



ESTUDI DE LA REGENERACIÓ POST-INCENDI DE LA VEGETACIÓ EN BOSCOS BOREALS SIBERIANES

Laia Vandellós Delgado

Treball de Fi de Grau

Grau de Ciències Ambientals

Tutora: Beatriz Duguy Pedra

Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals.

Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona

Juliol del 2018

ABSTRACT

The boreal forest constitutes the 29% of global forest area, and its regeneration is related to the fire regime. The present study focuses on the East Siberian Taiga, in particular, in *Pinus sylvestris* forest with an understory of lichens and mosses. The fire return interval is short, and the fire is commonly surface type. The post fire vegetation recovery is strongly influenced by fire severity, climate and pre-fire ecosystem characteristics. However, it seems that this situation will get worse with the climate change projections.

Thus, it arises the need to analyze the post fire dynamics of the aforementioned ecosystem in front with a low – medium severity. In order to check if those forests are resilient and if there is a correct midterm regeneration.

The study has been based on the analysis of 8 vegetation plots, according to the experimental design with the treatment factor; burned, unburned. The results show that in a midterm, the richness and the diversity have not been affected by the fire, however, the structure has done so. So, while some functional groups, as herbaceous species and lichens has decreased, the woody species, trees and mosses have increased. These results agree with the post-fire regeneration model, except for woody species and trees. That can be indicative of the presence of micro-associations due to after severe fires, the ecosystem can regenerate by forming these associations which share the same richness but a different abundance.

ÍNDEX

1. Introducció	2
1.1. Els boscos boreals.....	2
1.2. Incendis a la taigà.....	3
1.3. Boscos boreals i canvi climàtic	4
2. Objectius	6
3. Materials i mètodes	7
3.1. Zona d'estudi.....	7
3.1.1. Localització.....	7
3.1.2. Climatologia.....	7
3.1.3. Litologia i sòls	8
3.1.4. Vegetació	8
3.1.5. Usos del sòl.....	9
3.1.6. Historia dels focs	9
3.2. Disseny experimental	10
3.2.1. Localització de les zones de mostreig.....	10
3.2.2. Disseny experimental	11
4. Resultats	15
4.1. Riquesa, diversitat i composició específica	15
4.2. Cobertura	16
4.3. Alçada	17
4.4. Estrat arbori.....	17
5. Discussió.....	18
6. Conclusions	27
7. Agraïments.....	28
8. Bibliografia.....	29
ANNEXOS.....	33

1. Introducció

1.1. Els boscos boreals

Els boscos boreals, situats entre les latituds 50° i 70°N, ocupen un 29% de la superfície forestal del món i el 73% de la superfície total dels boscos de coníferes (FAO, 1985) (ANNEX 1, Figura 1). Principalment es diferencien dues zones: el bosc boreal Nord Americà, a Canadà i Alaska, i el bosc boreal o taigà euroasiàtica, a Rússia i als països nòrdics.

A la taigà euroasiàtica s'hi troben 2/3 parts de la superfície total dels boscos boreals (Kukavskaya et al., 2014) - unes 900 x 10⁶ ha (Pisarenko i Strakhov, 1993) i representa el 28% del carboni emmagatzemat als boscos a nivell mundial (Dixon et al., 1994).

Actualment s'hi diferencien 10 ecoregions distribuïdes al llarg del continent euroasiàtic; el present estudi es centrarà en l'ecoregió de la Sibèria occidental (ANNEX 1, Figura 2). La qual, amb 240 milions d'hectàrees, avarca l'àrea situada entre les muntanyes dels Urals fins l'oest del riu Yenisey, integrant la plana occidental siberiana (Kurnaev, 1990). Aproximadament un 50% de la seva superfície correspon a pantans, aiguamolls i torberes (Shahgedanova, 2002) a causa del mal drenatge de la plana (Terentieva et al., 2016).

L'ecoregió presenta un gradient latitudinal de vegetació. A mesura que disminueix la latitud es van succeint els següents ecosistemes: tundra, boscos de tundra, taigà, boscos d'estepa i estepa (Terentieva et al., 2016; Shahgedanova, 2002).

D'acord amb Gvozdesky (1968), la taigà està dividida en tres subzones geobotàniques; la taigà septentrional, la central i la meridional. La taigà central, on es desenvolupa aquest treball, té un caràcter continental resultat de la circulació atmosfèrica i del contrast tèrmic entre el continent i les masses aquoses, principalment l'oceà Àrtic (Heimann et al., 2014), fent que hi hagi períodes sense gelades d'entre 86 a 107 dies (Bezkorovainaya et al., 2007).

Respecte a la vegetació, a la taigà central s'hi diferencien els boscos de coníferes dites fosques i els de coníferes dites clares. Les espècies arbòries dominants en el primer cas són *Picea obovata*, *Abies sibirica* i *Pinus sibirica* i, en el segon cas, *Larix sibirica* i *Pinus sylvestris* (Kremenetski et al., 2003). Aquesta última espècie presenta boscos oberts situats sobre el permafrost - aproximadament el 70% de la superfície- on poques espècies poden sobreviure (Fomchenkov et al., 1999).

L'actual estudi es centrarà en les pinedes de *P. sylvestris* que ocupen aproximadament el 30% de la superfície dels boscos siberians (Fomchenkov et al., 1999), sobretot zones poc humides amb sòls sorrencs (Kremenetski et al., 2003). En la

majoria d'aquests, el sotabosc està format per molses, líquens, espècies herbàcies meso-xeròfiles i, en menor mesura, algunes espècies arbustives (Sannikov, 1973, 1992).

1.2. Incendis a la taigà

Els incendis són un dels principals factors condicionants dels ecosistemes siberians ja que anualment s'hi cremen aproximadament 12 milions d'hectàrees (Conard et al., 2002). La superfície cremada, però, és molt variable en funció de les característiques biòtiques, abiòtiques, de l'època de l'any i de com s'inicia el foc (Soja et al., 2004). S'estima que un 70% dels incendis en territori rus, s'inicien en boscos de taigà clara (Conard i Ivanova, 1997).

El règim d'incendis varia en funció de l'espècie arbòria dominant (Milakovsky et al. 2012). En base a les marques de foc de l'estrat arbori dels últims 450 anys, s'ha documentat que els incendis en les pinedes de *P. sylvestris* ubicades a la Sibèria central tenen un interval promig de 36,9 anys (McRae et al., 2006). En aquest ecosistema, l'elevada inflamabilitat de la vegetació de sotabosc (molses, *Pleurozium schreberi*, i líquens *Cladonia* sp.) és causa de incendis (Conard i Ivanova, 1997). Estudis recents indiquen que s'ha incrementat l'oscil·lació de la durada de l'interval entre incendis, que es situa entre 10 i 60 anys, en funció de la latitud (Kukavskaya et al., 2014). Aquesta variació, i en particular la disminució en alguns ecosistemes de l'interval entre incendis consecutius, és conseqüència de l'augment dels impactes antropogènics durant les últimes dècades (Conard i Ivanova, 1997) i de les fortes sequeres (Bezkorovainaya et al., 2007).

La temporada d'incendis a la Sibèria central s'estén des d'abril fins a juliol; i mentre a l'abril afecta a les latituds 40°N, al juliol afecta a les latituds 60-70°N. En els anys secs aquesta temporada s'allarga i augmenta la severitat dels incendis (Soja et al., 2004).

Els incendis que afecten la taigà es poden classificar en tres tipus: subterranis, de capçada i de superfície. Els subterranis afecten els horitzons minerals del sòl i acostumen a ser molt severs (Milakovsky et al., 2012). Els de capçada cremen principalment l'estrat arbori i acostumen a ser severs podent eliminar més del 80% de la biomassa aèria. Finalment, els focs de superfície afecten al sotabosc (estrats herbaci i arbusti, molses i líquens), però poden esdevenir de capçada en algunes zones (Belov, 1976). S'hi diferencien els focs de superfície severs, que cremen un 90% de la biomassa del sotabosc i un 50% dels horitzons orgànics del sòl, i els poc severs, que poden cremar fins un 50% i un 10%, respectivament (Conard i Ivanova, 1997).

Les pinedes de *P. sylvestris* tenen tendència a patir incendis de superfície i, ocasionalment, de capçada - un 20% - (Conard i Ivanova, 1997). Els efectes que causa el foc són molt variables i estan condicionats a la seva intensitat (Kukavskaya et al., 2014).

En el sòl, la combustió dels horitzons orgànics comporta la reducció de la seva profunditat, entre un 16% i un 90% (Conrad i Ivanova 1997), i una exposició dels horitzons minerals. Augmenta, així, el risc d'erosió del sòl. En incendis molt severos, el sòl pot convertir-se en un emissor del carboni emmagatzemat (Myneni et al., 2002).

Respecte als efectes del foc sobre la vegetació, són molt variables en funció de la severitat de l'incendi i de la vegetació pre-existent, especialment de les adaptacions (presentes o no) a aquest factor evolutiu de les espècies dominants en cada ecosistema. *P. sylvestris* es caracteritza per tenir varis mecanismes d'adaptació: una elevada alçada de la base de la capçada, una morfologia de branques obertes amb un aparell foliar poc inflamable (Shahgedanova, 2002) i una mecanisme d'autopoda de les branques més baixes (De Groot et al., 2013). Els individus adults presenten una escorça gruixuda (i.e. mecanisme de resistència al foc) i unes arrels profundes que dificulten la mort de l'individu.

En pinedes de *P. sylvestris*, després d'incendis severos, l'estrat arbori pot evolucionar cap a boscos mixtes amb *Betula pendula* i una elevada densitat de plàntules de *P. sylvestris* (Kukavskaya et al., 2014). De manera general, si hi ha suficient disponibilitat de nutrients, s'afavoreix la colonització d'espècies vegetals oportunistes, generalment herbàcies, però arbòries també (*Betula spp.* i *Populus spp.*) (Shahgedanova, 2002). Pel que fa al sotabosc, s'espera que inicialment l'abundància dels arbusts nans com *Vaccinium vitis-idaea* i *Ledum palustre* disminueixi, però que progressivament augmenti (Perevoznikova et al., 2007). Altrament, al cap de 3 i 4 anys, les molles com *Pleurozium schreberi*, aniran colonitzant de manera irregular aquelles àrees on abans hi havia líquens (Kukavskaya et al., 2014). Pel que fa els líquens, aquests es desenvoluparan a diferents temps en funció de l'espècie i del substrat que necessitin (Tolpysheva, 2008).

En aquells incendis menys severos es recuperarà ràpidament, en principi, la comunitat vegetal pre-pretrurbació (Perevoznikova et al., 2007). Són necessaris, però, més estudis per a documentar la vulnerabilitat dels ecosistemes siberians sota els nous règims d'incendis (i.e. freqüència i severitat) conseqüència del canvi climàtic.

1.3. Boscos boreals i canvi climàtic

El canvi climàtic comportarà una redistribució de matèria i energia entre els ecosistemes terrestres i l'atmosfera (Lappalainen et al., 2016). Els efectes seran més

notoris i fins a dues vegades més ràpids en les latituds septentrionals (Hansen et al., 2006; IPCC, 2014). Les previsions apunten cap a un increment de la temperatura al bioma boreal d'entre 4°C i 11°C a finals de segle (Gauthier et al., 2015) i un augment del 10% de la precipitació mitjana anual (Tchebakova et al., 2016).

Pel que fa els incendis forestals, a causa de l'augment de les sequeres extremes, es preveu un allargament de 30 dies de la temporada d'incendis en els boscos boreals (Stocks, 1993), que es traduirà en un augment en el nombre, extensió i severitat dels incendis (Kharuk et al., 2008).

Pel que fa el sòl, aquest es veurà afectat per l'increment de temperatures ja que, per una banda, augmentarà la seva taxa de descomposició i la mineralització dels nutrients (Vierecki i Schandelmeier 1980), d'aquesta manera, augmentarà la fondària de la capa activa (Vierecki i Schandelmeier 1980). Per altra banda, l'àrea més continental de Sibèria patirà una descongelació lenta del permafrost que farà augmentar la humitat i, consegüentment, el creixement vegetatiu (Walter, 1979). L'alteració de les condicions abiòtiques del sòl comportarà canvis en l'estructura i productivitat de l'ecosistema (Abaimov et al., 2002).

Finalment, la vegetació es veurà condicionada per la meteorologia extrema, per l'increment de la severitat dels incendis, per l'augment de la resistència de les plagues i per l'aparició de noves malalties als boscos (Soja et al., 2007). Per una banda, l'escalfament regional comportarà un canvi de latitud de la taigà, podent arribar a desplaçar-se entre 100 i 500km cap al nord (Kauppi i Posch 1988). En aquesta línia, Tchebakova et al. (2016) afirmen que l'any 2080, a la Sibèria central, la superfície de la taigà s'haurà reduït entre un 42% i un 58%. Es veuran afectades un 20-25% de les coníferes de la taigà clara i un 35-70% de les de la taigà fosca. Així com, s'estima que un 50-85% de la superfície de la Sibèria central serà apte per l'agricultura i que la tundra serà el bioma més afectat (Tchebakova et al., 2011).

Tenint en compte les projeccions futures associades al canvi climàtic, la freqüència d'incendis no deixarà d'augmentar. Cal doncs tenir més coneixements científics sobre la resposta dels ecosistemes forestals boreals després del foc a curt, mig i llarg termini, per tal d'entendre millor la seva vulnerabilitat sota diferents règims d'incendis i poder contribuir al disseny d'una gestió adaptativa d'aquests boscos (i.e. polítiques sostenibles de gestió i, si escau, de restauració).

Actualment, existeixen encara pocs estudis ubicats a Sibèria, a diferència del que succeeix als països nòrdics i als nord americans, degut a la dificultat d'accés a les zones d'interès i/o a limitacions socio-polítiques i econòmiques. Així neix la necessitat d'estudiar la regeneració post-incendi de les pinedes siberianes de *P. sylvestris*, un dels ecosistemes més abundants a la regió on hem treballat.

Aquest estudi, tot i que molt innovador, és encara modest i s'ha hagut de dur a terme amb diferents limitacions que es comentaran. Haurà de ser completat amb estudis posteriors que analitzin la regeneració post-incendi de les pinedes de *P. sylvestris* a més llarg termini i sota diferents històries de incendis i/o de gestió que puguin ser correctament descrites. És molt important, també, poder caracteritzar el comportament del foc estudiat.

En aquest marc de reflexió, i acceptant la premissa que l'incendi del 2006 que aquí estudiem va ser de superfície i poc intens (i.e. poc sever), proposem les següents hipòtesis:

- L'incendi no va causar canvis significatius a mig termini en la riquesa d'espècies o la diversitat total de la pineda estudiada.
- L'incendi va tenir efectes significatius a mig termini en l'estructura dels estrats herbaci i arbustiu; més concretament va causar una disminució de l'alçada i la cobertura.
- L'incendi va tenir efectes significatius a mig termini en la població de líquens, causant una disminució de la seva estructura (cobertura i alçada).
- L'incendi va tenir efectes significatius a mig termini en la població de molses fent augmentar la seva estructura (cobertura).

2. Objectius

L'objectiu general del treball és estudiar la regeneració a mig termini (11 anys després del foc) d'un bosc boreal (i.e. una pineda de *Pinus sylvestris* amb sotabosc de líquens i molses) que va ser afectat per un incendi de superfície (i.e. no afectació de la capçada arbòria) de baixa intensitat (per tant, baixa severitat) pròxim a l'estació experimental de la torre d'observació de Zotino (Zotino Tall Tower Observation Facility) (regió de Krasnoyarsk, Sibèria occidental, Rússia).

Els objectius específics de l'estudi són:

- Proposar un disseny experimental que permeti analitzar els efectes d'un incendi de superfície sobre el sotabosc de l'ecosistema forestal considerat, 11 anys després del foc.
- Realitzar el mostreig de camp, seguint el disseny experimental proposat.
- Descriure el sotabosc (plantes superiors, líquens, molses) en les diferents situacions experimentals seleccionades.
- En base al tractament de les dades recollides en el mostreig de camp, descriure la regeneració post-incendi a mig termini del sotabosc (i.e. riquesa d'espècies, composició, diversitat, estructura).

3. Materials i mètodes

3.1. Zona d'estudi

3.1.1. Localització

La zona d'estudi es troba pròxima a l'estació experimental de la torre d'observació de Zotino Zotino Tall Tower Observation o ZOTTO (60° 48'N 89° 21'E) (www.zottoproject.org), al districte federal siberià de Krasnoyarsk (Rússia), a uns 20km a l'oest del poble de Zotino i del riu Yenisey (Heimann et al., 2014) (ANNEX 1, Figura 3). La ciutat més pròxima es troba a més de 600km de distància i és la capital de la regió, Krasnoyarsk.

L'estació ZOTTO està situada entre dos afluents del Yenisey, el riu Sym i el Dubches, a l'est de la plana siberiana occidental, a l'ecoregió de la Sibèria occidental (Schulze et al., 2015). La zona està formada per un mosaic on hi destaquen les torberes, els meandres dels rius i els boscos boreals (Shibistova et al., 2002).

3.1.2. Climatologia

L'àrea d'estudi es caracteritza per un clima fred i humit, fortament continental, on la temperatura mitjana és de -2,2°C (Bezkorovainaya et al., 2007) podent arribar als 30°C a l'estiu i per sota dels -40°C a l'hivern. Les màximes i les mínimes històriques registrades han sigut de +40°C i de -58°C, respectivament (Heimann et al., 2014).

La precipitació mitjana anual de la zona varia entre 400 i 500mm, essent l'estiu l'època de l'any amb més precipitacions, tal com es pot veure al climograma (Figura 1). Altrament, les sequeres són comunes a l'estiu i, a la zona de la taigà central poden comportar una reducció de fins a un 80% de la precipitació (Valendik et al., 2014).

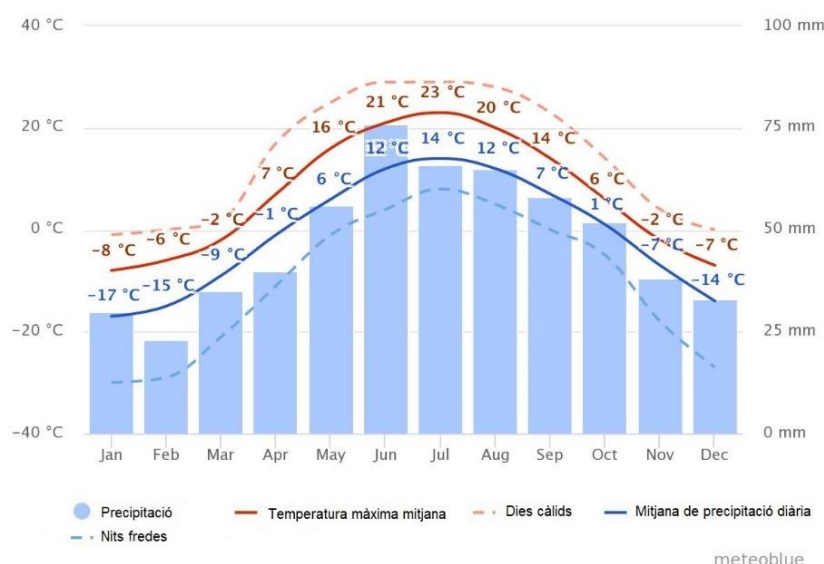


Figura 1: Climograma de Zotino (1985 – 2018) amb la precipitació mitjana mensual (barres) i la temperatura màxima (línia continua vermella) i mínima (línia continua blava). Les línies discontinues marquen la mitjana de les màximes (vermell) i mínimes (blau) mensuals.

Font: Pròpia amb la informació de Meteoblue

(https://www.meteoblue.com/en/weather/forecast/modelclimate/zotino_russia_462118)

3.1.3. Litologia i sòls

La zona d'estudi està formada principalment per roques del paleozoic (i.e. Hercinià i Caledònia) superposades per dipòsits sedimentaris del mesozoic i cenozoic (Kremenetski et al., 2003), on s'han desenvolupat podzols il·luvials-ferruginosos (Bezkorovaynaya et al., 2015) degut a l'abundant presència de sorres al·luvials del cenozoic i de sorres argiloses (Shishov et al., 2005).

Els podzols són sòls àcids poc complexos que presenten uns horitzons poc diferenciats entre ells (Bezkorovaynaya et al., 2007), a causa de la lixiviació de la matèria orgànica i els òxids de ferro (Borisova i Bezkorovayana, 2016). En general, l'horitzó mineral, amb una fondària mitjana de 2m i un contingut inferior al 5% d'argiles, no presenta fragments de roca fins a una profunditat d'entre 1,25 i 1,50m (Tchebakova et al., 2002).

L'estudi de Heiman et al. (2014) determina que la temperatura del sòl, a una profunditat de 1,28m, difícilment disminuirà per sota dels 0°C durant l'hivern (ANNEX 1, Figura 4) ja que la capa de neu que hi ha dipositada a sobre permet el seu aïllament i, per tant, hi permet la vida. Així doncs, són ideals per l'establiment d'espècies poc exigents, com és el cas del *P. sylvestris* (Bezkorovaynaya et al., 2015).

És més, l'àrea d'estudi presenta una discontinuïtat del permafrost que afavoreix el desglaç estacional, fent que augmenti la capa activa del sòl i la seva activitat microbiana (Kremenetsky et al., 2003) (ANNEX 1, Figura 5).

3.1.4. Vegetació

La vegetació potencial de l'àrea d'estudi correspon a una pineda de *Pinus sylvestris* amb un sotabosc de líquens i molses (Makhnykina et al., 2017). L'estrat arbori està format principalment per *Pinus sylvestris* i es troba fortament diferenciat del sotabosc (Winderlich et al., 2010). El qual està dominat per arbusts nans (*Vaccinium* spp., *Empetrum nigrum*, *Ledum palustre*, *Rosa acicularis* i *Salix caprea*), per líquens (*Cladonia rangiferina*, *C. stellaris*, *C. arbuscula*, *Cetraria islandica*) i per molses (*Pleurozium schreberi*). La presència dels arbusts nans, però, està fortament condicionada a les característiques del sòl (Kukavskaya et al., 2014).

Actualment, a la zona d'estudi hi ha pinedes de *Pinus sylvestris* amb una microassociació de molses, líquens i arbusts nans (Cladino-Pinetum sylvestris Juraszek 1928) (Zelený, 2013). L'estrat arbori està format principalment per *P. sylvestris* en diferents estadis i, amb una densitat molt baixa, per individus en estadi juvenil de *Betula pendula* i *Populus tremula*.

La vegetació llenyosa no arbòria està formada principalment per arbusts nans (*Vaccinium vitis-idaea* i *Vaccinium myrtillus* L.) on *V. vitis-idaea* és una de les espècies dominants de l'ecosistema.

La vegetació herbàcia està present amb una baixa densitat i les espècies amb una major presència són rebrotadores com el *Carex* sp., seguides per espècies com *Diphysastrum complanatum* i *Campanula rotundifolia*.

La vegetació de superfície, formada per líquens i molses, té una importància rellevant en el funcionament de l'ecosistema. Les espècies més abundants són els líquens del gènere *Cladonia* i les molses com *Hylocomnium splendens* i *Pleurozium shreberi*.

3.1.5. Usos del sòl

La regió de Krasnoyarsk és una àrea essencialment forestal amb una baixa densitat poblacional. Tradicionalment, les àrees més pròximes a Zotino s'hi han explotat els forests per la producció de fusta (Heimann et al., 2014). Actualment, i amb l'augment de la intensitat d'explotació de la zona, hi ha hagut un increment dels impactes associats als humans però els seus efectes han quedat restringits a les proximitats del poble.

De manera que la zona d'estudi en concret, al estar aïllada, presenta un estat de conservació bo, on la petjada de l'home únicament s'observa a l'estació de ZOTTO i en els camins de terra que creen un eix connector per poder accedir a les zones de treball.

3.1.6. Historia dels focs

El regim històric de incendis de la zona d'estudi, oscil·la entre 23 i 40 anys (Panov, 2010) amb una mitjana de 25 anys (Wirth et al., 2002).

La historia recent dels incendis succeïts a la zona s'ha establert a través de la cartografia digital disponible, proporcionada pel Dr. Ponomarev (Sukachev Institute of Forest), establerta en base a teledetecció per el període 1996-2016 (Ponomarev et al. 2016).

En base a la cartogràfica consultada, s'observa que la zona d'estudi no ha registrat cap gran incendi durant els últims 22 anys. L'últim va ser fa més de 28 anys, però no és coneix l'any exacte. Es sap que va afectar gran part dels boscos de la zona, ja que presenten un estrat arbori amb marques de foc (Daria Polosukhina¹, les marques del foc en els exemplars de *Pinus sylvestris* adults indiquen que va haver un foc de superfície). D'aquest incendi previ, per tant, no es coneixen ni l'àrea d'afectació ni la severitat, únicament es sap que va ser de superfície.

¹ Estudiant del Dept. d'ecologia de la Siberian Federal University.

Al 2006 es va produir un nou incendi de superfície del qual, tot i no estar registrat a la cartografia consultada per no ser un incendi de grans dimensions ni d'elevada severitat, hi ha informació derivada d'un estudi del sòl dut a terme per la SibFU on es van estudiar les dinàmiques post-incendi de les propietats dels sòls dels boscos boreals de la Sibèria central (Bezkorovaynaya et al., 2015).

3.2. Disseny experimental

3.2.1. Localització de les zones de mostreig

Per tal d'emplaçar les parcel·les de mostreig es va analitzar la cartografia disponible, en particular la dels incendis ja esmentada, i es van escollir dos situacions experimentals diferents en funció de l'interval de temps des de l'últim incendi. Tots dos nivells havien de correspondre a àrees on la composició i estructura de la vegetació pre-incendi fos semblant. A més a més, per qüestions logístiques, les àrees no podien estar a una distància massa gran de l'estació experimental ZOTTO.

En base a aquestes premisses es va triar la única zona que complia els requisits; una àrea incendiada al 2006, al nord de l'estació (Figura 2), on la SibFU havia dut l'estudi esmentat anteriorment (Bezkorovaynaya et al., 2015), però de la qual únicament se'n coneixia l'any i la tipologia del foc (i.e. superfície).

Pel que fa la localització de la zona sense cremar, o Control, va ser més difícil. Cal tenir present que el monitoreig d'incendis a Rússia és un instrument de gestió força recent. Així doncs, l'àrea Control finalment escollida, té senyals del pas d'un incendi de superfície antic (Irina Bezkorovaynaya, aquesta zona va patir un incendi fa més de 28 anys però aquí, a Rússia, aquest interval ja es considera apte per ser Control).

Així, la selecció del Control va estar condicionada per la distància a l'estació experimental ja que es disposava d'un temps de treball molt limitat i un desconeixement precís de la història dels incendis de la zona.

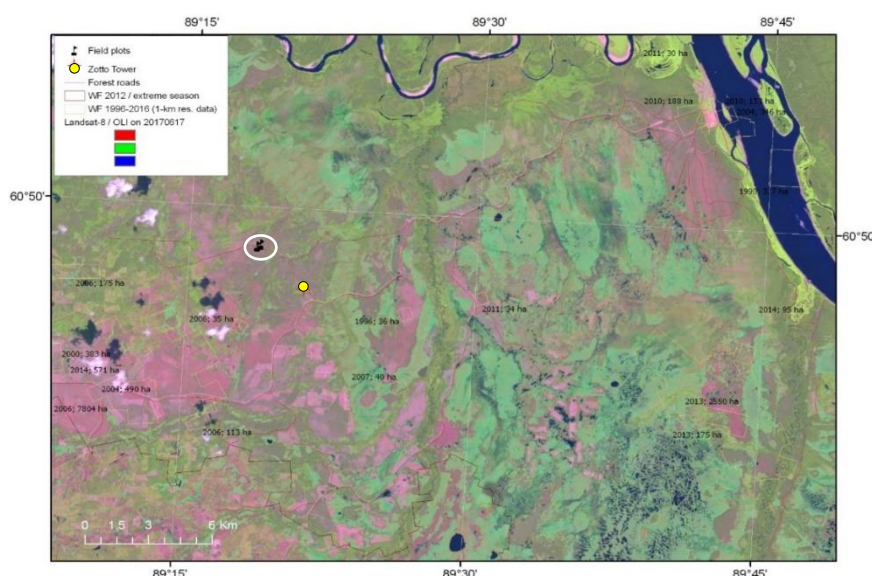


Figura 2: Localització de parcel·les respecte als últims grans incendis registrats. El cercle blanc marca la ubicació final de les parcel·les de mostreig i el punt groc la localització de ZOTTO.

Font: Evgeni Ponomarev.

3.2.2. Disseny experimental

El factor estudiat és l'incendi (tractament), amb dos nivells:

Nivell 1: Àrea no cremada, o Control

Nivell 2: Àrea cremada al 2006

El nivell 2 correspon, per tant, a una situació de post-incendi a mig termini; l'últim incendi hi ha tingut lloc 11 anys abans del mostreig de camp.

Localització i caracterització de les parcel·les de mostreig

Per cada condició experimental es van localitzar 4 parcel·les a l'atzar, obtenint un total de 8 parcel·les de mostreig. A cada parcel·la se li va assignar un codi de 2 dígits; el primer corresponia al nivell del factor (1, 2) i el segon a la rèplica (1, 2, 3, 4).

Totes vuit parcel·les² (Taula 1) presentaven les mateixes dimensions, 20m x 5m o 100 m², els mateixos factors abiòtics (pendent, sol, exposició) i la mateixa història de gestió. En tots els casos, les parcel·les es van instal·lar de tal manera que el seu costat més llarg seguís la línia de màxim pendent.

Malgrat no es van poder mesurar les característiques del sol, un estudi del 2015 sobre les seves propietats es va dur a terme a la zona d'estudi (Bezkorovaynaya et al., 2015). Així doncs, es pot afirmar que les parcel·les de mostreig presenten unes característiques semblants.

NIVELL	RÈPLICA	LOCALITZACIÓ		LOCALITZACIÓ*	ALTITUD*
		LATITUD	LONGITUD		
Control (1)	1	60,816083	89,309111	N 60 48' 57.9" E 89 18' 32.8"	130m
Control (1)	2	60,815778	89,309444	N 60 48' 56.8" E 89 18' 34.0"	119m
Control (1)	3	60,816111	89,309194	N 60 48' 58" E 89 18' 33.1"	116m
Control (1)	4	60,815972	89,309194	N 60 48' 57.5" E 89 18' 33.1"	111m
Post-fire (2)	1	60,816583	89,312167	N 60 48' 59.7" E 89 18' 43.8"	123m
Post-fire (2)	2	60,816806	89,312083	N 60 49' 00.5" E 89 18' 43.5"	110m
Post-fire (2)	3	60,817028	89,312306	N 60 49' 01.3" E 89 18' 44.3"	115m
Post-fire (2)	4	60,817111	89,312056	N 60 49' 01.6" E 89 18' 43.4"	122m

Taula 1: Localització i característiques topogràfiques de les parcel·les de mostreig.

Font: Pròpia

* Les dades DMS i l'altitud es van mesurar amb un GPS a la cantonada superior esquerra de la parcel·la

² A l'ANNEX 2 s'inclouen fotografies de les parcel·les d'estudi.

Cal remarcar, però, que la selecció de les repliques va estar molt condicionada, ja que havien d'estar pròximes entre elles per tal de no allunyar-se massa del camí i evitar, així, possibles atacs d'ossos. Dues setmanes abans de l'estada a ZOTTO, es van veure ossos a la zona.

Descripció del mètode de mostreig

El mostreig de vegetació es va dur a terme durant el juliol del 2017.

El mètode de mostreig va anar patint modificacions respecte el plantejament inicial per varies causes; en primer lloc, les característiques del bosc no van ser les esperades, hi havia una absència total d'arbusts i, en canvi, una gran abundància de molses i líquens. En segon lloc, el material del qual es va poder disposar presentava fortes limitacions i es van haver de buscar alternatives amb el material disponible. En tercer lloc, i a causa de la falta d'un forn en condicions, es va haver de transportar el material fins a la SibFU. En quart lloc, la limitació del temps de treball dedicat a les parcel·les.

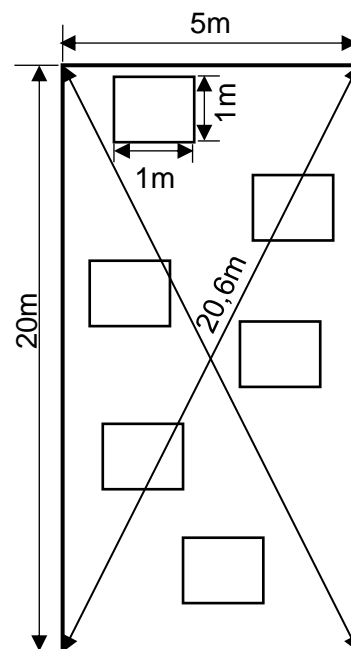


Figura 3. Esquema del disseny experimental.
Font: Pròpia

A continuació es descriu el mostreig dut a terme finalment amb totes les modificacions incorporades.

A cada parcel·la es van fer dos transsectes al llarg de les dues diagonals (veure Figura 3) i cada 0,5m es van anotar les espècies vegetals en contacte a la vareta i les que tocarien en una línia recta perpendicular imaginària de 50cm. Així com les alçades de 4 o 5 espècies llenyoses (arbòries i no arbòries), espècies herbàcies i els líquens.

Es va fer una estimació de la cobertura en projecció vertical per tal d'analitzar el contingut de matèria orgànica i per fer una estimació visual de la cobertura del sòl. De manera que es van localitzar sis punts a l'atzar i s'hi va instal·lar un quadrat d'un 1m². Així com, en tres quadrats, ubicats fora de les parcel·les, es van fer un mostreig destructiu per tal de recollir la vegetació herbàcia, dels líquens i de les molses.

Per tal d'analitzar l'estrat arbori, es van classificar els exemplars en quatre classes establertes en base al coneixement dels experts locals i de la observació de camp de l'ecosistema mostrejat. Aquestes van ser: juvenil (aquells exemplars inferiors a 1,5m), subadults (aquells exemplars superiors a 1,5m però sense pinyes), adults (aquells exemplars amb pinyes) i necromassa en peu. Els subadults i els adults es va mesurar l'alçada mitjana (H), l'alçada de la capçada (h) i la cobertura de les corones. També es va mesurar el diàmetre dels individus a alçada del pit (1,3m respecte el sòl) (DBH) de 5

arbres seleccionats a l'atzar, així com, el nombre d'individus morts en peu i la presència d'arbres parcialment cremats.

No es va poder fer un mostreig del sòl per falta de temps, material i d'espai pel transport però la doctora Irinia Bezkorovaynaya³ va facilitar un article científic titulat *Dynamic of soil properties after forest fires in Boreal ecosystems of Central Siberia (Russia)* de l'any 2015 on s'estudien els sòls de la zona d'estudi.

Tractament de les dades

A partir de les dades recollides a camp de cada parcel·la s'han estudiat les variables⁴ de composició específica, de riquesa i diversitat i les variables d'estructura, que es detallen a continuació:

1) Riquesa, diversitat i composició específica;

- Les variables de riquesa, s'han determinat pel nombre d'espècies presents en els transsectes:

S'han analitzat el número total d'espècies (riquesa total); la riquesa per grups funcionals i per formes vitals de Raunklaer (Smith, 1913).

- La diversitat s'ha calculat a través de l'índex de Shannon-Wiener (H) que calcula la probabilitat que un individu escollit a l'atzar pertanyi a una espècie. L'expressió de l'índex de Shannon-Wiener és:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$$

On S és la riquesa, p_i és l'abundància relativa de cada espècie (n_i/N) mesurada com al nombre d'individus de l'espècie (n_i) respecte el número de tots els individus de totes les espècies (N).

- La composició florística s'ha calculat a través de l'índex de Sørensen (IS) per tal de conèixer la semblança entre dues comunitats en base a la presència-absència de les espècies. La seva expressió és:

$$IS = \frac{2C}{A + B} * 100$$

On A és el nombre d'espècies trobades a la comunitat A, B és el nombre d'espècies trobades a la comunitat B i C és el nombre d'espècies trobades a ambdues comunitats.

³ Doctora en biologia de l'Institut d'Ecologia i Geografia (SibFU).

⁴ A la taula 1 de l'ANNEX 3 es detallen les variables estudiades.

2) Variables d'estructura;

- Les variables de cobertura s'han calculat en base als transsectes i a la estimació de la cobertura en projecció vertical (mostreig destructiu). Les dades dels transsectes han permès calcular la cobertura total, la cobertura d'espècies llenyoses no arbòries, d'herbàcies, de líquens, així com la freqüència d'aparició de cada espècie.
Pel càlcul de la cobertura de les molles, però, s'han utilitzat els valors de la projecció vertical ja que els líquens acostumen a desenvolupar-se sobre les molles. Fent impossible un bon mostreig d'elles, a no ser que es faci més agressivament, tot aixecant les colònies de líquens a cada punt a estimar. Cosa que no es va poder fer en els transsectes, per tal de mantenir l'ecosistema el més intacte possible i no malmetre la vegetació. Així que es va fer una estimació de la cobertura en projecció vertical per tal d'analitzar la superfície ocupada per molles.
- L'alçada màxima de les herbàcies i les llenyoses no arbòries (H_{max}) s'ha calculat en base a les alçades màximes registrades en els transsectes, diferenciant entre herbàcies i llenyoses no arbòries.
- Per l'alçada mitjana del sotabosc (H) s'ha fet una mitjana de totes les alçades registrades en els transsectes, diferenciant entre herbàcies i llenyoses no arbòries.
- Per l'estrat arbori s'ha determinat l'estructura d'alçada (edat) de les espècies arbòries observades en sotabosc i s'ha calculat la densitat total, la densitat de juvenils (inferiors a 1,5m), de subadults (superiors a 1,5m però sense pinyes), d'adults (presència de pinyes) i de necromassa en peu.
- L'alçada mitjana de l'estrat arbori s'ha calculat pels individus vius i superiors a 1,5m (individus subadults i adults), a partir de la mitjana aritmètica de l'alçada (H), de l'alçada de la capçada de l'arbre (h) i del diàmetre dels individus a alçada del pit (1,3m respecte el sòl) (DBH). S'han estimat les mateixes variables, també, pels individus adults.

Per tal de dur a terme l'anàlisi de les variables descrites, s'ha utilitzat el software "IBM® SPSS® Statistics versió 25" (SPSS INC., Chicago, Illinois, USA). Les variables s'han tractat mitjançant un ANOVA d'un únic factor, el factor incendi (tractament).

S'han determinat les condicions d'aplicació de l'estadística paramètrica per cadascuna de les variables. La majoria de les quals s'han ajustat a les condicions de normalitat i homoscedasticitat (homogeneïtat de les variàncies). Per verificar la

normalitat s'ha emprat el test de "Shapiro-Wilk" i per la homoscedasticitat s'ha explorat amb el test de "contrast de Levene" sobre la igualtat de variàncies.

Tanmateix en alguns casos s'ha hagut d'aplicar alguna transformació – arrel quadrada, arrel quarta, cos, sin, \log_{10} – per poder complir els supòsits. En aquells casos que no ha sigut possible, s'ha aplicat l'alternativa no paramètrica a l'ANOVA, el test de Kruskal-Wallis.

En tots els anàlisis realitzats, el nivell de significació és de $\alpha = 0,05$.

4. Resultats

4.1. Riquesa, diversitat i composició específica

En les parcel·les estudiades s'han identificat un total de 19 espècies diferents, de les quals quatre herbàcies, cinc llenyoses (entre elles, tres arbòries), cinc líquens - una d'elles sense identificar- i dues espècies de fongs (ANNEX 3, Taula 2).

La riquesa total promig (ANNEX 3, Taula 3) observada a la situació "Cremat al 2006" ($10 \pm 1,41$) no és significativament diferent ($F=0.086$, $P= 0.780$) a la de la situació "no cremat" o Control ($10,25 \pm 0,96$).

Quan analitzem la riquesa d'espècies segons tipus d'organismes (ANNEX 3, Taula 4), observem que els líquens sempre assoleixen la major riquesa ($3,25 \pm 0,5$ en Control i $3 \pm 0,5$ en "Cremat al 2006"), seguits per les moltes (2 $\pm 0,82$ en Control i 2 ± 0 en "Cremat al 2006"). En cap cas, però, les diferències entre les dues situacions experimentals són significatives. Si s'analitza la variable segons les formes de vida, o formes vitals de Raunklaer, (ANNEX 3, Taula 5), la forma més abundant és efectivament la dels epífits ($5,25 \pm$ en Control i $3 \pm 0,5$ en "Cremat al 2006").

Pel que fa les espècies herbàcies, s'observa un augment no significatiu de la riquesa ($1,5 \pm 0,5$ en el Control i 2 ± 0 en "Cremat al 2006"). Augmenten (no significativament) les riqueses de geòfits (1 $\pm 0,82$ i $1,5 \pm 0,58$, respectivament) i de teròfits (absents en Control i $0,25 \pm 0,5$ en "Cremat al 2006"). En canvi, disminueix no significativament la dels camèfits postrats ($0,5 \pm 0,58$ i $0,25 \pm 0,5$, respectivament).

El nombre d'espècies llenyoses no arbòries és molt baix (2 espècies identificades) i no varia la riquesa promig entre les situacions Control ($1,25 \pm 0,5$) i "Cremat al 2006" ($1,25 \pm 0,5$). Les dues espècies són camèfits: *Vaccinium vitis-idaea* i *Vaccinium myrtillus*.

Respecte a la riquesa promig de llenyoses arbòries (els tres faneròfits observats), no presenta canvis significatius entre les situacions Control i "Cremat al 2006" ($1,5 \pm 1$ i $1,25 \pm 0,5$, respectivament). En ambdues situacions s'hi ha trobat *Pinus sylvestris* en totes les parcel·les. *Betula pendula* (en estadi juvenil) s'ha observat en una de les

parcel·les Control i en una de les cremades. *Populus tremula* (en estadi juvenil) està en una de les parcel·les Control.

Els fongs són el grup funcional amb menor riquesa d'espècies, la qual disminueix no significativament amb l'incendi ($1 \pm 0,82$ en el Control, i $0,25 \pm 0,5$ en la "Cremat al 2006").

Pel que fa la diversitat, l'índex de Shannon-Weiner (ANNEX 3, Taula 3) mostra que és molt baixa en les dues situacions experimentals i s'observa una molt lleugera disminució (no significativa) amb l'incendi ($1,9 \pm 0,23$ en Control i $1,83 \pm 0,2$ en "Cremat al 2006").

Analitzant la composició florística, de les 19 espècies identificades, 13 s'han recomptat en les dues situacions experimentals, 4 s'han observat exclusivament en el Control i 2 en les parcel·les cremades al 2006. Entre les observades únicament a la situació Control, hi trobem una herbàcia (*Diphysastrum complanatum*), un líquen (*Cetraria islandica*), una molsa (*Aulacomnium palustre*) i un fong (*Aspen mushroom*). L'índex de Sorensen és del 81%, indicant un elevat grau de similitud entre les dues comunitats vegetals comparades (i.e. Control i "cremat al 2006").

4.2. Cobertura

S'observen diferències significatives entre les dues situacions experimentals pel que fa la cobertura de fullaraca i la de líquens (ANNEX 3, Taula 6). En el cas de la fullaraca es duplica la seva cobertura a la zona cremada ($21,29\% \pm 8,48$ en control i $43,33\% \pm 11,36$ en "cremat al 2006"; $H=8.377$, $P=0.004$), mentre que la dels líquens es redueix a la meitat ($64,96\% \pm 13,65$ en control i $33,54\% \pm 13,98$ en "Cremat al 2006"; $H=13,563$, $P=0.000$).

Si analitzem la cobertura específica (ANNEX 3, Taula 1), dels líquens, s'observa que la de *C. rangiferina*, una de les espècies dominants, és significativament menor a la zona cremada ($90,83\% \pm 14,61$ en control i $68,53\% \pm 14,29$ en "Cremat al 2006"; $F=9.009$, $P=0.010$) mentre que les de *C. gracilis* i *C. stellaris* són significativament més altes ($7,54\% \pm 6,42$ i $26,7\% \pm 28,73$, $F=56.420$, $P=0.000$ per *C. gracilis*; $23,72\% \pm 17,82$ i $33,65\% \pm 35,66$, $F=11.778$, $P=0.004$ per *C. stellaris*). L'espècie de líquen sense identificar únicament està present després de la crema ($6,72\% \pm 6,72$).

D'altra banda, la cobertura de molses és major a la zona cremada ($15,33\% \pm 3,82$ a Control i $22,29\% \pm 11,95$ a "Cremat al 2006"), tot i que no significativament ($F=0.244$, $P=0.623$).

Pel que fa les plantes superiors del sotabosc (lleenyoses no arbòries i herbàcies), s'ha vist que a l'àrea cremada la cobertura promig de les espècies llenyoses no arbòries és major ($5,29\% \pm 5,95$ a control i $8,91\% \pm 6,6$ "Cremat al 2006"), tot i que no

significativament, mentre que la de les herbàcies és menor (un 63%) però no significativament ($4,47\% \pm 5,04$ a control i $1,64\% \pm 0,57$ a “Cremat al 2006”).

Cal destacar que la cobertura promig de *Pinus sylvestris* és significativament menor (un 52%) a la zona que va ser afectada per l'incendi del 2006 ($73,47\% \pm 8,96$ a control i $35,14\% \pm 15,28$ a “Cremat al 2006”; $F=38.881$, $P=0.000$).

4.3. Alçada

Pel que fa l'alçada dels líquens (ANNEX 3, Taula 7) hi ha hagut una disminució significativa (del 47%) de l'alçada promig ($3,86\text{cm} \pm 1,82$ a control i $2,04\text{cm} \pm 1,22$ a “Cremat al 2006”).

Respecte a l'alçada de les espècies herbàcies (ANNEX 3, Taula 8), hi ha hagut un augment significatiu, del 46%, de l'alçada promig ($7,74\text{cm} \pm 5,03$ a control i $14,44\text{cm} \pm 11$ a “Cremat al 2006”; $H=6.175$, $P=0.013$) i un augment no significatiu, del 32%, de la màxima ($10,29\text{cm} \pm 6,38$ a control i $15,05\text{cm} \pm 11,88$ a “Cremat al 2006”).

Les llenyoses no arbòries (ANNEX 3, Taula 8) segueixen el mateix patró que les herbàcies en tant que les alçades són majors a la zona cremada, però amb diferències menors. L'alçada promig s'incrementa no significativament un 12% ($8,4\text{cm} \pm 4,59$ a control i $14,28\text{cm} \pm 5,79$ a “Cremat al 2006”) i la màxima significativament un 25% ($10,64\text{cm} \pm 5,05$ a control i $15,05\text{cm} \pm 11,88$ a “Cremat al 2006”; $F=14.495$, $P=0.000$).

Les espècies llenyoses arbòries (ANNEX 3, Taula 8) presenten tres espècies en estadi juvenil. En el cas de *Pinus sylvestris*, l'alçada promig dels juvenils és menor (no significativament) a la zona cremada ($30,5\text{cm} \pm 21,05$ a control i $19\text{cm} \pm 0$ a “Cremat al 2006”). L'alçada promig dels juvenils de *Betula pendula* és no significativament major a la zona cremada ($10,64\text{cm} \pm 5,05$ a control i $15,05\text{cm} \pm 11,88$ a “Cremat al 2006”). De *Populus tremula* únicament s'ha trobat un exemplar de 32 cm en una parcel·la control.

4.4. Estrat arbori

L'estat arbori està format per una única espècie, *Pinus sylvestris*, ja que les altres dues espècies arbòries identificades únicament es van trobar en la fase juvenil del seu desenvolupament (en el sotabosc).

La densitat total arbòria (arbres adults més individus subadults) (ANNEX 3, Taula 9) és significativament menor a la zona cremada ($900\text{arbres/ha} \pm 394,76$ a control i $250\text{arbres/ha} \pm 15$ a “Cremat al 2006”; $F=9.477$, $P=0,022$). En canvi, la densitat arbòria no és significativament diferent si únicament s'analitzen els individus adults ($200\text{arbres/ha} \pm 81,65$ a control i $250\text{arbres/ha} \pm 100$ a “Cremat al 2006”). La diferencia entre les dues situacions experimentals és la densitat dels individus joves ($700\text{arbres/ha} \pm 454,61$ a control i 0 a “Cremat al 2006”; $H=6.054$, $P=0.014$).

El nombre d'arbres morts en peu no varia tampoc (25 arbres/ha ± 50 a control i 25 arbres/ha ± 50 a "Cremat al 2006").

Pel que fa l'alçada, (ANNEX 3, Taula 10) si s'analitzen tots els individus de l'estrat arbori, l'alçada total augmenta significativament (9,35m $\pm 5,16$ a Control i 15,75m $\pm 4,3$ a "Cremat al 2006"; $F=16,236$, $P=0,000$), així com l'alçada de la base de la capçada (3,01m $\pm 1,84$ a Control i 6,09m $\pm 2,68$ a "Cremat al 2006"; $F=15,385$, $P=0,000$).

En canvi, si únicament es tenen en compte els individus adults vius, aquests augments no són significatius (alçada total; 16,38m $\pm 6,35$ a Control i 16,41m $\pm 3,87$ a "Cremat al 2006" i alçada de la capçada; 5,19m $\pm 1,85$ a Control i 6,5m $\pm 2,44$ a "Cremat al 2006").

Finalment, el diàmetre dels individus a alçada del pit, a 1,30 m respecte el sòl (i.e. DBH), també és significativament major a la zona cremada (44,3cm $\pm 47,54$ a control i 79,82cm $\pm 42,66$ a "Cremat al 2006"; $F=4,246$, $P=0,048$). Aquest augment no és significatiu, però, si únicament s'analitzen els exemplars adults vius (85,5cm $\pm 51,69$ a control i 86,9cm $\pm 37,5$ a "Cremat al 2006").

Finalment, la cobertura arbòria dels individus vius (adults i subadults) no és significativament diferent (33,75% $\pm 13,77$ a control i 37,5% $\pm 25,98$ a "Cremat al 2006").

5. Discussió

Cal tenir present que tant les parcel·les Control com les Cremades al 2006 van patir un incendi anterior al 1990. Per tant, a les parcel·les Control, malgrat haver estat considerades com a tal, la vegetació està, també, en un procés de successió secundària post-incendi però en un estadi més avançat (al menys 28 anys després de la pertorbació).

Els estudis de la dinàmica post-incendi de les pinedes de *P. sylvestris* a la Sibèria central són poc freqüents i força recents (McRae et al., 2006; Perevoznikova et al., 2007, Kukavskaya et al., 2014, Makhnykina et al. 2017). Gran part dels treballs analitzen els efectes del foc en boscos boreals nord-americans, en altres ecoregions de la pròpia taigà siberiana i/o en ecosistemes diferents a l'estudiat (e.g. boscos de coníferes fosques). Per altra banda, la gran majoria analitza els efectes a curt o a llarg termini després de l'incendi, i no a mig termini com és aquest cas.

Alguns dels estudis esmentats, però, s'han dut a terme en boscos de coníferes clares i ens donen informació interessant sobre la regeneració post-incendi, especialment quan són en condicions similars de temperatura i de latitud.

A les parcel·les cremades, onze anys després de l'últim incendi, que va ser de superfície, l'ecosistema és una pineda de *Pinus sylvestris* amb un sotabosc de líquens i

molses, florísticament molt semblant a l'ecosistema control, però amb clares diferències estructurals.

Ambdues comunitats presenten valors de riquesa específica i de diversitat semblants, fet que suggereix que el pas de un incendi de superfície no alteraria significativament cap d'aquestes variables a mig termini. Pot ser degut a que l'incendi del 2006 fos poc intens (per tant, poc sever) o també a una dinàmica successional post-incendi molt ràpida en aquests sistemes; és a dir, a una gran resiliència al foc.

Cal recordar que les pinedes de *Pinus sylvestris* acostumen a desenvolupar-se sobre sòls molt pobres (podzols), els quals poden ser afectats pels incendis, però que recuperen més ràpidament les seves propietats que altres sòls amb una major complexitat (Bezkorovainaya et al., 2007). La riquesa específica en aquests boscos sol ser baixa, degut a les limitacions d'aquests sòls (Bezkorovainaya et al., 2007).

Tanmateix, els boscos boreals poden arribar a presentar un període de regeneració superior als 100 anys i a llarg termini la seva riquesa podria ser major (Kuleshova et al., 1996). En un estudi desenvolupat en un ecosistema similar situat a una ecoregió diferent (Taigà escandinava i russa) i a una latitud diferent (64°N 30°E) respecte ZOTTO (60° 48'N 89° 21'E), s'ha documentat una riquesa de 38 espècies (Kuleshova et al., 1996). A més a més, a la zona d'estudi, l'interval promig entre focs oscil·la entre 23 i 40 anys (Panov, 2010), mentre que és major a Karelia, on oscil·la entre 56 i 62 anys (Lehtonen i Kolström, 2000). Així, pot ser que l'increment de diversitat no sigui possible d'assolir al centre de Sibèria.

Pel que fa els líquens, malgrat tenir una riquesa semblant al Control i al cremat, s'han observat dues diferències rellevants; i.e. l'absència de *Cetraria islandica* i la presència d'una nova espècie sense identificar a les parcel·les cremades, que únicament es trobava present sobre la fullaraca en descomposició. Aquest resultat podria estar indicant que la comunitat de líquens prèvia a l'incendi del 2006 no fos igual que la de les parcel·les Control.

Una altra explicació és que, tal com exposa Kukavskaya et al. (2014), els líquens es regeneren a diferents temps, i per tant, pot ser que a les parcel·les cremades encara no s'hi hagin regenerat totes les espècies prèvies. *Cetraria islandica* es caracteritza per aparèixer en estadis més avançats de la successió secundària (Hansen et al., 1971). A les parcel·les Control l'últim incendi va succeir fa més de 28 anys.

Respecte les molses, tenim una situació semblant ja que la única diferència entre les dues situacions experimentals és l'absència d'*Aulacomnium palustre* a la zona cremada. Aquesta espècie acostuma a créixer també en una etapa avançada de la successió (Ruokolainen i Salo, 2006).

Pel que fa els fongs, no s'esperava trobar presència d'aquest grup funcional ja que cap dels estudis analitzats sobre la regeneració post-incendi a la taigà siberiana hi fa referència. L'estudi de Dahlberg et al. (2001) realitzat en els boscos boreals suecs documenta, però, la disminució de la riquesa dels fongs amb el pas del foc. No cita cap de les espècies trobades en el nostre cas. Tot i no sent significativa, la disminució observada en les parcel·les cremades al 2006 va en el mateix sentit.

Les espècies herbàcies, d'acord amb la nostre hipòtesis, no han variat significativament la seva riquesa 11 anys després de l'incendi. Es plausible pensar, però, que a curt termini després del foc hi hagués una major riquesa d'herbàcies, afavorides per una major disponibilitat de llum, de nutrients i una menor cobertura del sòl.

A les parcel·les cremades al 2006 hem observat un nou teròfit: *Campanula rotundifolia*. És una espècie que com moltes herbàcies apareix en sòls amb una cobertura intermèdia de fullaraca, ja que si és molt elevada té un efecte inhibidor sobre la germinació i/o emergència de les plàntules (Hovstad i Olhson, 2008). A més a més, no és una bona competidora en sòls àcids (Maskell et al., 2010; Stevens et al., 2012). Sembla, doncs, plausible que s'hagi vist afavorida pel foc, però es probable que vagi disminuint la seva abundància amb el temps.

L'increment dels geòfits, degut al caràcter rebrotador de les espècies observades (*Carex sp.* i *Carex globularis*), pot ser indicatiu de que la comunitat vegetal prèvia a l'incendi del 2006 era diferent a la del Control. En dues de les parcel·les Control (on *Carex sp.* i *Carex globularis* no estan presents), hi ha presència del camèfit postrat *Diphasiastrum complanatum*. Aquesta espècie es caracteritza per desenvolupar-se en estadis avançats de la regeneració post-incendi (Coxson i Marsh, 2001). Per tant, podem pensar que *Diphasiastrum complanatum* desplaça *Carex sp.* amb el temps.

Pel que fa les espècies llenyoses no arbòries, tal com s'havia plantejat, no ha variat la riquesa. *Vaccinium vitis-idaea* és l'espècie llenyosa arbustiva dominant de la comunitat, tal com és sovint en aquest tipus d'ecosistema (Kukavskaya et al., 2014; Makhnykina et al., 2017; Perevoznikova et al., 2007). La majoria d'estudis analitzats, però, identifiquen un major nombre de llenyoses en el sotabosc com *Empetrum nigrum*, *Rosa acicularis*, *Calluna vulgaris* i *Salix caprea* (Makhnykina et al. 2017, Kukavskaya et al., 2014). No les hem observat en cap de les dues situacions experimentals.

En el cas de *Empetrum nigrum* aquesta absència pot ser deguda al règim d'incendis imperant a ZOTTO, amb un interval de focs curt, ja que al ser una espècie de caràcter clonal amb un creixement lent necessita un període llarg per establir-se (Tybirk et al., 2000). En el cas de *Rosa acicularis* és una espècie que, malgrat estar molt

adaptada al foc, gràcies a la presència de rizomes a una profunditat d'entre 20 i 30 cm (Calmes i Zasada, 1982), si pateix un incendi sever, els rizomes es destrueixen i es dificulta la seva regeneració (Wright, 1972). A més a més, la seva presència acostuma a estar associada a la de *Betula spp.* i *Populus spp.* (West i Brown, 1970). Pel que fa *Salix caprea*, de la mateixa manera que *Rosa acicularis*, la seva presència acostuma a estar associada amb la de *Betula spp.* i *Populus spp.* (Falinski, 2012).

Finalment, l'absència de *Calluna vulgaris* pot tenir el seu origen en l'eliminació del banc de llavors d'aquesta espècie amb el pas de foc sever. A més a més, l'interval de temps fins que torna a estar present pot ser superior a 70 anys ja que la germinació de les llavors queda inhibida quan el sòl està cobert per molses i líquens (Maltby et al. 1980).

Així doncs, l'absència d'aquestes espècies podria indicar que abans dels dos incendis coneguts, aquesta zona hauria pogut patir un incendi molt sever on es va eliminar gran part dels horitzons orgànics i, per tant, els rizomes associats a algunes d'aquestes espècies i els seus bancs de llavors. A més a més, l'elevada freqüència dels incendis a la zona, d'entre 23 i 40 anys (Panov, 2010) hauria impedit que aconseguissin tornar estar presents.

D'altra banda, les llenyoses arbòries no han variat la seva riquesa, però val a dir que *Populus tremula* només s'ha trobat en una parcel·la Control. Així doncs, i tenint present que els incendis molt severs tenen tendència a regenerar boscos mixtes de *Betula pendula* i *Populus tremula* (Kukavskaya et al., 2014), l'absència de *Populus tremula* i la baixa presència de *Betula pendula* a les parcel·les cremades, podrien justificar la baixa intensitat del foc del 2006, descrita a l'article de Bezkorovainaya (2015).

Tanmateix, cal valorar la possibilitat d'una selecció de parcel·les no òptima ja que, degut a problemes logístics, aquestes estaven molt properes entre elles. Podent haver-se detectat una major riquesa si s'hagués pogut fer una millor selecció de les parcel·les.

En quant a la composició florística, no hi han diferències significatives entre les dues situacions experimentals, suggerint, així, que la majoria de les espècies no es veuen afectades pel pas d'un incendi o que, en qualsevol cas, es recuperen a mig termini donant una alta resiliència a aquests boscos. Segons Kukavskaya et al. (2014), la regeneració post-incendi en les pinedes de *P. sylvestris* està fortament determinada per la intensitat del foc. Quan l'incendi és de superfície i poc sever, la vegetació de sotabosc (herbàcies, arbusts nans i molses) s'ha recuperat al cap d'un any, però aquest període s'allarga si l'incendi és sever.

Els nostres resultats suggereixen que l'incendi del 2006 va ser de baixa intensitat (per tant, baixa severitat) i que aquest ecosistema forestal és molt resilient enfront incendis d'aquest tipus.

Des del punt de vista estructural, a mig termini, la comunitat encara està significativament alterada per l'incendi, tal com s'esperava.

Mentre a la situació Control hi abunden els líquens distribuïts homogèniament en forma de colònies, que ocupen més de la meitat de la superfície, a la zona cremada gairebé la meitat d'aquesta està coberta per fullaraca i hi ha exemplars de les diferents espècies (*C. rangiferina*, *C. gracilis*, espècie no identificada i, en menor mesura, *C. stellaris*) amb unes dimensions i alçades encara molt petites distribuïdes heterogèniament. Aquestes diferències detectades, podrien indicar que a l'any 2006 va haver un incendi poc sever, i per tant, 11 anys després del foc s'estan regenerant però encara no han recuperat la cobertura prèvia.

Està documentat que cremen ràpidament i poden trigar entre 4 i 8 anys a tornar estar presents, però triguen més de 100 anys a recuperar l'abundància prèvia a l'incendi. A l'espai que ocupaven els líquens s'hi instal·len les molles (Kukavskaya et al., 2014).

Les espècies com la *C. rangiferina* i la *C. stellaris* creen comunitats de grans dimensions mentre que la *C. gracilis* formarà colònies petites. Així doncs, les espècies que apareixen més ràpidament són *C. gracilis*, *C. rangiferina* i *C. stellaris*, en aquest ordre, segons l'estudi de Rapai et al. (2017), dut a terme als boscos boreals canadencs. Segons Zagidullina i Tikhodeyeva (2006), que treballen en boscos boreals a Karelia, les espècies amb una major regeneració són *C. rangiferina* i *Cladonia arbuscula*. En el nostre estudi no s'ha identificat aquesta última, però *C. rangiferina* és molt abundant.

Pel que fa la cobertura de les molles, tal com havíem plantejat, augmenta després de l'incendi del 2006. Aquest augment deu ser conseqüència de la seva capacitat colonitzadora sobre les zones on abans hi havia líquens. La majoria d'estudis consultats coincideixen en que l'espècie dominant hauria de ser *Pleurozium schreberi* (Perevoznikova et al., 2007, Kukavskaya et al., 2014 i Makhnykina et al., 2017) però en la zona d'estudi és *Hylocomnium splendens*. Aquesta espècie pot sobreviure a incendis poc severs i, a diferència de *Pleurozium schreberi*, pot desenvolupar-se en zones on les capçades no estan tancades (Viereck i Schandelmeier, 1980, Viereck i Dyrness, 1992). A la nostra zona, la cobertura arbòria és inferior al 40% en ambdues situacions.

Les espècies herbàcies, tot i no disminuir significativament, redueixen lleugerament la seva cobertura amb el pas del foc. Una possible explicació seria la

desaparició de l'espècie *Diphasiastrum complanatum* ja que les espècies més abundants després de l'incendi del 2006 són el *Carex sp.* i el *Carex globularis* que, al ser geòfits, ocupen una superfície molt més reduïda que no pas el *Diphasiastrum complanatum*, que és un camèfit postrat.

Així com, si analitzem les alçades de les espècies herbàcies, es veu que han augmentat la seva alçada màxima i mitjana a les parcel·les cremades en funció de l'espècie més abundant. Els geòfits tenen creixement vertical ràpid i els camèfits postrats tenen un creixement principalment horitzontal. Per tant, els resultats obtinguts són contraris a la hipòtesis inicial, on s'esperava que l'alçada és reduïda amb el pas del foc del 2006.

Respecte a les espècies llenyoses arbustives, la cobertura ha augmentat molt lleugerament amb el pas del foc, coincidint amb la hipòtesis. Aquest augment podria estar associat a l'espècie *Vaccinium vitis-idaea*, la qual és un camèfit amb una baixa demanda hídrica (Kuleshova et al., 1996). En canvi, *Vaccinium myrtillus L.* es troba únicament en dues parcel·les, un exemplar a Control i tres a l'àrea cremada recentment, ja que aquesta és desenvolupa més tard que *V. vitis-idaea* (Makhnykina et al., 2017).

Tots els estudis consultats, indiferentment de l'àmbit estudiat, coincideixen en que en un procés de regeneració post incendi, l'espècie *Vaccinium vitis-idaea* es regenera ràpidament i, en aquells incendis poc severs, com sembla ser el nostre cas, aquesta espècie es regenera gràcies als rizomes que sobreviuen al foc (Schimmel i Granström, 1997). Però aquesta casuística sembla no complir-se en la nostra àrea d'estudi ja que les parcel·les cremades presenten una major abundància i cobertura respecte les Control.

Si s'analitzen les alçades, s'observa, també, que els valors obtinguts no són els esperats ja que els resultats indiquen que aquelles espècies de les parcel·les cremades tenen una alçada superior a les trobades a les parcel·les Control. Els nostres resultats suggereixen, doncs, una vegada més, la possibilitat de que les dues situacions experimentals no tinguin la mateixa vegetació pre-incendi i, per tant, no puguin ser comparades entre elles.

Pel que fa a les llenyoses arbòries, les tres espècies presents també tenen adaptacions al foc. El *P. sylvestris* està fortament adaptat al focs de baixa intensitat ja que la germinació de les seves llavors és veu afavorida pels incendis (Ponomarov et al., 2016). La cobertura específica trobada de *P. sylvestris* en les parcel·les cremades, però, és molt inferior a la trobada en les Control. Una explicació plausible seria que l'estrat

arbori fos diferent en les dues situacions experimentals d'aquesta manera s'explicaria aquesta disminució del nombre d'individus.

Pel que fa les espècies de *Betula pendula* i *Populus tremula*, tenen una presència molt baixa a totes dues parcel·les i per tant, presenten una cobertura poc significativa. Totes dues espècies tenen un caràcter colonitzador ja sigui per anemocòria o per rebrot (Ponomarev et al., 2016) però la regeneració de la vegetació posterior a un incendi poc sever, no permet la colonització de noves espècies (Kukavskaya et al., 2014).

D'altra banda, els exemplars trobats de *Betula pendula* i *Populus tremula*, tant en les parcel·les Control com en les cremades, presenten una alçada semblant, inferior a 1,5m en tots els casos. Per tant, sembla ser que la presència d'aquestes dues espècies no està relacionada amb l'incendi del 2006. Així doncs, se'n poden despendre varies idees; per una banda, si l'incendi anterior al 1990 hagués sigut molt sever i hagués afectat una gran extensió del terreny, s'hauria dificultat l'establiment d'aquestes espècies arbòries amb caràcter colonitzador a la zona central de l'incendi.

Per l'altre banda, si l'incendi anterior al 1990 hagués sigut poc sever però amb un interval d'incendis molt curt, tal com el règim d'incendis de la zona indica, únicament es podrien haver regenerat les espècies predominants i es dificultaria, així, l'entrada d'aquestes espècies colonitzadores.

Pel que fa l'estrat arbori, aquest incendi sembla ser que ha fet desaparèixer l'estadi subadult de l'espècie *Pinus sylvestris*, deixant així, únicament els individus més madurs i els juvenils. Fet que podria justificar el pas d'un incendi de superfície ja que aquest pot afectar als individus juvenils o sub adults que encara no han desenvolupat una escorça gruixuda.

A l'analitzar els paràmetres relacionats amb l'estrat arbustiu, s'observa que mentre el diàmetre (DBH) i les alçades han augmentat, la densitat ha disminuït. Tanmateix, si es fa aquest estudi exclusivament pels exemplars adults, aquesta tendència canvia ja que l'estrat adult sembla ser que té la mateixa edat en tota la zona d'estudi.

Pel que fa el nombre d'arbres morts en peu, tampoc ha variat ja que els exemplars morts es possible que hagin sigut a causa d'un incendi anterior i no del més recent.

Davant la situació descrita, la majoria dels resultats obtinguts sembla que segueixin una mateixa teoria. Les dades dels líquens, les molles, els fongs i les herbàcies podrien justificar-se amb la premissa de que l'incendi del 2006 va ser poc sever. Però, les espècies llenyoses, arbòries i no arbòries, no respondrien a aquesta situació ja que no es pot justificar que la cobertura de llenyoses no arbòries (*V. vitis idaea*) augmenti i que les llenyoses arbòries (*P. sylvestris*) disminueixin amb el pas del foc.

Aquestes, però, podrien quedar justificades si l'incendi succeït fa més de 28 anys hagués sigut molt sever i de capçada. Però, llavors el bosc resultant no seria una pineda com l'actual, sinó que segurament seria un bosc mix de *Betula pendula* i *Populus tremula*.

De manera que, descartada aquesta opció, hi ha nombroses causes que podrien explicar els resultats obtinguts com ara que la selecció de parcel·les no fos representativa, causant així un biaix en la informació obtinguda. A més a més, tenint present que no hi ha un bon registre del règim d'incendis de la zona d'estudi ni de les seves característiques, s'amplia el ventall d'opcions ja que en funció de la severitat dels incendis, el procés de successió secundària variarà molt.

Així doncs, amb la informació obtinguda i les observacions fetes a camp, em decantaria per un incendi poc sever fa més de 28 anys que va eliminar la vegetació de superfície (líquens, molses, llenyoses no arbòries i herbàcies). Però, degut a la elevada freqüència d'incendis, no seria d'estranyar que hi hagués hagut un incendi sever anterior als incendis coneguts. Aquest incendi sever a la zona d'estudi hauria produït una regeneració de la vegetació en forma de petites microassociacions que varien en abundància però no en riquesa (Perevoznikova et al., 2007).

Les microassociacions van evolucionant per acabar formant boscos madurs de *Pinus sylvestris*. Però, aquest procés variarà en funció de la seva composició; els boscos mixtes es convertiran en boscos exclusivament de *Pinus sylvestris*. Les molses augmentaran la seva abundància i els líquens passaran a localitzar-se exclusivament a prop de les llenyoses arbòries. Així com, les espècies herbàcies i llenyoses no arbustives anirien augmentant la seva presència i riquesa progressivament (Kuleshova et al., 1996, McRae et al., 2006; Perevozniova et al., 2007; Kukuvskaya et al., 2014; Makhnykina et al., 2017).

Amb aquesta teoria s'explicaria perquè les parcel·les més occidentals de les dues situacions experimentals (3 i 4 a Control, 3 i 4 a Cremat al 2006) presenten un major nombre i cobertura d'espècies llenyoses arbòries i no arbòries. Ja que estarien pròximes a una microassociació on hi abunden aquestes espècies.

En el cas que fos certa aquesta teoria, significaria que la zona Control estudiada, malgrat tenir una mateixa estructura arbòria dels adults i una mateixa riquesa, no és el millor control possible. Queda palès, però, que la falta d'informació del històric d'incendis i del comportament dels boscos boreals, dificulta la correcta comprensió dels resultats obtinguts i obliguen a la especulació de molt elements. Així com les limitacions a la hora d'instal·lar les parcel·les i la falta de temps han impedit fer un estudi més potent amb un major nombre de rèpliques per condició experimental.

Aquest estudi analitza exclusivament un tipus molt concret de bosc boreal sota els efectes d'un incendi poc sever i, malgrat aquest sembla determinar que si que s'està regenerant correctament, hi ha un factor extra que és el règim d'incendis que pot haver afectat a la dinàmica ecosistèmica. Per tant, està clar que aquests resultats tenen molts condicionants i caldria fer estudis, per exemple analitzant els core del *P. sylvestris* per poder conèixer millor la història dels règims d'incendis.

En relació a estudis futurs, se'n desprèn la necessitat de fer més estudis als ecosistemes boreals pel que fa la regeneració post incendi per tal d'acabar d'entendre el funcionament d'aquest bioma. Així com determinar la necessitat d'implementar noves mesures o polítiques de gestió més sostenibles i, si escau, mesures per a la restauració ja que cal tenir present que el canvi climàtic serà un factor modulador, pel que fa el règim d'incendis d'aquest ecosistema en els pròxims anys.

6. Conclusions

Els resultats obtinguts indiquen que l'ecosistema estudiat és molt resilient davant d'incendis de baixa o moderada d'intensitat.

La riquesa, la diversitat d'espècies i la composició específica no es veuen pràcticament afectades a mig termini per l'incendi. Les espècies dominants són l'espècie arbòria *Pinus sylvestris*, la llenyosa no arbòria *Vaccinium vitis-idaea*, els líquens *Cladonia rangiferina* i *Cladonia stellaris* i les molles *Hylocomnium splendens* i *Pleurozium shreberi*. Totes s'han regenerat 11 anys després de l'incendi però amb una cobertura i alçada menors, a excepció de les molles (cobertura) i les llenyoses no arbòries (alçada i cobertura) i les llenyoses arbòries (cobertura).

Es desprèn que els líquens i les molles estan fortament relacionats en tant que van invertint les abundàncies en el temps, on els líquens augmenten fins a crear colònies definides.

La presència i estructura de les espècies herbàcies i llenyoses no arbòries i arbòries depèn molt de l'estratègia de la seva regeneració ja que estaran molt condicionades a la vegetació pre-incendi i a la seva severitat.

Per tant, sembla ser que l'històric d'incendis podria haver comportat un increment de la heterogenització a través de les microassociacions de la vegetació. Aquesta variabilitat incideix sobretot en la vegetació superior, tot afectant a la seva abundància però en cap cas la riquesa.

Pel que fa els incendis, al no tenir una història del foc acurada, s'ha arribat a la conclusió que l'incendi que va afectar a les dues parcel·les fa més de 28 anys va ser un incendi poc sever de superfície ja que hi ha les marques de foc. Però que anterior a aquest va succeir un incendi sever que va eliminar els rizomes de les espècies rebrotadores llenyoses i els bancs de llavors de les germinadores, i únicament s'han regenerat les dominants.

7. Agraïments

A la Beatriz Duguy per donar-me la oportunitat de participar en un projecte així i pel suport, els comentaris, les valoracions i la gran ajuda, tant aquí com a Rússia.

A la Siberian Federal University per fer possible aquest projecte i per acollir-me amb els braços oberts.

En especial a la Irina Bezkorovaynaya per fer possible, conjuntament amb la Beatriz Duguy, la meva estada a Rússia i tutoritzar-me.

A la Irinia Gette pels seus consells i ajuda.

A l'Evegeni Ponomarov per l'ajuda amb la cartografia de la zona i la història de focs de la regió de Krasnoyarsk.

A la Daria Polosukhina per la seva gran ajuda, incondicional, des del primer moment, fent-me de traductora, ajudant-me a ubicar-me i, sobretot, en el treball de camp. Sense ella aquest treball no hauria sigut possible.

A la meva família i amics per recolzar-me en els moments més durs i estar allà sempre.

8. Bibliografia

- Abaimov AP, Zyryanova OA, Prokushkin SG. Long-term investigations of larch forests in the cryolithic zone of Siberia: brief history, recent results and possible changes under global warming. *European Journal of Forest Research*, 5(2): 95-106, 2002.
- Belov SV. Forest Pyrology. *Leningrad Forestry Academy of the USSR*, St. Petersburg, Russia, 1976. [en rus]
- Bezkorovainaya IN, Krasnoshchekova EN, Ivanova GA. Transformation of soil invertebrate complex after surface fires of different intensity. *Biology Bulletin*, 34(5): 517–522, 2007.
- Bezkorovaynaya I, Ivanova G, Prokushkin A, Evgrafova S, Klimchenko A, & Solnishkin I. Dynamic of soil properties after forest fires in Boreal ecosystems of Central Siberia (Russia). *Flamma*, 6(2): 81–85, 2015.
- Borisova I, Bezkorovainaya I. Geochemical conditions and pyrogenic factor in the formation of soils of north-boreal subzones (Central Evenkia). Siberian Federal University, Krasnoyarsk, 2016.
- Calmes MA, Zasada JC. Some reproductive traits of four shrub species in the black spruce forest type of Alaska. *Canada Field-Naturalist*. 96(1): 35-40, 1982.
- Conrad SG, Ivanova GA. Wildfire in russian boreal forests–potential impacts of fire regime characteristics on emissions and global carbon balance estimates. *Environmental Pollution*, 98(3): 305-313, 1997.
- Conard SG, Sukhinin AI, Stocks BJ, Cahoon DR, Davidenko EP, Ivanova GA. Determining effects of area burned and fire severity on carbon cycling and emissions in Siberia. *Clim. Change*, 55: 197–211, 2002.
- Coxson DS, Marsh J. Lichen chronosequences (postfire and postharvest) in lodgepole pine (*Pinus contorta*) forests of northern interior British Columbia. *Can. J. Bot.* 79: 1449-1464, 2001.
- Dahlberg A, Schimmel J, Taylor AF, Johannesson H. Post-fire legacy of ectomycorrhizal fungal communities in the Swedish boreal forest in relation to fire severity and logging intensity. *Biological Conservation*, 100(2): 151–161, 2001.
- De Groot WJ, Cantin AS, Flannigan MD, Soja AJ, Gowman LM, Newbery A. A comparison of Canadian and Russian boreal forest fire regimes. *Forest Ecology and Management*, 294: 23–34, 2013.
- Dixon RK, Brown S, Houghton RA, Solomon AM, Trexler MC, i Wisniewski J. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, 262: 185–190, 1994.
- Falinski JB. *Vegetation Dynamics in temperate lowland primeval forests: Ecological Studies in Białowieża Forest*. Springer Science & Business Media, 2012. 537 pp. ISBN: 9400948069, 9789400948068
- FAO. Water quality for agriculture. Forestry Paper 70 (FAO, Rome, Italy) 1985
- Fomchenkov V, Sdobnova V, Danilov N, Danilova S, Kurdina G, Beljakova T. Forest fund of Russia (Data of State Forest Account). 4a edició. All-Russia Research Institute of Forestry and Mechanization, Moscow, Russia, 1999. 649pp.
- Gauthier S, Bernier P, Kuuluvainen T, Shvidenko AZ, Schepaschenko DG. Boreal forest Health and global change. *Science*, 349: 819–822, 2015.
- Gvozdetsky, N. Physiographic zoning of USSR, MSU, Moscow, Russia, 576 pp, 1968.
- Hansen HA, Shepard PE, King JG, Troyer WA. The trumpeter swan in Alaska. *Wildlife Monograph*. 26, 1971.
- Hansen J, Sato M, Ruedy R, Lo K, Lea DW, Medina EM. Global temperature change, *P. Natl. Acad. Sci. USA*, 103: 14288–14293, 2006.
- Heimann M, Schulze ED, Winderlich J, Andreae MO, Chi X, Gerbig C, Kolle O, Kübler K, Lavrc J, Mikhailov E, Panov A, Park S, Rödenbeck C, Skorochood A. The Zotino Tall Tower Observatory (ZOTTO): Quantifying large scale biogeochemical changes in Central Siberia. *Nova Acta Leopoldina*. 117(399): 51–64, 2014.

- Hovstad KA, Ohlson M. Physical and chemical effects of litter on plant establishment in semi-natural grasslands. *Plant Ecology*, 196: 251–260, 2008.
- IPCC: Climate Change: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Working Group II Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Editat per: Field, C. B., Barros VR, Dokken DJ, Mach KJ, Mas- trandrea MD. *Cambridge University Press*, Cambridge, UK, 2014.
- Ivanova GA, Perevosnikova VD, Conard SG. Impact of the fire on the carbon budget in pine forests of central Siberia. En 'Proceedings of IBFRA 2000 Conference: *The Role of Boreal Forests and Forestry in the Global Carbon Budget*', 8-12 maig 2000. Canadian Forest Service, Natural Resources Canada, Northern Forestry Centre: Shaw CH i Apps MJ (Ed.), 2002. 279-288.
- Ivanova GA, Ivanov VA, Kukavskaya EA, Soja AJ. Forest fire frequency in Scots pine stands of Tuva, Russia. *Environmental Research Letters*, 5, 2010.
- Kauppi P, i Posch M. A case study of the effects of CO₂ induced climatic warming on forest growth and the forest sector. Productivity Reactions of Northern Boreal Forests. *The Impact of Climatic Variations on Agriculture*, 1: 197-218, 1988.
- Kharuk VI, Dvinskaya ML, Im ST, Ranson KJ. Tree vegetation of the forest-tundra ecotone in the Western Sayan Mountains and climatic trends. *Russian Journal of Ecology*, 39(1): 8–13, 2008.
- Kirpotin SN, Berezin A, Bazanov V, Polishchuk Y, Vorobiov S, Mironycheva-Tokoreva N, Kosykh N, Volkova I, Dupre B, Pokrovsky O, Kouraev A, Zakharova E, Liudmila S, Mognard N, Biancamaria S, Viers J, Kolmakova M. Western siberia wetlands as indicator and regulator of climate change on the global scale. *International Journal of Environmental Studies*, 66(4): 409–421, 2009.
- Korovin GN. Analysis of the distribution of forest fires in Russia. In 'Fire in Ecosystems of Boreal Eurasia. *Kluwer Academic Publishers*: Dordrecht, 112–128, 1996.
- Kremenetski KV, Velichko AA, Borisova OK, MacDonald GM, Smith LC, Frey KE, i Orlova LA. Peatlands of the Western Siberian lowlands: Current knowledge on zonation, carbon content and Late Quaternary history. *Quaternary Science Reviews*, 22(5–7): 703–723, 2003.
- Kukavskaya EA, Ivanova GA, Conard SG, McRae DJ, Ivanov VA. Biomass dynamics of central Siberian Scots pine forests following surface fire of varying severity. *International Journal of Wildland Fire*, 23(6): 872-886, 2014.
- Kuleshova LV, Korotkov VN, Potapova NA, Evstigneev OI, Kozlenko AB, Rusanova OM. Comprehensive analysis of post-fire successions in the forests of the Kostomuksha Reserve (Karelia). *Bulletin of the Moscow Society of Naturalists. Department of Biologi*. 100(4): 3-5, 1996. [en rus]
- Kurnaev S. Forest regionalization of the USSR (1:16,000,000) *Dept. of Geodesy and Cartography*. Moscow. 1990.
- Lappalainen HK, Kerminen VM, Petäjä T, Kurten T, Bak- lanov A, Shvidenko A, Bäck J, Vihma T, Alekseychik P, Andreae MO, Arnold SR, Arshinov M, Asmi E, Belan B, Bobylev L, Chalov S, Cheng Y, Chubarova N, de Leeuw G, Ding A, Dobrolyubov S, Dubtsov S, Dyukarev E, Elan- sky N, Eleftheriadis K, Esau I, Filatov N, Flint M, Fu C, Glezer O, Gliko A, Heimann M, Holtslag AAM, Hörrak U, Janhunen J, Juhola S, Järvi L, Järvinen H, Kanukhina A, Konstantinov P, Kotlyakov V, Kieloaho AJ, Komarov AS, Kujansuu J, Kukkonen I, Duplissy EM, Laaksonen A, Laurila T, Lihavainen H, Lisitzin A, Mahura A, Mak- shtas A, Mareev E, Mazon S, Matishov D, Melnikov V, Mikhailov E, Moisseev D, Nigmatulin R, Noe SM, Ojala A, Pihlatie M, Popovicheva O, Pumpanen J, Regerand T, Repina I, Shcherbinin A, Shevchenko V, Sipilä M, Sko- rokhood A, Spracklen DV, Su H, Subetto DA, Sun J, Terzhevik AY, Timofeyev Y, Troitskaya Y, Tynkkynen VP, Kharuk VI, Zaytseva N, Zhang J, Viisanen Y, Vesala T, Hari P, Hansson HC, Matvienko GG, Kasimov NS,

- Guo H, Bondur V, Zilitinkevich S, Kulmala M. Pan- Eurasian Experiment (PEEX): towards a holistic understanding of the feedbacks and interactions in the land–atmosphere–ocean– society continuum in the northern Eurasian region, *Atmos. Chem. Phys.*, 16: 14421–14461, 2016.
- Lehtonen H i Kolström T. Forest Fire History in Viena Karelia, Russia. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 15(6), 585–590, 2000.
- Makhnykina AV, Verkhovets SV, Koshurnikova NN. The Effect of Various Disturbing Factors on the Radial Increment in Pine Forests of Central Siberia, *Biology bulletin*, 44(4): 476–482, 2017.
- Maltby E. The impact of severe fire on Calluna moorland in the North York Moors. *Bulletin D' Ecologie*, 78(2): 490-518, 1980.
- Maskell LC, Smart SM, Bullock JM, Thompson K, Stevens CJ. Nitrogen deposition causes widespread loss of species richness in British habitats. *Global Change Biology*, 16(2): 671–679, 2010.
- McRae GJ, Conard SG, Ivanova GA, Sukhi- nin AI. Variability of Fire Behavior, Fire Effects, and Emissions in Scotch Pine Forests of Central Siberia, *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 11: 45–74 , 2006.
- Milakovsky B, Frey B, James T. Carbon dynamics in the Boreal forest. Managing Forest Carbon in a Changing Climate. *Springer Science & Business Media*, 77-107, 2012.
- Myneni RB, Hoffman S, Knyazikhin Y, Privette JL, Glassy J, Tian Y, Wang Y, Song X, Zhang Y, Smith GR, Lottsch A, Friedl M, Morisette JT, Votava P, Nemani RR, Running SW. Global products of vegetation leaf area and fraction absorbed PAR from year one of MODIS data. *Remote sensing of environment*, 83(1): 214-231, 2002.
- Panov AV. Structure and dynamics of organic substances in pine clearings with lichens of the middle taiga subzone of the Cis-Yenisei Siberia. *Cand. Sci. (Biol) Dissertation*, Krasnoyarsk: IL SO RAN, 2010
- Perevoznikova V, Ivanova GA, Ivanov VA, Kovaleva NM. Transformation of ground vegetation under the effect of fires in pine forests of Middle Siberia. *Russian Journal of Ecology*, 38(6): 476-480, 2007.
- Pisarenko AI, Strakhov VV. Global role of the Russian boreal forests. En la Ann. Meeting International Boreal Forest research Association (1993, Biri, Norway).
- Ponomarev EI, Kharuk VI, Ranson KJ. Wildfires dynamics in Siberian larch forests. *Forests*, 7(6): 1–9, 2016
- Roukolainen L, Salo K. The succession of boreal forest vegetation during ten years after slash-burning in Koli National Park, eastern Finland. *Annales Botanici Fennici*, 43(5): 363-378, 2006
- Sannikov SN. Forest fires as evolutionary and ecological factor of pine regeneration in Zayralie. In 'Burning and Fires in a Forest'. V. N. Sukachev Institute of Forest Publications, Krasnoyarsk, 236–277, 1973. [En rus]
- Sannikov SN. 'Ecology and geography of Scots pine natural regeneration'. *Nauka Publications*: Moscow, 1992. [En rus]
- Schimmel J, Granström A. Fuel succession and fire behaviour in the Swedish boreal forest. *Can J. For. Res.* 27: 1207-1216, 1997.
- Schulze ED, Lapshina E, Filippov I, Kuhlmann I, Mollicone D. Carbon dynamics in boreal peatlands of the Yenisey region, western Siberia. *Biogeosciences*, 12(23): 7057–7070, 2015.
- Shahgedanova M. *The physical geography of northern Eurasia*. Oxford University Press, Oxford. 2002. 571pp. ISBN: 978-0-19-823384-8.
- Shibistova O, Lloyd J, Zrazhevskaya G, Arneth A, Kolle O, Knohl A, Astrakhantceva N. Annual ecosystem respiration budget for a Pinus sylvestris stand in central Siberia. *Tellus, Series B: Chemical and Physical Meteorology*, 54(5): 568–589, 2002.

- Shishov LL, Tonkonogov VD, Gerasimova M, Lebedeva I. New classification system of Russian soils. *Eurasian Soil Science*, 38: 35–43, 2005.
- Shuman JK, Foster AC, Shugart HH, Hoffman-Hall A, Krylov A, Loboda T, Ershov D, Sochilova E. Fire disturbance and climate change: Implications for Russian forests. *Environmental Research Letters*, 12(3). 2017.
- Shvidenko A., Schepaschenko D, Vaganov EA, Sukhinin AI, Maksyutov Sh, McCallum I, Lakyda IP. Impacts of wildfire in Russia between 1998–2010 on ecosystems and the global carbon budget. *Proc. Russian Academy of Sciences, Dokl. Earth Sci.*, 441, 1678–1682, 2011.
- Smith WG. Raunkiaer's "life-forms" and statistical methods. *J. Ecol.*, 1: 16-26, 1913.
- Soja AJ, Sukhinin AI, Cahoon DR, Shugart HH, Stackhouse PW. AVHRR-derived fire frequency, distribution and area burned in Siberia. *International Journal of Remote Sensing*, 25: 1939–1960, 2004.
- Soja AJ, Tchebakova NM, French NF. Climate-induced boreal forest change: Predictions versus current observations. *Global and Planetary Change*, 56: 274-296, 2007.
- Somani LL. Dictionari of plan sciences (including horticulture). Mittal Publications. (3), 1989.
- Stevens CJ, Wilson J, Mcallister HA. Biological Flora of the British Isles: *Campanula rotundifolia*. *Journal of Ecology*, 100(3): 821–839, 2012.
- Stocks BJ. Global Warming and Forest Fires in Canada, *For. Chron.* 69: 290–293. 1993.
- Tchebakova NM, Kolle O, Zolotoukhine D, Arneth A, Styles JM, Vygodskaya NN, Schulze ED, Shibistova O, Llyod J. Inter-annual and seasonal variations of energy and water vapour fluxes above a *Pinus sylvestris* forest in the Siberian middle taiga. *Tellus, Series B: Chemical and Physical Meteorology*, 54(5): 537–551, 2002.
- Tchebakova NM, Parfenova EI, Soja AJ. Climate change and climate-induced hot spots in forest shifts in central Siberia from observed data. *Reg. Environ Change*, 11: 817–827, 2011.
- Tchebakova NM, Parfenova EI, Korets MA, Conard SG. Potential change in forest types and stand height in central Siberia in a warming climate. *Environmental Research Letters* 11, 2016.
- Terentieva IE, Glagolev MV, Lapshina ED, Sabrekov AF, Maksyutov S. Mapping of West Siberian taiga wetland complexes using Landsat imagery: Implications for methane emissions. *Biogeosciences*, 13(16): 4615–4626, 2016.
- Tolpysheva T. The effect of the substrate on the growth and reproduction of the lichens *Cladonia rangiferina* and *C. mitis*. *Moscow University Biological Sciences Bulletin*, 63(4): 34-41, 2008.
- Tybirk K, Nilsson MC, Michelsen A, Kristensen HL, Shevtsova A, Tune Strandberg M, Johansson M, Nielsen KE, Riis-Nielsen T, Strandberg B, Johnsen I. Nordic Empetrum Dominated Ecosystems: Function and Susceptibility to Environmental Changes. *Journal of the Human Environment*, 29(2): 90–97, 2000.
- Valendik EN. *Conflagration Fire Control*, Nauka, Moscow, 1990 [En rus].
- Valendik EN, Kisilyakhov EK, Ryzhkova VA, Ponomarev EI, Danilova IV. Coflagration Fires in Taiga Landscapes of Central Siberia. *Geography and Natural Resources*, 35(41): 41-47, 2014.
- Viereck LA, Schandelmeier LH. *Effects of fire in Alaska and Adjacent Canada—A literature review*, Rep. BLM TR 6, U.S. Dept. of the Interior. Bur. of Land Manage., Fairbanks, Alaska, 124 1980.
- Viereck LA, Dyrness CT, Batten AR, Wenzlick KJ. *The Alaska vegetation classification*. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-286. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 278 pp. 1992.
- Walter H. Vegetation on the earth and ecological Systems of geobiosphere. 2a edició. Springer, Berlin. 274pp.

- West GC, Brown J. *Tundra biome research in Alaska: The structure and function of cold-dominated ecosystems*. 2a Edició. CHIZINE PUBN, 1970. 160 pp. ISBN: 1378240340, 9781378240342
- Winderlich J, Chen H, Gerbig C, Seifert T, Kolle O, Lavrič JV, ... Heimann M. Continuous low-maintenance CO₂/CH₄/H₂O measurements at the Zotino Tall Tower Observatory (ZOTTO) in Central Siberia. *Atmospheric Measurement Techniques*, 3(4): 1113–1128, 2010.
- Wirth C, Schulze ED, Lühker B, Grigoriev S, Siry M, Herdes G, Ziegler W, Backor M, Bauer G, Vygodskaya NN. Fire and site type effects on the long-term carbon and nitrogen balance in pristine. *Plant and Soil*, 242(1): 41-63, 2002.
- Wright HA. Shrub response to fire. Wildland shrubs--their biology and utilization. En Proceedings of a symposium (Juny 1971, Logan, UT). Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, McKell, CM, Blaisdell, JP, Goodin, JR, eds. 204-217, 1972.
- Zelený D. Cladino-Pinetum sylvestris Juraszek 1928. En: Vegetation of the Czech Republic 4. Forest and shrub vegetation. Academia, Praha; Chytrý M. (ed.), 391–393, 2013.

Altres

ZOTTO PROJECT. [en línia] (última consulta 20 de maig 2018) Disponible a: <http://www.zottoproject.org/>

ANNEXOS

ANNEX 1. Figures

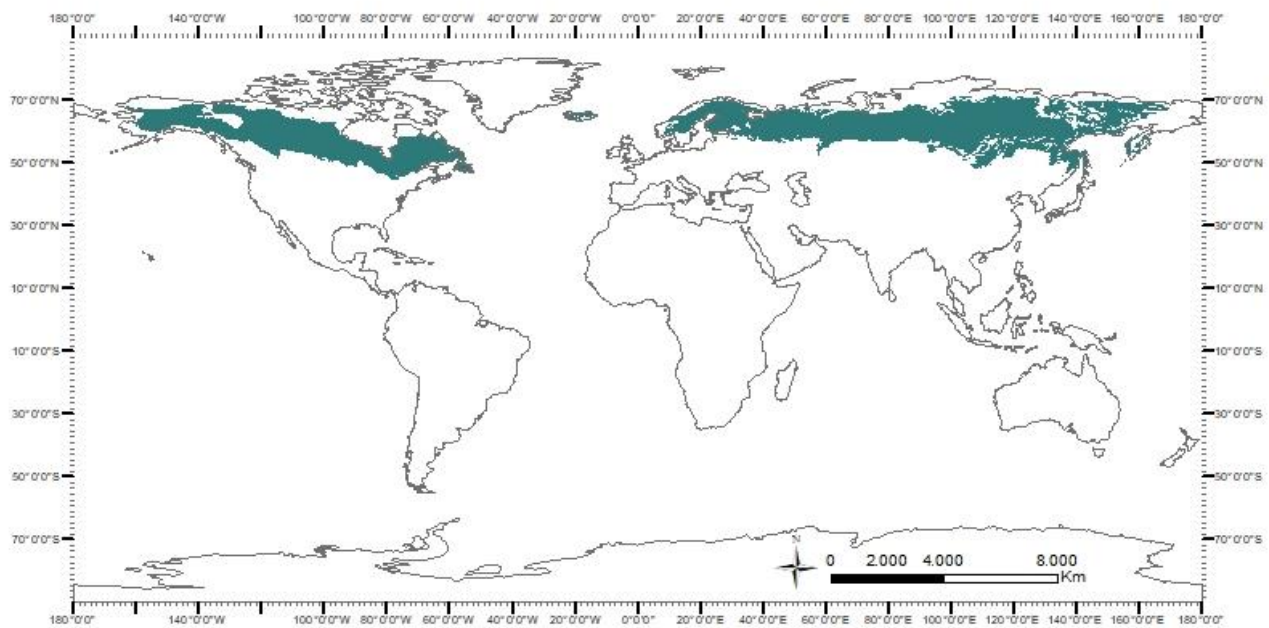


Figura 1. Localització del bioma boreal, entre les latituds 50N i 70N, a nivell global.
Font: Pròpia gràcies a la informació de The Nature Conservancy

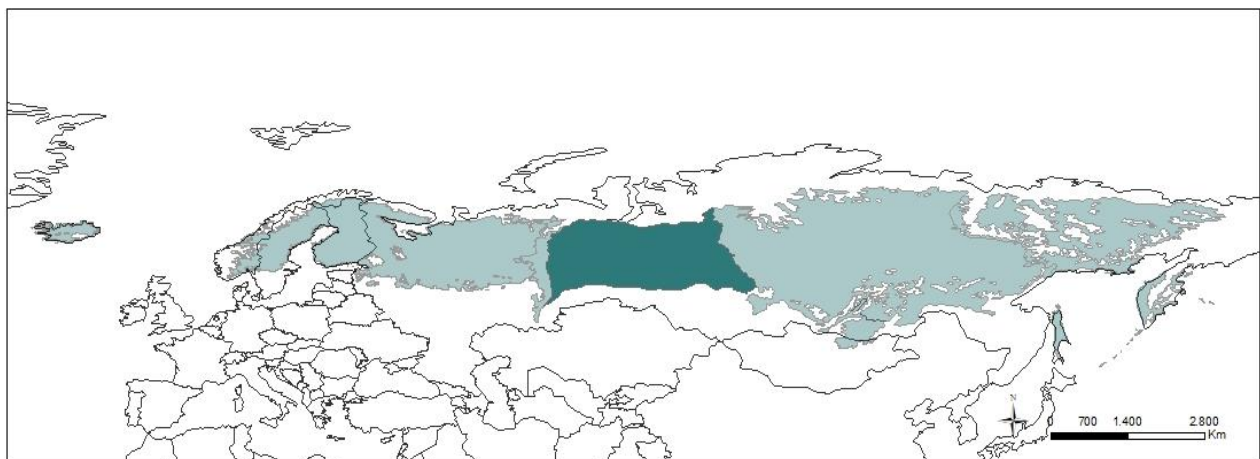


Figura 2. Localització de les diferents ecoregions euroasiàtiques i ressaltat amb blau més fosc l'Ecoregió Sibèria Occidental.

D'esquerra a dreta: Boscos boreals de bedolls i tundra alpina siberiana, Taigà escandinava i russa, Boscos i tundra de les muntanyes dels Urals, Taigà Sibèria Occidental, Taigà Sibèria Oriental, Taigà Sibèria nord-est, Boscos de coníferes Tans-Baikal, Taigà de la illa Sakhalin, Praderies i bosc dispers de Kamchatka-Kurile, Taigà Kamchatka-Kurile.

Font: Pròpia gràcies a la informació de The Nature Conservancy

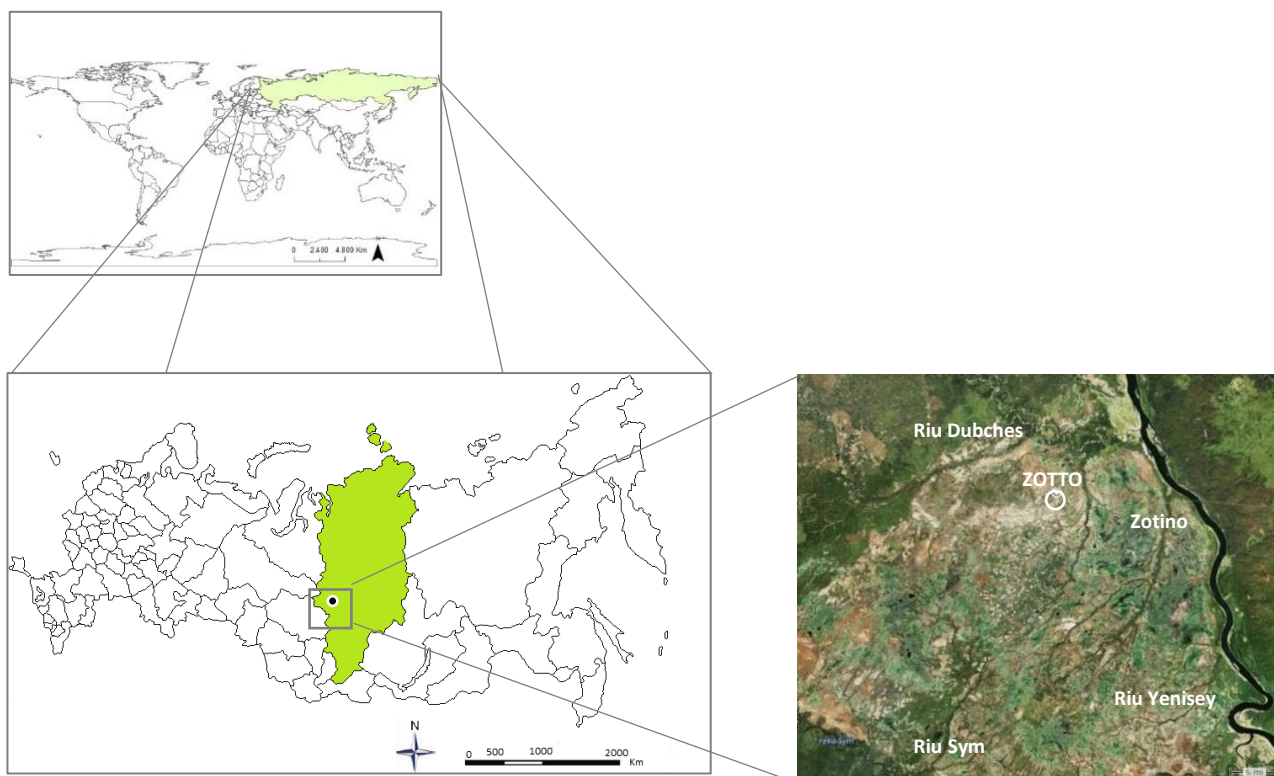


Figura 3. Localització de l'estació experimental de ZOTTO (Krai de Kasnoyarsk).
Font: Pròpia

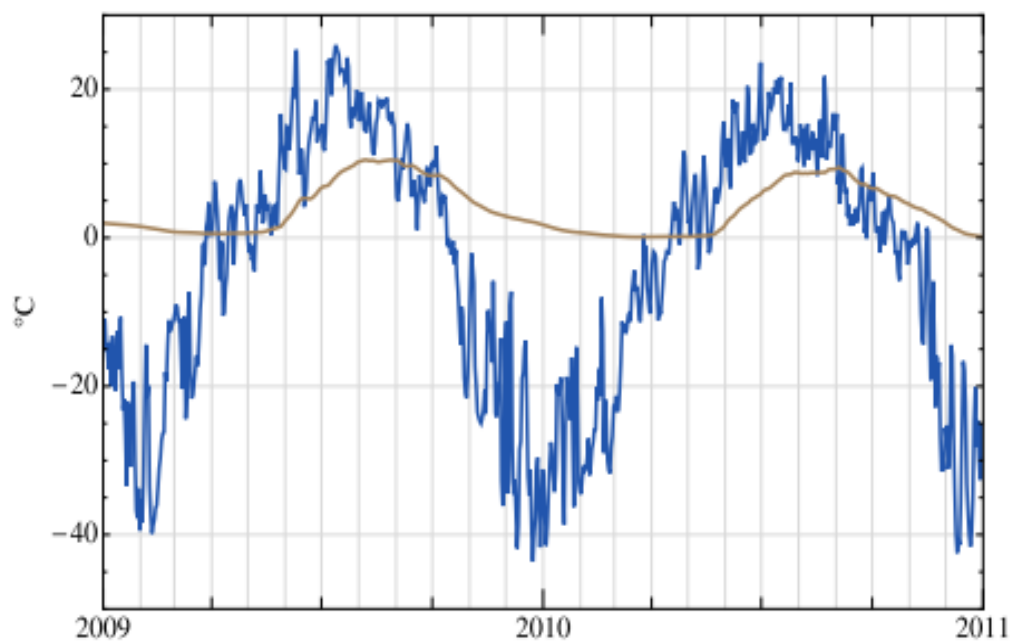


Figura 4: Temperatura mitjana de l'aire (blau) i del sol a una profunditat de 1,28m (vermell).
Font: Heimann et al. (2014)

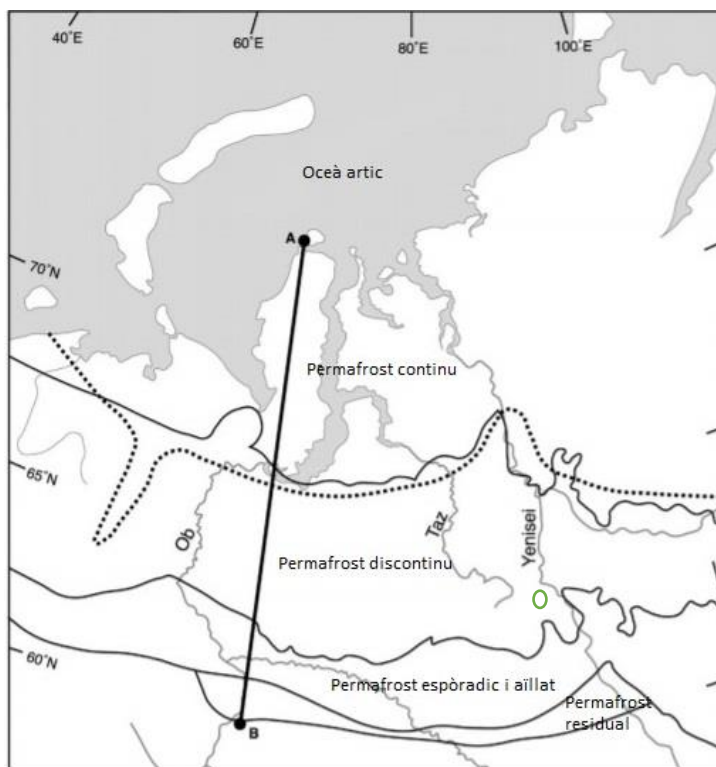


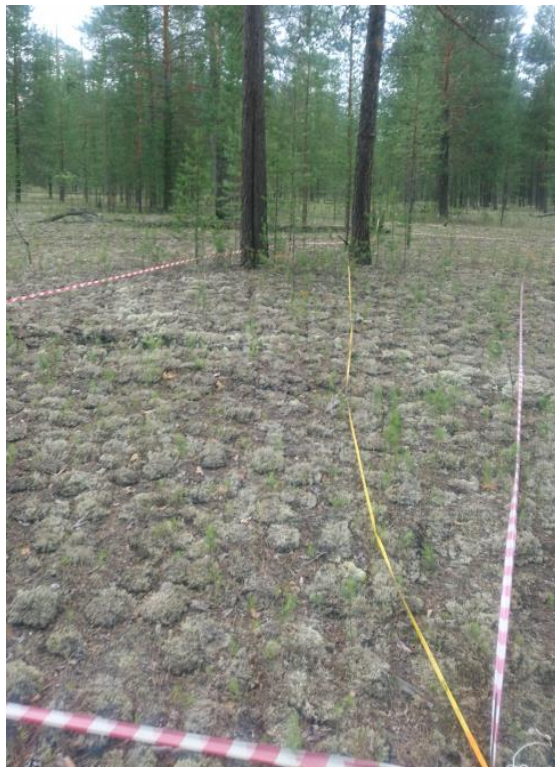
Figura 5: Presència de permafrost a la Sibèria Occidental
 Font: Pròpia amb informació de Kremetski et al. (2003)

ANNEX 2. Fotografies de cada parcel·la estudiada

Control – P1



Control – P2



Control – P3



Control - P4



Cremat - P1



Cremat – P2



Cremat – P3



Cremat – P4



ANNEX 3. Taules

Nom		Unitats
Variables		
Riquesa, diversitat i composició específica		
Riquesa total	n. d'espècies	
Riquesa per grups funcionals		
Riquesa per formes vital de Raunkiaer		
Índex de diversitat de Shannon-Wiener		
Índex de Sorensen		
Estructura		
Cobertura		
Líquens	%	
Molses		
Espècies herbàcies		
Espècies llenyoses		
Alçada		
Alçada herbàcies i llenyoses (H)	cm	
Alçada màxima herbàcies i llenyoses (Hmax)		
Alçada líquens		
Estrat arbustiu		
Alçada total (H)	m	
Alçada de la capçada (h)		
DBH	cm	
Densitat	Arbres/ha	
Factors		
Tractament: Cremat (P) i No cremat (C)		
Parcel·les (1, 2, 3, 4)		

Taula 1. Variables i factors inclosos en l'estadística

Tàxon	Raunkiaer	Freqüència (%)				N. parcel·les	
		C	SD	P	SD	C	P
Herbàcies							
Campanula rotundifolia	Teròfit	1,52	3,049	0,93	1,194	0	1
Carex globularis	Geòfit	0,9	1,164	4,49	3,469	1	2
Carex sp.	Geòfit	0	0	0,30	0,61	3	4
Diphasiastrum complanatum	Camèfit postrat	8,23	16,463	0,29	0,588	2	1
Llenyoses no arbòries							
Vaccinium myrtillus L.	Camèfit	0,3	0,61	0	0	1	1
Vaccinium vitis-idaea	Camèfit	12,48	17,188	31,69	23,105	4	4
Líquens							
Cetraria islandica	Epífit	0,29	0,588	0	0	1	0
Cladonia rangiferina	Epífit	7,54	6,523	26,58	18,117	4	4
Cladonia stellaris	Epífit	89,6	12,919	68,37	6,598	4	4
Cladonia gracilis	Epífit	23,79	11,168	33,89	26,655	4	4
Espècie sense identificar	-	0	0	6,76	5,7	0	3
Molses							
Aulacomnium palustre	Epífit	0,29	0,588	0	0	1	0
Hylocomium splendens	Epífit	34,97	22,158	35,85	17,984	4	4
Pleurozium shreberi	Epífit	8,08	9,335	11,21	7,754	3	4
Fongs							
Lactarius sect. Deliciosi	-	0,91	1,168	0,3	0,61	2	1
Leccinum insigne	-	2,13	2,514	0	0	2	0
Llenyoses arbòries							
Betula pendula	Faneròfit	0,61	1,220	0,3	0,61	1	1
Pinus sylvestris	Faneròfit	73,47	6,785	35,25	9,761	4	4
Populus tremula	Faneròfit	0,3	0,61	0	0	1	0

Taula 2. Espècies presents en les parcel·les de mostreig. Forma vital de Raunkiaer. Cobertura específica (%) a Control (C) i Cremat (P) amb la seva desviació estàndard (SD). Nombre de parcel·les en les que present l'espècie.

Tractament	Parcel·la	Riquesa	SD	H'	SD
CONTROL	P1	11		1,80	
	P2	9		2,04	
	P3	10		2,18	
	P4	11		1,65	
	Mitjana	10,25	0,957	1,92	0,236
CREMAT	P1	10		1,87	
	P2	9		1,54	
	P3	9		2	
	P4	12		1,90	
	Mitjana	10	1,414	1,83	0,199

Taula 3. Riquesa total – número d'espècies – i índex de diversitat de Shannon-Wiener (H').(SD: desviació estandard).

Tractament	Parcel·la	H	SD	W	SD	L	SD	M	SD	F	SD	A	SD
C	P1	2		1		4		3		0		1	
	P2	2		2		3		1		1		1	
	P3	1		1		3		2		2		1	
	P4	1		1		3		2		1		3	
	Mitjana	1,5	0,577	1,25	0,5	3,25	0,5	2	0,816	1	0,816	1,5	1
P	P1	2		1		3		2		1		1	
	P2	2		1		3		2		0		1	
	P3	2		1		3		2		0		1	
	P4	2		2		3		2		0		2	
	Mitjana	2	0	1,25	0,5	3	0	2	0	0,25	0,5	1,25	0,5

Taula 4. Riquesa per grup funcional (H: Espècies herbàcies, W: Espècies llenyoses no arbòries, L: Líquens, M: Molles, F: Fongs, A: Espècies llenyoses arbòries) (SD: desviació estandard). Tractament C (Control), P (Cremat).

Tractament	Parcel·la	Ep	SD	Th	SD	G	SD	ChP	SD	Ch	SD	F	SD
C	P1	7		0		1		1		1		1	
	P2	4		0		2		0		2		1	
	P3	5		0		0		1		1		1	
	P4	5		0		1		0		1		3	
	Mitjana	5,25	1,258	0	0	1	0,816	0,5	0,577	1,25	0,5	1,5	1
P	P1	5		0		2		0		1		1	
	P2	5		0		2		0		1		1	
	P3	5		0		1		1		1		1	
	P4	5		1		1		0		2		2	
	Mitjana	5	0	0,25	0,5	1,5	0,577	0,25	0,5	1,25	0,5	1,25	0,5

Taula 5. Riquesa per forma vital Raunkiaer (Ep: Epífits, Th: Teròfits, G: Geòfits, ChP: Camèfits postrats, Ch: Camèfis, F: Feneròfits). (SD: desviació estandard). Tractament C (Control), P (Cremat).

Tractament	Parcel·la	Cobertura fullaraca	SD	H	SD	W	SD	L	SD	M	SD
C	P1	30,33	24,873	2,35	0,039	2,35	0,039	53,6	15,394	20,01	2,62
	P2	26,50	8,336	8,54	8,623	13,41	1,725	61,87	11,761	11,300	4,626
	P3	15,83	6,6458	32,93	1,725	37,80	18,971	73,12	9,562	19,24	4,025
	P4	12,50	4,1833	2,44	0,000	1,22	1,725	71,25	17,899	10,76	3,992
	Mitjana	21,29	8,485	11,56	13,86	13,70	17,309	64,96	3,654	15,33	3,816
P	P1	41,67	43,665	4,88	0,000	29,27	6,899	26,5	14,769	28,92	10,672
	P2	45,83	26,156	3,80	1,588	2,53	3,722	26,280	13,223	23,680	13,684
	P3	29,17	17,440	10,98	5,174	37,80	12,073	41,26	12,311	18,69	13,689
	P4	56,67	19,663	4,88	0,000	63,41	3,449	40,1	15,634	17,86	9,768
	Mitjana	43,33	11,365	6,13	3,661	33,25	23,866	33,54	13,984	22,29	11,953

Taula 6. Cobertura total de la parcel·la i cobertura per grups funcionals (H: Espècies herbàcies, W: Espècies llenyoses, L: Líquens, M: Molses) (SD: desviació estandard). Tractament C (Control), P (Cremat).

	Tractament	Parcel·la	Alçada mitjana	SD
Líquens	C	P1	3,55	1,074
		P2	4,34	2,112
		P3	3,67	2,182
		P4	3,95	1,581
		Mitjana	3,87	1,815
	P	P1	2,20	1,347
		P2	2,33	1,099
		P3	1,95	1,306
		P4	1,69	1,249
		Mitjana	2,04	1,221

Taula 7. Alçada mitjana dels líquens. SD: desviació estàndard. Tractament C (Control), P (Cremat).

	Tractament	Parcel·la	n	Alçades (cm)			
				M	SD	Max	SD
Espècies herbàcies	C	P1	2	6,50	2,121	6,50	2,121
		P2	7	8,00	6,000	4,67	3,786
		P3	76	9,30	0,837	8,64	1,435
		P4	2	10,45	6,121	9,10	5,163
		Mitjana	87	11,30	7,003	8,08	5,237
	P	P1	5	11,21	4,579	8,34	4,391
		P2	3	5,50	3,536	5,50	3,536
		P3	9	8,00	-	8,00	-
		P4	8	10,80	11,389	9,40	9,236
		Mitjana	25	14,19	6,547	11,00	5,906
Espècies llenyoses no arbòries	C	P1	3	3,33	3,215	3,33	3,215
		P2	36	8,50	2,121	7,40	2,608
		P3	98	19,11	13,271	19,11	13,271
		P4	1	13,19	5,816	7,79	5,515
		Mitjana	138	20,00	6,481	18,63	5,975
	P	P1	69	15,27	5,374	10,07	5,403
		P2	5	7,40	2,608	8,50	2,121
		P3	113	7,79	5,515	13,19	5,816
		P4	194	10,07	5,403	15,27	5,374
		Mitjana	381	9,53	5,623	14,28	5,789

Taula 8. Alçada mitjana i màxima de les espècies herbàcies i llenyoses no arbòries trobades. M: alçada mitjana, Max: alçada màxima, SD: desviació estàndard. Tractament C (Control), P (Cremat).

Tractament	Parcel·la	Densitat (n. d'arbres/ha)							
		Total	SD	Adults	SD	Sub adults	SD	Arbres morts en peu	SD
C	P1	1400		100		1300		0	
	P2	600		200		400		0	
	P3	500		200		300		100	
	P4	1100		300		800		0	
	Mitjana	900	424,264	200	81,65	700	454,606	25	50
P	P1	200		200		0		0	
	P2	400		400		0		100	
	P3	200		200		0		0	
	P4	200		200		0		0	
	Mitjana	250	100	250	100	0	0	25	50

Taula 9. Densitat de l'estrat arbori (individus subadults i adults), densitat dels individus adults (superiors a 1,5m i amb pinya), densitat dels individus subadults (superiors a 1,5m sense pinyes) i densitat dels arbres morts en peu. Tractament C (Control), P (Cremat).

Tractament	Parcel·la	Alçada total (m)	SD	Alçada capçada (m)	SD	DBH	SD
C	P1	8,07	2,673	3	3	48,2	74,701
	P2	13,6	11,057	3,33	3,01	54	46,827
	P3	10,5	5,701	3,1	2,408	46,8	32,706
	P4	9,09	1,874	2,89	1,335	28,2	12,207
	Mitjana	9,35	5,158	3,01	1,845	44,3	47,545
Total	P1	17	0	4,5	0	79	24,042
	P2	15,52	3,19	5,4	3,033	58	55,118
	P3	15,5	0,707	6		108,5	3,536
	P4	15,25	0,354	9,5	0,707	106,5	2,121
	Mitjana	15,74	4,301	6,09	2,682	79,82	42,659
Adults	P1	13	-	4,00	-	180	-
	P2	25,5	0,707	6,75	3,182	117,5	62,692
	P3	16,5	5,701	5,50	0,707	77,50	24,749
	P4	11,33	1,874	4,33	1,528	38,00	10
	Mitjana	16,58	2,761	5,15	1,806	103,25	32,480
P	P1	17	0	4,5	0	79	24,042
	P2	17,15	3,19	6,25	2,780	70,25	55,229
	P3	15,5	0,707	6	0	108,5	3,536
	P4	15,25	0,354	9,5	0,707	106,5	2,121
	Mitjana	16,23	1,063	6,56	0,872	91,06	21,232

Taula 10. Densitat de l'estrat arbori (individus subadults i adults), densitat dels individus adults (superiors a 1,5m i amb pinya), densitat dels individus subadults (superiors a 1,5m sense pinyes) i densitat dels arbres morts en peu. Tractament C (Control), P (Cremat).

