In (50 m2)	200	111	44	0	0	44	44
					9	Ut (50 m2)	1378	911	133	178	111	44	2350
Länsgränsen 71	65	300	V71	43	4	Helt stråk (100 m2)	4500	1800	800	1350	500	50	1900
					4	In (50 m2)	1300	700	150	200	200	50	450
					4	Ut (50 m2)	3200	1100	650	1150	300	0	380
Mattismyren	66	120	V71	43	10	Helt stråk (100 m2)	840	340	260	120	40	80	240
					10	In (50 m2)	340	180	20	40	20	80	140
					10	Ut (50 m2)	500	160	240	80	20	0	0
Totalt		Medelhöjd över havet (m)		Medelålder	Stråkant	PA	Totalt antal	15-50	50-130	130-250	250-500	>500	>130
		363 Antal		43	158 Helt stråk (100 m2)		1155	723	139	153	78	61	292
		In			158 In (50 m2)		822	492	108	141	47	34	222
		Ut			158 Ut (50 m2)		1489	954	171	166	110	87	363

SENASTE UTGIVNA NUMMER

- 2011:13 Författare: Susanne Wiik
Kalkbarrskogar i Jämtland – vad karakteriserar de områden där kalkberoende mykorrhizasvampar förekommer?
- 2011:14 Författare: Andreas Nilsson
Krymper barrmassaved vid lagring? – En fallstudie i SCA:s Tövasystem
- 2011:15 Författare: Steve Fahlgren
Kärnvedsbildning i tall (*Pinus sylvestris* L.) – Startålder samt årlig tillväxt i Västerbotten
- 2011:16 Författare: Kerstin Frid
Kan hamlingen fortleva som tradition? – en studie över hamlingens historia och framtid i Bråbygden med omnejd
-
- 2012:1 Författare: Liisa Sars
Röjningsformens effekt på den yttre kvalitén hos björkstammar när beståndet närmar sig första gallring
- 2012:2 Författare: Daniel Timblad
Kvalitet och skador i tallungskog efter röjning vid olika stubbhöjder
- 2012:3 Författare: Aron Sandling
Epiphytic lichen flora in a boreal forest chronosequence
- 2012:4 Författare: Elsa Bengtsson
Leaf area index in *Vitellaria Paradoxa* parklands in Burkina Faso estimated by light interception and leaf sampling
- 2012:5 Författare: Tomas Jansson
Estimation of reindeer lichen biomass by image analysis
- 2012:6 Författare: Axel Eriksson
Röjningsformens effekt på tallens (*Pinus sylvestris* L.) tillväxt och kvalitetsegenskaper
- 2012:7 Författare: Björn Henningsson
Inverkan av röjning och gödsling på mikrofibrillvinkeln i tallens (*Pinus sylvestris* L.) ungdomsved
- 2012:8 Författare: Sophie Casetou
The inter- and intra- specific variability of charcoal traits in boreal ecosystems
- 2012:9 Författare: Andreas Hagenbo
Allelopathic effects of *Calluna vulgaris* on *Pinus sylvestris* and *Populus tremula*
- 2012:10 Författare: Mikael Öhman
Utveckling av ett GIS-verktyg för selektion av bränningstrakter – en studie genomförd på SCA-skogs marker inom Medelpads skogsförvaltning
- 2012:11 Författare: Klara Joelsson Hedemyr
Soil organic carbon and infiltrability in relation to distance from trees (*Vitellaria paradoxa*) with and without termite mounds in a parkland of central Burkina Faso
- 2012:12 Författare: Felicia Olsson
Tame animals in the wilderness – livestock grazing around summer farms in Jämtland, boreal Sweden 1800-2011